

Indikatorarten für nährstoffarme Standorte in den Bergwäldern der Bayerischen Alpen

Indicator species of nutrient-poor sites in mountain forests of the Bavarian Alps

Birgit Reger¹*, Karl Heinz Mellert² & Jörg Ewald³

¹Institut für Waldökologie, Universität für Bodenkultur Wien, Peter-Jordan-Straße 82, 1190 Wien, birgit.reger@boku.ac.at; ²Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 1, 85354 Freising, karl.mellert@lwf.bayern.de; ³Fakultät für Wald und Forstwirtschaft, Hochschule Weihenstephan-Triesdorf, Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 3, 85354 Freising, joerg.ewald@hswt.de
*Korrespondierende Autorin

Zusammenfassung

In den Bergwäldern der Bayerischen Alpen sind Standorte mit geringer Nachlieferung von N, P und K, z. T. auch von Mg und Ca weit verbreitet. Um diese gegenüber Biomassenutzung empfindlichen Standorte im Gelände zu erkennen, können Pflanzenarten der Bodenvegetation als Indikatoren genutzt werden. Ziel unserer Arbeit war es, anhand einer umfangreichen Vegetations- und Bodendatenbank Indikatorarten für nährstoffarme Waldstandorte in den Bayerischen Alpen zu ermitteln. Mit Hilfe einer Indikatorartenanalyse wurden insgesamt 745 verschiedene Gefäßpflanzenarten und die Torfmoose (auf Gattungsebene zusammengefasst) auf ihre Eignung als Indikatorarten überprüft. Dazu wurden insgesamt 1.496 durch Vegetationsaufnahmen und Bodenprofilansprachen gekennzeichnete Waldstandorte hinsichtlich ihrer Nährstoffversorgung eingestuft und ausgewertet. *Potentilla erecta*, *Vaccinium vitis-idaea*, *Homogyne alpina* und *Huperzia selago* wurden als allgemeine Indikatorarten für nährstoffarme Standorte ermittelt. Vorkommen von *Vaccinium myrtillus* (Deckung ≥ 5 %) sowie Vorkommen von *Juncus effusus*, *Luzula sylvatica* und *Luzula pilosa* weisen auf nährstoffarme, tiefgründig versauerte Mineralböden mit Auflagehumus hin, während *Calamagrostis varia*, *Sesleria albicans*, *Melampyrum sylvaticum*, *Aster bellidiastrum* und *Anthoxanthum odoratum* eng an nährstoffarme kalkreiche Standorte gebunden sind. Die dargestellten Indikatorarten wurden speziell für die nährstoffarmen Waldstandorte der Bayerischen Alpen zusammengestellt. Sie ermöglichen ohne viel Sach- und Zeitaufwand im Gelände eine Ansprache von nährstoffarmen Waldstandorten, deren Nährstoffangebot aus Standortskarten nur grob eingeschätzt werden kann.

Abstract

Many mountain forests of the Bavarian Alps are found on sites with low supply of N, P and K and, in fewer cases, of Mg and Ca. In order to identify these sites, which are sensitive to biomass extraction, in the field, plant species of the soil vegetation can be used as indicators. The aim of our study was to identify indicator species of nutrient-poor forest sites in the Bavarian Alps by analysing a comprehensive database of coincident vegetation plots and soil profiles. A total of 745 vascular plant species and the moss genus *Sphagnum* were tested for their relevance in this regard by indicator-species analysis. For the analysis, a total of 1,496 forest sites were classified according to their nutrient supply and analysed statistically. *Potentilla erecta*, *Vaccinium vitis-idaea*, *Homogyne alpina* and *Huperzia selago*

were identified as general indicator species of nutrient-poor sites. Occurrences of *Vaccinium myrtillus* (cover $\geq 5\%$) as well as of *Juncus effusus*, *Luzula sylvatica* and *Luzula pilosa* indicate nutrient-poor, acid mineral soils whereas *Calamagrostis varia*, *Sesleria albicans*, *Melampyrum sylvaticum*, *Aster bellidiastrum* and *Anthoxanthum odoratum* are closely connected to nutrient-poor calcareous sites on limestone and dolomite. The presented indicator species were specifically compiled for the nutrient-poor forest sites of the Bavarian Alps. They allow on-site recognition of nutrient-poor forest sites without labor-intensive and time-consuming effort. The method is particularly useful, as site maps allow only a broad categorisation of nutrient supply.

Keywords: bioindication, forest site, indicator plants, indicator-species analysis, ecological indicator value

1. Einleitung

Nährstoffarme, d. h. durch den Mangel an Pflanzennährstoffen geprägte Waldstandorte sind in den Bergwäldern der Bayerischen Alpen von Natur aus gar nicht so selten. Etwa ein Drittel der Bergwälder sind durch den Mangel an einem oder mehreren der Pflanzennährelemente Stickstoff, Phosphor, Kalium, Magnesium und Calcium gekennzeichnet (MELLERT & EWALD 2011). Nach EWALD et al. (2013) sind die Kalkalpen eine der wenigen verbleibenden mitteleuropäischen Waldlandschaften mit so hohen Anteilen nährstoffarmer Böden.

Auf nährstoffarmen sauren Standorten herrscht ein tief reichender Mangel an allen Nährelementen im ganzen Wurzelraum vor. Dagegen weisen nährstoffarme Kalk- und Dolomitstandorte in der Regel hohe Vorräte an Calcium und meist auch Magnesium auf, jedoch kann die Versorgung mit Stickstoff, Kalium und insbesondere Phosphor knapp sein. Sie finden sich insbesondere auf den relativ jungen Böden der Kalkalpen wie beispielsweise auf Humuskarbonatböden und Rendzinen.

Für die forstliche Praxis stellen vor allem letztere Standorte forstwirtschaftliche Grenzstandorte mit geringer Produktivitätserwartung dar. Vor allem Stickstoff- und Phosphormangel können die Vitalität und das Wachstum der Bäume maßgeblich beeinträchtigen (EWALD 2000, MELLERT & EWALD 2013, 2014, MELLERT & GÖTTLEIN 2013). Eine nicht nährstoffnachhaltige Bewirtschaftung solcher Waldstandorte, z. B. durch wiederholtes Ernten ganzer Bäume, kann zu Standortsdegradation und in der Folge zu einem Verlust der Schutzfunktion führen. Aufgrund dieser besonderen Stellung von nährstoffarmen Waldstandorten ist es bedeutsam, solche Nährstoffmangelstandorte sicher zu erkennen.

Eine Einstufung von Waldstandorten hinsichtlich der durch Nährstoffmangel bedingten Empfindlichkeit gegenüber Kronennutzung wurde auf Basis der Waldtypenkarte, einer Sonderform der forstlichen Standortkarte im Maßstab 1 : 25.000 (REGER & EWALD 2011, REGER et al. 2013), von MELLERT & EWALD (2011) abgeleitet. Dabei wurden pro Waldtyp N-Zeigerwerte der Vegetation, der Anteil des Auflagehumus am Gesamthumusvorrat (Humusquotient) und die Versauerung des Mineralbodens ermittelt. Als empfindlich wurden jene Waldtypen gekennzeichnet, die geringe N-Zahlen, hohe Humusquotienten oder stark versauerte Mineralböden aufweisen. Während die Kennzeichnung der hochgradig empfindlichen Standorte einerseits und der nährstoffreichen Standorte andererseits mit diesen Kriterien gut möglich ist, besteht in der Stufe mittlerer Empfindlichkeit Differenzierungsbedarf. In Waldtypen dieser Stufe hängen Nährstoffangebot und Empfindlichkeit stark von der örtlichen Nutzungsgeschichte und den daraus resultierenden Humus- und Nährstoffvorräten ab (WILNHAMMER et al. 2011), deren Beurteilung mangels hinreichend scharfer Vorausinformation am jeweiligen Standort im Gelände vorgenommen werden muss.

Als Lösung bieten sich am Waldboden wachsende Indikatorarten an, die ohne zeit- und kostenintensive Boden- und Nadelanalysen eine rasche Beurteilung der Standortverhältnisse erlauben (MCGEOCH & CHOWN 1998, CARIGNAN & VILLARD 2002). Auf nährstoffarmen Waldstandorten finden sich häufig Pflanzenarten, die sich durch sehr geringe Ansprüche an die Versorgung mit Nährstoffen auszeichnen. Als Ernährungsspezialisten haben sie Strategien entwickelt, um die wenigen Nährstoffe effektiv auszunutzen. Dagegen sind sie auf reichen Standorten nicht konkurrenzfähig und treten daher fast ausschließlich auf nährstoffarmen Standorten auf.

Zur Bestimmung von Indikatorarten wurden verschiedene statistische Verfahren entwickelt (z. B. HILL 1979; DUFRÈNE & LEGENDRE 1997; BRUELHEIDE 2000; CHYTRÝ et al. 2002; CHAZDON et al. 2011; URBAN et al. 2012). Ein häufig verwendetes Verfahren in der Indikatorartenanalyse ist die Berechnung von Indikatorwertindizes nach DUFRÈNE & LEGENDRE (1997). Mit Hilfe von Indikatorwerten lässt sich die Beziehung zwischen dem Artvorkommen bzw. der Artmächtigkeit von Standorten und der Klassifikation dieser Standorte in Gruppen (Habitattypen, Pflanzengesellschaften, Störungszustände, etc.) analysieren (DUFRÈNE & LEGENDRE 1997; DE CÁCERES et al. 2012). Als Ergebnis einer Indikatorartenanalyse erhält man eine Liste von Arten, die signifikant mit den jeweiligen Vegetationstypen bzw. deren Kombinationen assoziiert sind. Neue Standorte, in denen diese Indikatorarten enthalten sind, können den jeweiligen Vegetationstypen bzw. deren Kombinationen zugeordnet werden.

Ziel des vorliegenden Beitrags ist es, mit Hilfe der Analyse umfangreicher Vegetations- und Standortdaten Pflanzenarten als Indikatoren für nährstoffarme Waldstandorte in den Bayerischen Alpen zu ermitteln. Die Indikatorarten werden im Hinblick auf ihre Praxistauglichkeit nach folgenden Kriterien bestimmt: (1) Sie sollen häufig und mit möglichst großer Deckung auf nährstoffarmen Standorten zu finden sein (Sensitivität) und (2) auf nährstoffarme Standorte weitgehend beschränkt sein (Spezifität).

2. Untersuchungsgebiet

Der Bayerische Alpenraum (Abb. 1) umfasst nach der forstlichen Wuchsgebietsgliederung Bayerns (GULDER 2001) das Wuchsgebiet 15 mit einer Fläche von ca. 4.600 km² und reicht von den Allgäuer Alpen bis zu den Berchtesgadener Alpen. Innerhalb des Wuchsgebietes lassen sich die mittelgebirgsartigen Vorberge der Molasse- und Flyschzone und die Kalkalpen mit ihrem stärker hochgebirgsartigen Relief unterscheiden. Die Höhenstufen-Amplitude reicht von 473 m im tief ausgeschürften Saalach-Tal bei Bad Reichenhall bis zum 2.963 m hoch gelegenen Gipfel der Zugspitze.

Infolge der Lage am nördlichen Alpenrand herrscht eine vorwiegend alpine Klimatönung mit hohen Niederschlägen vor. Das jährliche Temperaturmittel reicht von 9,1°C in den Tieflagen bis -4,1°C in den Hochlagen. Die jährlichen Niederschlagssummen betragen 1.175 mm bis über 2.800 mm.

Infolge Faltung und tektonischer Überschiebung im Zuge der Alpenentstehung im Tertiär tritt im Bayerischen Alpenraum eine große und für die Nordalpen typische Gesteinsvielfalt auf (BAYERISCHES GEOLOGISCHES LANDESAMT 1996). Im Süden nimmt die kalkalpine Zone große Flächen ein. Ihre karbonatreichen Sedimentgesteine der Trias, Jura und Kreidezeit bilden die charakteristischen Bergformen der bayerischen Alpen (z. B. Hauptdolomit und Plattenkalk in den Allgäuer Alpen, Wettersteinkalk im Karwendel und Wettersteingebirge sowie Dachsteinkalk und Ramsadolomit in den Berchtesgadener Alpen). Eingelagert

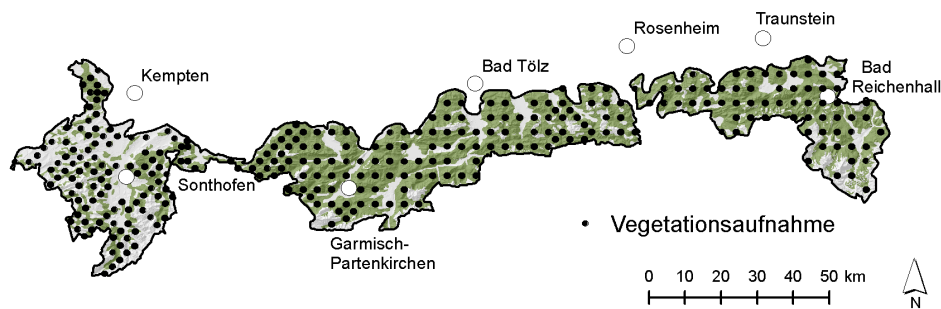


Abb. 1. Projektgebiet mit den Vegetationsaufnahmen.

Fig. 1. Study area with vegetation plots.

in die massigen, harten Karbonatgesteine finden sich kleinflächig tektonische Mulden mit weniger widerständigen, tonig und sandig verwitternden Sedimentgesteinen unterschiedlichen Alters. Die schmale Flysch-Zone am nördlichen Rand des Bayerischen Alpenraums wird von tonigen und sandigen Gesteinen (z. B. Zementmergelserie, Reiselsberger Sandstein, Piesenkopfschichten, Hällritzer Serie und Quarziterie) aufgebaut, die in der Kreidezeit als Tiefseesedimente abgelagert wurden. Die helvetische Zone tritt nur kleinflächig überwiegend in den Allgäuer Alpen auf und ist geprägt von dickbankigen Kalkgesteinen der Kreide (z. B. Schratzenkalk) und Mergelsteinen mit abschnittsweiser Einschaltung teils glaukonit- und phosphorführender Schluff- und Sandsteine. Die Molasse-Zone wird von Sandsteinen, Konglomeraten, Mergelsteinen und Tonen (Nagelfluh) aufgebaut. Ihre heutige Gestalt erhielt das tektonisch geprägte Gebirge nach der Heraushebungsphase im Tertiär durch die eiszeitlichen Gletscher im Pleistozän. Die großen Alpentäler wie etwa das Isartal bei Vorderriß wurden durch das Gletschereis tief ausgeschürft und danach von Schmelzwasser- und Moränenablagerungen zugeschüttet.

Der geologischen und klimatischen Vielfalt des Bayerischen Alpenraums entsprechend finden sich sehr unterschiedliche, kleinräumlich stark wechselnde Bodentypen. Fels- und Skeletthumusböden, Rendzinen und Terrae fuscae sind auf Kalken verbreitet. Auf den Flyschgesteinen herrschen an den steileren Hängen Braunerden vor. Auf Mergeln finden sich Hanggleye und Pseudogleye. Pseudogleye und Gleye nehmen vor allem im Unterhangbereich erhebliche Flächen ein.

Etwa 53 % (ca. 246.000 ha) der Bayerischen Alpen sind mit Wald bedeckt. Die Bergwälder der montanen Stufe werden dominiert von Bergmischwäldern mit *Picea abies*, *Fagus sylvatica* und *Abies alba*. Typische Assoziationen sind hier die buchenreichen Bergmischwälder *Aposerido-Fagetum* (Karbonat-Bergmischwald frischer Standorte), *Galio-Fagetum* (Silikat-Mull-Bergmischwald), *Luzulo-Fagetum* (Silikat-Moder-Bergmischwald) und *Seslerio-Fagetum* (Felshang-Bergmischwald), die fichten- und tannenreichen Wälder *Adenostylo glabrae-Abietetum* (Karbonat-Fichten-Tannenwald), *Galio-Abietetum* (Silikat-Fichten-Tannenwald basenreicher Standorte) und *Luzulo-Abietetum* (Silikat-Fichten-Tannenwald stark saurer Standorte) sowie *Calamagrostio variaie-Pinetum* (Schneeheide-Kiefernwald) (EWALD 1997, 2002, WALENTOWSKI et al. 2006). In der subalpinen Stufe treten die fichtendominierten Assoziationen *Adenostylo glabrae-Piceetum* (Karbonat-Fichtenwald) und *Homogyno-Piceetum* (Silikat-Fichtenwald) auf. Die hochsubalpine Stufe bilden *Rhododendro-Pinetum mughi* (Latschengebüsche) und *Vaccinio-Pinetum cembrae* (Karbonat-Lärchen-Zirbenwälder).

3. Material und Methoden

3.1 Vegetations- und Bodendaten

Die Analyse basiert auf 1.496 Vegetationsaufnahmen und Bodenprofilen aus der relationalen MS-Access Datenbank WINALPecobase (REGGER et al. 2012, GIVD-ID EU-DE-003). Die Vegetations- und Bodendaten wurden im Jahr 2009 (7 Aufnahmen im Jahr 2010) in einem systematisch-stratifizierten Aufnahmedesign in naturnahen Waldstandorten (bevorzugt in Altbeständen mit homogener und für die lokale Ausprägung repräsentativer Waldvegetation) verteilt über alle Standortstypen in allen Regionen der Bayerischen Alpen aufgenommen, um eine flächendeckende, repräsentative und ausgewogene Datenaufnahme sicher zu stellen (Abb. 1).

Auf einer Fläche von 14 m × 14 m wurden in jedem Plot alle Gefäßpflanzen und Moose getrennt nach Moos-, Kraut-, Strauch- sowie erste und zweite Baumschicht mit ihrer Deckung aufgenommen. Artenvorkommen auf Steinen, Wurzeln und Totholz wurden nicht erfasst. Für jedes Artvorkommen wurden getrennt nach Bestandsschicht Deckungsgrade auf einer sechsstufigen modifizierten Braun-Blanquet-Skala (+: < 1 %, 1: 1–5 %, 2: 5–25 %, 3: 25–50 %, 4: 50–75 %, 5: 75–100 %) geschätzt. Die Nomenklatur der Arten folgt den Standardlisten des Bundesamtes für Naturschutz (Gefäßpflanzen: WISSKIRCHEN & HAEUPLER 1998; Moose: KOPERSKI et al. 2000), welche digital in der GermanSL verfügbar sind (JANSEN & DENGLER 2008). Die Vegetationsdaten wurden in eine Aufnahmestandort-Arten-Tabelle mit Artmächtigkeiten zusammengefasst.

Neben der Vegetation wurde in jedem Plot der Boden aufgenommen. Die Bodenansprache umfasst neben einer Gesamtbodenprofilbeschreibung (Bodentyp, Humusform, usw.) eine Horizontbeschreibung (Horizontierung der Humusaufgabe und des Mineralbodens, Horizontgrenzen, Bodenart, Skelettgehalt, Entkalkungstiefe, Hydromorphien, usw.) und eine Substratansprache (Petrographie, Schichtung, usw.). Die Bodenansprache erfolgte in der Regel mit Hilfe eines Pürckhauer-Bohrstocks und wurde nach der bodenkundlichen Kartieranleitung (AD-HOC-ARBEITSGRUPPE BODEN 2005) durchgeführt. Die Substratansprache erfolgte nach den Standards des Landesamtes für Umwelt (LFU).

3.2 Standortbewertung

Für die Bewertung der untersuchten Waldstandorte nach ihrer Nährstoffversorgung wurden aus den Vegetations- und Bodendaten für jeden Aufnahmestandort nach MELLERT & EWALD (2011) folgende drei Parameter abgeleitet:

- Mittlere Nährstoffzahl nach ELLENBERG et al. (2001),
- Humusquotient,
- Basenhaushaltsstufe.

Die mittlere Nährstoffzahl (mN) beschreibt das Angebot an den Makronährstoffen Stickstoff (N), Phosphor (P) und Kalium (K), das der Bodenvegetation zur Verfügung steht (ELLENBERG et al. 2001, EWALD et al. 2013). Die mittlere Nährstoffzahl hat eine enge Beziehung zur N- und P-Ernährung und zur Oberhöhenbonität von Fichten (MELLERT & EWALD 2013, 2014). Sie wurde aus den Vegetationsaufnahmen für die Gefäßpflanzen als mittlerer gewichteter Zeigerwert nach ELLENBERG et al. (2001) berechnet.

Der Humusquotient (HQ) stellt den Anteil des C-Vorrats im Auflagehumus am Gesamthumusvorrat eines Standorts dar und bewertet die relative Bedeutung des Auflagehumus für die Speicherung von Nährstoffen (MELLERT & EWALD 2011). Die Berechnung des Humusquotienten erfolgte aus dem C-Vorrat im Auflagehumus (C_{Hum}) und dem C-Vorrat im Mineralboden (C_{Min}) nach der Formel $C_{\text{Hum}} / (C_{\text{Hum}} + C_{\text{Min}})$. Die C-Vorräte im Mineralboden wurden für jeden Waldstandort anhand der Horizontmächtigkeit, des Humusgehaltes und der Lagerungsdichte aus den im Gelände erhobenen Bodendaten nach der bodenkundlichen Kartieranleitung (AD-HOC-ARBEITSGRUPPE BODEN 2005) ermittelt. Die C-Vorräte im Auflagehumus wurden über die Humusform und die Mächtigkeit für jeden Waldstandort bestimmt.

Mit Hilfe des Basenhaushaltes (BS) wurden kalkreiche Standorte von sauren und basenreichen Standorten unterschieden. Die Einstufung des Basenhaushaltes folgt der Substrateinstufung aus der forstlichen Standortskartierung für die Bayerischen Alpen von EWALD & BINNER (2007). Hierin werden die Substrate Kalkböden (k), stark saure Lehm Böden (S) und basenreiche Lehm Böden (s) sowie die Sondersubstrate Rohböden (L), Moorböden (M), Aue (A), Tangelhumus (T), Geröll (G) und Fels (F) unterschieden. Aufgrund tief reichender Entkalkung und Auswaschung weisen stark saure Lehm Böden des Typs „S“ über die gesamte Profiltiefe geringe Sättigungen mit den „basischen“ Nährionen Ca, Mg und K auf (Basensättigungstyp 5 im Sinne von KÖLLING et al. 1996 und WALENTOWSKI et al. 2006). Die Einstufung der Standorte in die Substrattypen erfolgte vor Ort im Zuge der Bodenansprache.

Anhand der Basenhaushaltstufe, der mittleren Nährstoffzahl und des Humusquotienten wurden nährstoffarme kalkreiche und nährstoffarme saure Waldstandorte von Standorten mit mittlerer und hoher Nährstoffversorgung unterschieden (Abb. 2 und Abb. 3). Karbonat-Standorte der Basenhaus-

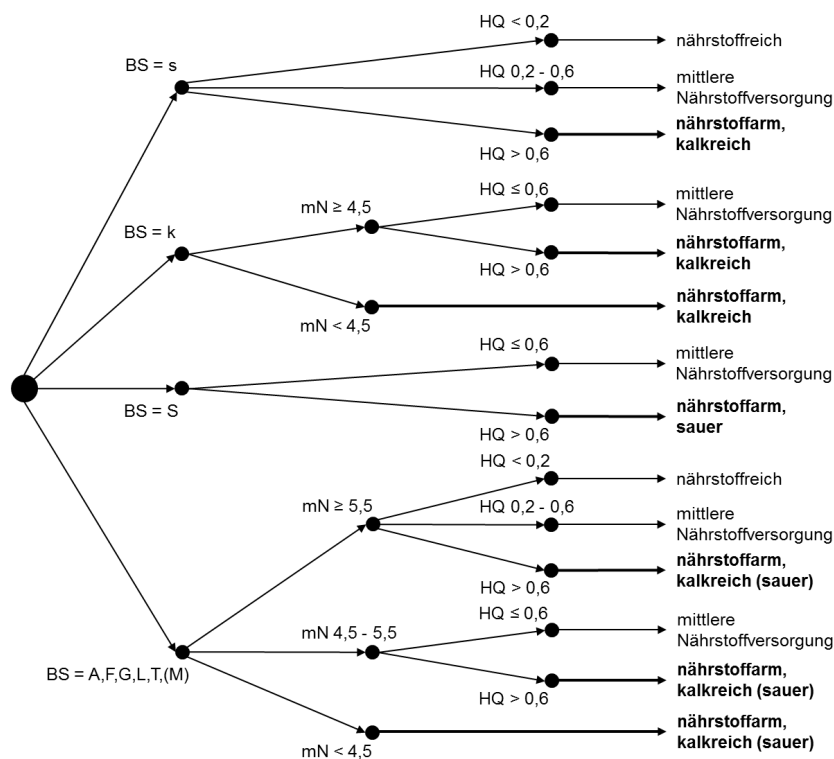


Abb. 2. Einstufung der Waldstandorte in die vier Standortgruppen. Die Einstufung erfolgte nach MELLERT & EWALD (2011) anhand der mittleren Nährstoffzahl (mN), des Humusquotienten (HQ) und des Basenhaushalts (BS). Der Basenhaushalt (BS) wurde nach den Substrattypen von EWALD & BINNER (2007) eingestuft: k = Kalkböden, s = basenreiche Lehm Böden, S = stark saure Lehm Böden; Sondersubstrattypen L = Rohböden, M = Moorböden, A = Aue, T = Tangelhumus, G = Geröll, F = Fels. Nährstoffarme Moorböden werden als sauer, alle übrigen Sondersubstrattypen als kalkreich eingestuft.

Fig. 2. Classification of the forest sites in the four site groups. Classification was carried out according to MELLERT & EWALD (2011) on the basis of average nutrient value (mN), humus quotient (HQ) and base supply (BS). Base supply (BS) was classified according to the substrate types of EWALD & BINNER (2007): k = calcareous soils, s = base-rich soils, S = acid soils; special substrate types L = Leptosols, M = Histosols, A = flood plains, T = Tangelhumus, G = debris, F = rocks. Nutrient-poor Histosols are classified as acid, the remaining special substrate types as calcareous.

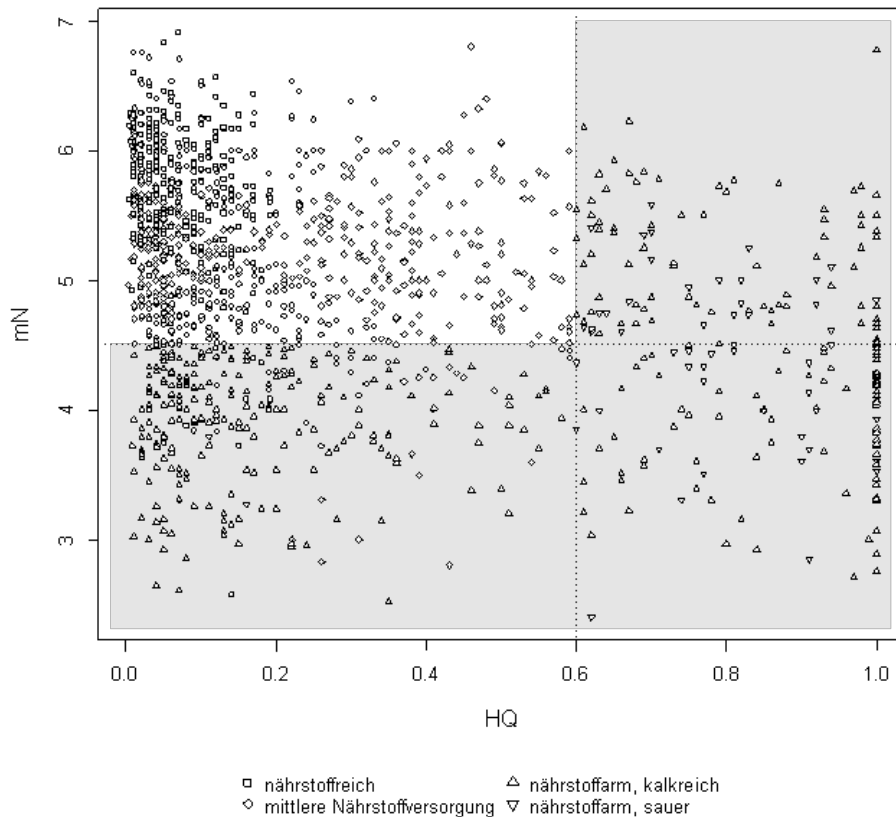


Abb. 3. Verteilung der Waldstandorte hinsichtlich mittlerer Nährstoffzahl (mN) und Humusquotient (HQ). Die Einstufung der Waldstandorte in vier Standortgruppen erfolgte anhand des Entscheidungsbaums in Abb. 2. Grau hinterlegte Bereiche weisen eine mN < 4,5 und/oder einen HQ > 0,6 auf.

Fig. 3. Distribution of the forest sites according to average nutrient value (mN) and humus quotient (HQ). Classification of the forest sites in four site groups was carried out according to the decision tree in Fig. 2. Gray coloured areas indicate a mN < 4.5 and/or a HQ > 0.6.

haltsstufe „k“ und die Sondersubstrate Rohboden, Moorböden, Aue, Tangelhumus, Geröll und Fels wurden in Anlehnung an EWALD et al. (2013) als nährstoffarm eingestuft, wenn sie eine mittlere Nährstoffzahl < 4,5 oder einen Humusquotienten > 0,6 aufwiesen. Nährstoffarme Moore wurden als sauer, alle übrigen Sondersubstrattypen als kalkreich eingestuft. Standorte der Basenhaushaltsstufen „S“ und „s“ wurden ohne Berücksichtigung der Nährstoffzahl als nährstoffarm eingestuft, wenn der Humusquotient > 0,6 betrug.

3.3 Indikatorartenanalyse

Um die kennzeichnenden Arten für jede Standortgruppe zu ermitteln, wurde eine Indikatorartenanalyse durchgeführt. Die Analyse beruht auf einer Multilevel Pattern Analysis (multipatt) aus dem R-Package indicpecies (DE CÁCERES et al. 2010, DE CÁCERES & JANSEN 2013), R-Version 2.15.2 (R DEVELOPMENT CORE TEAM 2013). Bei der Multilevel Pattern Analysis wird ein Indikatorwert nach DUFRÈNE & LEGENDRE (1997) pro Art und Standortgruppe aufgrund des Vorkommens und der Deckung der einzelnen Arten in den zuvor definierten Gruppen ermittelt. Der Indikatorwert gibt dabei

Auskunft über den Vorhersagewert einer Art als Indikator für eine Standortgruppe und wird aus der Quadratwurzel des Produktes von Spezifität (A) und Sensitivität (B) berechnet. Die Spezifität stellt die Wahrscheinlichkeit dar, dass ein Standort zu einer Standortgruppe gehört, wenn eine Art auf diesem Standort gefunden wurde. Sie errechnet sich aus der durchschnittlichen Artmächtigkeit in einer Gruppe geteilt durch die Summe der durchschnittlichen Artmächtigkeit für alle Gruppen und stellt damit die Treue einer Art dar. Die Sensitivität einer Art wird als die relative Häufigkeit ihres Vorkommens in dieser Gruppe definiert und gibt die Wahrscheinlichkeit an, mit der eine Art auf Standorten einer Standortgruppe gefunden wird. Sie entspricht damit der Stetigkeit einer Art. Der Indikatorwert für jede Art reicht von 0 (kein Indikator) bis 100 (maximaler Indikator). Die Verlässlichkeit der Zuordnung der Arten zu einer Standortgruppe oder Gruppenkombination wird über Irrtumswahrscheinlichkeiten (p -Werte) abgeschätzt. Dazu wurde die statistische Signifikanz der Indikatorwerte mit Hilfe des Monte-Carlo-Tests nach 999 Permutationen geprüft. Arten mit einem P -Wert über 0,05 (Irrtumswahrscheinlichkeit $> 5\%$) wurden nicht zugeordnet. Die Indikatorwerte wurden hinsichtlich unterschiedlicher Gruppengrößen korrigiert (Funktion „Indval.g“ in der Multilevel Pattern Analysis), um Unterschiede aufgrund der unterschiedlichen Zahl der Aufnahmen in den vier Standortgruppen zu vermeiden. Mit Hilfe der Indikatorartenanalyse wurden insgesamt 745 Gefäßpflanzenarten der Krautschicht und die Torfmoose (auf Gattungsebene zusammengefasst) auf ihre Eignung als Indikatorarten für nährstoffarme Standorte überprüft. Für die Selektion der Indikatorarten wurden zudem Schwellenwerte hinsichtlich ihrer Spezifität und Sensitivität gesetzt. Als praxistauglich wurden Arten ausgewählt, deren Spezifität bei $A \geq 55\%$ und deren Spezifität bei $B \geq 10\%$ lag. Dadurch wurden zu unspezifische und zu selten vorkommende Arten als Indikatorarten ausgeschlossen.

Neben dem Indikatorwert einer Art wurde die Abdeckung (Coverage) bestimmt. Die Abdeckung gibt den Anteil der Standorte einer Standortgruppe an, wo wenigstens eine Indikatorart zu finden ist. Die Abdeckung wurde zunächst für alle Indikatorarten einer Standortgruppe bestimmt. In einem zweiten Schritt wurde für einen Teil der Indikatorarten die Abdeckung berechnet, wobei die Anzahl der Indikatorarten schrittweise erhöht wurde, bis das Subset an Indikatorarten annähernd die gleiche Abdeckung aufwies wie der komplette Indikatorartensatz oder insgesamt ein Maximum von 5 Indikatorarten erreicht wurde.

4. Ergebnisse und Diskussion

Von den insgesamt 1.496 Waldstandorten wurden in der Standortbewertung 492 (32,9 %) als nährstoffarm bewertet, wovon 431 als kalkreich und 61 als sauer eingestuft wurden (Abb. 3). Von den insgesamt 745 getesteten Taxa erreichten 279 (im Folgenden der Einfachheit halber als „Arten“ bezeichnet) ein signifikantes Ergebnis (p -Wert $< 0,05$). Mit Hilfe der Multilevel Pattern Analyse wurden für nährstoffarme kalkreiche Standorte 41 Arten ($B \geq 10\%$) als Indikatorarten mit einer Abdeckung von 90,7 %, für nährstoffarme saure Standorte 8 Arten ($B \geq 10\%$) mit einer Abdeckung von 100 % und für nährstoffarme Standorte allgemein 4 Arten ($B \geq 10\%$) mit einer Abdeckung von 70,9 % ermittelt (Tab. 1).

4.1 Allgemeine Indikatorarten für nährstoffarme Standorte

Auf nährstoffarmen Standorten sind die Arten *Potentilla erecta*, *Vaccinium vitis-idaea*, *Homogyne alpina* und *Huperzia selago* verbreitet (Tab. 1). Sie lassen sich sowohl auf den sauren als auch auf kalkreichen Waldstandorten mit einer Spezifität von wenigstens 68,8 % und einer Sensitivität von wenigstens 18,3 % finden. Den höchsten Indikatorwert weist mit 87,4 *Potentilla erecta* auf. Während die Reaktionszahl nach ELLENBERG et al. (2001) für diese Art als indifferent gewertet wird, gilt sie hinsichtlich der Nährstoffzahl als extremer Magerkeitszeiger. Dies gilt auch für die Indikatorarten *Vaccinium vitis-idaea* und *Homogyne alpina*.

Tabelle 1. Indikatorarten für nährstoffarme Waldstandorte ($B \geq 10\%$). A: Spezifität, B: Sensitivität, IndVal: Indikatorwert, P : Irrtumswahrscheinlichkeit (Signifikanz: *** $p < 0,001$; ** $p < 0,01$; * $p < 0,05$); N, R: Nährstoffzahl und Reaktionszahl nach ELLENBERG et al. (2001).

Table 1. Indicator species of nutrient-poor forest sites ($B \geq 10\%$). A: specificity, B: sensitivity, IndVal: indicator value, p : level of significance (significance: *** $p < 0.001$, ** $p < 0.01$, * $p < 0.05$), N, R: nutrient value and reaction value according to ELLENBERG et al. (2001).

	A	B	IndVal	p	N	R
nährstoffarme kalkreiche Standorte ($n=431$)						
Abdeckung: 90,7 %						
<i>Sesleria albicans</i>	92,9	63,1	76,6	***	3	9
<i>Polygala chamaebuxus</i>	91,5	52,0	68,9	***	2	8
<i>Calamagrostis varia</i>	69,4	65,4	67,4	***	3	8
<i>Carduus defloratus</i> agg.	93,0	48,0	66,8	***	4	8
<i>Erica carnea</i>	99,7	36,2	60,1	***	2	
<i>Carex sempervirens</i> agg.	99,2	30,2	54,7	***	3	7
<i>Campanula rotundifolia</i> agg.	74,4	39,2	54,0	***	2	
<i>Buphthalmum salicifolium</i>	99,2	28,8	53,4	***	3	8
<i>Carex ferruginea</i> agg.	76,1	34,8	51,5	***	4	8
<i>Ranunculus polyanthemus</i> agg.	61,3	42,2	50,9	***	2	
<i>Lotus corniculatus</i> agg.	92,6	26,9	49,9	***	3	7
<i>Phyteuma orbiculare</i>	88,5	28,1	49,9	***		8
<i>Carex flacca</i>	55,9	44,1	49,6	**	4	8
<i>Galium pusillum</i> agg.	80,2	30,6	49,6	***		
<i>Molinia caerulea</i> agg.	91,0	26,5	49,1	***	2	
<i>Aster bellidiastrum</i>	56,7	41,8	48,7	***	4	8
<i>Valeriana montana</i>	66,1	30,6	45,0	***	2	9
<i>Melampyrum sylvaticum</i>	68,9	28,1	44,0	***	2	2
<i>Valeriana tripteris</i>	82,9	23,0	43,6	***	2	
<i>Scabiosa columbaria</i> agg.	96,0	19,0	42,7	***	3	8
<i>Rubus saxatilis</i>	81,2	22,0	42,3	***	4	7
<i>Aquilegia vulgaris</i> agg.	83,2	20,6	41,4	***	4	7
<i>Epipactis atrorubens</i>	73,5	23,2	41,3	***	2	8
<i>Carex montana</i>	74,0	20,6	39,1	***	3	6
<i>Leontodon hispidus</i>	89,0	16,5	38,3	***	6	7
<i>Pimpinella major</i>	78,2	16,9	36,4	***		
<i>Rhododendron hirsutum</i>	98,2	12,5	35,1	***	3	7
<i>Linum catharticum</i>	100,0	12,1	34,7	***	2	7
<i>Ranunculus montanus</i> agg.	84,8	14,2	34,7	***		
<i>Laserpitium latifolium</i>	92,8	12,5	34,1	***	3	9
<i>Thymus pulegioides</i> agg.	96,5	12,1	34,1	***		
<i>Thymus praecox</i> agg.	99,1	11,4	33,6	***	1	8
<i>Tofieldia calyculata</i>	92,0	12,1	33,3	***	2	8
<i>Vincetoxicum hirundinaria</i> agg.	90,0	12,3	33,3	***	3	7
<i>Valeriana saxatilis</i>	92,6	11,8	33,1	***	2	9
<i>Convallaria majalis</i>	94,6	11,4	32,8	**	4	
<i>Origanum vulgare</i> agg.	83,8	12,5	32,4	**		
<i>Thesium alpinum</i>	97,3	10,4	31,9	***	2	8
<i>Pteridium aquilinum</i>	89,6	10,2	30,2	**	3	3
<i>Carex ornithopoda</i> agg.	66,6	12,5	28,9	**	3	9
<i>Anthoxanthum odoratum</i> agg.	68,8	12,1	28,8	**		

	A	B	IndVal	<i>p</i>	N	R
nährstoffarme saure Standorte (<i>n</i> = 61)						
Abdeckung: 100 %						
<i>Vaccinium myrtillus</i>	78,2	91,8	84,7	***	3	2
<i>Blechnum spicant</i>	67,4	59,0	63,1	***	3	2
<i>Sphagnum spec.</i>	89,9	39,3	59,5	***		
<i>Luzula sylvatica</i>	71,0	45,9	57,1	***		
<i>Lycopodium annotinum</i>	55,2	50,8	53,0	***	3	3
<i>Juncus effusus</i>	85,9	16,4	37,5	***	4	3
<i>Luzula pilosa</i>	61,0	23,0	37,4	***	4	5
<i>Carex pilulifera</i>	63,8	21,3	36,9	***	3	3
nährstoffarme Standorte allgemein (<i>n</i> = 492)						
Abdeckung: 70,9 %						
<i>Potentilla erecta</i>	87,4	42,1	60,6	***	2	
<i>Homogyne alpina</i>	68,8	47,6	57,2	***	2	4
<i>Huperzia selago</i>	69,3	26,2	42,6	***	5	3
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	99,2	18,3	42,6	***	1	2

4.2 Indikatorarten für nährstoffarme saure Standorte

Im Vergleich zu den nährstoffarmen kalkreichen Waldstandorten mit 41 Indikatorarten ließen sich für die nährstoffarmen sauren Standorte lediglich 8 Indikatorarten ermitteln (Tab. 1). Auf nährstoffarme saure Standortverhältnisse weisen Vorkommen von *Vaccinium myrtillus* mit einer Deckung ≥ 5 % sowie Vorkommen von *Juncus effusus*, *Luzula sylvatica* und *Luzula pilosa* hin. Wenigstens eine dieser vier Indikatorarten kommt an allen nährstoffarmen sauren Waldstandorten vor (Abb. 4). Man erreicht damit eine Abdeckung von 100 %. Die Azidophyten *Carex pilulifera*, *Luzula pilosa*, *Blechnum spicant* und *Vaccinium myrtillus* sind typisch für das *Luzulo-Fagetum* (EWALD 1997). Hochstet und oft aspektbildend treten Nadelwaldarten wie *Vaccinium myrtillus* und *Lycopodium annotinum* insbesondere im *Luzulo-Abietetum* auf (EWALD 1997).

4.3 Indikatorarten für nährstoffarme kalkreiche Standorte

Nährstoffarme kalkreiche Standorte sind durch eine magerrasenartige Bodenvegetation geprägt. Das Süßgras *Sesleria albicans* erreicht mit 76,6 den höchsten Indikatorwert für nährstoffarme kalkreiche Standorte (Tab. 1). Die fünf Indikatorarten *Sesleria albicans*, *Calamagrostis varia*, *Melampyrum sylvaticum*, *Aster bellidiastrum* und *Anthoxanthum odoratum* erreichen zusammen eine Abdeckung von 85,6 %, wobei *Calamagrostis varia* allein eine Abdeckung von 65,4 % besitzt (Abb. 4). *Sesleria albicans* gilt zusammen mit Arten wie *Erica carnea* und *Polygala chamaebuxus* als diagnostisch wichtig für Schneeheide-Kiefern-Trockenwälder der Alpen (*Erico-Pinion*, HÖLZEL 1996). *Melampyrum sylvaticum* ist in den niederschlagsreichen Randalpen trotz einer Reaktionszahl von 2 nach ELLENBERG et al. (2001) in hochmontanen bis subalpinen Fichtenwäldern auf Karbonatgestein (*Adenostylo glabrae-Abietetum*, *Adenostylo glabrae-Piceetum*) häufig zusammen mit Arten wie *Calamagrostis varia*, *Sesleria albicans*, *Valeriana tripteris* und *Rubus saxatilis* zu finden (EWALD 1997), anders als in niederschlagsärmeren Regionen dagegen praktisch nicht auf sauren Mineralböden. Neben diesen Arten können *Pimpinella major*, *Carex montana*, *Origanum vulgare*, *Leontodon hispidus*, *Carex ornithopoda*, *Carex ferruginea* und *Valeriana montana*

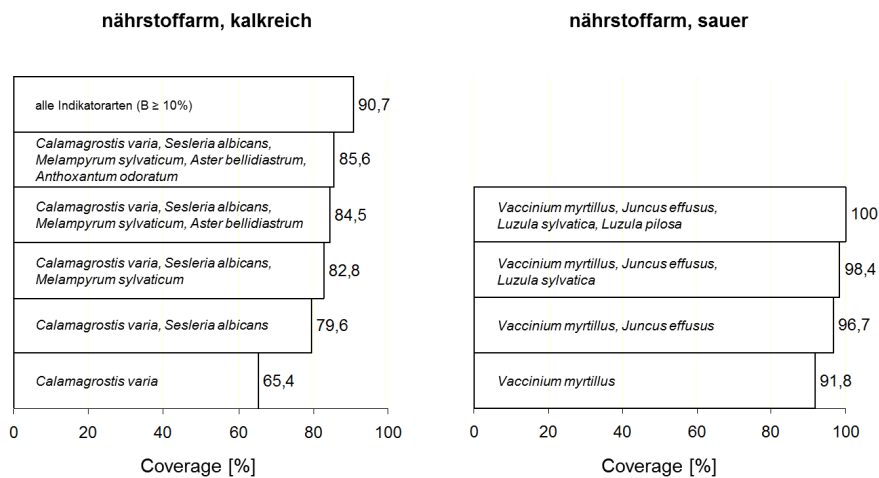


Abb. 4. Abdeckung der Indikatorarten für nährstoffarme kalkreiche bzw. nährstoffarme saure Standorte.

Fig. 4. Coverage of the indicator species of nutrient-poor carbonate-rich sites and nutrient-poor acid sites.

als ausgesprochene Magerkeitszeiger in den Bergwäldern der Bayerischen Alpen gelten (EWALD 1997). *Carduus defloratus*, *Phyteuma orbiculare*, *Bupthalmum salicifolium*, *Carex sempervirens* und *Lotus corniculatus* sind typische Kalk-Magerrasenarten im *Seslerio-Fagetum* (EWALD 1997). Wegen ihrer Bindung an *Seslerio-Fagetum* und *Calamagrostio-Pinetum* gelten zahlreiche Nährstoffmangelzeiger der Karbonatstandorte gleichzeitig als Indikatoren von nach §30 BNatSchG geschützten Biotopen auf trocken-mageren Sonderstandorten (WALENTOWSKI et al. 2002, BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT 2012). Unter dem Gesichtspunkt des Arten- und Biotopschutzes erscheint der herrschende Nährstoffmangel durchaus positiv, woraus Zielkonflikte mit den Interessen des Waldbesitzers und der Schutzwaldbewirtschaftung resultieren können.

5. Schlussfolgerungen

Die Indikatorartenanalyse ist eine einfache Methode, um auf Basis von Vegetationsdatenbanken Indikatorarten für nährstoffarme Standorte zu ermitteln. Die dargestellten Magerkeitszeiger wurden speziell für die nährstoffarmen Waldstandorte der Bayerischen Alpen zusammengestellt. Die ausgewählten Arten weisen einen vergleichsweise hohen Indikatorwert auf, kommen relativ häufig vor und sind meist einfach zu erkennen. Sie ermöglichen ohne viel Sach- und Zeitaufwand im Gelände eine Ansprache von nährstoffarmen Waldstandorten. Sie geben damit Waldbesitzern und Waldbewirtschaftern den Hinweis, auf diesen Standorten auf eine nährstoffnachhaltige Bewirtschaftung wie beispielsweise einen pfleglichen Umgang mit Humus zu achten. Zeigerarten ergänzen die Einschätzung der Nährstoffversorgung an Hand von Waldtypenkarten (REGER & EWALD 2011), aus denen nach MELLERT & EWALD (2011) drei Stufen der Empfindlichkeit gegenüber Kronennutzung ablesbar sind. Insbesondere in den Waldtypen mittlerer Empfindlichkeit erlauben sie eine verfeinerte Einschätzung, die die Karte aus Gründen der räumlichen und thematischen Auflösung nicht zulässt.

Danksagung

Die Untersuchung wurde im Rahmen des Projektes „Wälder der Kalkalpen – Strategien für die Zukunft“ (StratALP) durchgeführt, welches aus Mitteln des Europäischen Fonds für Regionale Entwicklung (EFRE) im Rahmen des INTERREG IV-Programms Bayern-Österreich 2007–2013 sowie nationalen Fördergeldern finanziert wird. Wir danken den Geländekartierteams, die unter oftmals schwierigen Bedingungen die Vegetations- und Bodendaten zusammengetragen haben.

Literatur

- AD-HOC-ARBEITSGRUPPE BODEN (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung. 5. Aufl. – Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover: 438 pp.
- BAYERISCHES GEOLOGISCHES LANDESAMT (1996): Erläuterungen zur Geologischen Karte von Bayern 1 : 500 000. – München: 329 pp.
- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT (2012): Bestimmungsschlüssel für Flächen nach § 30 BNatSchG / Art. 23 BayNatSchG (§ 30-Schlüssel). – Augsburg: 66 pp.
- BRUELHEIDE, H. (2000): A new measure of fidelity and its application to defining species groups. – J. Veg. Sci. 11: 167–178.
- CARIGNAN, V. & VILLARD, M.-A. (2002): Selecting indicator species to monitor ecological integrity: a review. – Environ. Monit. Assess. 78: 45–61.
- CHAZDON, R.L., CHAO, A., COLWELL, R.K., LIN, S., NORDEN, N., LETCHER, S.G., CLARK, D.B., FINEGAN, B. & ARROYO, J.P. (2011): A novel statistical method for classifying habitat generalists and specialists. – Ecology 92: 1332–1343.
- CHYTRÝ, M., TICHÝ, L., HOLT, J. & BOTTA-DUKÁT, Z. (2002): Determination of diagnostic species with statistical fidelity measures. – J. Veg. Sci. 13: 79–90.
- DE CÁCERES, M. & JANSEN, F. (2013): Studying the statistical relationship between species and groups of sites. Package ‘indicspecies’ version 1.6.7.
- DE CÁCERES, M., LEGENDRE, P. & MORETTI, M. (2010): Improving indicator species analysis by combining groups of sites. – Oikos 119: 1674–1684.
- DE CÁCERES, M., LEGENDRE, P., WISER, S. & BROTONS, L. (2012): Using species combinations in indicator value analyses. – Methods Ecol. Evol. 3: 973–982.
- DUFRENE, M. & LEGENDRE, P. (1997): Species assemblages and indicator species definition: the need of an asymmetrical and flexible approach. – Ecol. Monogr. 67: 345–366.
- ELLENBERG, H., WEBER, H. E., DÜLL, R., WIRTH, V. & WERNER, W. (2001): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. 3. Aufl. – Scr. Geobot. 18: 1–262.
- EWALD, J. (1997): Die Bergmischwälder der Bayerischen Alpen. Soziologie, Standortbindung und Verbreitung. – Diss. Bot. 290: 1–234.
- EWALD, J. (2000): Leidet die Buche (*Fagus sylvatica* L.) auf Carbonatböden der Bayerischen Alpen an Phosphormangel? – Forstw. Cbl. 119: 276–296.
- EWALD, J. (2002): Regionale natürliche Waldzusammensetzung im Wuchsgebiet 15 Bayerische Alpen. – Ber. Bayer. Landesanst. Wald Forstwirtschaft. 32: 51–81.
- EWALD, J. & BINNER, S. (2007): Werkzeuge zur Bestimmung der Waldtypen im bayerischen Hochgebirge. – Waldoekologie online 5: 25–77.
- 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.
- GULDER, H.-J. (2001): Forstliche Wuchsgebietsgliederung Bayerns. – Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Freising.
- HILL, M.O. (1979): TWINSpan – A FORTRAN Program for arranging multivariate data in an ordered two-way table by classification of the individuals and attributes. – Cornell University, Ithaca, NY: 90 pp.
- HÖLZEL, N. (1996): *Erico-Pinetea* (H6). – Alpisch-dinarische Karbonat-Trocken-Kiefernwälder. – Synopsis Pflanzenges. Dtschl. 6: 1–49.

- JANSEN, F. & DENGLER, J. (2008): GermanSL – Eine universelle taxonomische Referenzliste für Vegetationsdatenbanken in Deutschland. – *Tuexenia* 28: 239–253.
- KÖLLING, C., HOFFMANN, M. & GULDER, H.-J. (1996): Bodenchemische Vertikalgradienten als charakteristische Zustandsgrößen von Waldökosystemen. – *Z. Pflanzenernähr. Bodenkd.* 159: 69–77.
- KOPERSKI, M., SAUER, M., BRAUN, W. & GRADSTEIN, S.R. (2000): Referenzliste der Moose Deutschlands. – *Schriftenr. Vegetationskd.* 34: 1–519.
- MCGEOCH, M.A. & CHOWN, S.L. (1998): Scaling up the value of bioindicators. – *Trends Ecol. Evol.* 13: 46–47.
- MELLERT, K.-H. & EWALD, J. (2011): Wieviel Biomassennutzung verträgt der Bergwald? – *AFZ-Der Wald* 24: 19–21.
- MELLERT, K.-H. & EWALD, J. (2013): Regionalizing nutrient values of vegetation to assess site fertility of mountain forests in the Bavarian Alps. – *Folia Geobot.*, DOI 10.1007/s12224-013-9167-z.
- MELLERT, K.-H. & EWALD, J. (2014): Nutrient limitation and site-related growth potential of Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst) in the Bavarian Alps. – *Eur. J. Forest Res.*, DOI 10.1007/s10342-013-0775-1.
- MELLERT, K.-H. & GÖTTLEIN, A. (2013): Identifikation und Validierung von Schwellenwerten und limitierenden Ernährungsfaktoren der Fichte unter Anwendung neuer Ernährungskennwerte sowie moderner Regressionsverfahren. – *Allg. Forst- Jagdztg.* 9/10: 197–203.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM (2013): R: A language and Environment for Statistical Computing. – R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org/>.
- REGER, B. & EWALD, J. (2011): Waldtypenkarte Bayerische Alpen. Eine neue Planungshilfe für die Forstpraxis. – *AFZ-Der Wald* 24: 14–16.
- REGER, B., HÄRING, T. & EWALD, J. (2013): The TRM model of potential natural vegetation in mountain forests. – *Folia Geobot.*, DOI 10.1007/s12224-013-9158-0.
- REGER, B., SCHÜPFERLING, R., BECK, J., DIETZ, E., MOROVITZ, D., SCHALLER, R., WILHELM, G. & EWALD, J. (2012): WINALPecobase – Ecological database of mountain forests in the Bavarian Alps. – *Biodivers. & Ecol.* 4: 167–172.
- URBAN, N.A., SWIHART, R.K., MALLOY, M.C. & DUNNING, J.B. (2012): Improving selection of indicator species when detection is imperfect. – *Ecol. Indic.* 15: 188–197.
- WALENTOWSKI, H., EWALD, J., FISCHER, A., KÖLLING, C. & TÜRK, W. (2006): Handbuch der natürlichen Waldgesellschaften Bayerns. Ein auf geobotanischer Grundlage entwickelter Leitfaden für die Praxis in Forstwirtschaft und Naturschutz. 2. Aufl. – Geobotanica-Verlag, Freising: 441 pp.
- WALENTOWSKI, H., KÖLLING, C. & GULDER, H.-J. (2002): Kartierhilfe für die Erfassung der nach Art. 13d BayNatSchG besonders geschützten Waldbiotope auf Sonderstandorten. – Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Freising: 53 pp.
- WILNHAMMER, M., BAIER, R. & GÖTTLEIN, A. (2011): Standortsdegradation im Kalkalpin. – *AFZ-Der Wald* 22: 13–15.
- WISSKIRCHEN, R. & HAEUPLER, H. (1998): Standardliste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. – Ulmer, Stuttgart: 765 pp.