

## Ökologische Raumgliederung Europas

### Beitragsserie

**Gunther Schmidt und Winfried Schröder (Hrsg.)**

**Teil I: Berechnung einer landschaftsökologischen Raumgliederung Europas**

Hornsmann I, Schmidt G, Schröder W (2008): Berechnung einer landschaftsökologischen Raumgliederung Europas. UWSF – Z Umweltchem Ökotox 20 (1) 25–35

**Teil II: Beschreibung der landschaftsökologischen Raumgliederung Europas**

**Teil III: Vergleich der landschaftsökologischen Raumgliederung Europas mit bestehenden Raumgliederungen**

**Teil IV: Repräsentanzanalyse für ökologische Langzeitmessprogramme in Europa**

## Berechnung einer landschaftsökologischen Raumgliederung Europas

Inga Hornsmann\*, Gunther Schmidt und Winfried Schröder

Lehrstuhl für Landschaftsökologie, Hochschule Vechta, PF 1553, D-49364 Vechta

\* Korrespondenzautorin (ihornsmann@iuw.uni-vechta.de)

*Otto Fränze zum 75. Geburtstag gewidmet*

**DOI:** <http://dx.doi.org/10.1065/uwsf2007.10.227>

**Bitte zitieren Sie diesen Beitrag wie folgt:** Hornsmann I, Schmidt G, Schröder W (2008): Berechnung einer landschaftsökologischen Raumgliederung Europas. UWSF – Z Umweltchem Ökotox 20 (1) 25–35

### Zusammenfassung

**Hintergrund und Ziel.** Dieser erste Teil der Beitragsserie stellt die Berechnung einer ökologischen Raumgliederung Europas vor. Sie soll u.a. der Optimierung europäischer Umweltbeobachtungsmessnetze dienen.

**Material und Methoden.** Als Grundlage der Berechnung der Raumgliederung dienen flächenhafte Daten zur potenziell natürlichen Vegetation, zur Bodenart, zur Höhe und zum Klima. Die Berechnungen wurden mit zwei Klassifikationsverfahren durchgeführt: Classification and Regression Trees und Chisquare Interaction Detection. Hierbei wurde für Gebiete, die auf der Grundlage der Hauptformationen der potenziell natürlichen Vegetation aufgeteilt wurden, die jeweilige flächenproportionale Anzahl an Endklassen berechnet. Anschließend wurden die einzelnen Raumklassen zu einer europäischen Gesamttraumgliederung zusammengefügt.

**Ergebnisse.** Die mit Classification and Regression Trees erzielten Ergebnisse wurden mit denen aus der Chisquare Interaction Detection anhand mehrerer Kriterien verglichen und erwiesen sich als vorzugswürdig. Die abgeleiteten Raumklassen können hinsichtlich ihrer ökologischen Eigenschaften beschrieben werden. Dies wird anhand der größten von 40 Endklassen der Gliederung für Europa beispielhaft gezeigt.

**Diskussion.** Die Ergebnisse der Classification Trees sollen in einem weiteren Beitrag dieser Serie mit anderen ökologischen Raumgliederungen Europas verglichen werden. Im Mittelpunkt der Diskussion über die verwendeten Daten steht die potenziell natürliche Vegetation. Als Integralindikator für heute vorliegende ökologische Bedingungen stellt sie eine nützliche Berechnungsgrundlage dar.

**Schlussfolgerungen.** Das Verfahren Classification and Regression Trees ist für ökologische Raumgliederungen gut geeignet. Es

ermöglicht eine reproduzierbare, vom Bearbeiter weitgehend unabhängige und insofern objektivierte Berechnung und Kartierung der Raumklassen. Eine so berechnete Karte ist ein wichtiges Instrument für die Umweltbeobachtung, weil sie dabei auf einem durch die Eingangsdaten definierten Differenzierungsniveau hilft, die raumstrukturelle Repräsentativität der Beobachtungsstellen zu überprüfen und zu quantifizieren.

**Empfehlungen.** Die ökologische Raumgliederung Europas sollte für die Analyse und Bewertung derjenigen Umweltmessnetze genutzt werden, deren Daten für die Beschreibung und Bewertung des Umweltzustands in Europa zusammengeführt und ausgewertet werden. In diesem Zusammenhang ist eine Einbindung der Raumgliederung sowie bestimmter Messnetze samt ihrer Metadaten in ein WebGIS von Vorteil.

**Ausblick.** Jeweils ein weiterer Beitrag dieser Reihe wird die Raumklassen der hier eingeführten Gliederung Europas in 40 ökologische Klassen eingehend beschreiben und mit vorhandenen Raumgliederungen vergleichen. Ein vierter Artikel soll Repräsentanzanalysen für einige europäische Umweltmessnetze präsentieren.

**Schlagwörter:** CART; Europa; geostatistische Verfahren; PNV; potenziell natürliche Vegetation, Raumgliederung, ökologische; Raumklassen; standort-ökologische Raumgliederung; Umweltbeobachtung; WebGIS

### Abstract

#### Calculation of an Ecological Land Classification of Europe

**Goal, Scope, and Background.** In this first article of the series the calculation of the ecological regionalisation of Europe is described. Amongst others, the ecological regionalisation should be used for the optimisation of European environmental monitoring networks.

**Materials and Methods.** The land classification was calculated from surface data on the potential natural vegetation, soil texture and climate with both Classification and Regression Trees and Chisquare Interaction Detection. Europe was divided into zones on the basis of the main formations of the potential natu-

ral vegetation. According to the percentage of the surface area covered by each of the areas the respective number of ecologically defined regions were separately calculated. Subsequently the spatial classes were integrated into a comprehensive classification of Europe.

**Results.** The ecoregionalisations calculated by Classification and Regression Trees and Chisquare Interaction Detection were compared with respect to several criteria. Accordingly, the results derived by means of Classification and Regression Trees could be proved to be preferable to those computed by means of Chisquare Interaction Detection. Each of the land classes can be characterized regarding its ecological properties. This is exemplified by the biggest classes of the land classification with 40 classes.

**Discussion.** The results gathered by means of Classification and Regression Trees should be detailed in a further article. The discussion on the data used concentrates on the potential natural vegetation. Referring to the literature the potential natural vegetation can be seen as reasonable basis for the calculation in terms of ecological theory.

**Conclusions.** Classification and Regression Trees could be proved to be an appropriate method for the calculation of ecoregionalisations which fulfil the quality criteria such as, e.g., reproducibility. Such a classification is an important instrument for monitoring the environment, because it helps to test quantitatively the representativity of monitoring sites according to the spatial resolution of the data used for the ecoregionalisation.

**Recommendations.** The ecological land classification should be used for the assessment of monitoring networks from which the data are compiled for evaluations of the environmental condition in Europe. In this context, the implementation of the regionalisation and the measurement networks in a WebGIS could be useful.

**Outlook.** In the following article of the series an elaborate description of 40 ecoregions of Europe will be given. In a further article existing ecoregionalisations of Europe will be compared to the classification computed by means of Classification and Regression Trees. Another article will focus on the investigation of the representativity of environmental monitoring networks with respect to the ecological coverage presented in this article.

**Keywords:** CART; ecoregions; environmental monitoring; Europe; geostatistical method; land classification; potential natural vegetation; WebGIS

## 1 Hintergrund und Ziel

Ökologische Raumgliederungen dienen nicht nur der geografischen Raumbeschreibung, sondern finden Anwendung bei der wissenschaftlichen Planung und Auswertung von Umweltdatenerhebungen (Daschkeit et al. 1993, Englert et al. 2007, Graef et al. 2003, 2005, Kuhnt et al. 1991, Pesch et al. 2007, 2007b, Pesch und Schröder 2006, 2007, Pesch et al. 2008, Schäfer et al. 2000, Schröder et al. 1992, 2002, 2004, 2006a, 2006b, Schröder und Pesch 2004, 2005a, 2005b, 2007, Schröder und Schmidt 2000, 2003, 2006, Vetter et al. 1991). Hierbei werden Raumgliederungen u.a. dazu benutzt, Untersuchungsflächen räumlich so anzuordnen, dass ihre Anzahl dem Flächenanteil und dem Strukturmuster der ökologischen Raumeinheiten entspricht. Ferner werden ökologische Raumgliederungen für die Regionalisierung von

Messdaten, ökologische und meteorologische Modellierungen sowie für Risikoanalysen in Ökotoxikologie und Umweltepidemiologie benötigt. Potentielle Nutzer kommen u.a. aus der Raumplanung, aus Umweltbehörden oder Koordinationszentren von EU-Messprogrammen.

Wie UNECE (2004, 2005) und WGE (2004) kommen Evaluierungen der Umweltbeobachtung in Europa zu dem u.a. von Ferretti (1997, 2001) zusammengefassten Ergebnis, dass die Monitoring-Programme weiter optimiert werden müssen. Ein wesentliches Desiderat sei die Repräsentanz der Beobachtungen in Bezug auf die landschaftsökologische Diversität und ihre räumliche Struktur in Europa. Ihre Kartierung sollte aus den in Kapitel 2 genannten Gründen wie die von Painho und Augusto (2005) berechnete Raumgliederung auch die potenziell natürliche Vegetation berücksichtigen.

Hauptziel dieses Beitrags ist es, die im Rahmen eines DFG-Projektes durchgeführte Berechnung einer landschaftsökologischen Raumgliederung Europas hinsichtlich der verwendeten Datengrundlagen und Klassifikationsverfahren und der vorhandenen Daten unter Berücksichtigung einschlägiger Kriterien (Beier 2000, Schröder et al. 1991) darzustellen. Die Ergebnisse mehrerer Berechnungen werden anhand statistischer Kennzahlen miteinander verglichen.

Vorreiter für dieses Projekt ist die Ökologische Raumgliederung von Deutschland, die 2000/2001 im Rahmen von Forschungs- und Entwicklungsvorhaben im Auftrag des Umweltbundesamtes insbesondere als Instrumentarium für die Koordination der Umweltbeobachtung des Bundes und der Länder entwickelt wurde und bereits mehrfach für die oben genannten Ziele verwendet wurde (Schröder und Schmidt 2000, Schröder et al. 2006a).

## 2 Material und Methoden

### 2.1 Grundlagen ökologischer Raumgliederung und Bezüge zur Umweltbeobachtung und -bewertung

Landschaftsökologische Kartierungen (Marks et al. 1989) und die seit den 1970er Jahren zunehmend verfügbaren geochemischen Messverfahren ermöglichen – unterschiedlich differenzierte – Aussagen über den Stoffhaushalt ökologischer Systeme. Sinnvollerweise werden sie komplementär eingesetzt, indem die räumlich nur punktuell möglichen Messungen an Orten erfolgen, die für die Ausprägung und räumliche Struktur der kartierten landschaftsökologischen Merkmale repräsentativ sind. Dies ist geochemisch und ökotoxikologisch insofern von Bedeutung, als die Wirkung eingetragener Stoffe nicht nur von deren physiko-chemischen Eigenschaften, sondern auch von der Ausprägung und Raumstruktur von Merkmalen der Erdoberfläche bestimmt werden. Eine diese Aspekte berücksichtigende Umweltbeobachtung ermöglicht eine räumlich differenzierte Erfassung und Bewertung der Stabilität von Ökosystemen z.B. durch einen Abgleich der punktuell gemessenen sowie daraus idealer Weise flächenhaft geschätzten Umweltkonzentration von Stoffen (Predicted Environmental Concentration, PEC) mit ökotoxikologischen Wirkschwellen (Predicted No Effect Concentrations, PNEC) und ökologischen Eigenschaften der betroffenen Rezeptoren, den Landschaften (Fränzle 1995).

Beispielsweise lassen sich auf diese Weise auch Räume identifizieren, die aufgrund hoher Jahresniederschläge und geringer Pufferkapazität des Bodens (z.B. durch geringe Schluff- und Tongehalte) in Verbindung mit einer gemessenen erhöhten Schadstoffbelastung Risikogebiete für einen Schwermetalleintrag ins Grundwasser darstellen (Schröder et al. 2006a).

Die räumlichen Strukturen der biologischen, chemischen und physikalischen Merkmale der Landschaften sind das Ergebnis der mit Energieflüssen verknüpften Verlagerung von Materie und deren Eigenschaften (White et al. 1984): Während in geschlossenen Systemen die Entropie maximiert und die arbeitsfähige Energie (Exergie) minimiert wird, erreichen offene Systeme wie Ökosysteme oder Ökosystemkomplexe (Landschaften) dieses thermodynamische Gleichgewicht maximaler Entropie nicht. Vielmehr ist der wahrscheinlichste Zustand offener Systeme derjenige, in dem die Entropieproduktion pro Energietransfer-Einheit minimiert wird. Dies wird durch Strukturierung (Negentropie-Bildung, Organisation) im System und komplementären Entropie-Export erreicht. Ein solches stationäres Fließgleichgewicht kann nur bei permanentem Energie- und Stofffluss aufrechterhalten werden. Die horizontale und vertikale Differenzierung von Vegetationskomplexen ist ein Beispiel dieser Negentropie-Bildung offener Systeme und Ausdruck der dadurch optimierten Nutzung von Energie, Wasser und Nährstoffen. Das für die Wechselbeziehung zwischen Phytozönosen und Biotopen beispielhaft Dargelegte gilt auch für die im Umweltschutz bedeutsame Raumkategorie 'Landschaft'. Das Zusammenwirken ihrer biologischen, chemischen und physikalischen Eigenschaften bringt räumliche Strukturen hervor, die z.B. in Form der potenziell natürlichen Vegetation (Kapitel 2.2) als Komplexindikatoren für die stofflichen und energetischen Randbedingungen, unter denen Ökosysteme funktionieren, interpretierbar sind. Deshalb sollte die räumliche Struktur von Umweltmessnetzen an den Landschaftsstrukturen orientiert und die Daten der Umweltbeobachtung mit den landschaftsökologischen Basisdaten verknüpft werden. Insofern ist die Kombination einer landschaftsökologischen Raumgliederung mit der hierauf basierenden Repräsentativ-Stichprobe zur Quantifizierung der Umweltkonzentration von Stoffen praktisch zweckmäßig und wissenschaftlich begründet.

**2.2 Datengrundlagen**

Zur Untergliederung der Erdoberfläche in ökologisch definierte und u.a. als Ökozonen, Ökoregionen, geoökologische Zonen, Landschaften, Landschaftsgürtel oder Naturräume bezeichnete Räume werden je nach Zielsetzung und Verfügbarkeit Daten z.B. über Böden, Klima, Relief und Vegetation verwendet (Durwen et al. 1996, Gauer und Aldinger 2005, Müller-Hohenstein 1981, Schultz 2000, Weller 1983, 1990). Klima (Niederschlag, Luftfeuchtigkeit, Sonnenscheindauer und Temperatur), Bodenart und Orografie bedingen die Ausprägung der Vegetation durch ihren Einfluss auf den Energie-, Wärme-, Wasser- und Nährstoffhaushalt direkt (z.B. in Wüsten durch fehlende Niederschläge) oder indirekt (durch Beeinflussung der Wettbewerbsfähigkeit der Arten untereinander) (Walter und Breckle 1999). Die potenziell natürliche Vegetation (PNV) ist nach Tüxen (1956, S.5) der "Vegetationstyp, der sich an einem gegebenen Ort als Endstadium der Sukzession voraussichtlich entwickeln würde, wenn alle menschlichen Tätigkeiten vollständig und endgültig aufhört". Die PNV repräsentiert somit das hypothetische Ergebnis des Zusammenwirkens der genannten ökologischen Faktoren unter Ausschluss des menschlichen Einflusses und wird als Integralindikator für ökologische Bedingungen betrachtet (Bohn 2000/2003, Schröder et al. 2006a). Diese Erkenntnis wird in den Berechnungen für die landschaftsökologische Gliederung Europas genutzt, indem die PNV in den statistischen Modellen als Zielvariable verwendet wird und die für die PNV kausalgenetisch relevanten Einflussgrößen Bodenart, Höhenlage, Niederschlag, Temperatur, Luftfeuchte und Sonnenscheindauer als beschreibende Faktoren in die Berechnung eingehen (Tab. 1).

**2.3 Methodik**

Zur Ableitung von Raumgliederungen anhand von Flächen-daten werden unterschiedliche Verfahren angewendet. Die Methodenwahl für die landschaftsökologische Raumgliederung Europas vollzog sich schrittweise anhand mehrerer Kriterien: Statt einer – Strukturinterpretationen a priori einschließenden – prozessorientierten Raumgliederung (Burak 2005) wurde ein parametrischer Ansatz (Mabbutt 1968) gewählt, mit dem räumliche Strukturen der von den Daten

**Tab. 1:** Datengrundlagen der ökologischen Raumgliederung Europas

Name	Quelle	Stand	Erhebungszeitraum	Originalauflösung/-maßstab	Anzahl Karten
Potenziell natürliche Vegetation Europas (PnV) (Bohn et al. 2000/2003)	BfN	2003		1 : 2.500.000	1
Global Land One-kilometer Base Elevation (GLOBE Version 1.0) (GLOBE Task team et al. 1999)	NOAA/NGDC	1999		30 Bogensekunden (ca. 1x1 km <sup>2</sup> )	1
Digital Soil Map of the World (DSMW) (FAO 1996)	FAO/UNESCO	1996		1 : 5.000.000	1
Global Climate Dataset (CL 2.0) (New et al. 2002) Monatsmittel über den Erhebungszeitraum – Sonnenschein(dauer) (in % des maximal möglichen) – Niederschlag (mm/Monat) – Temperatur (°C) – relative Luftfeuchtigkeit (%)	CRU	2002	1961–1990	10 Bogenminuten (ca. 19x19 km <sup>2</sup> )	jeweils 12 (Jan.–Dez.), Sonnenschein 9 (März–Nov.)

in Tab. 1 abgebildeten 48 ökologischen Merkmale synthetisierend ermittelt und kartiert werden. Diese Strukturen können im jeweiligen Anwendungsfall kausalgenetisch und thermodynamisch interpretiert werden (Ruxton 1968, Schröder und Pesch 2005a). Ferner sollte die ökologische Raumgliederung Europas anhand von flächendeckenden Daten über die räumlichen Muster biotischer und abiotischer Landschaftsmerkmale berechnet werden, die in einem theoretisch fundierten Zusammenhang stehen. Hierfür wurde wie im Fall der Raumgliederung Deutschlands das von Tüxen (1956) eingeführte, geobotanisch fundierte Konzept der PNV verwendet. Da die hierdurch beschriebenen Ökosysteme und Ökosystemkomplexe (Landschaften) hierarchisch strukturiert sind (Allen und Starr 1982, Klijn und de Haes 1994), wurden geeignete hierarchische Klassifikationsverfahren gesucht. Diese sollten in der Lage sein, Daten großen Umfangs und unterschiedlicher Skalendignität im Sinne der Messtheorie von Stevens (1946) ohne Skalentransformationen und die damit verknüpften Informationsverluste zu verarbeiten. Diese Kriterien erfüllen so genannte tree-based models. Diese wurden zunächst in den Sozialwissenschaften eingesetzt (Morgan und Sonquist 1963, Morgan und Messenger 1973) und später von Schröder (1989) in die Umweltwissenschaften eingeführt. Mittlerweile werden Entscheidungsbaumverfahren wie Chisquare Interaction Detection (CHAID) und Classification and Regression Trees (CART) im Umweltmonitoring (Mertens et al. 2001, Ryan 1995, Schröder et al. 1998, 2004, Schröder und Pesch 2005b, Schröder und Schmidt 2000, Pesch und Schröder 2006, Pesch et al. 2007), im Forstmonitoring (Lawrence und Labus 2003, Schröder et al. 2007), in der Meteorologie (Walmsley et al. 2001) und in der Meeresökologie (Gosselain et al. 2005, Norcross et al. 1999, Schröder et al. 2005) erfolgreich genutzt.

Entscheidungsbaumverfahren klassifizieren Objekte anhand des statistischen Zusammenhangs zwischen einer Zielvariablen und einer Auswahl fachlich geeigneter Prädiktorvariablen. Die freie Klassifikation bildet aus den vorhandenen Daten nach dem Grad ihrer Ähnlichkeit Gruppen (Schröder et al. 2006a). Die gebundene Klassifikation hat den Vorteil, dass eine fachlich sinnvolle vorhandene Klassifikation wie in diesem Falle die PNV den Berechnungen zugrunde gelegt werden kann. Für die Ableitung der Raumklassen für Europa fiel die Wahl daher auf eine gebundene Klassifikation mit der PNV als Zielvariable.

CART und CHAID sind Verfahren, welche die Ergebnisse als hierarchisch gestufte Entscheidungsregeln in Form von Dendrogrammen (Entscheidungsbaumen) ausgeben. Die Eingangsdaten bestehen aus einer definierten Zielvariablen (Kriterium), die die Aufteilung des Baumes steuert, und den beschreibenden Variablen (Deskriptoren/Prädiktoren). Die Klassifikationsverfahren dienen zur Einteilung der Ausgangsmenge von Objekten in Klassen, die in sich möglichst homogen sind, sich aber deutlich von anderen Klassen abgrenzen. Aufgabe des Klassifikationsverfahrens ist zudem, herauszufinden, durch welchen der Deskriptoren die Datenmenge jeweils so in zwei oder mehr Teilmengen untergliedert werden kann, dass die Aufteilung, die anhand der Zielvariable vorgegeben ist, am besten wiedergegeben wird (Baltes-Götz 2004, Schröder et al. 2006a). Die Aufteilung in Unterknoten

erfolgt solange, bis verschiedene vom Benutzer zu definierende Kriterien einen Abbruch herbeiführen.

Die Vorgehensweise beim CHAID-Verfahren entspricht einer Sequenz von Zusammenlegungen und Segmentierungen, die durch Assoziationsanalysen zwischen der Zielvariablen und den Prädiktoren gesteuert werden. Die Ausgangsdatensmenge wird so schrittweise in Klassen eingeteilt. Der CHAID-Algorithmus gestattet die gleichzeitige Verarbeitung metrischer, ordinaler und nominaler Prädiktorvariablen. In Abhängigkeit vom Skalenniveau der Zielvariablen werden unterschiedliche Assoziationsanalyse-Methoden angewendet (Baltes-Götz 2004).

Das CART-Verfahren dient der Strukturierung und nachvollziehbaren Darstellung von Zusammenhängen zwischen einer Zielvariablen und nach fachlichen Überlegungen ausgewählten Prädiktoren (Breiman et al. 1984). Ziel ist es, für die Ausprägungen der Zielvariablen ein Vorhersagemodell in Form eines Klassifikationsbaums abzuleiten. Mit CART können Daten aller Skalenniveaus verarbeitet werden. Die Berechnung eines Entscheidungsbaumes beruht auf der schrittweisen binären Partitionierung des Ausgangsdatensatzes (auch Wurzelknoten, root node) in Untergruppen (auch Unterknoten, sub nodes). Diese sind so zu bilden, dass sie hinsichtlich der Ausprägung der Zielvariablen möglichst homogen (oder rein) sind. Diese binäre Aufteilung wird im CART-Verfahren über ein zu minimierendes Inhomogenitätsmaß wie z.B. Gini und Twoing gesteuert (Bel et al. 2005). Da nicht a priori entschieden werden konnte, welches Inhomogenitätsmaß von CART für die Berechnung der Raumgliederung Europas besser geeignet ist, wurden beide vergleichend verwendet. Anhand der Fehlklassifikationsraten (Anteil der Objekte, deren Zielvariablen-Ausprägung nicht der dominierenden Ausprägung angehören) wurde entschieden, welches der beiden Maße je Raumgliederungsversion gewählt wird. Im Fall der Raumgliederung mit 40 Endklassen ergibt sich für das Homogenitätskriterium Gini eine geringere mittlere Gesamt-Fehlklassifikation für alle Raumklassen.

#### 2.4 Durchführung

Alle Eingangskarten (s. Tab. 1) wurden im GIS in die flächentreue Albers-Projektion überführt, auf einen gemeinsamen räumlichen Ausschnitt Europas gebracht und entsprechend einer Zellengröße von 10 x 10 km<sup>2</sup> gerastert, so dass alle Rasterzellen der Eingangskarten passgerecht vorlagen. Der Layer der Zielvariablen sowie jeder der 47 Karten-Layer der Prädiktoren umfassen damit 99.840 Rasterzellen. Grundlage für den Abbildungsraum der Eingangskarten (vgl. Abb. 1) ist die Karte der Zielvariablen PNV. Diese bildet nur einen kleinen Teil der Türkei ab sowie den südlichen Teil der russischen Insel Nowaja Semlja; Spitzbergen entfällt. Da höchstens 64 Ausprägungen einer nominalen Variable in SPSSAnswerTree 3.1, in dem die Verfahren CART und CHAID implementiert sind, bearbeitet werden können, wurde der PNV-Layer in 24 Einzelgebiete im GIS aufgeteilt. Dies geschah anhand der 19 PNV-Hauptformationen bzw. PNV-Hauptformationskomplexe, die gemäß Bohn et al. 2000/2003 mit Großbuchstaben abgekürzt werden. Die Hauptformationen F und G

**Tab. 2:** Häufigste PNV in den sechs größten Raumklassen, %-Anteil an Raumklasse

RK-Nr.	häufigste PNV-Klasse	%-Anteil	PNV (Bohn et al. 2000/2003, gekürzt)
14	D_19	54	Baltisch-nordwestsarmatische krautreiche Laub-Fichtenmischwälder
9	D_4	47	Nordeuropäische moosreiche Fichtenwälder mit Zwergsträuchern und Kräutern
26	F4_110	15	Subatlantisch-mitteuropäische Melica uniflora- bzw. Galium odoratum- und Milium effusum-Buchenwälder
29	J_4	14	Ostiberische mesomediterrane basiphile Quercus ilex subsp. rotundifolia-Wälder
34	M_14	15	Mittelpontisch-transwolgische Grassteppen
18	F1_32	19	Irish-britisch-normandische Eschen-Eichenmischwälder

wurden aufgrund der hohen Anzahl ihrer Ausprägungen zusätzlich in 5 bzw. 2 Gebiete unterteilt. Anschließend wurden die PNV-Informationen zusammen mit den Prädiktoren (Höhe über NN, Bodenart und Klima) einzeln als ASCII-Tabellen ausgelesen und nach der Klassifikation im GIS wieder zusammengeführt. Auf eine durchaus mögliche unterschiedliche Gewichtung der Parameter wurde – anders als bei Burak (2005) – verzichtet, da ein solcher Bearbeitereingriff in das Verfahren nicht erwünscht war.

Die zunächst nur an der Fehlklassifikationsrate orientierte Ableitung der Raumgliederungen in den Klassifikationsverfahren erwies sich als ungeeignet. Denn sie führte zu einer unangemessenen Übergewichtung derjenigen Teilgebiete (z.B. E, K), die zwar sehr differenziert sind, jedoch nur geringe Flächen in Europa einnehmen. Dendrogramme von Gebieten mit hohen Flächenanteilen (z.B. D) und ähnlichem Differenzierungsgrad wurden demnach ähnlich tief verzweigt. Deswegen wurde die jeweilige Gliederungstiefe der 24 Gebiete so gewählt, dass der Differenzierungsgrad der Einzelgliederungen dem jeweiligen Flächenanteil dieses Areals in Europa entspricht. Die zusammengeführten 24 Teilgliederungen ergeben Gliederungen mit 40 bis 200 Raumklassen für das europäische Territorium.

Für die Klassifikation wurden die möglichen Abbruchkriterien für den Baumaufbau so gewählt, dass der Anzahl an Ebenen unterhalb des Ausgangsknotens des Dendrogramms und der mindestens zu erreichenden Verbesserung in der Reinheit des Baumes keine Bedeutung zukommt. Der Baumaufbau wird nur durch Variation in der Anzahl an Zellen, die dem Eltern- oder Tochterknoten zugeordnet werden, so beeinflusst, dass sich die gewünschte Klassenanzahl ergibt. Jedes der 24 CART-Modelle wurde mit den Homogenitätskriterien Twoing und Gini berechnet. Für den Gesamtbaum wurden entweder die Klasseneinteilungen mit Gini oder die mit Twoing ausgewählt, je nachdem, welches Kriterium für den Gesamtbaum die geringere Fehlklassifikation ergab. Das Zurückschneiden des Baumes (pruning) erfolgte automati-

siert ebenfalls unter Optimierung der Fehlklassifikation (minimum risk-Kriterium). Die Ergebnisse der CART-Modelle wurden in ArcView 3.1 zu einem Grid zusammengefügt, das den Abbildungsraum der PNV-Karte vollständig abdeckt. Die Gebiete, auf die wegen ihres geringen Flächenanteils keine Raumklassen entfallen (z.B. A, E), wurden zu einer Raumklasse zusammengefasst.

**3 Ergebnisse**

Der Vergleich der Fehlklassifikation der Raumgliederungen mit unterschiedlichen Endklassenanzahlen ergab bei dem gewählten Vorgehen, dass CART in allen Fällen die geringsten gewichteten Fehlklassifikationen lieferte. Zudem ließ sich mit CHAID nicht immer die angestrebte Klassenanzahl ausgliedern. Daher wurde das CART-Verfahren für die Ableitung der Klassen der Raumgliederungsversionen ausgewählt.

Abb. 1 veranschaulicht die Synthese der 24 Gebiete in einer 40 Klassen umfassenden ökologischen Raumgliederung Europas. Es ist möglich, die Raumklassen anhand der für ihre Ableitung im Klassifikationsverfahren verwendeten Daten zur PNV, Bodenart, Höhe und zu den Klimaparametern zu charakterisieren und sie diesbezüglich untereinander oder mit den Werten für Europa zu vergleichen. Abb. 2 zeigt als Beispiel für die Betrachtung der Klimawerte eine Jahresgangkurve der Medianwerte der Temperatur in der Raumklasse 14 und in Europa im Vergleich. In Abb. 3 werden die Höhenwerte für Europa und für die sechs größten Raumklassen veranschaulicht. Diese Raumklassen haben jeweils einen Flächenanteil von größer als 4% in Europa. Die sechs Raumklassen werden in Tab. 2 und 3 zudem hinsichtlich der in ihnen am häufigsten vorkommenden PNV und Bodenart beschrieben. Ausführlichere Darstellungen und Interpretationen der Raumgliederung erfolgen bei der Beschreibung des Ergebnisses und bei der Gegenüberstellung mit den von Painho und Augusto (2005), Metzger et al. (2005), Schröder und Schmidt 2000 veröffentlichten ökologischen Klassifikationen Europas bzw. Deutschlands in weiteren Arbeiten.

**Tab. 3:** Häufigste Bodenart in den sechs größten Raumklassen, %-Anteil an Raumklasse

RK-Nr.	häufigste Bodenart	%-Anteil	Abkürzung	Bodenart
14	BA_27	55	Uu	reiner Schluff
9	BA_28	38	Uu/Us	reiner Schluff/sandiger Schluff
26	BA_27	43	Uu	reiner Schluff
29	BA_27	29	Uu	reiner Schluff
34	BA_27	72	Uu	reiner Schluff
18	BA_27	46	Uu	reiner Schluff

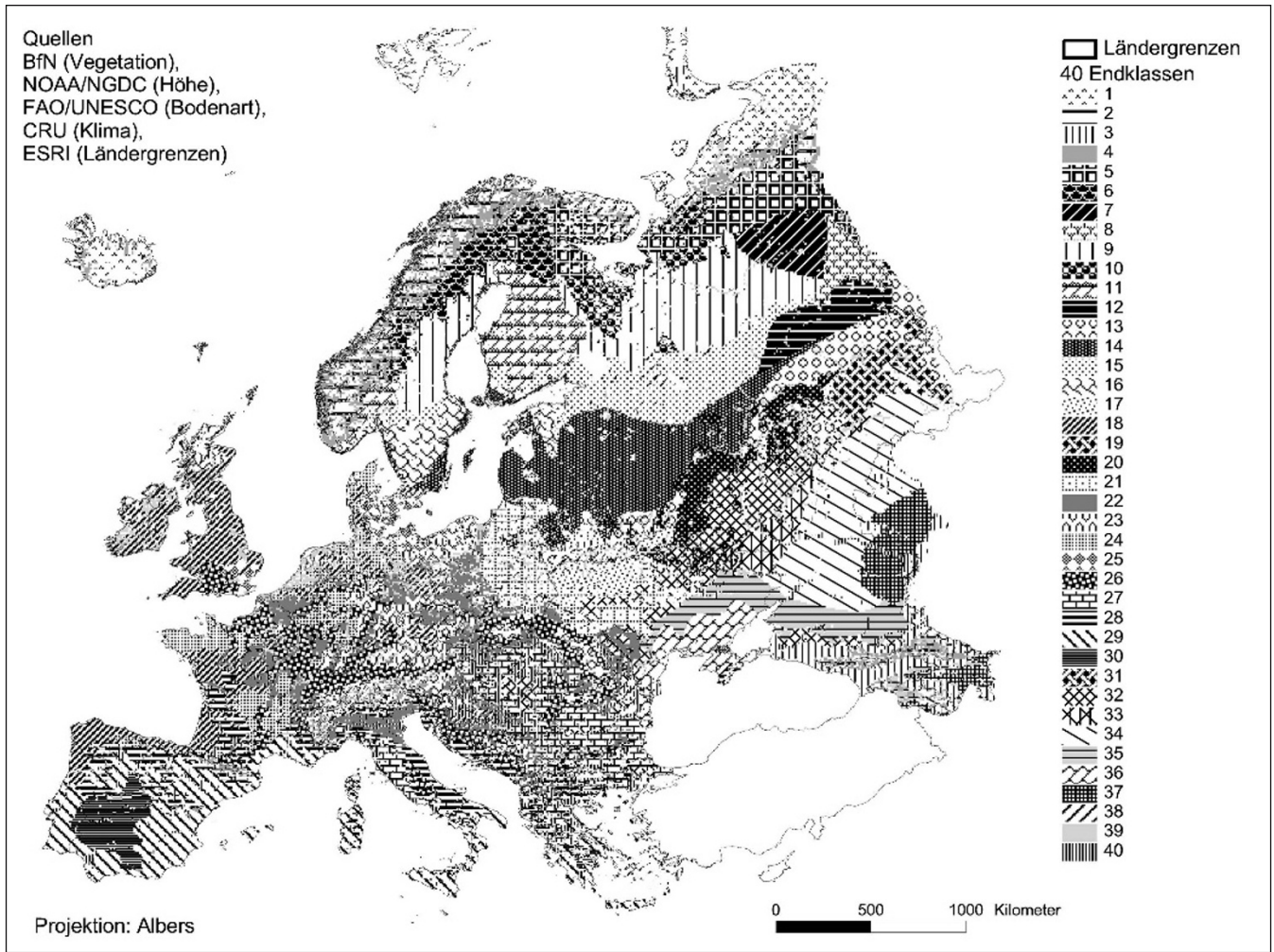


Abb. 1: Raumgliederungsversion mit 40 Endklassen

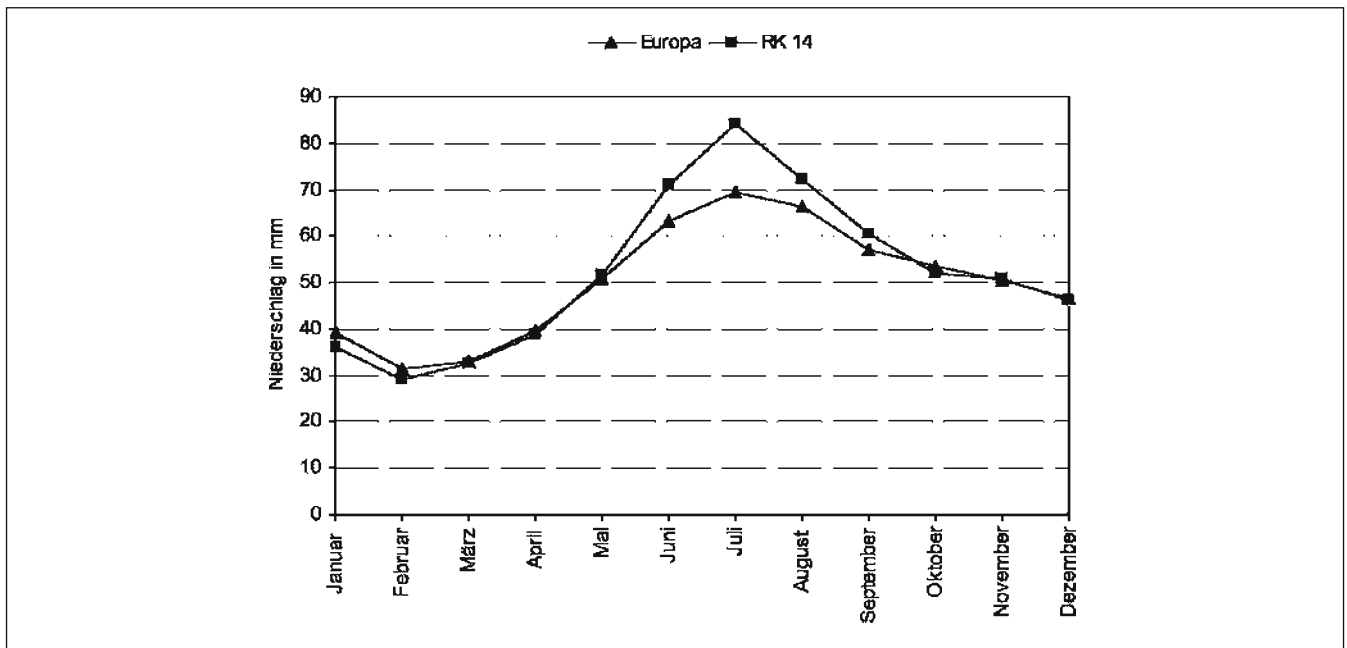


Abb. 2: Jahresgangkurven der Medianwerte des Niederschlags in Raumklasse (RK) 14 und in Europa im Vergleich

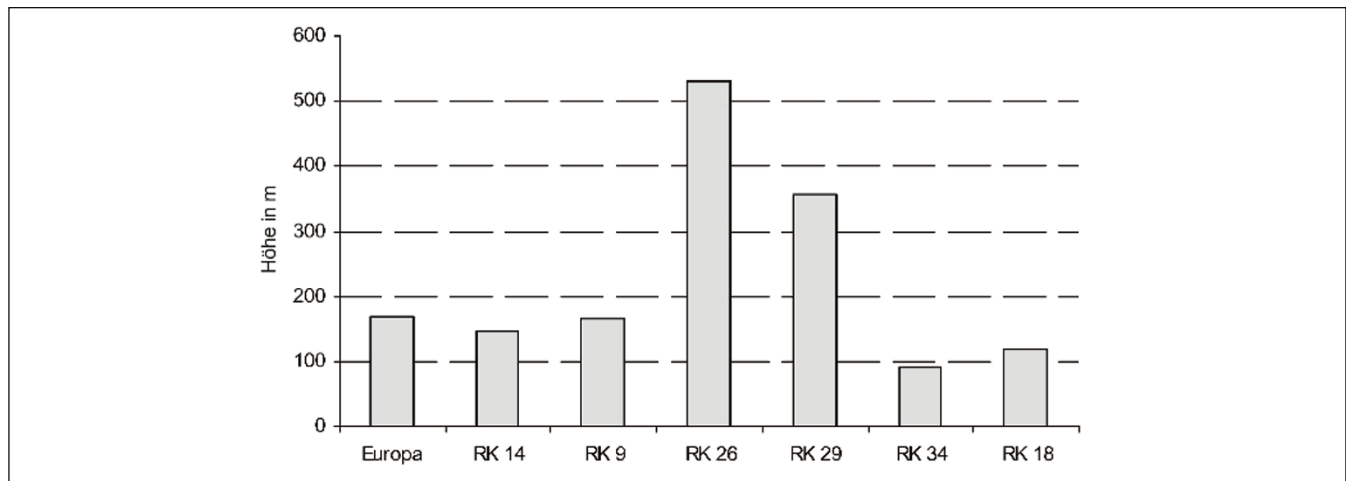


Abb. 3: Balkendiagramm der Median-Höhenwerte Europas und der sechs größten Raumklassen (RK)

## 4 Diskussion

### 4.1 Datengrundlagen

Die PNV ist diejenige Pflanzengesellschaft, deren Ansprüche an ihren Lebensraum mit den angetroffenen Standortfaktoren eines Gebietes größtmögliche Übereinstimmung aufweisen. Dieses hypothetische Konstrukt wurde methodenkritisch breit diskutiert (Chytrý 1998, Härdtle 1989, 1995, Kalkhoven und van der Werf 1988, Kowarik 1987, Leuschner 1997, Ricotta et al. 2002, Rodwell et al. 1995, Trautmann 1966, Zerbe 1992, 1996, 1998). Hervorzuheben ist, dass die PNV Schlussschadstadien i.S.v. Leibundgut (1988) und Mayer (1984) darstellt und auf einer statischen Betrachtungsweise beruht, Pionier- und Zwischenstadien bleiben unberücksichtigt. Zudem wird nicht miteinbezogen, dass sich menschenunbeeinflusste Laubwaldökosysteme der gemäßigten Zone Mitteleuropas (Koop 1989, Mayer und Neumann 1981, Mayer und Reimoser 1978, Prusa 1985) und anderer Regionen (Bormann und Likens 1981, Foster 1988 a, 1988 b, Foster und Boose 1992, Hanxi und Yegang 1987, Hytteborn 1987, Runkle 1985) in einem räumlichen Mosaik mehrerer Sukzessionsstadien entwickeln. Diese Varianz in Raum und Zeit ist bislang nur tendenziell voraussagbar (Koop 1989, Mayer und Reimoser 1978). Von daher erscheint eine Reduktion auf die bei den gegenwärtigen Standortbedingungen entstehenden höchstentwickelten Vegetation bei Ausschaltung menschlicher Einflüsse gerechtfertigt.

Die PNV-Karte beinhaltet in höchster Differenzierung 731 räumliche Einheiten und überschreitet damit die Zahl der Ausprägungsstufen nominaler Merkmale, die mit den Verfahren bearbeitet werden können. Deshalb wurden mit CART und mit CHAID jeweils Klassifikationsmodelle für jedes der durch die 19 PNV-Haupteinheiten definierten Gebiete berechnet. Die PNV-Hauptformationen bilden eine geobotanische Grobgliederung Europas ab, die anhand beschreibender Merkmale wie Bodentextur, Höhenlage und Klima räumlich untergliedert werden. Dabei werden die bei der Konstruktion der PNV-Karte implizit verwendeten Regeln des Zusammenhangs zwischen PNV-Ausprägungen

und Klima, Boden und Höhenlage aufgedeckt. Im Hinblick auf den Parameter Bodenart ist anzumerken, dass aus fachlicher Sicht für ökologische Aussagen Angaben zur Bodenart aussagekräftiger sind als solche zum Bodentyp. Denn letzterer ist eine nur begrenzt objektivierbare und umweltchemisch deutbare Bezeichnung für eine empirisch fassbare Kombination pedogenetisch interpretierbarer Merkmale. Demgegenüber charakterisiert die Bodenart die Pedosphäre bezüglich ihrer bodenphysikalischen Eigenschaften, welche z.B. für den Wasser- und Stoffhaushalt terrestrischer Ökosysteme von entscheidender Bedeutung sind (Schröder et al. 1998). Der Grund für die Verwendung von nur neun Karten zur Sonnenscheindauer liegt darin, dass dieser Parameter in den Monaten Dezember bis Februar nur geringen Einfluss auf die Vegetation haben, während Luftfeuchtigkeit, Lufttemperatur und Niederschlag auch in diesen Monaten von Bedeutung für die Ausprägung einer bestimmten PNV sind.

### 4.2 Methodik

Die Wahl der Rasterzellengröße für das Einlesen in die Verfahren stellt einen Kompromiss zwischen den räumlich relativ grob aufgelösten Klimadaten und den vergleichsweise hoch aufgelösten Daten über die PNV und die Höhe über NN dar (s. Tab. 1). Der Informationsverlust durch die Rasterung sollte nicht zu groß sein, jedoch musste die sich ergebende Zellenanzahl für die Teilgebiete mit dem Programm AnswerTree 3.1 zu verarbeiten sein. Eine Rasterung in 10 km x 10 km erfüllte die genannten Bedingungen.

Neben der im Kapitel 3 beschriebenen Gründe dafür, dass dem CART-Verfahren der Vorzug vor CHAID gegeben wurde, entspricht außerdem die Herangehensweise von CART eher der Zielsetzung der Ausgliederung von reinen, möglichst unterschiedlichen Räumen. Während CHAID nach der Aufdeckung der optimalen Beziehungen zwischen Zielvariable und Prädiktor strebt, versucht CART Klassen so zu bilden, dass sich die wichtigsten PNV-Kartierungseinheiten jeweils möglichst getrennt auf sie verteilen.

### 4.3 Ergebnisse

Eine Diskussion der hier vorgestellten Ergebnisse mit denen von Painho und Augusto (2005) sowie von Metzger et al. (2005) im Sinne eines Ergebnisvergleichs bleibt einem weiteren Beitrag dieser Reihe vorbehalten. Häufig basiert die Diskussion von Ergebnissen berechneter und im GIS kartierter ökologischer Raumgliederungen auf Plausibilitätsargumentationen und stützt sich auf Befunde, die mit den Ergebnissen der kritisierten Kartierung im Widerspruch stehen. Hervorgebracht wird bisweilen, dass die berechnete Karte von der Anschauung vor Ort oder von anderen Raumgliederungen abweicht, und insofern nicht plausibel sei. Plausibilität ist ein wichtiges, aber kein hinreichendes Kriterium für die Prüfung der Richtigkeit empirischer Aussagen. Dies gilt insbesondere dann, wenn man die vorgetragenen Gegenbelege nicht nach ihrer räumlichen und zeitlichen Aussagekraft sowie anhand der einschlägigen Qualitätskenngrößen der Messtheorie kennzeichnet (Beier 2000, Schröder und Daschkeit 2003).

Zudem sind allein durch die gegebene Datenqualität und -auflösung der Grundlagendaten von Raumgliederungen Grenzen für ihre räumliche und inhaltliche Aussagekraft gegeben (Comber et al. 2004). Die vorgestellte Raumgliederung soll nicht dazu dienen, ein naturgetreues, parzellenscharfes isomorphes Abbild der Landschaft zu liefern. Solche umkehrbar eindeutigen Abbildungen der Realität sind mit empirischen Methoden streng genommen nicht möglich. Vielmehr liefert die Raumgliederung ein reproduzierbares Abbild räumlicher Klassen, in denen auf Grundlage verfügbarer qualitätskontrollierter flächendeckender Daten all diejenigen 10 km mal 10 km großen Flächen vereinigt werden, die in Bezug auf ausgewählte landschaftsökologische Merkmale zueinander in quantifizierbarer Weise ähnlich sind. Schon die Eingangsdaten 'unterdrücken' räumliche Varianzen, deren räumliche Ausdehnung unter 10 km mal 10 km liegen. Sie sind notwendigerweise generalisiert (z.B. Bodenarten). In diesem Sinne gibt die Karte einen Überblick über landschaftsökologisch beschreibbare Räume, die sich hinsichtlich dieser Rauminformationen statistisch signifikant voneinander unterscheiden. Räumliche Kontingenz ist bei der Klassenbildung kein relevantes Kriterium; denn es gibt Merkmale, die am Ort X wie am Ort Z gleich sind, obwohl Ort Y dazwischen liegt. Daher kann es z.B. auch vorkommen, dass dieselbe Raumklasse in verschiedenen Regionen Europas vorkommt. In diesem Sinne handelt es sich also um Landschaften, die zwar durch reale landschaftsökologische Eigenschaften, aber räumlich und inhaltlich generalisierte Daten beschrieben werden und daher ein durch die Eingangsdaten und das Verfahren bestimmtes Modell der Wirklichkeit darstellen.

Eine so berechnete Raumgliederung ist ein Instrument für die Umweltbeobachtung, weil sie dabei auf einem durch die Eingangsdaten definierten Differenzierungsniveau hilft, die raumstrukturelle Repräsentativität der Umweltmessstellen anhand der ökologischen Raumgliederung zu quantifizieren. Wie jede andere Klassifikation und auch natürlichsprachliche Klassenbegriffe ist sie nicht für alle Zwecke gleichermaßen sinnvoll anwendbar, da sie ggf. den dafür notwendigen Detaillierungsgrad nicht bietet.

Schließlich ruft erfahrungsgemäß die Benennung der Klassen einer ökologischen Raumgliederung Diskussionen hervor. Eine interpretationsfreie, unmissverständliche numerische Kennzeichnung wird häufig abgelehnt und eine nominale Benennung gefordert. Erfolgt diese wie in der Geobotanik und Geologie üblich nach dem Hauptverbreitungsgebiet, ergeben sich daraus bei einer räumlich nicht kontingenten Raumgliederung Widersprüche zu historischen Landschaftsnamen kontingenter 'Raumindividuen'.

## 5 Schlussfolgerungen

Das beschriebene Verfahren ermöglicht eine reproduzierbare Berechnung ökologischer Raumgliederungen Europas auf unterschiedlichen frei wählbaren Differenzierungsniveaus (hier: 40 bis zu 200 Raumklassen). Jede der 10 km x 10 km Rasterzellen lässt sich detailliert statistisch beschreiben und auf Grund der landschaftsökologischen Fundierung der Methodik (Allen und Starr 1982, Bohn 2000/2003, Klijn und de Haes 1994, Mabbutt 1968, Müller-Hohenstein 1981, Ruxton 1968, Schröder und Pesch 2005a, Schröder et al. 2006a, Schultz 2000, Tüxen 1956, Walter und Breckle 1999) gut interpretieren. Dies ist insofern wichtig, als ökologische Raumgliederungen im Umweltmonitoring für die Analyse und Planung von Messnetzen, die räumliche Verallgemeinerung punktuell erhobener Umweltdaten sowie für dynamische (Global Change) Modellierungen eingesetzt werden sollen (Ferretti 2001, Miller et al. 2004, Moog et al. 2004, Rinker et al. 2008, Turner et al. 1989). So ermöglichen Raumgliederungen es beispielsweise, Gefährdungen, die für Gebiete durch empirische Messungen und flächenhafte Modellierungen erkannt werden (z.B. Grundwassergefährdung durch geringe Pufferkapazität des Bodens gegenüber Schadstoffen, Bodenerosionsrisiko) auf alle Gebiete derselben Raumklasse zu übertragen. Dies macht frühzeitiges gezieltes Eingreifen zum Schutz der Umwelt vor solchen Gefahren möglich.

## 6 Empfehlungen

Die ökologische Raumgliederung Europas sollte entsprechend der u.a. von Ferretti (1997, 2001), UNECE (2004, 2005) und WGE (2004) veröffentlichten kritischen Bewertungen der Umweltbeobachtung in Europa für einen Teil der erforderlichen Harmonisierung der Messprogramme genutzt werden. Dies wird insbesondere dann gelingen, wenn man die Raumgliederung in einem WebGIS mit den Standortkoordinaten und -beschreibungen der Messstationen verknüpft und in eine Umweltmedien übergreifende Auswertung der Messdaten einbindet.

## 7 Ausblick

Zur Erfüllung der Berichtspflicht der EU-Wasserrahmenrichtlinie, die fordert, Wassereinzugsgebiete grenzüberschreitend hinsichtlich des Stoff- und Wasserhaushalts zu beschreiben, besteht die Möglichkeit, statt der PNV die Wassereinzugsgebiete als Zielvariablen zu verwenden. Die hierfür benötigten beschreibenden Daten z.B. zur Hydrologie liegen jedoch europaweit zur Zeit noch nicht vor.



Neben der in diesem Beitrag vorgestellten Berechnung sind die Beschreibung und Qualitätsüberprüfung der Raumgliederung, die Gegenüberstellung zu bereits vorhandenen Gliederungen sowie die Repräsentanzanalyse vorhandener europaweiter Umweltmessnetze Gegenstand weitere Beiträge in dieser Reihe. Dabei soll die in dieser Arbeit behandelte Gliederung mit ökologischen Raumgliederungen verglichen werden, die den in ihr erfassten Raum teilweise oder vollständig abdecken. Durch diesen Vergleich kann festgestellt werden, ob die Raumgliederung für Europa auch für Teilgebiete, z.B. Deutschland, Aussagen treffen kann.

### Literatur

- Allen JM, Starr TB (1982): Hierarchy: Perspectives for ecological complexity. Chicago University Press, Chicago
- Baltes-Götz B (2004): Entscheidungsbaumanalyse mit AnswerTree 3.1. Universitätsrechenzentrum Trier, <<http://www.uni-trier.de/urt/user/baltes/docs/at/v31/at31.pdf>>
- Beier R (2000): Die Validität von Umweltdaten. In: Fränzle O, Müller F, Schröder W (Hrsg), Handbuch der Umweltwissenschaften. Grundlagen und Anwendungen der Ökosystemforschung. *ecomed*, Landsberg am Lech, Kap. V-1.2 (6. Erg.Lfg.), 1-17
- Bel L, Allard D, Bar-Hen A, Laurent JM, Cheddadi R (2005): Using spatial estimates in the Cart algorithm. Application to ecological data. Institut National de la Recherche Agronomique, Unité Biometrique. Research Report 16, Avignon
- BGR (2006): Bodenkundliche Kartieranleitung. 5. verbesserte und erweiterte Auflage. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR) in Zusammenarbeit mit den Staatlichen Geologischen Diensten der Bundesrepublik Deutschland, Schweizerbart, Stuttgart, 1-438
- Bohn U, Neuhäusl R, unter Mitarbeit von Gollub G, Hettwer C, Neuhäuslová Z (2000 / 2003): Karte der natürlichen Vegetation Europas. Maßstab 1 : 2.500.000. Teil 1 Erläuterungstext mit CD-ROM, Teil 2 Legende, Teil 3 Karten (9 Kartenblätter 1 : 2,5 Mio., Legendenblatt, Übersichtskarte 1 : 10 Mio.). Landwirtschaftlicher Verlag, Münster
- Bormann, FH, Likens GE (1981): Patterns and process in a forested ecosystem. Springer, Berlin, S. 1-299
- Breiman L, Freidman JH, Olshen RA, Stone CJ (1984): Classification and Regression Tree. Wadsworth, Belmont
- Burak A (2005): Eine prozessorientierte landschaftsökologische Gliederung Deutschlands: ein konzeptioneller und methodischer Beitrag zur Typisierung von Landschaften in chorischer Dimension. Forschungen zur deutschen Landeskunde 254, Flensburg
- Chytrý M (1998): Potential replacement vegetation. An approach to vegetation mapping of cultural landscapes. *Appl Veg Sci* 1, 177-188
- Comber AJ, Fisher PF, Wadsworth R (2004): Integrating land cover data with different ontologies: Identifying change from inconsistency. *Int J Geogr Inf Sci* 18, 691-708
- CRU (Climatic Research Unit)(2002): Global Climate dataset, <http://www.cru.uea.ac.uk/~timm/data/index.html>
- Daschkeit A, Kothe P, Schröder W (1993): Repräsentanzanalyse zur Auswahl von Bodendauerbeobachtungsflächen in Brandenburg. Abschlußbericht im Auftrag des Zentrums für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung e.V., Institut für Bodenforschung, Eberswalde-Finow
- Durwen KJ, Weller F, Tilk C, Beck H, Klein S, Beuttler A (1996): Digitaler landschaftsökologischer Atlas Baden-Württemberg. Springer, Berlin
- Englert C, Schmidt G, Schröder W (2007): Bildung eines Frühlings-Indikators für Deutschland auf Grundlage pänologischer Daten. Strobl J, Blaschke Th, Griesebner G (Hrsg): *Angewandte Geoinformatik 2007*. Beiträge zum 19. Agit-Symposium, 177-186
- ESRI (2003): Data and Maps. Redlands, CA, USA
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) (1996): The Digitized Soil Map of the World Including Derived Soil Properties. CD-ROM. FAO, Rome
- Ferretti M (1997): Forest health assessment and monitoring. Issues for consideration. *Environ Monit Assess* 48, 45-72
- Ferretti M (2001): Ecosystem monitoring. From the integration between measurements to the integration between networks. *Publicazione del Corso di Cultura in Ecologia, Università degli studi di Padova*, 3-54
- Foster DR (1988a): Disturbance history, community organization and vegetation dynamics of the old-growth Pisgah Forest, southwestern New Hampshire, USA. *J Ecol* 76, 105-134
- Foster DR (1988b): Species and stand response to catastrophic wind in central New England. *J Ecol* 76, 135-151
- Foster DR, Boose ER (1992): Patterns of forest damage resulting from catastrophic wind in central New England, USA. *J Ecol* 80, 79-98
- Fränzle O, Straskraba M, Jorgensen SE (1995): Ecology and ecotoxicology. Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry B 7, Weinheim, S. 19-154
- Gauer J, Aldinger E (2005): Waldökologische Naturräume Deutschlands. Mitteilungen des Vereins für Forstliche Standortskunde 43, 1-324 + deutschlandweite Karte im Maßstab 1 : 1 000 000
- Gosselain V, Hudon C, Cattaneo A, Gagnon P, Planas D, Rochefort D (2005): Physical variables driving epiphytic algal biomass in a dense macrophyte bed of the St. Lawrence River (Quebec, Canada). *Hydrobiologia* 534, 11-22
- GLOBE Task Team et al. (Hastings D A, Dunbar P K, Elphinstone G M, Bootz M, Murakami H, Maruyama H, Masaharu H, Holland P, Payne J, Bryant N A, Logan T L, Muller J-P, Schreier G, MacDonald J S) (eds) (1999): The Global Land One-kilometer Base Elevation (GLOBE) Digital Elevation Model, Version 1.0. National Oceanic and Atmospheric Administration, National Geophysical Data Center, U.S.A. Digital data base on the World Wide Web <URL: <http://www.ngdc.noaa.gov/mgg/topo/globe.html>>
- Graef F, Schmidt G, Schröder W, Stachow U (2003): Prüfung der Repräsentativität von Bodendauerbeobachtungsflächen an ökologischen Räumen Brandenburgs mit Cart (Classification and Regression Trees). *Mitt Deut Bodenkundl Gesellsch* 102, 481-482
- Graef F, Schmidt G, Schröder W, Stachow U (2005): Determining ecoregions for environmental and GMO monitoring networks. *Environ Monit Assess* 108, 189-203
- Hanxi Y, Yegang W (1987): Tree composition, age structure and regeneration strategy of the mixed Broadleaved / *Pinus koraiensis* forest in Chanbai Mountain Reserve. In: Hanx Y, Ihan W, Jeffers JNR, Ward PA (eds), *The temperate Forest, ITE symposium No. 20*. Lavenham Press, Lavenham, pp 12-20
- Hardt W (1989): Potentielle natürliche Vegetation. Ein Beitrag zur Kartierungsmethode am Beispiel der topographischen Karte 1623 Owschlag. *Mitt Arbeitsgemeinschaft Geobot Schl-Holst Hamburg* 40, 1-72

- Härdtle W (1995): On the theoretical concept of the potential natural vegetation and proposals for an up-to-date modification. *Folia Geobot Phytotax* 30, 263–276
- Hytteborn H (1987): Three different types of forest dynamics. In: Hanx Y, Ihan W, Jeffers JNR, Ward PA (eds), *The temperate Forest, ITE symposium No. 20*. Lavenham Press, Lavenham, 32–39
- Kalkhoven JTR, van der Werf S (1988): Mapping the potential natural vegetation. In: Küchler AW, Zonneveld IS (eds), *Vegetation mapping*. Kluwer, Dordrecht, 375–386
- Klijn F, de Haes HAU (1994): A hierarchical approach to ecosystems and its applications for ecological land classification. *Landscape Ecol* 9, 89–104
- Koop H (1989): *Forest dynamics*. Springer, Berlin, S. 1–299
- Kowarik I (1987): Kritische Anmerkungen zum theoretischen Konzept der potentiellen natürlichen Vegetation mit Anregungen zu einer zeitgemäßen Modifikation. *Tuexenia* 7, 53–67
- Kuhnt G, Garniel A, Kothe P Schröder W (1992): Umsetzung des Bodeninformationssystems: Begleitstudie zur bundesweiten Bodenzustandserhebung im Walde. Band 3: Standortbestimmung für die begleitende Bodenprobennahme und -analyse sowie Überprüfung der Meßnetzvalidität. Hrsg v. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover
- Lawrence R, Labus M (2003): Early detection of douglas-fir beetle infestation with subcanopy resolution hyperspectral imagery. *Western J Appl Forest* 18, 202–206
- Leibundgut H (1988): *Unsere Laubwälder*. Paul Haupt, Bern, S. 1–107
- Leuschner C (1997): Das Konzept der potentiellen natürlichen Vegetation (PNV). Schwachstellen und Entwicklungsperspektiven. *Flora* 192, 379–391
- Mabbutt JA (1968): Review of concepts of land evaluation. In: Stewart GA (ed), *Land evaluation*. MacMillan, Melbourne
- Marks R, Müller MJ, Leser H, Klink HJ (Hrsg) (1989): *Anleitung zur Bewertung des Leistungsvermögens des Landschaftshaushalts*. Forschungen zur Deutschen Landeskunde 229, Trier
- Mayer H (1984): *Die Wälder Europas*. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, S. 1–691
- Mayer H, Neumann M (1981): Struktureller und entwicklungs-dynamischer Vergleich der Fichten-Tannen-Buchen-Urwälder Rothwald / Niederösterreich und Corkova Uvala / Kroatien. *Forstwiss Centralbl* 100, 111–132
- Mayer H, Reimoser F (1978): Die Auswirkungen des Ulmensterbens im Buchen-Naturwaldreservat Dobra. *Forstwiss Centralbl* 97, 314–321
- Mertens M, Nestler I, Huwe B (2002): GIS-based regionalization of soil profiles with Classification and Regression Trees (CART). *J Plant Nutr Soil Sci*, 165 (1), 39–43
- Metzger MJ, Bunce RGH, Jongman RHG, Múcher CA, Watkins JW (2005): A climatic stratification of the environment of Europe. *Glob Ecol Biogeogr* 14, 549–563
- Miller JR, Turner MG, Smithwick EA, Dent CL, Stanley EH (2004): Spatial extrapolation. The science of predicting ecological patterns and processes. *BioScience* 54, 310–320
- Moog O, Schmidt-Kloiber A, Ofenböck T, Gerritsen J (2004): Does the ecoregion approach support the typological demands of the EU Water Framework Directive? *Hydrobiologia* 516, 21–33
- Morgan JN, Messenger RC (1973): THAID: A sequential analysis program for the analysis of nominal scale dependent variables. Ann Arbor, Michigan, Survey Research Center, Institute for Social Research, University of Michigan
- Morgan JN, Sonquist JA (1963): Problems in the analysis of survey data, and a proposal. *J Am Stat Assoc* 58, 415–435
- Müller-Hohenstein K (1981): *Die Landschaftsgürtel der Erde*. 2. Auflage, Stuttgart
- New M, Lister D, Hulme M, Makin I (2002): A high-resolution data set of surface climate over global land areas. *Clim Res* 21, 1–25
- Norcross BL, Blanchard A, Holladay BA (1999): Comparison of models for defining nearshore flatfish nursery areas in Alaskan waters. *Fish Oceanogr* 8, 50–67
- Painho M, Augusto G (2005): A Digital Map of European Ecological Regions. 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-Scripten 156, 27–36
- Pesch R, Jerosch K, Schlüter M, Schröder W (2007): Using decision trees to predict benthic communities within and near the German Exclusive Economic Zone (EEZ) of the North Sea. *Environ Monit Assess* (in press)
- Pesch R, Schröder W, Dieffenbach-Fries H, Genßler L (2008): Optimierung des Moosmonitoring-Messnetzes in Deutschland. *UWSF – Z Umweltchem Ökotox* 20 (1) 49–61
- Pesch R, Schröder W (2006): Integrative exposure assessment through classification and regression trees on bioaccumulation of metals, related sampling site characteristics and ecoregions. *Ecol Inf* 1, 55–65
- Pesch R, Schröder W (2007): Entwicklung der Metall-Bioakkumulation in Deutschland zwischen 1990 und 2000 auf zwei naturräumlichen Differenzierungsstufen. Strobl J, Blaschke Th, Griesebner G (Hrsg): *Angewandte Geoinformatik 2007. Beiträge zum 19. Agit-Symposium*, S. 527–536
- Prusa E (1985): *Die böhmischen und mährischen Urwälder*. Vegetate CSSR A15. Accademia Verlag der Tschechoslowakischen Akademie der Wissenschaft, Praha, S. 1–578
- Ricotta C, Carranza ML, Avena G, Blasi C (2002): Are potential natural vegetation maps a meaningful alternative to neutral landscape models? *Applied Vegetation Science* 5, 271–275
- Rinker A, Deunert F, Schröder W (2008): Phosphor und Stickstoff in Böden Schleswig-Holsteins bei steigenden Lufttemperaturen. *UWSF – Z Umweltchem Ökotox* (im Gutachten)
- Rodwell JS, Cooper L, Winstanley D (1995): Using computerized maps of actual and potential vegetation for nature conservation. *Coll Phytosociol* 23, 95–102
- Runkle JR (1985): Disturbance regimes in temperate forests. In: Pickett STA, White PS (eds), *The Ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Academic Press, London, pp 218–234
- Ruxton BP (1968): Order and disorder in land. In: Stewart GA (ed), *Land evaluation*. Papers of a CSIRO symposium. Organized in cooperation with UNESCO, 26–31 August 1968. Macmillan, Melbourne, pp 29–39
- Ryan WF (1995): Forecasting severe ozone episodes in the Baltimore metropolitan area. *Atmos Environ* 29, 2387–2398
- Schäfer D, Seibel S, Hoffmann-Kroll R (2000): Raumbezug und Repräsentativität in der Ökologischen Flächenstichprobe. *UWSF – Z Umweltchem Ökotox* 12, 286–290
- Schröder W (1989): *Ökosystemare und statistische Untersuchungen zu Waldschäden in Nordrhein-Westfalen: Methoden-kritische Ansätze zur Operationalisierung einer wissenschafts-theoretisch begründeten Konzeption*. Dissertation Geographisches Institut der Universität Kiel
- Schröder W, Daschkeit A (2003): Umweltwissenschaft als Prototyp interdisziplinärer Forschung. In: Fränzle O, Müller F, Schröder W (Hrsg), *Handbuch der Umweltwissenschaften. Grundlagen und Anwendungen der Ökosystemforschung*. ecomed,

- Landsberg am Lech, München, Zürich, Kap. II-2.5 (9. Erg.Lfg.), 1–32
- Schröder W, Englert C, Pesch R, Schmidt G (2007): Phänologische Änderungen bei Obstbäumen und anderen Pflanzen sowie weitere mögliche Folgen des Klimawandels für die Landwirtschaft. In: Landinfo 5, 15–28
- Schröder W, Fränzle O, Dachkeit A, Bartels F, Kaske A, Kerrines A, Schmidt G, Stech C (1998): Organisation und Methodik des Bodenmonitoring. Berlin, UBA-Texte 21/98
- Schröder W, Garbe-Schönberg CD, Fränzle O (1991): Die Validität von Umweltdaten – Kriterien für ihre Zuverlässigkeit: Repräsentativität, Qualitätssicherung und -kontrolle. UWSF – Z Umweltchem Ökotox 3, 237–241
- Schröder W, Grabkowsky B, Schmidt G (2007): Aufschlüsselung statistischer Beziehungen zwischen dem Nadelverlust von Fichten und anderen Informationen dreier Forstmonitoring-Programme Nordrhein-Westfalens. Schweiz Z Forstwes 158, 50–64
- Schröder W, Pesch R (2004): Spatial and temporal trends of metal accumulation in mosses. J Atmos Chem 49, 23–38
- Schröder W, Pesch R (2005a): Geographische Umweltmessnetzanalyse und -planung. Geogr Helv 60, 77–86
- Schröder W, Pesch R (2005b): Correlation and time series of metals in mosses with selected sampling site specific and ecoregional characteristics in Germany. Env Sci Pollut Res 12, 159–167
- Schröder W, Pesch R (2007): Synthesizing bioaccumulation data from the German Metals in Mosses Surveys and relating them to ecoregions. Sci Total Environ 374, 311–327
- Schröder W, Pesch R, Pehlke H, Busch M (2005): Flächenhafte Typologisierung des Meeresgrunds mit Hilfe geostatistischer und multivariat-statistischer Verfahren. Abschlussbericht zu dem Forschungsvorhaben FKZ 03F0370 im Förderschwerpunkt Informationssysteme im Erdmanagement: Von Geodaten zu Geodiensten des BMBF/DFG-Sonderprogramm Geotechnologien, Bonn, Rostock, 188 S
- Schröder W, Pesch R, Schmidt G (2004): Soil Monitoring in Germany: Spatial Representativity and Methodical Comparability. J Soils Sediments 1, 49–58
- Schröder W, Schmidt G (2000): Raumgliederung für die Ökologische Umweltbeobachtung des Bundes und der Länder. UWSF – Z Umweltchem Ökotox 12, 237–243
- Schröder W, Schmidt G (2003): Medienübergreifende Umweltbeobachtung in Baden-Württemberg. Ergebnisse eines Modellprojekts. In: Landesanstalt für Umweltschutz (Hrsg), Medienübergreifende Umweltbeobachtung. Stand und Perspektiven. Karlsruhe, S. 39–60
- Schröder W, Schmidt G (2006): A methodological approach of site selection and data analysis to provide model input data for an up-scaling of population effects of transgenic oilseed rape in Northern Germany. Ecol Ind 6, 168–183
- Schröder W, Schmidt G, Hornsmann I (2006a): Landschaftsökologische Raumgliederung Deutschlands. In: Fränzle O, Müller F, Schröder W (Hrsg), Handbuch der Umweltwissenschaften. Grundlagen und Anwendungen der Ökosystemforschung. ecomed, Landsberg am Lech, München, Zürich, Kap. V-1.9, 16. Erg.Lfg., 1–101
- Schröder W, Schmidt G, Pesch R, Eckstein T (2002): Harmonisierung der Umweltbeobachtung. Instrumente zur Prüfung methodischer Vergleichbarkeit und räumlicher Repräsentanz. In: Fränzle O, Müller F, Schröder W (Hrsg), Handbuch der Umweltwissenschaften. Grundlagen und Anwendungen der Ökosystemforschung. ecomed, Landsberg am Lech, Kap. V-1.3 (8. Erg.Lfg.), 1–22
- Schröder W, Schmidt G, Zipperle J (2006b): Geodaten, Messdaten und Analyseabläufe zur Messflächenauswahl bei unterschiedlichen Skalen. Überlegungen zum GVO-Messnetz in Baden-Württemberg. BfN-Skripten 189, 29–41
- Schröder W, Vetter L, Fränzle O (1992): Einfluß statistischer Verfahren auf die Bestimmung repräsentativer Standorte für Umweltuntersuchungen am Beispiel der neuen Bundesländer. Petermanns Geographische Mitt 136, 309–318
- Schultz J (2000): Handbuch der Ökozonen. Stuttgart
- Stevens SS (1946): On the theory of scales of measurement. Science 103, 677–680
- Tüxen R (1956): Die heutige potentiell natürliche Vegetation als Gegenstand der Vegetationskartierung. Angew Pflanzensoziologie 13, 5–43
- Turner MG, Dale VH, Gardner RH (1989): Predicting across scales. Theory development and testing. Landscape Ecol 3, 245–252
- UNECE (United Nations Economic Commission for Europe) (2004): Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests. Part II Visual Assessment of Crown Condition updated: 06/2004. Brussels
- UNECE (2005): Forest condition in Europe. Technical report. Geneva, Hamburg
- Vetter L, Maass R, Schröder W (1991): Die Bedeutung der Repräsentanz für die Auswahl von Untersuchungsstandorten am Beispiel der Waldschadensforschung. Petermanns Geographische Mitt, 135, 165–175
- Walter H, Breckle SW (1999): Vegetation und Klimazonen. 7. Auflage, Stuttgart
- Walmsley JL, Barthelmie RJ, Burrows WR (2001): The statistical prediction of offshore winds from land-based data for wind-energy applications. Bound-Lay Meteorol 101, 409–433
- Weller F (1983): Agrarökologische und Naturräumliche Gliederung – Ein Vergleich. Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie XI, 445–453
- Weller F (1990): Ökologische Standorteignungskarte für den Landbau in Baden-Württemberg 1 : 250 000. Ministerium für Ländlichen Raum, Ernährung, Landwirtschaft und Forsten Baden-Württemberg (Hrsg), Stuttgart
- WGE (Working Group on Effects) (2004): Review and assessment of air pollution effects and their recorded trends. Working Group on Effects, Convention on Long-range Transboundary Air Pollution. National Environment Research Council, UK
- White ID, Mottershead, DN, Harrison SJ (1984): Environmental Systems. George Allen & Unwin, London
- Zerbe S (1992): Zur Notwendigkeit von vegetationskundlich-ökologischen Untersuchungen zur Stabilität und Dynamik bodensaure Hainsimsen-Buchenwälder. In: Henle K, Kaule G (Hrsg), Arten- und Biotopschutzforschung für Deutschland. Berichte aus Ökologischer Forschung Band 4, 293–297
- Zerbe S (1996): Stellt die potentielle natürliche Vegetation (PNV) eine sinnvolle Zielvorstellung für den naturnahen Waldbau dar? Forstwiss Centralbl 11, 1–15
- Zerbe S (1998): Potential natural vegetation: Validity and applicability in Landscape planning and nature conservation. Applied Vegetation Science 1, 165–172

Eingegangen: 14. Juni 2007  
 Akzeptiert: 19. Oktober 2007  
 OnlineFirst: 20. Oktober 2007