

Aufbau eines Systems nutzungsfreier Wälder in Deutschland

*Developing a system
of forest reserves in Germany*

Peter Meyer, Marcus Schmidt, Hermann Spellmann,
Ute Bedarff, Jürgen Bauhus, Albert Reif und Volker Späth

Zusammenfassung

Mit dem in der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt formulierten Ziel eines Flächenanteils an „Wäldern mit natürlicher Waldentwicklung“ von 5 % wurde eine kontroverse Diskussion um den Nutzungsverzicht im Wald ausgelöst.

Die Kenntnisse über die Auswirkungen der Nutzungsaufgabe zeigen, dass nutzungsfreie Wälder ein wichtiger Baustein für die Erhaltung der charakteristischen Biodiversität unserer Wälder sind.

Aufbauend auf Überlegungen zur systematischen Schutzgebietsplanung werden Mindestanforderungen sowie Bewertungskriterien für einzelne nutzungsfreie Waldgebiete und ein entsprechendes Schutzgebietssystem abgeleitet. Um eine hohe Wirksamkeit des Nutzungsverzichts für den Erhalt der Biodiversität zu erreichen, sollte von den schon vorhandenen, nutzungsfreien und naturschutzfachlich wertvollen Wäldern ausgegangen werden, auch wenn diese z. T. eine geringe Flächengröße besitzen. Die dauerhafte Aufgabe der forstlichen Nutzung stellt eine Mindestanforderung dar. Darüber hinaus sind aus naturschutzfachlicher Sicht eine weitgehend naturnahe Ausgangssituation, der Grad, in dem anthropogene Einflüsse zukünftig ausgeschlossen werden können, die bisherige Dauer einer eigendynamischen Entwicklung, die Flächengröße, die Repräsentanz, die Gefährdung, die Habitatkontinuität, die Beschaffenheit der Matrix und die Ersetzbarkeit wichtige wertgebende Kriterien.

Die Planung sowie Umsetzung eines Systems nutzungsfreier Wälder in Deutschland stellt eine sowohl naturschutzfachlich wie auch politisch komplexe Aufgabe dar. Hierfür stehen ein ausreichender walddökologischer Kenntnisstand und bereits erprobte Planungsinstrumente zur Verfügung.

1 Nutzungsfreie Wälder – ein ambivalentes Thema in der Forstwirtschaft

Nach der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt (BMU 2007, nachfolgend Biodiversitätsstrategie) soll bis 2020 auf einem Anteil von 5 % der deutschen Waldfläche bzw. 10 % des öffentlichen Waldes eine natürliche Waldentwicklung (nachfolgend: nutzungsfreie Wälder) stattfinden. Dies hat eine kontroverse Diskussion zwischen Naturschutz und Forstwirtschaft über weitere Nutzungsverzichte im Wald ausgelöst.

Obwohl der Umfang nutzungsfreier Wälder in Deutschland seit den 1970er-Jahren signifikant zugenommen hat (BfN 2008; MEYER et al. 2007*), dürfte ihr Anteil nach wie vor deutlich unter den Zielmargen der Biodiversitätsstrategie liegen (SCHERFOSE et al. 2007*; UNECE 2010*). Eine genaue Inventur nutzungsfreier Wälder in Deutschland liegt allerdings zurzeit nicht vor.

Bereits im 19. und am Anfang des 20. Jahrhunderts wurden in Deutschland einzelne, besonders „urwüchsig“ erscheinende Waldgebiete aus der forstlichen Nutzung genommen (Abb. 1) und erste nutzungsfreie Waldnaturschutzgebiete ausgewiesen (SCHMIDT u. RAPP 2006*). Weiter gehenden Ansinnen, Waldgebiete aus der Nutzung zu entlassen, traten allerdings maßgebliche Vertreter der Forstwirtschaft entgegen (FABRICIUS 1926*).

In den 1930er-Jahren wurde die Idee der Naturwaldreservate entwickelt (HESMER 1934) und in den 1960er-Jahren in Ost- und ab den 1970er-Jahren in Westdeutschland umgesetzt (MEYER et al. 2007*). Naturwaldreservate gehen im Wesentlichen auf eine Initiative der Forstverwaltungen im Zusammenwirken mit den Naturschutzverwaltungen zurück. Der Verzicht auf Waldpflege und Holznutzung in den ausgewiesenen Gebieten war innerhalb der Forstwirtschaft allerdings keinesfalls unumstritten.



Abb. 1: Der „Neuenburger Urwald“ (Niedersachsen), jahrhundertlang als Hutewald genutzt, seit 1850 ohne forstliche Nutzung (Foto: Roland Steffens)

Fig. 1: The 'Neuenburger Urwald' forest in Lower Saxony: grazed woodland for centuries, then no silvicultural management since 1850

Heute werden die etablierten nutzungsfreien Schutzgebiete im Wald von einer breiten forstlichen Mehrheit befürwortet. So führen die forstlichen Forschungsanstalten die Betreuung und Erforschung der Naturwaldreservate durch, und Forstleute spielen bei der Verwaltung von Großschutzgebieten im Wald eine zentrale Rolle.

Ungeachtet dieser grundsätzlichen Bereitschaft, Prozessschutzflächen in den Waldnaturschutz zu integrieren, stoßen die neuen Forderungen nach weiteren Flächenstilllegungen auf der Forstseite überwiegend auf Ablehnung (DFWR 2010). Angesichts der vielfältigen Ansprüche an die Forstwirtschaft ist die Frage, ob, wo und in welchem Umfang die Holzproduktion aufgegeben werden sollte, von hoher Aktualität.

Vor diesem Hintergrund widmet sich der vorliegende Beitrag den folgenden Fragen:

1. Was wissen wir über die Auswirkungen einer Nutzungsaufgabe auf die biologische Vielfalt?
2. Auf welchem Weg und nach welchen Kriterien könnte ein System nutzungsfreier Wälder in Deutschland entwickelt werden?

2 Nutzungsaufgabe im Wald – eine wirksame Naturschutzstrategie?

Mittlerweile zeigt eine beachtliche Zahl an Untersuchungen, wie sich die Aufgabe der forstlichen Nutzung über Zeiträume von einigen Jahrzehnten in mitteleuropäischen Wäldern auswirkt.

Überwiegend ist in Wäldern nach der Aufgabe der forstlichen Nutzung eine deutliche Zunahme der Bestockungsdichte festzustellen. Dieser bereits aus der Waldwachstumsforschung bekannte Sachverhalt wurde auch für viele von Laubbäumen dominierte Naturwaldreservate bestätigt (OHEIMB 2003). Hingegen unterliegen sich selbst überlassene Fichtenwälder oftmals großflächigen Absterbeprozessen, denen dann häufig eine räumlich differenzierte und gemischte Waldverjüngung folgt (HEURICH 2008; KEIDEL et al. 2008*). Zahlreiche an lichte Strukturen oder ein erhöhtes Totholzangebot gebundene Arten wurden durch diese Entwicklung gefördert, und bei seltenen Arten wurde ein Populationsanstieg festgestellt (MÜLLER et al. 2010).

In vielen Naturwaldreservaten nimmt der Buchenanteil auf Kosten der Mischbaumarten und insbesondere der einheimischen Eichenarten zu (MEYER et al. 2006; Abb. 2). Dies ist nicht immer ein Konkurrenzphänomen (SPELLMANN 2001*),

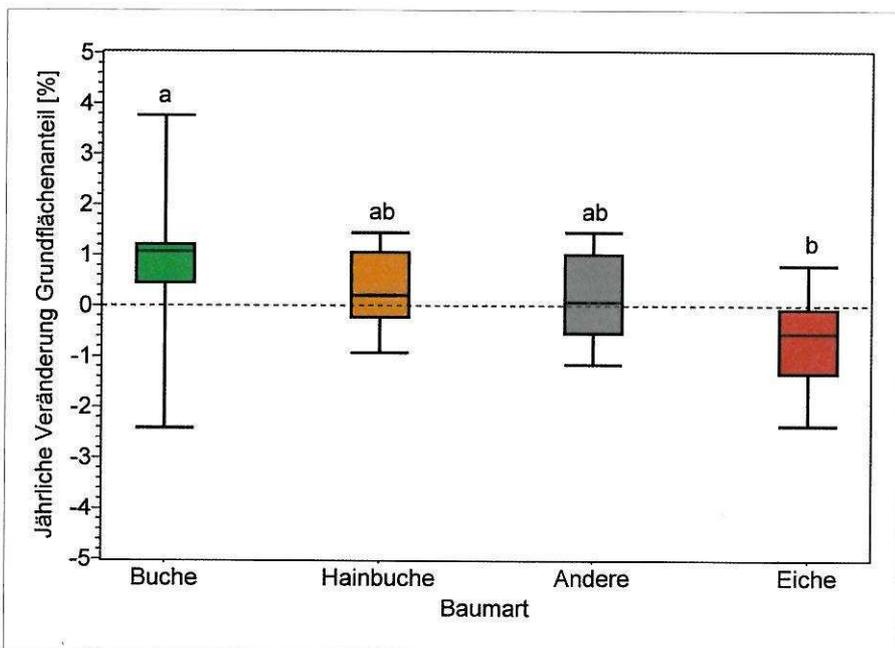


Abb. 2: Prozentuale jährliche Veränderung der Anteile der Rotbuche, der Hainbuche, der einheimischen Eichenarten und der übrigen Baumarten (Andere) in Naturwaldreservaten Niedersachsens nach der Aufgabe der forstlichen Nutzung. Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen statistisch signifikante Unterschiede zwischen den Baumarten (gruppen) (Scheffé-Test, Irrtumswahrscheinlichkeit < 0,05).

Fig. 2: Annual percentage changes of the stand proportions of copper beech, hornbeam, native oak species and other tree species (Andere – Others) in forest reserves in Lower Saxony following cessation of harvesting. Different letters indicate statistically significant differences between the tree species (groups) (Scheffe test, error probability < 0.05).

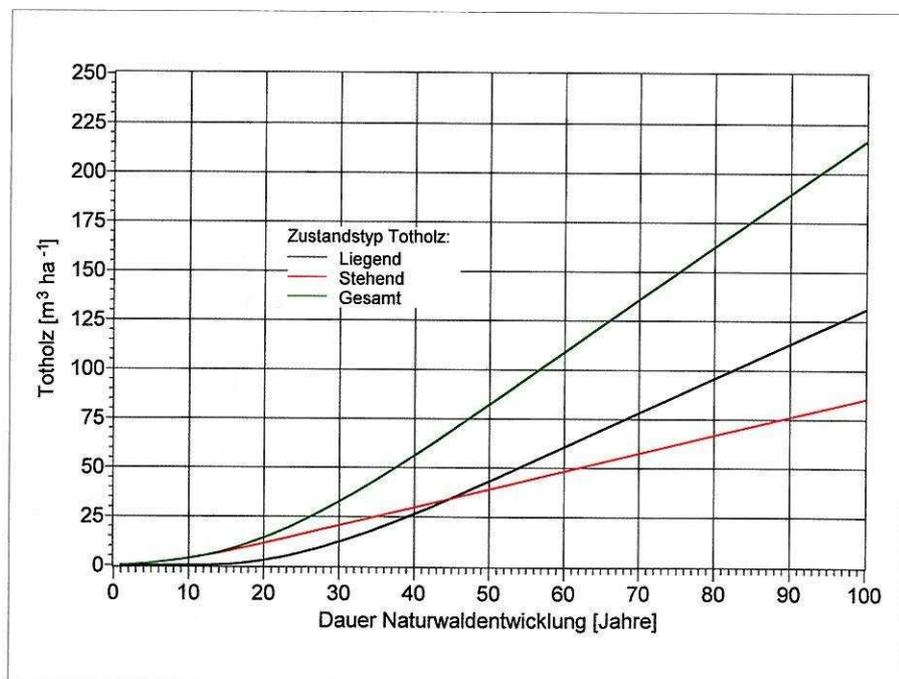


Abb. 3: Modellierung des Verlaufs der Totholzakkumulation in einem nutzungsfreien, ehemals bewirtschafteten Buchenwald. Details der Modellierung s. MEYER et al. (2009).

Fig. 3: Modelling the development of deadwood accumulation in an abandoned, formerly managed beech forest. See MEYER et al. (2009) for details of the modelling procedure.

sondern lässt sich auch auf natürliche Störungen, wie die Komplexerkrankung „Eichensterben“ zurückzuführen (MEYER et al. 2006*). Die Eiche zeigt im Gegensatz zu Buche, Ahornarten und Esche kaum erfolgreiche Verjüngung in Laubmischwäldern (REIF u. GÄRTNER 2007). Bei geringem Wildverbiss kann sie aber in Kiefern-Pionierwäldern das Sukzessionsstadium nach der Kiefer bilden (HEINKEN 1995*).

Für Buchen-Urwälder sind offenbar ein geringer Mischbaumartenanteil, eine starke Differenzierung der Waldentwicklungsphasen und Baumdimensionen sowie ein hoher Anteil an Totholz und Uraltbäumen typisch (TABAKU 1999*). Die Vergleichsstudien von WINTER (2006) und MÜLLER et al. (2007) belegen eine Erhöhung der Struktur- und Habitatvielfalt mit abnehmender Nutzungsintensität. In nutzungsfreien Wäldern findet zudem eine erhebliche Totholzakкумуляtion statt (MEYER u. SCHMIDT 2011; s. Abb. 3).

Nach PAILLET et al. (2010) führt Nutzungsverzicht, insbesondere bei denjenigen Artengruppen, die eng an Altbäume oder Totholz gebunden sind (Moose, Flechten, Pilze, xylobionte Käfer), zu einer Erhöhung der Artenvielfalt. Lichtbedürftige Gefäßpflanzenarten und Störzeiger werden hingegen durch die forstliche Nutzung gefördert (SCHMIDT u. SCHMIDT 2007). Dabei gehen die lebensraumtypischen Arten allerdings nicht verloren. In Wirtschaftswäldern bildet sich daher oftmals eine artenreichere, aber weniger typische Krautschicht als in ungenutzten Wäldern aus (s. Abb. 4 und Abb. 5).

Die Untersuchung der Waldfauna in hessischen Naturwaldreservaten zeigt, dass die Tierartenvielfalt in Buchenwäldern wesentlich höher ist als zuvor vermutet wurde (DOROW et al. 2007), was jedoch bestehende Gefährdungseinschätzungen, insbesondere im Bereich der xylobionten Arten, nicht in Frage stellt (MEYER u. SCHMIDT 2008). Unterschiede zwischen Naturwaldreservaten sowie bewirtschafteten Vergleichsflächen hinsichtlich der Artenvielfalt ließen sich bisher noch nicht nachweisen (DOROW et al. 2007).

Buchen-Urwälder zeichnen sich im Vergleich zu Naturwaldreservaten und Wirtschaftswäldern durch einen höheren Anteil der Plenter-, Alters- und Zerfallsphase aus (Abb. 6, S. 246; TABAKU 1999*). Eine solche natürliche Waldtextur dürfte sich allerdings in Prozessschutzflächen erst nach mehreren Waldgenerationen ausbilden (RADEMACHER et al. 2001*).

Insgesamt wurde in den letzten 20 Jahren deutlich, dass nutzungsfreie Wälder ein wichtiger Baustein für die Erhaltung der charakteristischen Biodiversität von Wäldern sind.

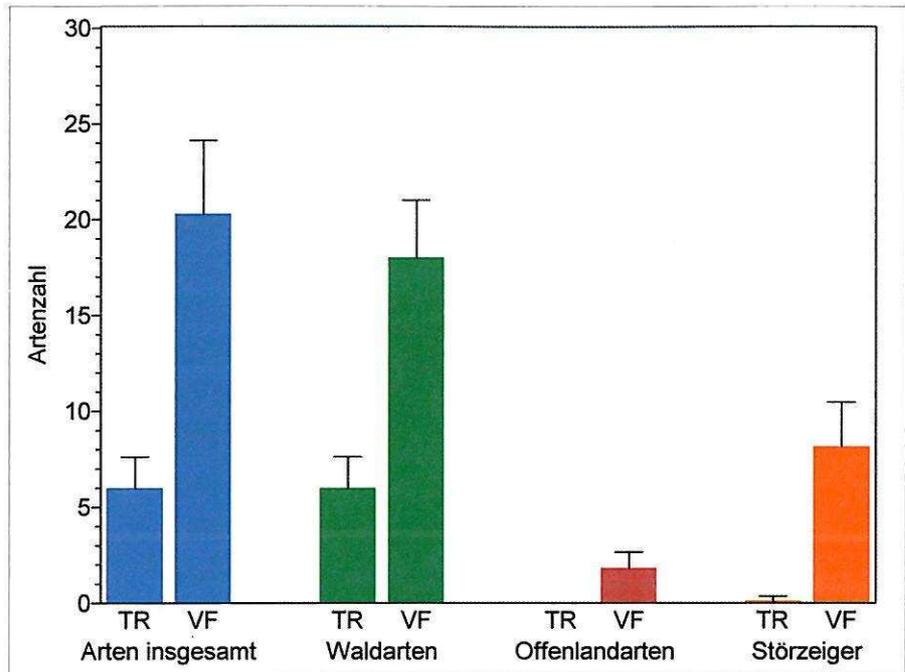


Abb. 4: Artenzahlen (Gefäßpflanzen, Moose, Flechten) in Vegetationsaufnahmen (61 Aufnahmen à 100 m²) im hessischen Naturwaldreservat „Goldbachs- und Ziebachsrück“ im Totalreservat (TR) und den bewirtschafteten Vergleichsflächen (VF) im Jahr 2009. Darstellung von Mittelwert und Standardfehler. Die Unterschiede zwischen Totalreservat und Vergleichsflächen sind in jeder Gruppe statistisch höchst signifikant (Mann-Whitney-Irrtumswahrscheinlichkeit < 0,001) Die Einstufung der Waldarten erfolgte nach SCHMIDT et al. (2003). Die Definition von Störungszeigern erfolgte nach GRABHERR et al. (1998) in Kombination mit EBRECHT (2005) und SCHMIDT et al. (2003).

Fig. 4: Species numbers (vascular plants, mosses, lichens) in vegetational surveys (61% surveys à 100 m²) in the Hessian 'Goldbachs- und Ziebachsrück' nature reserve, in a strict total reserve area (Totalreservat, TR) and managed reference plots (Vergleichsflächen, VF) in 2009. Mean and standard error. Differences between strict total reserve and managed reference plot are statistically highly significant in each group (Mann-Whitney error probability < 0.001) Classification of forest types after SCHMIDT et al. (2003). Definition of disturbance indicator species after GRABHERR et al. (1998) in combination with EBRECHT (2005) and SCHMIDT et al. (2003).



Abb. 5: Naturwaldreservat „Goldbachs- und Ziebachsrück“. Links Totalreservat seit 1988, rechts die weiterhin bewirtschaftete Vergleichsfläche (Foto: T. Blick)

Fig. 5: 'Goldbachs- und Ziebachsrück' forest reserve. Left: strict total reserve since 1988; right: reference plot still managed

3 Aufbau eines Systems nutzungsfreier Wälder in Deutschland

3.1 Probleme: Flächenbilanz und Definition

Die nachfolgenden Überlegungen knüpfen an die Systematik zur Schutzgebietsplanung von MARGULES u. PRESSEY (2000) an. Dabei stehen die Definition von Schutzzielen und die Bewertung der bereits vorhandenen Gebiete im Vordergrund.

Zurzeit weichen die Angaben über den Umfang nutzungsfreier Wälder in Deutschland erheblich voneinander ab (Tab. 1). Zudem gibt es auf die Frage, was genau unter einem „Wald mit natürlicher Entwicklung“ zu verstehen ist, bisher keine eindeutige Antwort. Wie lange muss ein Wald nutzungsfrei gewesen sein, um als „Wald mit natürlicher Entwicklung“ gelten zu können? Wie dauerhaft muss die natürliche Entwicklung gewährleistet sein und wie sollte der Schutz langfristig sichergestellt werden? Welche Mindestflächengröße ist für eine natürliche Entwicklung notwendig? Müssen Wälder mit natürlicher Entwicklung einen naturnahen Ausgangszustand aufweisen?

3.2 Erhebung des Status quo

Der Aufbau eines naturschutzfachlich begründeten Systems von nutzungsfreien Wäldern erfordert in einem ersten Schritt die Bilanzierung der bereits bestehenden Gebiete.

In die Inventarisierung sollten alle geeignet erscheinenden Wälder bis hin zu kleineren oder auch nur temporär aus der Nutzung genommenen Gebieten einbezogen werden, um nachfolgend verschiedene Varianten vor dem Hintergrund der Ziele, die mit dem Schutzgebietssystem verfolgt werden, darstellen und diskutieren zu können. Dabei stellen aus der Nutzung genomme Einzelbäume oder Baumgruppen keine anererkennungsfähigen Prozessschutzflächen dar, auch wenn sie naturschutzfachlich wertvoll sind und daher eine wichtige integrative Naturschutzleistung vieler Landesforstbetriebe darstellen (SCHABER-SCHORR 2010).

Die Konzeption eines Systems an nutzungsfreien Wäldern auf der Basis der vorhandenen wertvollen Flächen („Bottom-up-Ansatz“) verspricht eine größtmögliche Wirksamkeit für den Erhalt der Biodiversität, weil damit Spenderflächen zur Wiederherstellung der Lebensgemeinschaften genutzt werden können (DIAS 1999*). So dürfte die Ausweisung von nutzungsfreien Wäldern rund um

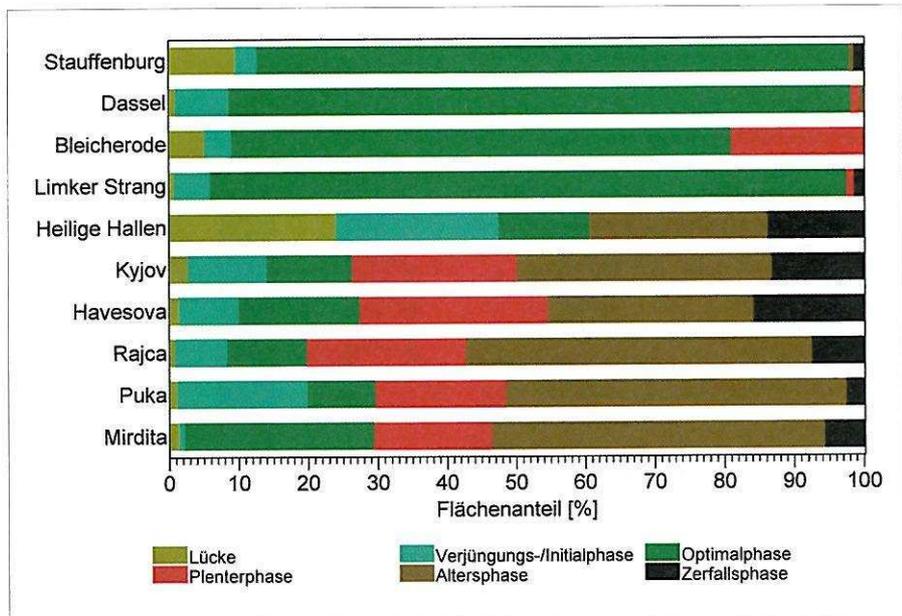


Abb. 6: Anteile der Waldentwicklungsphasen in Buchenwäldern unterschiedlicher Nutzungsintensität (Methodik s. DRÖSSLER u. MEYER 2006). Ordinate von unten nach oben: albanische Buchen-Urwälder (Mirdita, Puka, Rajca), slowakische Buchen-Urwälder (Havesova, Kyjov), älteres Naturwaldreservat (Heilige Hallen), jüngeres Naturwaldreservat (Limker Strang), Buchen-Plenterwald (Bleicherode), Buchen-Zielstärkennutzung (Dassel, Stauffenburg).

Fig. 6: Shares of forest development phases in beech forests subject to different management intensities. Ordinate from bottom to top: Albanian virgin beech forests (Mirdita, Puka, Rajca), Slovak virgin beech forests (Havesova, Kyjov), older forest reserve (Heilige Hallen), younger forest reserve (Limker Strang), variable-age beech forest with selection felling (Bleicherode), beech felled at exploitable size (Dassel, Stauffenburg).

„Hot Spots“ der xylobionten Artenvielfalt mit Habitatkontinuität (zu Indikatorarten s. MÜLLER et al. 2005* sowie BLASCHKE et al. 2009) ein entscheidender Schritt zur Erhaltung der walddispersiven Biodiversität sein (MEYER et al. 2009*). Die Identifikation entsprechender Flächen über Schwellenwertanalysen (MÜLLER u. BÜTLER 2010*) und/oder Habitatmodellierungen (HIRZEL et al. 2002*) ist bereits gut erprobt.

3.3 Anforderungen und Bewertungskriterien

Der Begriff „Wälder mit natürlicher Waldentwicklung“ impliziert als wichtigstes Ziel eine eigendynamische Entwicklung ohne menschliche Einflussnahme. Weitere operationale Zielstellungen

sind bisher in der Biodiversitätsstrategie nicht definiert worden.

Es kann aber davon ausgegangen werden, dass sich eine Verantwortung des Naturschutzes, außer für gewachsene kulturhistorische Lebensräume, nur für die naturraumtypischen ursprünglichen Lebensgemeinschaften und Arten begründen lässt (vgl. GRUTTKE 2004*). Nutzungsfreie Wälder dienen demnach der eigendynamischen Entwicklung von mehr oder weniger stark anthropogen geprägten Wäldern in Richtung der natürlichen Lebensgemeinschaften. Hierzu müssen die wichtigsten natürlichen Prozesse weitgehend ohne anthropogene Überprägung ablaufen können. Aus der Typisierung und Identifizierung der räumlichen und zeitlichen Skalen dieser Prozesse und der anthropogenen Einflüsse

Tabelle 1: Angaben zum Flächenumfang nutzungsfreier Wälder in Deutschland

Table 1: Coverage of forest reserves in Germany

Art der Angabe	Bezugsjahr	Flächengröße [km ²]	Quelle
MCPFE-Schutzkategorie 1.2 (Protected forests with no active, or only minimal intervention)	2000	910	UNECE (2010)
	2001	832	BMELV (2009)
	2005	1 570	UNECE (2010)
	2007	1 200	BMELV (2009)
Nutzungsfreie Wälder	2007	665	SCHERFOSE et al. (2007)
Nutzungsfreie Buchenwälder	2007	443	SCHERFOSE et al. (2007)

(Abb. 7) lassen sich Mindestanforderungen und Bewertungskriterien für einzelne nutzungsfreie Wälder sowie das entsprechende Schutzgebietssystem ableiten (Tab. 2).

3.4 Bewertung auf der Ebene der einzelnen Gebiete

Naturnähe ist ein sehr komplexes Kriterium (REIF u. WALENTOWSKI 2008*), insbesondere bei Berücksichtigung sich ändernder Umweltbedingungen (SUTMÖLLER et al. 2008*). Für den Aufbau eines Systems nutzungsfreier Wälder können daher nur bestimmte Aspekte der Naturnähe als Mindestanforderung angelegt werden. Eine Bestockung weitgehend aus einheimischen Baumarten und ein wenig veränderter Standort sind als günstige Ausgangsbedingungen für eine naturschutzfachlich wertvolle Waldentwicklung anzusehen. Zudem sollte eine dauerhafte Aufgabe der forstlichen Nutzung gewährleistet sein.

Anfänglich kann es sinnvoll sein, restaurative waldbauliche Maßnahmen, wie z. B. eine Entnahme gebietsfremder Baumarten, einen Verschluss von Entwässerungsgräben oder eine Beschleunigung der Entwicklung von Strukturen alter Wälder, durchzuführen (s. a. BAUHUS et al. 2009*). Jedoch sind dauerhafte Pflegeprogramme nicht mit dem Ziel einer natürlichen Waldentwicklung vereinbar.

Im Hinblick auf die jagdliche Nutzung ist festzuhalten, dass die Jagd einerseits als Einflussfaktor zu werten ist, andererseits aber die heutigen Wildbestände vielerorts unnatürlich hoch liegen dürften, so dass ein regulierter Wildbestand der natürlichen Wilddichte näher kommt als ein nicht bejagter Bestand. Hier ist zu empfehlen, sowohl wildbestandsregulierend bejagte wie nicht bejagte Waldgebiete als nutzungsfreie Wälder anzuerkennen.

Zu diskutieren ist zudem der Umgang mit gehölzfreien, einer natürlichen Sukzession überlassenen Flächen. Meist wird auf ihnen Wald entstehen. Auch in der mitteleuropäischen Naturlandschaft haben größere Störungen temporär waldfreie Standorte geschaffen. Analog zu ursprünglichen Sukzessionsprozessen können deshalb gehölzfreie Flächen in die Bilanz einbezogen werden, wenn eine Walsukzession absehbar ist.

Die Frage der Mindestgröße von Schutzgebieten wird schon seit Jahrzehnten diskutiert. Sie lässt sich z. B. aus dem Raumanspruch überlebensfähiger Populationen von Arten beantworten. In Bezug auf nutzungsfreie Wälder sollten allerdings nur die Raumansprüche derjenigen Arten zu Grunde gelegt werden, die obligat auf Nutzungsfreiheit angewiesen sind. Diese sind nach dem gegenwärtigen



Abb. 7: Typisierung anthropogener Einflüsse und natürlicher Prozesse in Waldökosystemen

Fig. 7: Typology of anthropogenic influences and natural processes in forest ecosystems

gen Kenntnisstand überwiegend gering, da es sich im Wesentlichen um Arten aus den Gruppen der Arthropoden, Moose, Flechten oder Pilze handelt.

Zudem sind oftmals auch kleine Flächen für den Erhalt der biologischen Viel-

falt von großer Bedeutung, insbesondere im Fall von Sonderbiotopen, die gefährdete Lebensgemeinschaften beherbergen.

Zur Ableitung einer Mindestflächengröße kann auch das sog. Minimum-

Tabelle 2: Anforderungen und Bewertungskriterien für nutzungsfreie Wälder auf der Ebene des einzelnen Gebiets und eines Schutzgebietssystems

Table 2: Parameters and assessment criteria for forest reserves at the level of a single area and of a protected area system

Kriterium	Ebene	Bedeutung
Dauerhafte Aufgabe der forstlichen Nutzung	E	●
Naturnahe Ausgangsbedingungen (Bestockung/Standort)	E	⊗ ⁺
Grad des Ausschlusses anthropogener Eingriffe	E	⊗ ⁺
Dauer der bisherigen Entwicklung ohne direkte anthropogene Eingriffe	E	⊗ ⁺
Repräsentative Ausprägung, Repräsentanz	E/S	⊗ ⁺
Gefährdung	E/S	⊗ ⁺
Habitatkontinuität	E	⊗ ⁺
Ersetzbarkeit, Wiederherstellbarkeit	E/S	⊗ ⁻
Flächengröße	E/S	○ ⁺
Konnektivität	S	○ ⁺
Bedeutung für Bildung und Erziehung	E	○ ⁺
Ästhetischer Wert	E	○ ⁺
Wissenschaftliche Bedeutung	E/S	○ ⁺
Seltenheit	E	○ ⁺
Fragmentierung	S	○ ⁻

Es bedeuten:
 E = auf der Ebene des einzelnen Waldgebietes
 S = auf der Ebene des Schutzgebietssystems
 ● = Mindestvoraussetzung
 ⊗⁺ = stark wertgebend, positive Korrelation
 ⊗⁻ = stark wertgebend, negative Korrelation
 ○⁺ = weniger stark wertgebend, positive Korrelation
 ○⁻ = weniger stark wertgebend, negative Korrelation

Strukturareal (Koor 1982), also diejenige Flächengröße, ab der die Anteile der Waldentwicklungsphasen (Aufwachsen, Wachstum, Altern, Zerfall) konstant bleiben, herangezogen werden. Entsprechende Werte für diese Gleichgewichtsfächen liegen in mitteleuropäischen Wäldern zwischen 10 und etwas mehr als 40 ha (KOOP 1982; KORPEL 1982*; HOLESKA 1993*). Diese Minimum-Strukturareale könnten auch durch Integration von Flächen mit Alters- und Zerfallsphasen in naturnahen Wirtschaftswäldern erzielt werden. Bei differenzierter Sicht bezüglich der Größe von naturschutzfachlich wertvollen Wäldern erscheint es daher sinnvoll, keine Mindestflächengröße für die Anerkennung als nutzungsfreien Wald festzulegen.

Bei der Erstellung der Bilanz ist eine heterogene Informationslage zu erwarten, die von detaillierten Geometrie- und Sachdaten bis zu summarischen Angaben ohne expliziten Raumbezug reicht. Diese Unterschiede der Datenqualität beeinflussen die Möglichkeiten der naturschutzfachlichen Bewertung und müssen daher beispielsweise in Form von Qualitätsabstufungen berücksichtigt werden.

3.5 Bewertung eines Schutzgebietssystems nutzungsfreier Wälder

Bei der Beurteilung des gesamten Schutzgebietssystems stehen vor allem die Bewertung der Repräsentanz und der ökologischen Kohärenz im Vordergrund. Ein kohärentes Schutzgebietssystem ist hinsichtlich der räumlichen Verteilung, der Flächengröße, der Anteile der zu repräsentierenden Lebensräume und der Konnektivität so abgestimmt, dass eine optimale Schutzwirkung erreicht wird.

Als Bezugssystem zur Bewertung der Repräsentanz bieten sich die naturräumliche Gliederung Deutschlands in Verbindung mit der Systematik der natürlichen Waldgesellschaften (RENNWALD et al. 2000) und einer Differenzierung nach Sukzessionsstadien an. Um die nur in geringen Flächenanteilen vorhandenen, naturschutzfachlich sehr wertvollen Sonderbiotope angemessen zu repräsentieren, ist zu empfehlen, diese überproportional stark zu berücksichtigen.

Auf der Ebene des Schutzgebietssystems stellt sich die Frage der optimalen Größenverteilung. Nach dem gegenwärtigen Kenntnisstand dürfte durch den Schutz vieler kleinerer Gebiete ein größerer Teil der Biodiversität erhalten werden als durch die Konzentration auf wenige große Gebiete (BEGON et al. 2006*), vorausgesetzt die Mindestgrößen für überlebensfähige Populationen werden nicht unterschritten. Allerdings steigt die Inte-

grität im Hinblick auf natürliche Prozesse mit der Größe der Gebiete. Dieses differenzierte Bild lässt eine Verteilung auf verschiedene Größenklassen günstig erscheinen.

Anlass zu Diskussionen gibt ebenfalls das Kriterium der Konnektivität. Hier ist zu berücksichtigen, dass die Wirksamkeit eines Lebensraumverbunds bisher nicht zweifelsfrei bestätigt werden konnte (DEUTSCHER RAT FÜR LANDESPFLEGE 2002*; HEINKEN 2009). Es gibt jedoch zahlreiche Belege für die positiven Auswirkungen vergrößerter Habitats (BAILEY 2007*). Zudem kommt i. d. R. der Beschaffenheit und Bewirtschaftung der Matrix zwischen Schutzgebieten eine größere Bedeutung für die Konnektivität zu als der reinen Entfernung zwischen ihnen (LINDENMAYER und FRANKLIN 2002). Ein Biotopverbund kann mit der Gefahr einhergehen, dass sich konkurrenz- und ausbreitungsstarke Arten auf Kosten konkurrenzschwächerer und weniger ausbreitungsfähiger Arten ausdehnen (KOENIGS et al. 2005), so dass insbesondere isolierte Waldtypen auf Extremstandorten nachteilig verändert werden können. Aus diesen Überlegungen ergibt sich, dass eine fehlende räumliche Verbindung zwischen den einzelnen nutzungsfreien Wäldern nicht generell negativ zu bewerten ist.

3.6 Weitere Optimierungsschritte

Das Ergebnis der beiden beschriebenen Bewertungsschritte ist eine Lückenanalyse der vorhandenen nutzungsfreien Wälder in Deutschland im Hinblick auf die quantitativen Ziele der Biodiversitätsstrategie und die komplexeren Anforderungen an die naturschutzfachliche Wertigkeit, die Datenqualität und die Charakteristika des Schutzgebietssystems.

Sollte sich ein Erweiterungs- bzw. Optimierungsbedarf ergeben, so kann nach dem von MARGULES u. PRESSEY (2000) beschriebenen Ablauf vorgegangen werden. Danach sind insbesondere die Komplementarität (der zusätzliche Beitrag eines weiteren Schutzgebiets zum Schutzziel) und die Vulnerabilität (die Verletzlichkeit und damit die Dringlichkeit des Schutzes des jeweiligen Typs) wichtige Kriterien. Außerdem müssen weitere Flächenstilllegungen im Zusammenhang mit ihren ökonomischen Folgen und einem etwaigen Ausgleich durch Fördermaßnahmen diskutiert werden, da Mindererträge durch Nutzungsverzicht eine erhebliche Größenordnung erreichen können (MÖHRING u. RÜPING 2006).

4 Fazit

Die vorstehenden Überlegungen machen deutlich, dass die Planung eines Systems

nutzungsfreier Wälder in Deutschland eine komplexe Aufgabe darstellt. Dies gilt insbesondere dann, wenn weniger der Flächenanteil als vielmehr die Wirksamkeit für den Erhalt der Biodiversität im Vordergrund steht. Hierzu ist eine Fundierung des Erhebungs-, Bewertungs- und Planungsprozesses durch die walddökologische Forschung unerlässlich. Der diesbezügliche Kenntnisstand und die Verfügbarkeit von Planungsinstrumenten sind ausreichend tragfähig, um eine systematische Bearbeitung durchzuführen.

5 Summary

The German national strategy on biodiversity contains the aim to set aside from forest harvesting 5 % of the forested land by the year 2020 in order to permit natural development. This aim has sparked a debate between stakeholders in forestry and nature conservation – a debate that is considerably hampered by the fact that there are no reliable figures on the current extent of forest reserves* in Germany.

A brief review of the state of research on the effects of cessation of forest management shows that reserving forests is an important measure to preserve elements of the typical and native biodiversity of forests.

Based on concepts of systematic conservation planning we suggest criteria and indicators to evaluate forest reserves at the level of single areas and the landscape. To achieve a high degree of efficiency for biodiversity conservation, we recommend to follow a bottom-up approach for selection of suitable forest stands. Forests which have not been harvested for a considerable period of time and/or harbour populations of critically endangered species should serve as core areas even if they are small. Prerequisites for adequate forest areas to be set aside are permanent cessation of forest management and near-natural tree species composition and site conditions. Additional criteria are time since cessation of harvesting, degree up to which anthropogenic influences can be excluded in future, size, representativeness, habitat continuity, matrix conditions and vulnerability.

Planning and implementation of a system of forest reserves is a complex task. However, the present knowledge in conservation biology provides a sufficient scientific basis for this task. Furthermore, adequate tools are available, especially for landscape-based planning.

* Reserve refers to forest areas in which tree harvesting is excluded. Mit „reserve“ sind in diesem Kontext nur nutzungsfreie Waldflächen gemeint.

6 Literatur

BfN/BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (2008): Daten zur Natur. Landwirtschaftsverlag. Münster. 368 S.

BLASCHKE, M.; HELFER, W.; OSTROW, H.; HAHN, C.; LOY, H.; BUSSLER, H. u. KRIEGLSTEINER, L. (2009): Naturnähezeiger – Holz bewohnende Pilze als Indikatoren für Strukturqualität im Wald. *Natur u. Landschaft* 84 (12): 560–566.

BMELV/BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ (2009): Waldbericht der Bundesregierung 2009. Berlin. 117 S.

BMU/BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (2007): Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt. Berlin. 178 S.

DFWR/DEUTSCHER FORSTWIRTSCHAFTSRAT (2010): Naturwalderbe oder kulturelles Wald-erbe. *AFZ/Der Wald* 5: 40–42.

DOROW, W. H. O.; KOPELKE, J.-P. u. FLECHTNER, G. (2007): Wichtigste Ergebnisse aus 17 Jahren zoologischer Forschung in hessischen Naturwaldreservaten. *Forstarchiv* 78: 215–222.

HEINKEN, T. (2009): Populationsbiologische und genetische Konsequenzen von Habitatfragmentierung bei Pflanzen – wissenschaftliche Grundlagen für die Naturschutzpraxis. *Tuexenia* 29: 305–329.

HESMER, H. (1934): Naturwaldzellen. *Der Deutsche Forstwirt* 16 (13 u. 14): 133–135 (13), 141–143 (14).

HEURICH, M. (2008): Waldentwicklung und Nationalparkplanung im Nationalpark Bayerischer Wald. *Forst & Holz* 63 (11): 34–39.

KOENIES, H.; FRÜHAUF, S.; KRETTEK, R.; BORNHOLT, G.; MAIWALD, S. u. LUCAN, V. (2005): Biotopeverbund – eine sinnvolle Naturschutzstrategie in der Agrarlandschaft? *Natur u. Landschaft* 80 (1): 16–21.

KOOP, H. (1982): Waldverjüngung, Sukzessionsmosaik und kleinstandörtliche Differenzierung infolge spontaner Waldentwicklung. In: DIERSCHKE, H. (Hrsg.): *Struktur und Dynamik von Wäldern*. Ber. Int. Ver. Veg. Rinteln 1981: 235–267.

LINDENMAYER, D. B. u. FRANKLIN, J. F. (2002): *Conserving forest biodiversity. A comprehensive multiscaled approach*. Island Press. Washington D. C. 351 S.

MARGULES, C. R. u. PRESSEY, R. L. (2000): Systematic conservation planning. *Nature* 405: 243–253.

MEYER, P. u. SCHMIDT, M. (2008): Aspekte der Biodiversität von Buchenwäldern – Konsequenzen für eine naturnahe Bewirtschaftung. *Beitr. Nordwestdt. Forstl. Versuchsanst.* 3: 159–192.

MEYER, P. u. SCHMIDT, M. (2011): Dead wood accumulation in abandoned beech (*Fagus sylvatica* L.) forests in northwestern Germany. *Forest Ecol. Management* 261: 342–352.

MEYER, P.; SCHMIDT, M. u. SPELLMANN, H. (2009): Die „Hotspots-Strategie“ – Wald-Naturschutzkonzept auf landschaftsökologischer Grundlage. *AFZ/DerWald* 15: 822–824.

MÖHRING, B. u. RÜPING, U. (2006): Bewertungskonzept für forstliche Nutzungsbeschränkungen. *Schriften. Forstökön.* 32. 48 S.

MÜLLER, J.; HOTHORN, T. u. 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. *Forst Ecol. Management* 242: 297–305.

MÜLLER, J.; NOSS, R. F.; BUSSLER, H. u. BRANDL, R. (2010): Learning from a 'benign neglect strategy' in a national park: Response of saproxylic beetles to dead wood accumulation. *Biol. Conserv.* 143: 2559–2569.

OHEIMB, G. V. (2003): Einfluss forstlicher Nutzung auf die Artenvielfalt und Artenzusammensetzung der Gefäßpflanzen in norddeutschen Laubwäldern. *Naturwiss. Forschungsergebnisse* 70. 261 S.

PAILLET, Y.; BERGÈS, L.; HJÁLTÉN, J.; ÓDOR, P.; AVON, C.; BERNHARDT-RÖRMERMANN, 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.; STANDOVÁR, T.; TÓTHMÉRÉSZ, B.; UOTILA, A.; VALLADARES, F.; VELLAK, K. u. VIRTANEN, R. (2010): Biodiversity differences between managed and unmanaged forests: meta-analysis of species richness in Europe. *Conserv. Biol.* 24 (1): 101–112.

REIF A. u. GÄRTNER S. (2007): Die natürliche Verjüngung der laubabwerfenden Eichenarten Stieleiche (*Quercus robur* L.) und Traubeneiche (*Quercus petraea* LIEBL.) – eine Literaturstudie mit besonderer Berücksichtigung der Waldweide. *Waldökol. online* 5–3: 79–116.

RENNWALD, E./Koordination (2000): Verzeichnis der Pflanzengesellschaften Deutschlands mit Synonymen und Formationseinteilung. *Schriften. Vegetationsk.* 35: 121–391.

SCHABER-SCHORR, G. (2010): Alt- und Totholzkonzepte der Bundesländer. Fachliche Anforderungen, Ziele und Handlungsansätze. *AFZ/Der Wald* 1: 8–9.

SCHMIDT, M.; EWALD, J.; FISCHER, A.; OHEIMB, G. VON; KRIEBITZSCH, W.-U.; SCHMIDT, W. u. ELLENBERG, H. (2003): Liste der Waldgefäßpflanzen Deutschlands. *Mitteil. Bundesforschungsanst. Forst- Holzwirtschaft.* 212: 1–34.

SCHMIDT, M. u. SCHMIDT, W. (2007): Vegetationsökologisches Monitoring in Naturwaldreservaten. *Forstarchiv* 78: 205–214.

WINTER, S. (2006): Naturnähe-Indikatoren für Tiefland-Buchenwälder. *Forstarchiv* 77: 94–101.

7 Literaturergänzung

Aus Platzgründen wird hier nur die allerwichtigste Literatur aufgeführt. Die Ergänzung der Literaturliste zu diesem Artikel finden Sie daher im Internet unter <http://www.natur-und-landschaft.de> > **Literaturlisten** als kostenfreie PDF-Datei. Die Literaturnachweise der ausgelagerten Ergänzungsliste sind im Artikel mit * gekennzeichnet.

Dr. Peter Meyer

• **Korrespondierender Autor** •
Nordwestdeutsche
Forstliche Versuchsanstalt
Grätzelstraße 2
37079 Göttingen
E-Mail: Peter.Meyer@nw-fva.de



Jahrgang 1963; Studium der Forstwissenschaften sowie Promotion an der Georg-August-Universität Göttingen; wissenschaftlicher Mitarbeiter in Forschungs- und Umsetzungsvorhaben im Bereich der Naturwaldforschung und Schutzgebietsplanung im Institut für Waldbau der Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie der Georg-August-Universität Göttingen, dem Niedersächsischen Forstplanungsamt und der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt; seit 2001 Leiter des Sachgebiets Waldnaturschutz/Naturwaldforschung der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt; Fachlicher Sprecher der Projektgruppe Naturwälder in der Arbeitsgemeinschaft Forsteinrichtung; Mitglied im Wissenschaftlichen Beirat des Nationalparks Harz.

Dr. Marcus Schmidt
Nordwestdeutsche
Forstliche Versuchsanstalt
Grätzelstraße 2
37079 Göttingen

Prof. Dr. Hermann Spellmann
Nordwestdeutsche
Forstliche Versuchsanstalt
Grätzelstraße 2
37079 Göttingen

Ute Bedarff
Nordwestdeutsche
Forstliche Versuchsanstalt
Grätzelstraße 2
37079 Göttingen

Prof. Dr. Jürgen Bauhus
Waldbau-Institut
Albert-Ludwigs-Universität Freiburg
Tennenbacherstraße 4
79085 Freiburg i. Br.

Prof. Dr. Albert Reif
Waldbau-Institut
Albert-Ludwigs-Universität Freiburg
Tennenbacherstraße 4
79085 Freiburg i. Br.

Dr. Volker Späth
Institut für Landschaftsökologie
und Naturschutz Bühl
Sandbachstraße 2
77815 Bühl

Anzeige

EURONATUR

schützt Lebensraum bedrohter Wildtiere. Wie?

Wir informieren Sie gerne:
www.euronatur.org oder Tel. 07732/92.72.0

EURONATUR