

Kurzbeitrag | Short Contribution

forstarchiv 82, 62-66
(2011)

DOI 10.2376/0300-
4112-82-62

© M. & H. Schaper
GmbH

ISSN 0300-4112

Korrespondenzadresse:
Peter.Meyer@nw-fva.de

Stellungnahme zu

Walentowski H. et al. 2010. Sind die deutschen Waldnaturschutzkonzepte adäquat für die Erhaltung der buchenwaldtypischen Flora und Fauna? Eine kritische Bewertung basierend auf der Herkunft der Waldarten des mitteleuropäischen Tief- und Hügellandes. Forstarchiv 81, 195-217

PETER MEYER¹, MARCUS SCHMIDT¹, THEO BLICK², JÖRG BRUNET³, WOLFGANG H.O. DOROW², WILFRIED HAKES¹, WERNER HÄRDLE⁴, THILO HEINKEN⁵, DIETRICH HERTEL⁶, HANS D. KNAPP⁷, CHRISTOPH LEUSCHNER⁶, GODDERT VON OHEIMB⁴, VOLKER OTTE⁸ und WOLFGANG SCHMIDT⁹

¹Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt, Abteilung Waldwachstum, Grätzelstraße 2, D-37079 Göttingen

²Senckenberg Gesellschaft für Naturforschung, Projekt Hessische Naturwaldreservate, Senckenberganlage 25, D-60325 Frankfurt a. M.

³Swedish University of Agricultural Sciences, Southern Swedish Forest Research Centre, P.O. Box 49, SE-230 53 Alnarp, Sweden

⁴Institut für Ökologie und Umweltchemie, Universität Lüneburg, Scharnhorststr. 1, D-21335 Lüneburg

⁵Institut für Biochemie und Biologie, Biodiversitätsforschung/Spezielle Botanik, Universität Potsdam, Maulbeerallee 1, D-14469 Potsdam

⁶Ökologie und Ökosystemforschung, Albrecht-von-Haller-Institut für Pflanzenwissenschaften, Universität Göttingen, Untere Karspüle 2, D-37073 Göttingen

⁷Bundesamt für Naturschutz, Außenstelle Vilm, Insel Vilm, D-18581 Lauterbach/Rügen

⁸Senckenberg Museum für Naturkunde Görlitz, Postfach 300 154, D-02806 Görlitz

⁹Abteilung Waldbau und Waldökologie der gemäßigten Zonen, Universität Göttingen, Büsungenweg 1, D-37077 Göttingen

Buchenwälder haben im deutschen Waldnaturschutz über lange Zeit ein Schattendasein geführt. Seit den 1990er-Jahren hat sich dies geändert. Die zentrale Rolle von Buchenwäldern in der natürlichen Waldvegetation Mitteleuropas ist mittlerweile unstrittig, und wichtige Naturschutzkonzepte wie beispielsweise die FFH-Richtlinie haben Buchenwälder konsequenterweise in den Fokus gerückt.

Über die Frage, in welchem Umfang Buchenwälder aus der forstlichen Nutzung entlassen werden sollen oder müssen, um ihren Schutz zu gewährleisten, wird gegenwärtig sehr kontrovers diskutiert, zuweilen auch heftig gestritten. Das Positionspapier des Bundesamtes für Naturschutz „Naturerbe Buchenwälder – Situationsanalyse und Handlungserfordernisse“ (Knapp 2008) plädiert dafür, großflächige Prozessschutzgebiete vor allem in Buchenwäldern unter Einschluss ihrer Waldentwicklungsphasen sowie im Komplex mit landschaftstypischen naturnahen Sonderbiotopen (z. B. Bruch-, Auen-, Schlucht-, Blockhalden-, Fels-, Steilhangwälder, Moore, Gewässer) auszuweisen, um schwerpunktmäßig dort das Ziel der Biodiversitätsstrategie der Bundesregierung zu erfüllen, 5 % der Waldfläche Deutschlands bis 2020 einer natürlichen Entwicklung zu überlassen. Von Seiten der Forst- und Holzwirtschaft wird dieser Forderung vehement entgegengetreten.

Vor diesem Hintergrund sind die von Walentowski et al. aufgeworfenen Fragen nach der Eignung der deutschen Waldnaturschutzkonzepte für die Erhaltung der buchenwaldtypischen Flora und Fauna sowie nach der Notwendigkeit weiterer Prozessschutzgebiete forst- und naturschutzpolitisch sehr brisant. Wir halten allerdings sowohl die wissenschaftliche Argumentation als auch wesentliche Aussagen der Publikation für problematisch. Aufgrund der Bedeutung der Fragestellung und um eine weitere fachliche Diskussion anzustoßen, nehmen wir nachfolgend zu den wichtigsten Aspekten Stellung.

Kernaussage des Aufsatzes ist die zwar unbestreitbare, jedoch keineswegs überraschende Feststellung, dass Buchenwälder nur wenige obligat an sie gebundene Arten aufweisen. Diese Tatsache führen die Autoren vor allem auf eine *geringe Habitatkontinuität* mitteleuropäischer Buchenwälder und eine unvollständige postglaziale Ausbreitung der Buchenwaldarten aus den süd- und südosteuropäischen Refugialräumen nach Mitteleuropa zurück. Die Ursachen für die Artenzusammensetzung einer bestimmten Lebensgemeinschaft sind bekanntlich vielfältig. Neben den edaphischen und klimatischen Bedingungen, der Flächengröße, der räumlichen Isolation und der Nutzungsgeschichte können auch die Ausbreitungsgeschichte und Entwicklungszeit von Bedeutung sein. Um die Hypothese „Mittel-europäische Buchenwälder weisen aufgrund ihrer kürzeren Habitatkontinuität und ihrer Ausbreitungsgeschichte eine ärmere und weniger spezifische Artenausstattung auf“ überzeugend zu vertreten, bedarf es angesichts der komplexen Wirkungszusammenhänge einer differenzierten Abwägung. Trotz der Zusammenstellung vieler wichtiger Forschungsergebnisse verengen Walentowski et al. ihre Argumentationslinie jedoch unangemessen stark auf die Ursachen Habitatkontinuität und Ausbreitungsgeschichte.

Dass die mitteleuropäische Flora wegen *unvollständiger Rückwanderung aus den eiszeitlichen Refugialgebieten* verarmt und floristisch ungesättigt sei, wurde bereits von Engler (1879) postuliert. Untersuchungen von Svenning und Skov (2007), Svenning et al. (2008) und Willner et al. (2009) deuten für Wald- bzw. Buchenwaldarten in diese Richtung. Das gilt allerdings für Arten aller Laubwälder, nicht nur für Buchenwälder. Beweise für eine ungesättigte Flora in Form von rezenten Verwilderungen südosteuropäischer Arten in unseren Wäldern sind allerdings die Ausnahme. Experimentell, d. h. durch Aussaat oder Verpflanzung, ist die Hypothese bisher nicht geprüft worden. Die höhere Arten- und Endemitenzahl in südosteuropä-

schen Buchenwäldern kann auch ebenso gut durch die dortigen standörtlichen Bedingungen erklärt werden, da die endemischen Laubwaldarten Südosteuropas insbesondere Gebiete mit feuchten und warmen Sommern bewohnen, die kaum mit den Bedingungen in Mitteleuropa vergleichbar sind (vgl. Adams und Woodward 1989, Meusel und Jäger 1989, Meusel et al. 1992).

Die im Artikel geäußerte These, dass die postglaziale Wiederbreitung der Buche in Mitteleuropa wesentlich *durch den damals sesshaft gewordenen Menschen gefördert* wurde (vgl. auch Küster 1997, Peters 1997, Schulze et al. 2010), ist interessant, wird jedoch durch die vorliegenden Fakten nicht unbedingt gestützt. Eine zeitliche Koinzidenz von Ausbreitung und menschlichen Aktivitäten bezeugt noch keine Kausalbeziehung. Die Ökologie der Buche (Verjüngung auch unter geschlossenem Schirm der meisten anderen Laubbaumarten, Meidung von Offenflächen) und pollenanalytische Befunde (z. B. von Gardner und Willis 1999 sowie Björkman et al. 2003 aus Südosteuropa) lassen erkennen, dass *Fagus sylvatica* auch ohne menschliche Waldbeeinflussung im Neolithikum in Eichen-Ulmen-Linden-Mischwäldern eingewandert ist. Lokale Förderung durch menschliche Waldauflichtung (vgl. Björkman 1999) dürfte sich eher die Waage halten mit Behinderung der Buche durch zu offene Waldlandschaften. Die Vermutung von Schulze et al. (2010), die Gründung von festen Siedlungen hätte den (immer noch) extensiven Nutzungsdruck auf die Wälder fernab der Siedlungen reduziert und damit die Buche dort begünstigt, lässt sich durch paläoökologische Fakten bisher nicht sicher belegen. Die Wiederausbreitung der Buche in Mitteleuropa verlief im Übrigen in früheren Interglazialen ohne menschliche Siedlungstätigkeit nicht grundsätzlich anders als im Holozän (Tzedakis und Bennett 1995), was für einen im Wesentlichen durch klimatische und ausbreitungsbiologische Faktoren gesteuerten Prozess spricht. Auch heute ist zu beobachten, dass die Buche expansiv in viele buchenfreie Laub- und Nadelholzbestände eindringt, also keinesfalls auf menschliche Hilfe bei der Ausbreitung angewiesen ist.

Als eine wesentliche Ursache für Artenverarmung in Buchenwäldern wird in der Argumentation von Walentowski et al. der Faktor anthropogene Nutzung vernachlässigt. So weisen beispielsweise die im Karpatenraum noch vorhandenen Buchen-Urwaldreste zahlreiche Arten der Alters- und Zerfallsphase auf, die in Mitteleuropa aufgrund der intensiveren forstlichen Nutzung mit weitgehendem Wegfall der Alters- und Zerfallsphase stark gefährdet oder regional bereits ausgestorben sind. Durch die Betonung der geringen Habitatkontinuität und der unvollständig erfolgten postglazialen Artenausbreitung vermitteln Walentowski et al. den nicht zutreffenden Eindruck, dass die relative Artenarmut der meisten mitteleuropäischen Buchenwälder ein ausschließlich natürliches Phänomen sei.

Eine Vermischung dieser beiden Phänomene (größerer natürlicher Artenreichtum Südosteuropas und größerer Artenreichtum altholzreicher Bestände) ist zudem unzulässig. Die Qualität der Biodiversität ist hier durchaus verschieden. Die „Tertiärrelikte“ reicher Laubwälder Südosteuropas sind keineswegs an Urwälder gebunden. Auch intensiv forstlich genutzte Wälder des Kaukasus, die sich zudem erst nach 1861 auf aufgelassenen Weidegründen entwickelt haben, weisen die typischen Arten zahlreich auf (Frosch 2007). Andererseits gibt es charakteristische Arten alter Waldbestände, die sich bei Vorhandensein geeigneter Strukturen auch in Mittel- und Westeuropa finden (u. a. Rose 1976, Moning und Müller 2009).

Im Bereich der *Zoologie* wird ein Kenntnisstand suggeriert, der so nicht besteht. Dies gilt insbesondere für die Arthropoden, die in den meisten Lebensräumen zwei Drittel aller Tierarten stellen. Über nahezu alle ihre Ordnungen ist bezüglich der Buchenwaldfauna Süd- und Südosteuropas kaum etwas bekannt. Anstatt jedoch einen Forschungsbedarf herauszustellen, werden von Walentowski et al. auf unzureichender Datenbasis weitgehende Behauptungen aufgestellt, von denen zu befürchten ist, dass sie losgelöst von der Datengrund-

lage in der künftigen Literatur tradiert werden. So sucht man in den Tabellen 1 und 2 vergeblich nach Angaben zu generellen und spezialisierten Phytophagen auf Buche in den eiszeitlichen Refugialräumen Süd- und Südosteuropas. Nur solche Angaben böten aber die Grundlage für einen soliden Vergleich. Auf der Basis der Länderfaunen aus Süd- und Südosteuropa kann hingegen vermutet werden, dass auch dort keine größere Anzahl spezialisierter Arten auf Buche lebt.

Insbesondere problematisch erscheinen uns die von den Autoren gezogenen *Schlussfolgerungen für Naturschutz und Waldbau*. Sie bleiben unbestimmt und laden zu Missverständnissen oder Fehldeutungen ein. Dies sei anhand der in der Kurzfassung aufgeführten wichtigsten Schlussfolgerungen näher erläutert:

1) *Die meisten in west-mitteleuropäischen Buchenwäldern lebenden Arten können bei naturnaher und nachhaltiger Bewirtschaftung in Wirtschaftswäldern überleben, wenn über Raum und Zeit ausreichend Schlüsselstrukturen vorhanden sind.*

Diese Aussage ist so allgemein formuliert, dass sie sich auf jeden beliebigen Waldtyp übertragen lässt. Sie geht an der entscheidenden Frage vorbei, wie viele Schlüsselstrukturen notwendig sind, und ob sich zwischen der Ausstattung mit diesen Strukturen und der Bewirtschaftung Zielkonflikte ergeben. Die Aussage kann auch so gedeutet werden, dass für den Schutz der in Buchenwäldern lebenden Arten Prozessschutzgebiete nicht erforderlich sind. Die bisher vorliegenden Vergleiche bewirtschafteter und unbewirtschafteter Wälder (Winter 2006, Müller et al. 2007, zusammenfassend vgl. Brunet et al. 2010 und Paillet et al. 2010) deuten allerdings darauf hin, dass die Ausweisung von Prozessschutzgebieten durchaus eine wirksame Maßnahme zur Erhaltung und Entwicklung der typischen Biodiversität von Buchenwäldern ist.

2) *Viele der in Buchenwäldern vorkommenden Arten leben nicht nur in buchenreichen Waldgesellschaften, sondern auch oder sogar schwerpunktmäßig in eichen- oder edellaubbaumreichen Waldgesellschaften, denen ein Großteil der Arten sogar entstammt.*

Die Aussage, dass ein Teil der in Buchenwäldern lebenden Arten aus eichen- oder edellaubbaumreichen Waldgesellschaften stammt, ist im Einzelfall nicht belegbar und im Hinblick auf die aktuelle Schutzwürdigkeit von Buchenwäldern auch nicht relevant. Mit dem von Walentowski et al. geäußerten Argument einer nicht originären Artenausstattung könnte die naturschutzfachliche Wertigkeit zahlloser natürlicher und kulturgeprägter Ökosysteme infrage gestellt werden. Im Übrigen besteht ein Widerspruch zwischen dieser Hypothese (Arten entstammen anderen, vorher vorhandenen Waldtypen derselben Region) und der Argumentation an anderer Stelle, dass Pflanzenarten der Buche nicht zu folgen vermochten (s. o.). Allgemein kann man der Argumentation von Walentowski et al. entgegenhalten, dass es in der Bodenvegetation mitteleuropäischer Wälder keine einzige höhere Pflanzenart gibt, die ausnahmslos an eine bestimmte Baumart gebunden wäre (Knapp 1958, Thomsen et al. 2005, Ellenberg und Leuschner 2010). Abhängigkeiten bestehen dagegen bei einer Reihe von Pilzen (Ektomykorrhiza-Pilze, Saprophyten) und eingeschränkt bei manchen Flechten, auch in Buchenwäldern (Zehfuss und Ostrow 2004, Ellenberg und Leuschner 2010).

3) *Dem langfristigen Erhalt der Biodiversität von Buchenwäldern wird ein integratives Gesamtkonzept abgestufter Nutzungs- und Schutzintensitäten nach Ansicht der Autoren am besten gerecht. Dieses Konzept umfasst drei Punkte:*

- *Erhalt durch angepasste Wilddichten und Jagd*
- *Erhalt durch naturnahe Forstwirtschaft*
- *Erhalt einzelner, sorgfältig ausgewählter Vorkommen in Nationalparks und Naturwaldreservaten.*

Die Elemente des Konzeptes sind zweifellos zielführend und ohne Weiteres auf die meisten anderen naturschutzrelevanten Waldtypen übertragbar. Zu fragen ist allerdings in erster Linie, wie ein solches

Gesamtkonzept für Buchenwälder operationalisierbar und realisierbar ist. Vor dem Hintergrund der im Aufsatztitel aufgeworfenen Fragestellung wäre eine Überprüfung der deutschen Waldnaturschutzkonzepte bzw. des Schutzgebietsnetzes in Bezug auf Buchenwälder zu erwarten gewesen. Dargestellt werden allerdings nur Einzelbeispiele, ohne dass die Kriterien erkennbar sind, die ihrer Auswahl zugrunde lagen.

Die abschließend formulierten **Schlussfolgerungen** haben weitreichende Konsequenzen für Waldbau und Naturschutz. Walentowski et al. stufen die Schutzwürdigkeit und Schutzbedürftigkeit der westmitteleuropäischen Buchenwälder im Vergleich mit der süd- und südosteuropäischen als geringer ein. Als Argumente für diese Bewertung werden genannt:

- *Geringe Biotoptradition, fehlende Habitatkontinuität, kurze Koevolution der in Buchenwäldern lebenden Arten.*

Wie bereits angesprochen, bleibt es spekulativ, ob die geringe Zahl eng gebundener Arten vor allem auf diese Faktoren zurückgeht. Durch die Tatsache, dass auch in den älteren Warmzeiten (Eem, Holstein und früher) Laubwälder ähnlicher Struktur und meist mit Beteiligung der Buche in Mitteleuropa vorhanden waren, ist zudem sicher, dass koevolutive Prozesse zwischen der Buche und ihren heutigen Begleitern bereits seit viel längeren Zeiträumen als den letzten 5-7.000 Jahren wirksam waren und Bedeutung für die heutigen Buchenwaldökosysteme haben. Eine begrenzte Betrachtungsweise dieser Interaktionen mit Fokus nur auf die relative kurze holozäne Buchenpräsenz in Mitteleuropa erscheint nicht sinnvoll.

- *Kleinflächigkeit, Randeffekte, Zerschneidungseffekte, Verinselung und Fragmentierung.*

Dies sind – soweit zutreffend – eher Argumente für eine hohe Schutzbedürftigkeit aufgrund einer hohen Gefährdung.

- *Wenige auf Buchenwald spezialisierte Arten, wenige Reliktarten und Endemiten.*

Wenn man diese Aspekte wirklich als Maßstab für eine naturschutzfachliche Bewertung heranziehen möchte, dann ist zu prüfen, ob die Situation in anderen Waldtypen grundlegend anders ist. Sind nicht auch Eichenwälder möglicherweise in Südosteuropa artenreicher und weisen mehr eigene Arten auf? Zudem sind auch bei einer wenig spezialisierten Artenausstattung die typischen Lebensgemeinschaften selbstverständlich schutzwürdig. Ob eine Art strikt an die Buche gebunden ist, spielt naturschutzfachlich eigentlich keine Rolle, solange der Buchenwald einen bedeutenden Anteil der Populationen dieser Art beherbergt. Untersuchungen aus Südschweden zeigen z. B., dass in der Provinz Halland 62 % der bekannten Vorkommen von epiphytischen Flechten der Roten Liste auf Buche wachsen, obwohl die Buche nur 3 % der Waldfläche ausmacht (9.000 von 294.000 ha). Die enorme Überrepräsentation liegt vor allem daran, dass die meisten alten Laubbäume (180-300 Jahre, mit rauer Rinde und Stammschäden) in Halland Buchen sind (Fritz und Brunet 2010). Die Buche bietet im Vergleich zu anderen Laubbäumen (neben den Eichen) gute Voraussetzungen für eine hohe Diversität epiphytischer und xylobionter Arten, vor allem durch ihre enorme Plastizität im Wuchs, die sowohl Arten gerecht wird, die einen großen Stammdurchmesser benötigen (manche seltenen Pilze und Käfer), als auch epiphytischen Arten, die vor allem auf kleinen, aber sehr alten und unterdrückten Bäumen wachsen.

- *Zunahmetendenz der Buchenwaldfläche.*

Neu entstandene Buchenbestände haben nicht die gleiche Wertigkeit wie Buchenwälder mit langer Habitatkontinuität. Das wird von Walentowski et al. an anderen Stellen auch hervorgehoben.

Wir möchten auf weitere Punkte im Text hinweisen, die wir kritisch beurteilen:

- Ein grundsätzliches Problem bei den Kapiteln zu den einzelnen Pflanzen- und Tiergruppen ist die alleinige Analyse der Buchenwälder. Eine wertende Aussage zur Biodiversität wäre allenfalls möglich, wenn die Bindung der genannten Biota vergleichend auch für alle anderen relevanten Baumarten bzw. die von ihnen dominierten Ökosysteme in gleicher Weise überprüft worden wäre.
- Die Buchenwaldfauna ist mehr als die Fauna der Buche; sie umfasst die gesamte Biozönose ihrer typischen Flora und Strukturen. Die Bezüge in der Arbeit sind hierzu sehr uneinheitlich: Während bei den Gefäßpflanzen alle Taxa als Buchenwaldarten eingestuft werden, die „ihren Verbreitungsschwerpunkt im gesamten europäischen Areal von *Fagus sylvatica* auf maßgeblich von der Buche (mit)geprägten Laub(misch)wald-Standorten besitzen“ (S. 199), werden bei den holzbesiedelnden Pilzen nur die Naturnähezeiger berücksichtigt, bei den xylobionten Käfern nur die Urwaldreliktarten und bei weiteren Arthropoden nur die phytophag an Buche lebenden Arten. Berücksichtigung finden dagegen weder die räuberischen Tiere noch die mycetophagen Arten, von denen durchaus nicht wenige sekundäre Pflanzenbindungen aufweisen.
- Die Aussage einer „indirekten Förderung der Buche durch Übernutzung anderer Baumarten“ (S. 197 und 208) ist in der vorliegenden, isoliert stehenden Form unglücklich, wenn nicht gleichzeitig die zurückdrängenden menschlichen Aktivitäten dagegengestellt werden. Die indirekte Förderung anderer Baumarten (z. B. von Linden, Eichen, Hainbuche, Esche) durch die mangelnde Stockausschlagfähigkeit der Buche sowie die gezielte Pflanzung der o. g. Arten erscheint ebenso relevant (z. B. Heinken 1995, Ellenberg und Leuschner 2010). Diese Prozesse könnten eine wesentliche Ursache dafür sein, dass die Buche im nördlichen Verbreitungsgebiet verzögert oder nie ihr potenzielles Areal eingenommen hat.
- Die (Stiel-)Eiche ist die Baumart im nemoralen Europa, die der größten Anzahl von anderen Arten einen Lebensraum bietet. Der historische Verlust an Eichenwaldfläche (z. B. in den Flussauen und auf tonreichen Böden) durch Urbarmachung und Übernutzung ist sehr groß und hat viele Eichenbegleiter zu Seltenheiten gemacht. In allen drei Dendrogrammen im Artikel (Holzpilze, Schmetterlinge, Holzkäfer) sind sich Buche und Eiche sehr ähnlich, sodass anzunehmen ist, dass sich der Schwerpunkt vieler „Eichenbegleiter“ mit der Reduzierung der Eichen und dem Anstieg der Buche auf die Letztere verlagern konnte. Dies ist ein zusätzliches Argument für die Bedeutung der heutigen Buchenwälder für den Artenschutz.
- Auf S. 207 des Artikels wird zu Recht die lange gehegte Vorstellung infrage gestellt, dass die postglaziale Ausbreitung der Buche durch eine Abkühlung im Anschluss an das postglaziale Temperaturmaximum begünstigt worden wäre. Es ist bekannt, dass die Buche durch Strahlung und Wärme in ihrer Produktivität (und wahrscheinlich auch in ihrer Ausbreitung) gefördert wird (z. B. Röhe 1985), sodass Wärmephasen zumindest im ozeanischeren Mitteleuropa auch für diese Art günstig gewirkt haben müssen. Hieraus jedoch zu folgern, dass die späte Dominanz der Buche wesentlich eine menschliche Ursache hat, halten wir für nicht nachvollziehbar.

Insgesamt erscheint die Publikation von Walentowski et al. zudem in ihrer Literatúrauswertung heterogen. So fallen beispielsweise bereits in der Einleitung Mängel an der Intensität und Qualität der Literaturrecherche auf:

- Für die Anzahl der in Buchenwäldern lebenden Tier- und Pflanzenarten werden Angaben von „Wildermuth und Tischler in

Gercke 1986“ zitiert, eine Quelle, auf die man in diesem Zusammenhang häufiger stößt, die es aber so gar nicht gibt. Gemeint sind Tischler (1979) sowie Wildermuth (1980), die beide von Gercke (1985) zitiert werden. Die genannten Zahlen gehen tatsächlich auf Frei (1941) bzw. Frei-Sulzer (1941) zurück. Frei (1941) bezieht die Angaben ausschließlich auf Buchenwälder der Schweiz und ordnet sie als „erste Resultate“ und „Mindestzahlen“ ein. Bodensaure Buchenwälder, die in Mitteleuropa flächenmäßig bedeutsamsten Buchenwaldtypen, schließt er bei der Betrachtung aus. Die bei Gercke (1985) genannten mehr als 4.320 Pflanzenarten umfassen u. a. auch Pilze und Bakterien.

- Die anschließend zitierte Publikation von Dorow und Flechtner (1999) ist in ihrer Aussage nicht korrekt wiedergegeben. Tatsächlich wurden im Naturwaldreservat „Niddahänge östlich Rudingshain“ nicht 4.500, sondern 2.328 Tierarten aus ausgewählten Tiergruppen nachgewiesen. Die Zahl 4.500 ist eine erste Schätzung, die später auf Basis genauerer Hochrechnungen (s. Dorow et al. 2007, 2010) auf 5.000 bis 6.000 Arten nach oben korrigiert wurde.

Fazit

Der Aufsatz von Walentowski et al. tritt mit einer anspruchsvollen Fragestellung an, beantwortet jedoch die Titelfrage nach der Eignung der deutschen Waldnaturschutzkonzepte für die Erhaltung der buchenwaldtypischen Flora und Fauna nicht. Die Autoren konzentrieren sich stattdessen auf die Frage der Notwendigkeit von Prozessschutzgebieten, ohne den aktuellen Status quo des Buchenwaldschutzes zu thematisieren.

Sie vertreten die Auffassung, dass eine Fokussierung des Naturschutzes auf Buchenwälder wenig sinnvoll und ein ausreichender Buchenwaldschutz bis auf Ausnahmen im Rahmen der forstlichen Bewirtschaftung gegeben ist. Zwar mag die gegenwärtige Betonung von Buchenwäldern bei Schutzkonzepten unausgewogen sein, doch umgekehrt fehlen Walentowski et al. für eine naturschutzfachliche Abwertung von Buchenwäldern die stichhaltigen Argumente. Als Bewertungskriterium allein den Artenreichtum und die Bindung bestimmter Arten an Baumarten in den Vordergrund zu stellen, greift zu kurz. Gerade beim großflächigen Schutz und damit auch dem Prozessschutz stehen andere Kriterien im Vordergrund, z. B. die ungestörte Entwicklung von Ökosystemen.

Sicherlich wäre es fatal, wenn durch die einseitige Konzentration des Naturschutzes auf großflächige Prozessschutzflächen in heutigen Buchen-Wirtschaftswäldern der Schutz vieler anderer Waldtypen infrage gestellt würde. Doch um das zu erkennen, ist es nicht erforderlich, unsere Buchenwälder als verarmte Spielart der süd- und südosteuropäischen Buchenwälder abzuwerten. Auch können die Naturschutzanforderungen in Mitteleuropa kaum mit denen in Südosteuropa verrechnet werden.

Wir möchten vorschlagen, den Erhalt der typischen Vielfalt mitteleuropäischer Waldlebensgemeinschaften insgesamt in den Vordergrund von Schutzkonzepten zu rücken und davon ausgehend über eine ausgewogene Verteilung auf Waldtypen und das notwendige Gesamtvolumen zu diskutieren. Dabei ist eine Abwertung bestimmter Waldlebensgemeinschaften ebenso hinderlich wie eine Überbewertung.

Literatur

Adams J.M., Woodward F.I. 1989. Patterns in tree species richness as a test of the glacial extinction hypothesis. *Nature* 339, 699-701
 Björkman L. 1999. The establishment of *Fagus sylvatica* at the stand-scale in southern Sweden. *Holocene* 9, 237-245
 Björkman L., Feurdean A., Wohlfarth B. 2003. Late-glacial and holocene forest dynamics at Steregoiu in the Gutaiului Mountains, Northwest Ro-

mania. *Rev. Palaeobot. Palynol.* 124, 79-111
 Brunet J., Fritz Ö., Richnau G. 2010. Biodiversity in European beech forests – a review with recommendations for sustainable forest management. *Ecol. Bull.* 53, 77-94
 Dorow W.H.O., Flechtner G. 1999. Ergebnisse umfassender Faunenuntersuchungen in montanen Buchenwäldern auf Basalt und Buntsandstein in Hessen. NUA-Seminarbericht 4, 176-192
 Dorow W.H.O., Flechtner G., Kopelke J.-P. 2007. Wichtigste Ergebnisse aus 17 Jahren zoologischer Forschung in hessischen Naturwaldreservaten. *Forstarchiv* 78, 215-220
 Dorow W.H.O., Blick T., Kopelke J.-P. 2010. Zoologische Forschung in hessischen Naturwaldreservaten – Exemplarische Ergebnisse und Perspektiven. *Forstarchiv* 81, 61-68
 Ellenberg H., Leuschner C. 2010. *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen*. 6. Aufl. Stuttgart
 Engler A. 1879. Versuch einer Entwicklungsgeschichte der Pflanzenwelt, insbesondere der Florengebiete seit der Tertiärperiode. Leipzig
 Frei M. 1941. Der Anteil der einzelnen Tier- und Pflanzengruppen am Aufbau der Buchenbiocoenosen in Mitteleuropa. *Ber. Geobot. Forschungsinst. Rübel Zürich* 1940, 11-25
 Frei-Sulzer M. 1941. Erste Ergebnisse einer biocoenologischen Untersuchung schweizerischer Buchenwälder. *Ber. Schweizerischen Bot. Ges.* 51, 479-530
 Fritz Ö., Brunet J. 2010. Epiphytic bryophytes and lichens in Swedish beech forests – effects of forest history and habitat quality. *Ecol. Bull.* 53, 95-107
 Froesch B. 2007. Floristic composition, ecological characterisation and land-use history of submontane forests in the north-western Caucasus. *Abh. Ber. Naturkundemus. Görlitz* 79, 97-114
 Gardner A.R., Willis K.J. 1999. Prehistoric farming and the postglacial expansion of beech and hornbeam: a comment on Küster. *Holocene* 9, 119-122
 Gercke H. 1985. *Der Baum*. Heidelberg
 Heinken T. 1995. Naturnahe Laub- und Nadelwälder grundwasserferner Standorte im niedersächsischen Tiefland: Gliederung, Standortbedingungen, Dynamik. *Diss. Bot.* 239, 1-311
 Knapp H.D. (Red.) 2008. *Naturerbe Buchenwälder. Situationsanalyse und Handlungserfordernisse*. BfN-Skripten 240, 1-49
 Knapp R. 1958. Untersuchungen über den Einfluss verschiedener Baumarten auf die unter ihnen wachsenden Pflanzen. *Ber. Deut. Bot. Ges.* 66, 167-178
 Küster H. 1997. The role of farming in the postglacial expansion of beech and hornbeam in the oak woodlands of central Europe. *Holocene* 7, 239-242
 Meusel H., Jäger E.J. 1989. *Ecogeographical differentiation of the submediterranean deciduous forest flora*. *Plant. Syst. Evol.* 162, 315-329
 Meusel H., Jäger E.J., Rauschert S., Weinert E. 1992. *Vergleichende Chorologie der zentral-europäischen Flora*. Bd. 3. Jena
 Moning C., Müller J. 2009. Critical forest age thresholds for the diversity of lichens, molluscs and birds in beech (*Fagus sylvatica* L.) dominated forests. *Ecol. Indic.* 9, 922-932
 Müller J., Hothorn T., Pretzsch H. 2007. Long-term effects of logging intensity on structures, birds, saproxylic beetles and wood-inhabiting fungi in stands of European beech *Fagus sylvatica* L. *For. Ecol. Manage.* 242, 297-305
 Paillet Y., Bergès L., Hjältén J., Ódor P., Avon C., Bernhardt-Römermann M., Bijlsma R.J., de Bruyn L., Fuhr M., Grandin U., Kanka R., Lundin L., Luque S., Magura T., Matesanz S., Mészáros I., Sebastià M.T., Schmidt W., Standovář T., Tóthmérész B., Uotila A., Valladares F., Velák K., Virtanen R. 2010. Biodiversity differences between managed and unmanaged forests: meta-analysis of species richness in Europe. *Conserv. Biol.* 24, 101-112
 Peters R. 1997. Beech forests. *Geobotany* 24, 1-184
 Röhe P. 1985. Untersuchungen über das Wachstum der Buche in Baden-Württemberg. *Schriftenr. Landesforstverw. Bad.-Württ.* 61, 1-143
 Rose F. 1976. Lichenological indicators of age and environmental continuity in woodlands. In: Brown D.H., Hawksworth D.L., Bailey, R.H. (eds.) *Lichenology: progress and problems*. London, 279-307
 Schulze E.-D., Hessenmöller D., Seele C., Wäldchen J., v. Lüpke N. 2010. Die Buche. *Biol. unserer Zeit* 3/2010, 171-183
 Svenning J.-C., Skov F. 2007. Could the tree diversity pattern in Europe be

- generated by postglacial dispersal limitation? *Ecol. Lett.* 10, 453-460
- Svenning J.-C., Normand S., Skov F. 2008. Postglacial dispersal limitation of widespread forest plant species in nemoral Europe. *Ecography* 31, 316-326
- Thomsen R.P., Svenning J.-C., Balslev H. 2005. Overstorey control of understorey species composition in a near-natural temperate broad-leaved forest in Denmark. *Plant Ecol.* 181, 113-126
- Tischler W. 1979. *Einführung in die Ökologie*. 2. Aufl. Stuttgart
- Tzedakis P.C., Bennett K.D. 1995. Interglacial vegetational succession: a view from southern Europe. *Quart. Sci. Rev.* 14, 967-982
- Wildermuth H. 1980. *Natur als Aufgabe. Leitfaden für die Naturschutzpraxis in der Gemeinde*. Schweiz. Bund Natursch. Basel
- Willner W., Di Pietro R., Bergmeier E. 2009. Phytogeographical evidence for post-glacial dispersal limitation of European beech forest species. *Ecography* 32, 1011-1018
- Winter S. 2006. Naturnähe-Indikatoren für Tiefland-Buchenwälder. *Forstarchiv* 77, 94-101
- Zehfuss H.D., Ostrow H. 2004. Pilze in naturnahen Wäldern der Pfalz. *Pollichia-Buch* 43, 1-256