
Biodiversitätskriterien für Nachhaltigkeit im Wald

Stefan Müller-Kroehling

Schlüsselwörter: Biodiversität im Wald, Nachhaltigkeit, Schutzstrategien, integrativer Ansatz, segregativer Ansatz, Kielwassertheorie, inverse Kielwassertheorie, Urwaldreliktarten, Schutzverantwortung

Zusammenfassung: Den Schutz aller die heimischen Wälder bewohnenden Arten sicherzustellen muss integraler Bestandteil einer echten Nachhaltigkeitsdefinition sein. Dieses Ziel erfordert einen mehrschichten Ansatz, der die verschiedenen Gefährdungsursachen unserer Arten berücksichtigt. Bei weitem nicht alle dieser Arten würden von einer segregativen Strategie, die erheblich mehr Wälder aus der Nutzung nimmt, profitieren, und dies gilt sogar für einige der Arten, die »Urwaldstrukturen« benötigen. Viele von diesen sind an lichtliebende Baumarten wie Eichen gebunden oder benötigen lichte Wälder in Kombination mit den »Urwaldrequisiten«. Diese Kombination war in den Zusammenbruchsphasen der Urwälder verbreitet, kann aber in aus der Nutzung genommenen Wirtschaftswäldern meist nicht erwartet werden, da hier mittelfristig meist Buchenwälder in der Optimalphase dominieren werden. Aus diesem Grund ist die »Inverse Kielwassertheorie« genau so irrig wie ihr Gegenstück. Wissenschaftsbasierte, vielfältige Strategien sind nötig, um alle bedrohten Komponenten unserer Lebenswelt abzudecken. Für den größten Anteil bedrohter Arten wäre der effektivere Schutz bzw. die Wiederherstellung der Waldlebensräume auf Extremstandorten, wie der Moor-, Sumpf, Au-, Schlucht-, Block-, Dünen- und Felswälder einschließlich ihrer offenen Pendanten, in Form eines Mosaiks, die wichtigste Maßnahme. Anstrengungen in diese Richtung werden auch für viele jener Arten eine Verbesserung bewirken, für die wir eine weltweit besondere Schutzverantwortung tragen.

Nachhaltigkeit muss heute in einem umfassenden Sinne verstanden werden, der weit über eine gleichbleibende Holznachlieferung und über einen pfleglichen Umgang mit den Produktionsmitteln (v. a. dem Waldboden) hinausgeht. Sie umfasst auch den nachhaltigen Erhalt aller Wohlfahrtswirkungen des Waldes, den dieser für die Gesellschaft erbringt sowie den Erhalt der Biodiversität. Deren Schutz erfolgt um ihrer selbst willen. Wie groß angelegte weltweite Studien (Europäische Gemeinschaft 2008) gezeigt haben, gibt es jedoch auch eine unübersehbare Übereinstimmung zwischen dem Erhalt der Ressourcen, die wir als Menschen zum Leben brauchen (wie Trinkwasser, saubere Luft, gesunde Böden) und dem Erhalt der Biodiversität.

Was ist Biodiversität?

Nachdem Nachhaltigkeit somit klar umrissen ist, muss zunächst dem Begriff »Biodiversität« die Vieldeutigkeit genommen werden, die er im täglichen Gebrauch leider hat. Biodiversität könnte man mit »Artenvielfalt« übersetzen, was aber nicht gleichbedeutend mit (maximaler) »Artenzahl« ist, auch wenn es oft so verwendet wird. Zwar können Artenzahlen eine Größe unter Mehreren beim Vergleich verschiedener Waldtypen sein, aber als Wertmaßstab für den Erhalt der Artenvielfalt haben sie nur einen sehr begrenzten Aussagewert. Andere Artenzahlen (Zahl der Arten besonderer Schutzverantwortung, habitattypische Arten [s. u.]) sind belangvoller.

Artenzahlen hängen – auf vergleichbaren Standorten – vor allem vom Störungsregime ab: Je häufiger der Störungsimpuls für das Ökosystem (z. B. Umbruch, Erntemaßnahme, Überflutung usw.), desto höher insgesamt die Artenzahl (Riley und Browne 2011). Nach der »Intermediate disturbance hypothesis« (Wilkinson 1999) erzeugt ein Störungsregime mittlerer Intensität, also Störungen, die nicht »apokalyptisch« sind, aber doch stark genug, um ausbreitungsstarke Pioniere und die »seßhafte« Artenausstattung heimischer Wälder zu vereinen, höchste Artenzahlen. Kurz gesagt: Mittelstark gestörte Ökosysteme sind besonders artenreich.

Will man den Beitrag einzelner Waldbehandlungs-Varianten oder bestimmter Waldtypen vergleichen, dann ist die Artenzahl ein schlechtes Maß. Es ist vielmehr notwendig, auch im Sinne der Biodiversitätskonvention (UN 1992), den Artenreichtum zu gewichten, beispielsweise anhand der Spezialisierung und Gefährdung der Arten, vor allem auch anhand des Anteils der Arten, für die wir eine besondere Schutzverantwortung haben (Müller-Kroehling 2012). So ist beispielsweise ein intakter Moorwald arm an Arten, aber reich an gefährdeten Spezialisten mit einer weltweit eng begrenzten Verbreitung, für deren Erhalt wir eine besondere Schutzverantwortung haben. Entwässert man einen Moorwald, schlägt ihn kahl, düngt ihn und pflanzt Kulturblau-beeren, steigt die Artenzahl stark an – in diesem Fall wäre die Artenzahl sogar ein negativer Weiser.

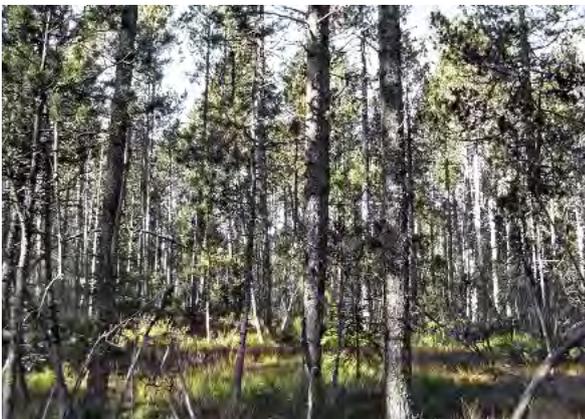


Abbildung 1: Intakte Moorwälder wie dieses Spirkenfilz sind artenarm, aber die Heimat hochspezialisierter Verantwortungsarten wie des Hochmoorlaufkäfers.

Foto: S. Müller-Kroehling

Biodiversitätskomponenten

Der nachhaltige Schutz der heimischen Artenvielfalt in Wäldern besteht fachlich letztlich auf vier Säulen:

- Dem Schutz der Sonderstandorte mit ihrer besonders artenreichen Lebewelt;
- dem quasi »mitlaufenden« Schutz der Generalisten genutzter Wälder;
- dem Erhalt bestimmter Nutzungsformen für Spezialisten (bestimmter) extensiv genutzter Wälder;
- dem Schutz der »Nutzungsflüchter«, die in Wirtschaftswäldern nicht vorkommen können.

Anhand einiger Beispiele aus der besonders großen und in vielfältiger Weise an Wälder gebundenen Gruppe der Käfer, vor allem der Laufkäfer und Totholzkäfer, aber auch aus weiteren Gruppen, sollen diese vier not-

wendigen Komponenten, ihre Bedeutung und die sich aus ihnen ergebenden Schlussfolgerungen dargestellt werden.

Komponente 1: Vielfalt intakter Sonderstandorte

Auch wenn sich derzeit die Diskussion um Waldnaturschutz vor allem mit ungenutzten Wäldern beschäftigt, so ist es doch von der Bedeutung her angemessen, den Schutz der Lebensgemeinschaften der »Sonderstandorte« an die erste Stelle zu stellen. Schützen wir diese, so erhalten wir im Verhältnis zu deren Flächen einen überproportionalen Anteil der heimischen Artenvielfalt (Müller-Kroehling 2001 und 2008b; Kölling et al. 2004) und auch der Arten mit besonderer Schutzverantwortung (Müller-Kroehling 2012). Viele gefährdete Arten stehen vor allem deshalb auf der Roten Liste, weil es nasse, nährstoffarme oder anderweitig extreme Standortbedingungen nicht mehr in dem Ausmaß wie früher gibt. Nur der kleinere Teil der heimischen Moore und Auen sind beispielsweise noch in einem halbwegs naturnahen Zustand. Diesen Teil der Artenvielfalt erhalten wir am besten, indem wir die natürlichen Standortbedingungen bewahren, wo immer möglich, und wiederherstellen, wo möglich und sinnvoll. Der Umgang mit Hoch- und Übergangsmooren hat in 100 Jahren eine vollständige Kehrtwende erfahren, von der Pflicht zur Kultivierung durch das Ödlandgesetz (BayÖdlG vom 6.3.1923) hin zu einem Schutz durch Naturschutzgesetze, Schutzgebiete und Natura 2000. Viele Impulse für verstärkten aktiven Schutz hat der Aspekt gebracht, dass Moorschutz auch gut für das Klima ist (Freibauer et al. 2009), ebenso wie für den Hochwasserschutz (Zollner und Cronauer 2003). So schließt sich der Kreis, Biodiversitätsschutz ist letztlich auch Schutz unserer eigenen Lebensgrundlagen. Seit 1970 gibt es einen generellen Schutzparagraphen der »geschützten Lebensräume«. Eine Karte, aus der diese Flächen hervorgehen, wäre eine wichtige Planungs- und Arbeitsgrundlage für Forstbetriebe. In der Praxis der täglichen Bewirtschaftung und Bepflanzung von Wäldern müssen wir diese Standorte »wie unseren Augapfel« schützen.

Exkurs: Vielfalt heimischer Baumarten als Schlüsselfaktor

Die Normalstandorte sind in Bayern das Reich der Buche, die sie natürlicherweise dominant einnehmen würde. Die »Mutter des Waldes« ist gegenüber den

anderen heimischen Baumarten, mit Ausnahme der ebenfalls sehr schattenfesten Weißtanne und Eibe, eher unverträglich, ja eigentlich schon »stiefmütterlich«. Durch ihre Neigung, im Dominanzbestand relativ mächtige Moderpakete schlecht zersetzter Buchenstreu aufzubauen, ist sie nicht für jede Art, die am Boden lebt oder wurzelt, eine geeignete Heimat. Buchenwälder sind daher bei vielen Artengruppen eher unterdurchschnittlich artenreich (vgl. Abbildung 2 für die Gruppe der Laufkäfer), was auch bereits als allgemeines Muster beschrieben wurde (Heydemann 1982). Dennoch gilt, dass Buchenwälder nicht artenarm sind (Frei-Sulzer 1941, s. u.). Vielmehr verfügen sie durch ein hohes Maß an »inkorporierter Biodiversität« anderer Waldtypen sogar über eine angesichts der vegetationsgeschichtlichen Zusammenhänge erstaunlich artenreiche Artausstattung (Walentowski et al. 2010).

Viele Arten, die basenreiche Böden mit einer günstigen Humusform bevorzugen und eine üppige Kraut- und Strauchschicht, lichte, warme und durchsonnte Böden lieben, haben in den meisten Buchenwäldern nicht ihren Vorzugslebensraum. In Buchen-Urwäldern erfolgt der Zusammenbruch der über 300-jährigen Buchen eher kleinflächig, so dass selten große Lücken im Kronendach entstehen (Korpel 1995). Nimmt man Wirtschaftswälder mit erheblichen Buchenanteilen aus der Nutzung, gewinnt diese in den folgenden Jahrzehnten aufgrund ihrer bis in höhere Baumalter gegebenen plastischen Kronen rasch die Oberhand, so dass aus einem mehrschichten Buchen-Mischbestand

mittelfristig oft ein einschichtiger Buchen-Dominanzbestand werden kann. Es gibt fast keinen ökologischen Prozess, von dem nicht auch Arten profitieren würden, aber es wäre einseitig, nur diese in den Vordergrund zu stellen. Keineswegs alle seltenen und spezialisierten Waldarten profitieren, wenn man Wirtschaftswälder aus der Nutzung nimmt. Das gilt für Fichtenforste, die unter »Prozessschutz«-Bedingungen zum bestandsweisen Zusammenbruch neigen, ebenso wie für Buchen(misch)wälder.

Bei phytophagen Gruppen sind diese Zusammenhänge überwiegend noch ausgeprägter. Beispielsweise aus der Gruppe der Zikaden kommen mindestens 39 Arten bei uns auf Eichen (*Quercus*) und zwölf davon ausschließlich an dieser Baumgattung vor, an Buchen (*Fagus*) hingegen insgesamt nur etwa fünf, und keine davon monophag auf diese Baumart spezialisiert (Nickel 2002). Ähnlich ist es bei den Tagfaltern und bei vielen anderen phytophagen Artengruppen (Heydemann 1982; Floren und Sprick 2008; Walentowski et al. 2010): An den lichtliebenden, eher konkurrenzschwachen Baumarten, die vor allem auf Sonderstandorten oder aber im Wirtschaftswald eine Chance gegen konkurrenzüberlegene Halbschatt- und Schattbaumarten haben, hängt eine besonders große Komponente unserer heimischen Artenvielfalt.

Bei den schattenliebenden Arten besteht eine starke Überschneidung der Buchenwald-Fauna mit den Arten der Schluchtwälder, die diesen Arten oftmals noch

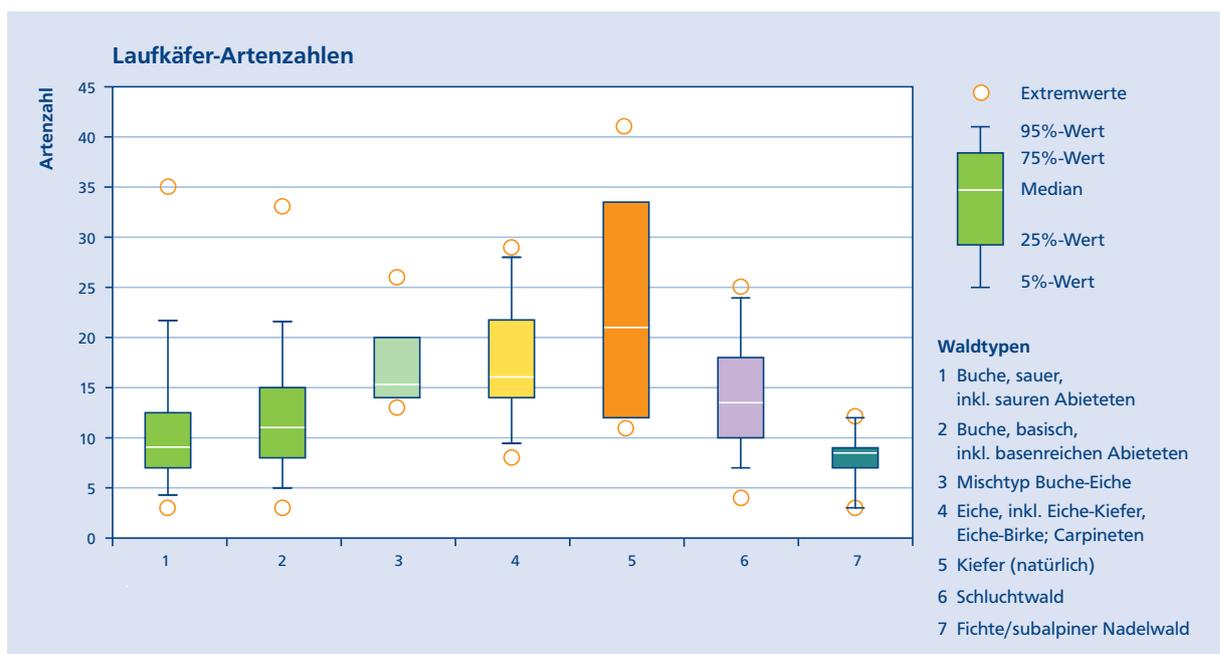


Abbildung 2: Laufkäfer-Artenzahlen der Waldtypen Mitteleuropas

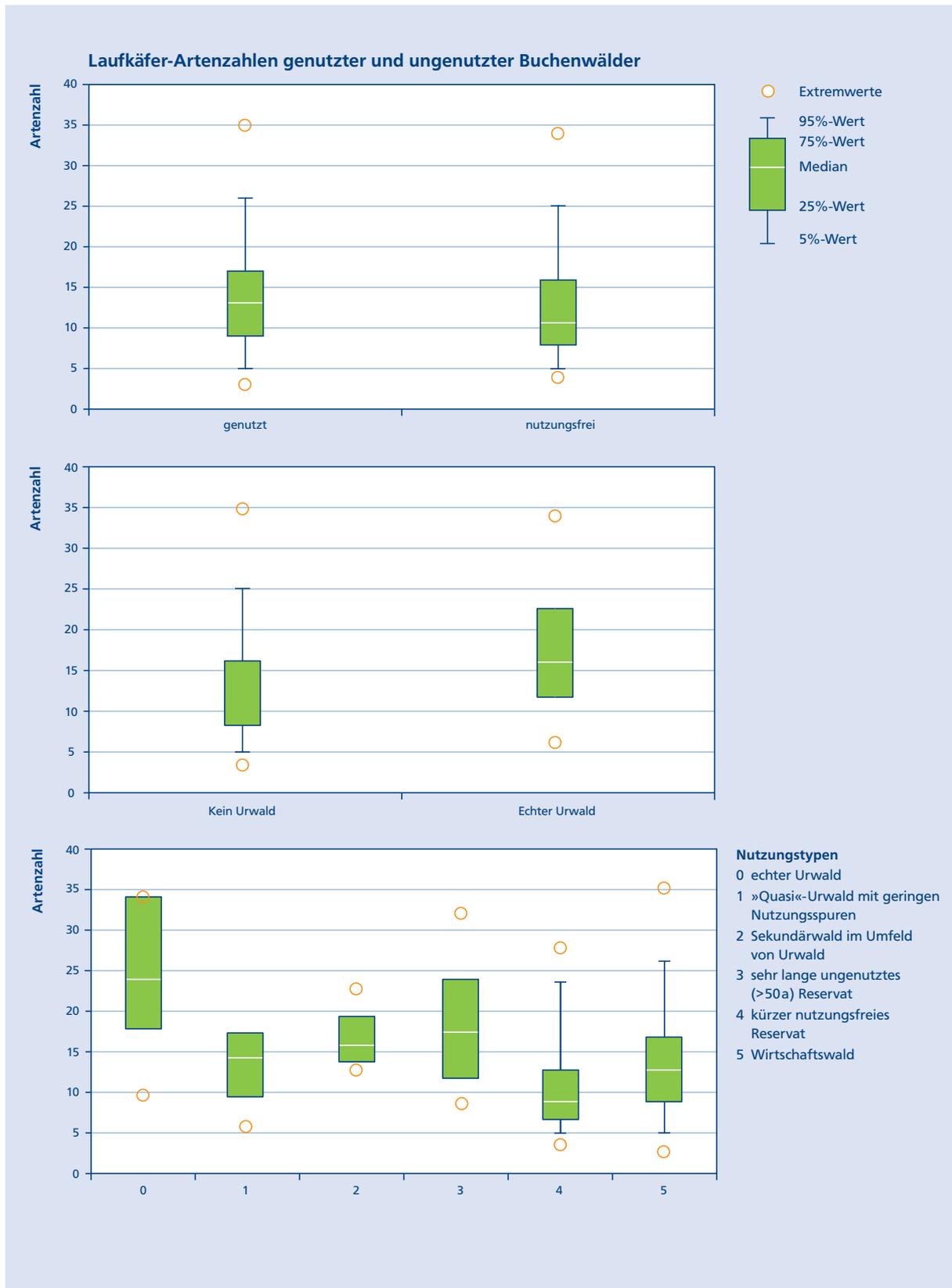


Abbildung 3: Vergleich der Laufkäfer-Artenzahlen ungenutzter und genutzter Buchenwälder Mittel- und Osteuropas (N = 361 Untersuchungsflächen); oben: genutzte versus ungenutzte Buchenwälder (U-Test, $p = 0,0184$); Mitte: Urwälder versus Nichturwälder (U-Test, $p = 0,0096$); unten: unterschiedlich lang ungenutzte und genutzte Buchenwälder (h-Test KRUSKAL-WALLIS, $p < 0,0001$)

bessere Lebensbedingungen zu bieten haben, vor allem basenreichere Böden und Streu sowie eine vegetationsgeschichtlich viel länger währende Lebensraumtradition. Praktisch alle heimischen Arten der Buchenwälder können auch in Schluchtwäldern oder aber in Eichenwäldern gefunden werden (letzteres, sofern es sich um wärme- oder lichtliebende Arten handelt), aber nicht umgekehrt (Walentowski et al. 2010). Zwar können viele der Arten dieser Waldtypen auch Buchenmischwälder nutzen (Müller et al. 2012), aber ob das für Buchenreinbestände gilt, ist nicht bewiesen. Auf Buchenwälder angewiesen sind sie in der Regel nicht. Das hängt damit zusammen, dass es diese erst seit wenigen tausend Jahren in Mitteleuropa gibt.

Wenn wir im Rahmen forstlicher Nutzung direkt und indirekt konkurrenzschwächere heimische Baumarten wie die Eichen fördern, ist dies daher in der Regel ein Beitrag zum Erhalt von Artenvielfalt und der Biodiversität.

Komponente 2: Arten genutzter Wälder

Unsere Wälder sind heute überdurchschnittlich dicht und vorratsreich, was sowohl im Altersklassenwald als auch für »naturnähere« Waldbauformen gilt. Vieles spricht dafür, dass die Urlandschaft mehr alte und damit teilweise lichtere Waldphasen und vor allem Übergänge zwischen Wald und Offenland beinhaltete – nicht zuletzt auch deswegen, weil sie standörtlich erheblich extremer war, bevor sie systematisch entwässert und melioriert wurde. Das heißt nicht gleich, dass man sich die ursprüngliche Landschaft als Parklandschaft vorstellen muss (Müller-Kroehling und Schmidt 1999), sondern möglicherweise eher mehr »Lichtunginseln im Waldmeer«. Das ist einer der Gründe dafür, dass viele Arten bevorzugt in genutzten, da lichten Wäldern auftreten, ja selbst auf Kahlflächen (Du Bus De Warnaffe und Lebrun 2004). Viele Arten, die wir heute als »Offenland-Arten« ansehen, waren wohl ursprünglich Bewohner der Waldlichtungen (Müller-Kroehling 2001). Sehr viele unserer gefährdeten Arten sind vor allem »Saumarten« und »Pioniere« und Arten der zeitlichen sowie räumlichen Übergänge von Wald und Offenland. Nicht jede Nutzung von Wald ist automatisch eine »Artenschutzmaßnahme«, aber selbst unpopuläre Maßnahmen wie Kahlschläge können als – stellenweise sogar einziger – (Ersatz-)Lebensraum selten gewordener Arten dienen (Hermann und Steiner 2000). Wichtiger sind aber natürlich ausgedehnte Waldsäume und extensive Waldlichtungen sowie baum-

und krautartenreich erfolgende Sukzessionsprozesse. Die Pioniere eingestreuter offener Flächen im Wald sind jedenfalls tendenziell wesentlich ausbreitungsfähiger (Riley und Browne 2011) als umgekehrt die Waldarten in einer von Offenland geprägten, fragmentierten Landschaft (Whitehouse 2006).

Nicht wenige Arten profitieren daher sogar von einer Nutzung, wie einer Auflichtung des Waldes und der Veränderung der Baumartenzusammensetzung hin zu mehr lichtliebenden statt schattenverträglicher Klimaxbaumarten. Andere Arten stehen ihr »neutral« gegenüber. Nach allem was man aus der waldökologischen Forschung weiß, nehmen diese beiden Gruppen über alle Artengruppen hinweg den breitesten Raum in mitteleuropäischen Wäldern ein (Geiser 1994; Schön 1996; Detsch 1998).

Bewirtschaftete Wälder sind nicht artenärmer bzw. unbewirtschaftete nicht artenreicher (Müller und Leibl 2011), vielmehr ist eine so allgemeine Aussage nicht möglich (Duelli et al. 2005; Halme et al. 2010). Es ist notwendig, zu differenzieren (vgl. Abbildung 3). Beim Vergleich der Laufkäfer-Artenzahlen von 361 genutzten und ungenutzten Buchenwäldern Mittel- und Osteuropas weisen die genutzten sogar eine signifikant höhere Artenzahl auf (Abbildung 3 oben), aber der Vergleich echter Urwälder und sonstiger Flächen (Abbildung 3 Mitte) ergibt einen signifikant höheren Wert für die Urwälder. Schlüsselt man die übrigen Flächen noch weiter auf (Abbildung 3 unten), zeigt sich: Echte Urwälder, die wir in Mitteleuropa aber bekanntlich nicht mehr haben, sind tatsächlich substanziell artenreicher als Wirtschaftswälder, während vor allem noch weniger als 50 Jahre nutzungsfreie Reservate (im Gegensatz zu den älteren) im Trend sogar hinter den Wirtschaftswäldern liegen. Die schon länger als 50 Jahre nutzungsfreien Reservate sind nicht artenreicher als Wirtschaftswälder (U-Test, $p = 0,0513$, Abbildung 3 unten).

Obwohl auch Buchenwälder als Typus bei vielen Artengruppen und insofern auch insgesamt nicht artenarm sind (Frei-Sulzer 1941), sind sie doch arm an Arten, die nur in Buchenwäldern, und jenen, die nur in ungenutzten Buchenwäldern vorkommen können (Walentowski et al. 2010), und waren es auch schon immer, nicht erst durch Aussterbeprozesse. Der Grund dafür ist, dass sich die allermeisten heimischen Arten erst nach dem Ende der letzten Eiszeit einen Weg zu uns bahnen mussten (Coope 1995). Das hat zur Folge, dass es sich meist um ausbreitungsfähige Arten handelt und nur zu einem ganz geringen Teil um Arten, die aus-

Abbildung 4:
Oft sind Wälder gerade dort besonders artenreich, wo die Natur der Buche »Steine in den Weg legt« und wir daher baumartenreiche Wälder der Sonderstandorte vorfinden (NWR »Frauenberg«).

Foto: S. Müller-Kroehling



schließlich bei uns vorkommen. Die Entfernung Mitteleuropas von den kaltzeitlichen Refugien (vgl. Holdhaus 1954), speziell auch der Buchenwälder (Horvat et al. 1974; Magri 2008), sowie das Fehlen von Buchenwäldern in früheren Warmzeiten Mitteleuropas (Magri 2008) haben wie ein Filter gewirkt, der vielfach verhinderte, dass sehr ausbreitungsschwache und höchstgradig an Buchenwälder gebundene Arten zu uns kamen. Bei den in unseren Breiten stenöken Arten spielt vielfach auch eine große Rolle und darf nicht übersehen werden, dass diese zwischen den Regionen einen Habitatwechsel durchmachen (Gesetz der »Regionalen Stenökie«), also nicht überall gleich »eng eingemischt« sind.



Abbildung 5: Viele Arten, wie auch der Feldmaikäfer, können zumindest gelegentlich auch in Buchenwäldern gefunden werden (Buchberger Leite). Foto: S. Müller-Kroehling

Manche Arten kommen in unseren Buchen-Wirtschaftswäldern jedoch nur deswegen nicht vor, weil sie hier die benötigten Strukturen nicht finden, sind aber in uralten Buchenwäldern sehr wohl anzutreffen (Eremit, Mittelspecht, vgl. Winter 2006), aber eben nicht nur hier. Die Tatsache, dass sie auch andere Habitate nutzen können (z. B. Eremit und Mittelspecht auch Eichenhutungen und Eichenwälder) rechtfertigt allerdings den Schluss, dass Nutzungsaufgabe für diesen Teil der Artenvielfalt zumindest keine *conditio sine qua non* ist. In den Fällen, in denen der Übergang vom lichten Wirtschaftswald (z. B. Hutewaldrelikt) zum ungenutzten Wald durch eine »Durststrecke« mit schlechter Habitat Ausstattung führen würde (Huteeichen ausgedunkelt, Uraltbuchen mit den benötigten Strukturen noch nicht vorhanden), wäre diese Schutzstrategie sogar mit größerer Unsicherheit behaftet.

Komponente 3: Spezialisten bestimmter, extensiv genutzter Wälder (»Kulturwaldrelikte«)

Es ist bekannt, dass viele der vom Aussterben bedrohten xylobionten Arten heute überwiegend oder sogar ausschließlich in lichten Baumbeständen wie alten Hutewaldresten und Landschaftsparks leben. Doch für einen erheblichen Teil dieser Arten liegt die Ursache nicht ausschließlich darin, dass in Wirtschaftswäldern Bäume nicht alt werden dürfen, sondern auch darin, dass sie neben einer Beschränkung auf bestimmte Tot-

holz- oder Biotopbaum-Qualitäten licht- und wärmeliebig sind oder an Lichtbaumarten gebunden sind.

Wir brauchen also nicht zwangsläufig für alle gefährdeten xylobionten Arten oder auch nur die Mehrzahl davon ungenutzte Wälder (Geiser 1994). Viele der Arten, die bei uns extrem selten geworden sind, hängen nicht nur wegen der dort vorkommenden Uraltbäume, die wir heute vorwiegend in Hutewaldresten finden, an alten Parks und Hutewäldern. Sie benötigen vielmehr eine Baumart als Wirtsbaum (v. a. Eichen), die bei uns in Mitteleuropa auf den meisten Standorten der menschlichen Förderung gegen Konkurrenz durch Buche bedarf. Ein Beispiel für eine solche Art ist der Eichenheldbock (*Cerambyx cerdo*). Die uralten, noch lebenden Eichen, die er als Brutbäume benötigt, müssen bis in untere Stammbereiche ausreichend besonnt sein. Lassen wir auf einem »buchenfähigen« Standort der Natur ihren Lauf, verschwindet die Habitateignung für diese Art über kurz oder lang. Das kann durchaus in verschiedenen Teilen Deutschlands beobachtet werden, wo die Art noch etwas häufiger ist.

Die Eichen, die eine auf diese Baumgattung spezialisierte Art heute als Lebensraum nutzt, sind in aller Regel Zeugen einer Nutzung in der Vergangenheit, die oft bereits schon mit gezielter Saat und Pflanzung begann. Es folgten Förderung und Schutz, letztlich Nutzung als »Mastbaum« für Eicheln und als »Allzweckbaum«. Wenn praktisch alle der 13 »Urwaldreliktarten«, die wir heute im Spessart finden, mehr oder weniger stark mit der dort vom Menschen stark geförderten Traubeneiche (*Quercus petraea*) in Verbindung stehen, und trotz erheblich höherer Buchen-Anteile keine davon ausschließlich mit der Buche (vgl. Bußler und Walentowski 2010), dann muss die Konsequenz lauten, dass eine Nutzungsaufgabe für diese Komponente der Artenvielfalt kein Konzept ist, das die weitere Existenz in diesem Gebiet sicherstellt. Das wäre dann im schlimmsten Fall eine Art, für die man konstatieren müsste: »Gestern stand sie noch vor einem Abgrund, und heute ist sie schon einen Schritt weiter.« Hier gilt es ideologiefrei zu bewerten, welche Konzepte für den Arterhalt die richtigen sind.

Der Eremit (*Osmoderma eremita*) kann in Kopfbäumen oder alten Obstbäumen gefunden werden (Späth und Pellkofer 2004) und kommt in Südschweden vor allem in alten Eichenwäldern vor (Ranius 2002), die dort praktisch ausschließlich als Folgen früheren Anbaus vorhanden sind (Drößler et al. 2012). Daher ist er weder streng an Wälder, noch speziell an Urwälder gebunden

(Lorenz 2010). Zwar kommt er – wie im Naturwaldreservat »Waldhaus« – unter ganz bestimmten Voraussetzungen, anders als der Eichenheldbock, bei uns auch an Buchen vor, doch ist nicht bewiesen, dass diese Voraussetzungen (starkastige Uraltbuchen, d. h. das Altwerden von »Protzen«, Mergner und Bußler 2007), auch auf so ausreichender Fläche gegeben sind, dass sein Überleben gesichert ist. So oder so ist er keine »Urwaldreliktart«, aber das schränkt die Sinnhaftigkeit des Schutzes solcher anspruchsvoller, baumbewohnender Arten, in diesem Fall als prioritäre Art der FFH-Richtlinie und Schirmart der Lebensgemeinschaften von Mulmhöhlen (Ranius 2002), in keiner Weise ein. Allerdings läuft die irrtümliche Klassifizierung von Arten als »Urwaldreliktart« Gefahr, zu falschen Schlussfolgerungen für Schutzkonzepte dieser Arten in der Praxis zu führen, nämlich dass Nutzungsaufgabe für sie per se ein geeigneter, der beste oder gar der einzige Weg zu ihrem Schutz wäre.

Der Begriff »Urwaldreliktart«, seit über 100 Jahren in der Entomologie gebräuchlich (z. B. Reitter 1908) und wie »Waldsterben« und »Krummholz« auch ins Englische übernommen, ist besonders deswegen wertvoll, weil er eingeführt ist. Er sollte aber gerade deswegen mit Akkuratessse genutzt werden. Der Begriff beinhaltet zwei Komponenten: Bindung an Urwaldstrukturen und reliktären Status, d. h. fehlende Ausbreitungsfähigkeit (Norden und Appelqvist 2001). Auf nicht wenige Arten, die als solche bezeichnet worden sind (Geiser 1994) oder die heute in Listen von Arten dieser Kategorie geführt werden (Müller et al. 2005), trifft eine von beiden Bedingungen nicht zu, in einigen Fällen sogar beide. Für solche Fälle wären Begriffe wie »Urwaldstrukturzeiger«, »Naturnähezeiger« (z. B. Blaschke et al. 2009) oder aber »Naturwaldrelikte« sinnvoller (vgl. auch die



Abbildung 6: Montaner, bodensaurer Buchen-Tannen-Wald im Naturwaldreservat »Krakel« auf dem langen Weg zum »Naturwald« Foto: S. Müller-Kroehling

Begriffsverwendung in Großbritannien, z. B. Harding und Alexander 1994), denn unklare Definitionen und Begriffsverwendungen erschweren die Konsensbildung und Entscheidungsfindung (Jax et al. 1992).

Die anspruchsvollen Spezialisten unter den »Nutzungsfolgern«, auch jene mit Habitatanforderungen speziell an Elemente des Urwaldes wie Mulmhöhlen, mögen in anderen Teilen Europas (und in der Urlandschaft ursprünglich vielfach auch bei uns) Arten natürlicher Wälder (gewesen) sein, aber unter den bei uns gegebenen Bedingungen würden sie von einer Nutzungsaufgabe unter normalen Umständen vielfach gerade nicht profitieren.

Ein weiteres Beispiel dafür ist, neben Eremit und Heldbock, die Wildkatze (*Felis silvestris*). Sie ist keine Art, die an ungenutzte Wälder gebunden ist, und insofern kann sie auch nicht als Grund für eine Nutzungsaufgabe angeführt werden. Auf mittlere Sicht ist sogar das Gegenteil der Fall, denn nutzungsfrei gestellte Buchenwälder sind bis auf Weiteres zunächst überwiegend geschlossene Buchenwälder. Als solche stellen sie keinen bevorzugten Lebensraum dar, sie sind zu arm an der Nahrungsressource (Kurz- und Langschwanzmäuse), denn nur die Rötel- und Gelbhalsmaus (*Myodes glareolus*, *Apodemus flavicollis*) treten in geschlossenen Buchenwäldern regelmäßig auf und neigen beide nicht zu Massenvermehrungen. Wildkatzen bevorzugen daher eher die »alte Kulturlandschaft« mit Brachen, Grünland, Waldrändern und lichten, vergrasteten Wäldern einschließlich Kulturflächen mit hohen Dichten der Nahrungstiere, alles als Mosaik. Dass sie in der Urlandschaft, die sicher ganz anders aussah und nie wieder auferstehen wird, auch schon in Deutschland vorkamen, steht diesen Überlegungen nicht entgegen.

Wald-Nutzungsaufgabe mit anschließender freier Waldentwicklung wäre für solche Arten »nicht nachhaltig«, ganz abgesehen von der fehlenden Notwendigkeit einer Nutzungsaufgabe für diese Komponente unserer Artenvielfalt. Vielmehr muss es uns auf anderem Wege gelingen, ihre Lebensräume in den Nutzungs-Mix unserer Landschaft zu integrieren. Auf jeden Fall ist es zwingend notwendig, diese Gruppe von den echten »Urwaldrelikten« zu trennen.

Komponente 4: Nutzungsflüchter und Urwaldstrukturzeiger

Eine Reihe ausbreitungsschwacher Waldarten und Feuchtgebietsbewohner hat die Kultivierung der ursprünglichen, von Feuchtgebieten durchsetzten hin zu einer in manchen Teilen Europas fragmentierten Waldlandschaft inmitten von »Kultursteppen« nicht überlebt, wie man aus Untersuchungen fossiler Käferfunde weiß (Wagner 1997; Whitehouse 2006). Das waren keineswegs durchwegs Urwaldrelikte, sondern vielfach schlichtweg ausbreitungsschwache oder feuchtigkeitsliebende Waldarten. Viele davon gelten heute (v. a. in Norddeutschland und Großbritannien, wo die Wälder besonders stark dezimiert und erst später durch Heideaufforstungen wieder vermehrt wurden) als Zeigerarten »historisch alter Wälder« (Wulf 1994; Harding und Alexander 1994).

Regional, d. h. in waldarmen und stark durch Nadelholzreinbestände überprägten Landesteilen, sind die ein besonders hohes Maß an Naturnähe und Naturwaldrequisiten fordernden Arten vielfach selten geworden oder sogar ausgestorben (Speight 1989). Es sind dies Arten wie der Weißrückenspecht (*Dendrocopos leucotos*) als nur noch in wenigen Gebieten vorkommender »Uraltlaubwaldspecht« mit Ansprüchen von über 100 Fm/ha (Festmeter pro Hektar) Totholz (Bühler 2009) oder der Veilchenblaue Wurzelhalsschnellkäfer (*Limoniscus violaceus*) (Müller-Kroehling 2008) als Bewohner alter Mulmhöhlen mit Erdkontakt, der heute bayernweit nur noch in einem einzigen Hutewaldrelikt vorkommt. Beides sind Arten der Anhänge von Natura 2000. Weiteren Arten dieser Gruppe, wie dem Schluchtwaldlaufkäfer (*Carabus irregularis*), ist gemeinsam, dass sie eine merkliche Häufung in »Naturwäldern« zeigen, also ungenutzten, naturnah bestockten und sehr totholzreichen Laubwäldern von ausreichender Flächenausdehnung und Habitattradition (Müller-Kroehling 2009).

Die Artenverluste durch vollständiges Aussterben solcher Arten halten sich in Mitteleuropa bisher in Grenzen, aber es gab sie. Ein Beispiel ist der Ungleiche Furchenwalzkäfer (*Rhysodes sulcatus*), ebenfalls eine FFH-Art und ein echtes Urwaldrelikt (Reitter 1908; Borowiec und Iwan 1989), der heute in weiten Teilen seines ursprünglichen Verbreitungsgebietes (Speight 1989) einschließlich Deutschlands ausgestorben ist. Er ist hochspezialisiert auf Zersetzungsprozesse starken Totholzes.



Abbildung 7: Sukzessionsprozesse mit Wald-Offenland-Übergängen sind oft artenreich und Heimat spezialisierter Arten. Foto: S. Müller-Kroehling

Die notwendigen Anstrengungen sind gerechtfertigt, damit sich die Zahl der gefährdeten oder gar ausgestorbenen »Urwaldreliktarten«, »Urwaldstrukturzeiger« und »Naturwaldrelikte« nicht erhöht, und diese wieder »günstige Zukunftsaussichten« haben, wie die FFH-Richtlinie es ausdrückt. Dafür sind allerdings wissenschaftlich fundierte Konzepte notwendig: Um welche Arten geht es, was brauchen sie für Schutzgebiete, auf welcher Fläche? Durch eine Nutzungsfreistellung ist diesen Arten nicht per se geholfen, denn ihre Vorkommen liegen nicht zwangsläufig in den Gebieten, die aus der Nutzung genommen würden, und selbst die Gebiete mit solchen Vorkommen sind aktuell auf erheblicher Fläche nicht in einem Zustand, der Nutzungsfreistellung jetzt erlaubt. Ein gegenwärtig artenreiches, wertvolles Waldgebiet mit zahlreichen gefährdeten und seltenen Arten, das früher komplett intensiv forstlich gepflegt wurde (z. B. als Mittelwald oder Eichen-Hochwald), zu seinem Erhalt aus der Nutzung zu nehmen, kann »nach hinten losgehen«. Einfach zu »hoffen«, dass sich in einem aus der Nutzung genommenen Gebiet »die richtigen Arten schon wieder einstellen werden«, oder die Habitate der vorhandenen Arten erhalten bleiben, wäre teilweise fahrlässig. Die Arten, um die es geht, sind überwiegend relativ ausbreitungsschwach, zumindest in unserer heutigen, weitgehend fragmentierten Landschaft. Einiges spricht aber dafür, dass mit den Ostalpen, dem Inneren Bayerischen Wald und der Hohen Rhön bereits jetzt in den Landesteilen Großschutzgebiete (Nationalparke und Biosphärenreservate) bestehen, wo es von Natur und aus der Geschichte ihrer (meist spät erfolgten und auf Teilfläche extensiven) Nutzung heraus eine besondere Häufung von Arten besonderer Schutzverantwortung und Reliktbestände von »Nutzungsflüchtern« mit Habitattradition gibt.



Abbildung 8: Zusammenhang von Gefährdung und Verantwortung (Müller-Kroehling 2012)

Arten mit besonderer Schutzverantwortung und Forschungsbedarf

Jede einzelne Art, die ihre Lebensgrundlagen bei uns nicht mehr vorfindet, obwohl sie zu den »bayerischen Ureinwohnern« (vgl. Müller-Kroehling 2008) zählt, ist eine zu viel. Diese Aussage gilt unabhängig davon, ob es eine Art ist, für die wir also weltweit eine besondere Schutzverantwortung haben. Für diese ist der Erhalt der Lebensgrundlagen aber am dringlichsten umzusetzen. Man könnte sagen: Wir wollen alle heimischen Arten erhalten, aber mit allerhöchstem Nachdruck müssen es die Arten besonderer Schutzverantwortung sein. Eine Analyse, für welche Arten das zutrifft, und welche Ansprüche diese genau stellen, sollte für alle heimischen Artengruppen intensiv betrieben werden. Sie muss eine wichtige Grundlage für Schutzkonzepte sein (Abbildung 8). Keineswegs per se sind alle Arten hoher Schutzverantwortung an ungenutzte Habitate gebunden (Walentowski und Zehm 2010).

Den bestehenden *Forschungsbedarf* könnte man so beschreiben: Welche Arten sind nicht mit forstlicher Nutzung vereinbar, welche hingegen nur damit, und welche nur mit bestimmten Nutzungsformen wie Hute- oder Mittelwald? Welchen Teil der Komponente können wir also in Nutzungskonzepte integrieren oder als »gegeben« hinnehmen, dass sie mit Nutzung ohnehin klarkommen oder sogar auf diese angewiesen sind? Für die Arten, die dann übrig bleiben, müssen wir fragen, wie ihre ungenutzten Wälder zugeschnitten sein sollten, in welchen Höhenlagen, in welcher Ausformung und wo überhaupt die Reliktorkommen dieser Arten noch sind.

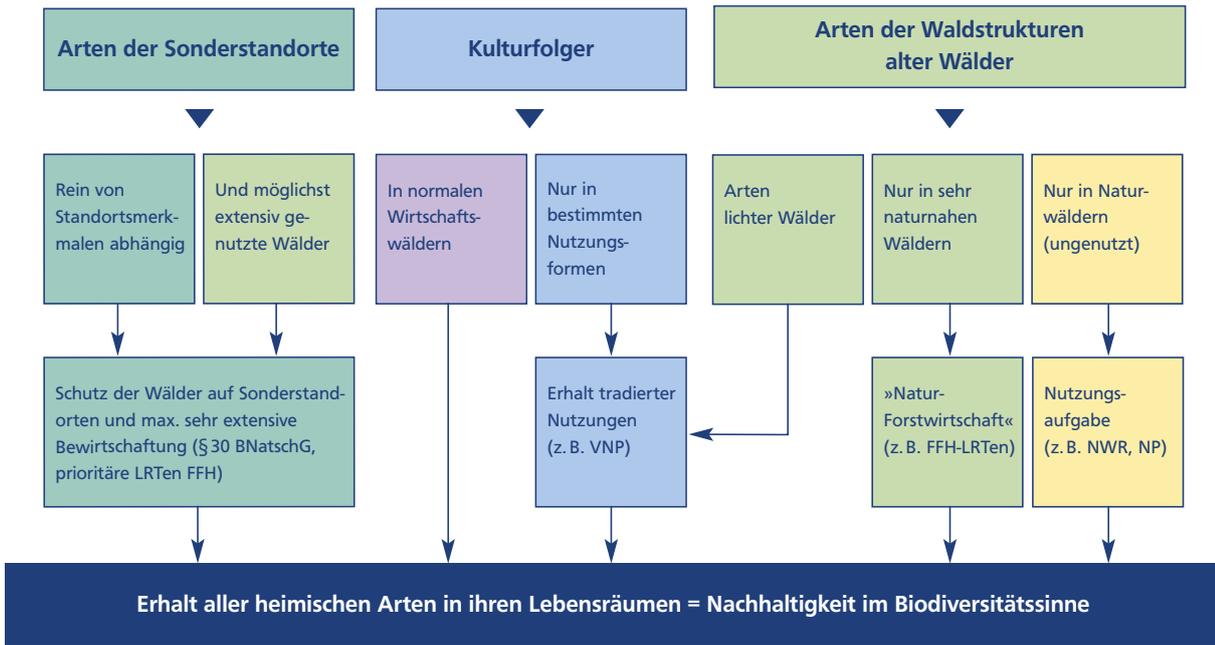


Abbildung 9: Komponenten heimischer Artenvielfalt und notwendige Schutzansätze

Die Zusammenhänge in der Natur sind zum Teil komplex: Der Schwarzspecht (*Dryocopus martius*), eine Schlüsselart naturnaher Buchenwälder, brütet auch in dicken Waldkiefern und liebt Herkulesameisennester in rotfaulen Fichten. Selbst eine seltene, stenöke Art wie der Blaue Laufkäfer (*Carabus intricatus*) lebt zum Teil neben naturnahen Lebensräumen (z. B. basenreichen Buchenwäldern) ausgerechnet auch in Kiefernforsten, wo er sich von Zangenbock (*Rhagium*)-Larven ernährt. Die Fichten-Glasflügelzikade (*Cixius beieri*) (Rote Liste Deutschlands: gefährdet) lebt auch in Fichtenwäldern der Rhön, wo ihr Habitatbaum aber gar nicht heimisch ist und in mancher Hinsicht (sicher meist nicht zu Unrecht) »auf der Abschussliste« steht.

Das eine tun und das andere nicht lassen

Es gibt zusammenfassend folgende Hauptkomponenten unserer Artenvielfalt, die ganz unterschiedliche Schutzstrategien erfordern, die sich einer allzu einfachen Kategorisierung in »genutzt-ungenutzt« entziehen.

Nach Flächen und Vorgehensweise differenzierte Konzepte sind dabei gefragt, Einheitslösungen hingegen liefern Gefahr, nicht alle Facetten abzudecken. Aus jeder einzelner der oben genannten Säulen können Arten verloren gehen. Bei jeder Strategie, sei es Wirtschaftswald oder »Prozessschutz«, gibt es Gewinner und Verlierer. Weder die Kielwassertheorie, dass es allen Arten

in bewirtschafteten Wäldern gut gehe, noch die aktuell sehr verbreitet anzutreffende »inverse Kielwassertheorie«, dass in unbewirtschafteten Wäldern alles gut sei bzw. von sich aus werde, treffen zu.

Auch auf der Nutzung entzogenen Flächen erfolgt vielfach Management, denn dem »Prozessschutz« sind oftmals gerade aus Gründen des Artenschutzes Grenzen gesetzt, zumindest, solange die Rahmenbedingungen für das Ablaufen der Prozesse »aus dem Lot« sind. Die entsprechenden Schutzgebietskategorien sollten den Ausgangsvoraussetzungen und dem realistischerweise verfolgten Ziel entsprechend angewandt werden. Dort, wo nachweislich eine Nutzungsfreiheit erforderlich und zielführend ist, muss man auch dieses Instrument konsequent nutzen. Aus Sicht einer globalen Nachhaltigkeit muss man aber in einem Land mit hohem Ressourcenverbrauch wohl ergänzen: und nur dort.

Durch einen ausgewogenen Mix verschiedener Waldnutzungsformen, der bisher vor allem auch aus den unterschiedlichen Zielen und Interessen der großen Zahl von Waldbesitzern entspringt, gelingt es uns für erstaunlich viele – aber keineswegs alle – Arten schon jetzt auch ohne gezielte, übergeordnete Planung glücklicher Weise recht gut. Dort, wo Waldarten auf der Roten Liste stehen, und dies nicht nur, weil sie bei uns ihren absoluten Arealrand erreichen, müssen wir herausfinden, wie wir ihre Situation spürbar verbessern können. Bei vielen Arten ist es der Schutz naturnah

ausgeprägter Wälder der Sonderstandorte, der ihre Bestandssituation verbessern hilft (Müller-Kroehling 2001 und 2012). Dies sind Wälder wie Moor- und Schluchtwälder, Au-, Sumpf und Bruchwälder. Wenn man diesen Waldtypen nicht durch Entwässerung und andere Maßnahmen ihre standörtliche Identität raubt und Forstwirtschaft dort nur in einem Umfang betreibt, der nachweislich in Einklang mit dem Erhalt ihres Charakters als Lebensraum ist, ist das Wichtigste in diesem Bereich getan. Die Roten Listen wären sicher nicht einmal halb so lang, wenn alle Sonderstandorte intakt wären. Die historischen Versuche, auf diesen Standorten zu wirtschaften, oftmals am »Grenzertrag«, hatten (und haben nachwirkend) die schwerwiegendsten Folgen für unsere Artenvielfalt.

Nachhaltiger Schutz der Artenvielfalt in Wäldern

Nachhaltigkeit hat viele Facetten, die alle realisiert werden müssen. Sie bedeutet jedenfalls auch, unsere heimische Biodiversität vollständig zu erhalten.

An die Wälder werden seitens der Gesellschaft vielfältige Anforderungen gestellt (Borchert und Adelman 2012), der Nutzen für die Allgemeinheit ist hoch, die Transferzahlungen hingegen relativ gering. Ohne Beitrag zum Deckungsbeitrag ist und bleibt Waldnaturschutz meist nur ein Nebenprodukt auf dem Weg zur Erzielung des zu ziehenden forstwirtschaftlichen Nutzens. Oftmals haben dennoch auch bewirtschaftete Wälder eine Bedeutung für bedrohte und spezialisierte Arten, die hinter ungenutzten Wäldern nicht zurückstehen muss.

Das flächenbedeutsamste, angemessenste Instrument zum Erhalt der Artenvielfalt mitteleuropäischer Wälder ist neben einer Vielfalt der forstlichen Nutzungen der Erhalt eines Netzwerkes möglichst naturnaher Wälder auf repräsentativer und vernetzter Fläche, wie es das »Europäische Netzwerk Natura 2000« leisten soll. Naturnähe bedeutet in diesem Kontext eine weitestmöglich aus natürlichen Baumarten zusammengesetzte Bestockung und das ausreichende Vorhandensein aller Waldstrukturen, wie sie für Wälder typisch sind, also vielfältigen Böden wechselnder Feuchtigkeit, einer artenreichen Kraut- und Strauchschicht, Totholz- und Biotopbäumen und Wäldern in allen Entwicklungsphasen, und vor allem in vernetzter Form (Coope 1995). Dieses Ziel verfolgt Bayern auf immerhin 17% der Waldfläche in seinen FFH- und Vogelschutzgebieten. In

diesen Gebieten, zu dem alle Waldbesitzarten Anteile beisteuern, haben die festgelegten Erhaltungsziele, wie etwa der Erhalt naturnaher, großflächiger Laubwälder, im Zweifelsfall Vorrang. Das schließt ein, dass sie in aller Regel genau so auch weiter bewirtschaftet werden können, wie vor ihrer Meldung als Natura 2000-Gebiet, in Einklang mit den Erhaltungszielen des Gebietes.



Abbildung 10: Für die mitteleuropäischen Unterarten des Feuersalamanders haben wir eine besondere Schutzverantwortung. Er bevorzugt feuchte Laubwälder mit Anschluss an naturnahe Waldbäche. Foto: S. Müller-Kroehling

Literatur

- Blaschke, M.; Helfer, W.; Ostrow, H.; Hahn, C.; Loy, H.; Bußler, H.; Krieglsteiner, L. (2009): Naturnähezeiger – Holz bewohnende Pilze als Indikatoren für Strukturqualität im Wald. *Natur und Landschaft* (84) 12, S.560–566
- Borchert, H.; Adelman, W. (2012): Bedarf an nachhaltigem Holz steigt. *LWF aktuell* 90, S.50–53
- Borowiec, L.; Iwan D. (1989): Nowe stanowiska reliktowych gatunków chrząszczy (Coleoptera) z Roztocza. *Prz. zool.*, 33, S.439–440
- Bußler, H.; Walentowski, H. (2010): Sind Urwaldreliktarten in bayerischen Reservaten an naturnahe Wälder gebunden? *Forstarchiv* 81 (2), S.82
- Bühler, U. (2009): Totholz – existenziell für den Weißrückenspecht. *Schweiz. Z. Forstwes.* 160 (7), S.210–217
- Coope, G. R. (1995): Insect faunas in ice age environments: why so little extinction? In: Lawton, J. H. und May, R. M. (Hrsg.), *Extinction Rates*. Oxford University
- Detsch, R. (1999): Der Beitrag von Wirtschaftswäldern zur Struktur- und Artenvielfalt. Ein Vergleich ausgewählter waldökologischer Parameter aus Naturwaldreservaten und Wirtschaftswäldern des Hienheimer Forstes. *Dissertation LMU München*, 208 S.

- Dröbner, L.; Atocchi, G.; Jensen, A. M. (2012): Occurrence and management of oak in southern Swedish forests. *Forstarchiv* 83 (5), S. 163–169
- Duelli, P.; Chumak, V.; Obrist, M. K.; Wirz, P. (2005): The biodiversity values of European virgin forests. *For. Snow. Landsc. Res.* 79 (1), S. 91–99
- Du Bus De Warnaffe, G.; Lebrun, P. (2003): Effects of forest management on carabid beetles in Belgium: implications for biodiversity conservation. *Biological Conservation* 118, S. 219–234
- Europäische Gemeinschaft (2008): TEEB – Die Ökonomie von Ökosystemen und Biodiversität. Zwischenbericht, 65 S.
- Frei, M. (1941): Der Anteil der einzelnen Tier- und Pflanzengruppen am Aufbau der Buchenbiocoenosen in Mitteleuropa. *Ber. Geobot. Forschungsinst. Rübel Zürich* 1940, S. 11–25
- Frei-Sulzer, M. (1941): Erste Ergebnisse einer biocoenologischen Untersuchung schweizerischer Buchenwälder. *Ber. Schweizer. Bot. Ges.* 51, S. 479–530
- Freibauer, A.; Dröbner, M.; Gensior, A.; Schulze E.-D. (2009): Das Potenzial von Wäldern und Mooren für den Klimaschutz in Deutschland und auf globaler Ebene. *Natur und Landschaft* 84 (1), S. 20–25
- Geiser, R. (1994): Artenschutz für holzbewohnende Käfer. *Ber. ANL* 18, S. 89–114
- Halme, P.; Toivanen, T.; Honkanen, M.; Kotiaho, J. S.; Mönkkönen, M.; Timonen, J. (2010): Flawed meta-analysis of Biodiversity effects of forest management. *Conservation Biology* 24 (4), S. 1154–1156
- Harding, P. T.; Alexander, K. N. A. (1994): The use of saproxylic invertebrates in the selection and evaluation of areas of relic forest in pasture-woodland. *Brit. J. Entomol. And Nat. Hist.* 7 (Suppl. 1), S. 21–26
- Hermann, G.; Steiner, R. (2000): Der Braune Eichen-Zipfelfalter in Baden-Württemberg. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 32 (9), S. 271–277
- Heydemann, B. (1982): Der Einfluss der Waldwirtschaft auf die Wald-Ökosysteme aus zoologischer Sicht. *Schriftenr. Dt. Rat für Landespflege* 40, S. 926–944
- Holdhaus, K. (1954): Die Spuren der Eiszeit in der Tierwelt Europas. *Abh. Zool.-Bot. Ges. Wien* 18, S. 1–493
- Horvat, I.; Glavac, V.; Ellenberg, H. (1974): *Vegetation Südosteuropas*. Stuttgart (Fischer), 768 S.
- Jax, K.; Zauke, G. P.; Vareschi, E. (1992): Remarks on terminology and the description of ecological systems. *Ecol. Modelling* 63, S. 1331–41
- Kölling, C.; Müller-Kroehling, S.; Walentowski, H. (2004): Geschützte Waldbiotop. *Pirsch H. 3 – H. 21/2004 und Sonderheft*, 40 S.
- Korpel, S. (1995): *Urwälder der Westkarpaten*. Stuttgart, 310 S.
- Lorenz, J. (2010): »Urwaldrelikt«-Käferarten in Sachsen. *Sächs. Ent. Z.* 5, S. 69–98
- Magri, D. (2008): Patterns of post-glacial spread and the extent of glacial refugia of European beech (*Fagus sylvatica*). *J. Biogeogr.* 35, S. 450–463
- Mergner, U.; Bußler, H. (2007): Der Buchenprotz – Elitebaum für die Artenvielfalt des Waldes. *AFZ/Der Wald* 4, S. 164–165
- Müller, J.; Bußler, H.; Bense, U.; Brustel, H.; Flechtner, G.; Fowles, A.; Kahlen, M.; Möller, G.; Mühle, H.; Schmidl, J.; Zabransky, P. (2005): Urwald relict species – Saproxylic beetles indicating structural qualities and habitat tradition. *Waldökologie online* 2, S. 106–113
- Müller, J.; Brunet, J.; Brin, A.; Bouget, C.; Brustel, H.; Bussler, H.; Förster, B.; Isacson, G.; Köhler, F.; Lachat, T.; Gossner, M. (2012): Implications from large-scale spatial diversity patterns of saproxylic beetles for the conservation of European Beech forests. *Insect Conservation and Diversity*, doi: 10.1111/j.1752-4598.2012.00200.x
- Müller, J.; Leibl, F. (2011): Unbewirtschaftete Wälder sind europaweit artenreicher. *AFZ/Der Wald* 20, S. 20–21
- Müller-Kroehling, S. (2001): Welchen Lebensräumen entstammt die heutige Artenvielfalt in Mitteleuropa. *Natur und Kulturlandschaft* 5, S. 99–109
- Müller-Kroehling, S. (2008a): Natura 2000-Arten, Folge 12: Ureinwohner mit Wohnungsnotstand: Der Veilchenblaue Wurzelhalsschnellkäfer. *AFZ/Der Wald* 4, S. 195
- Müller-Kroehling, S. (2008b): Laufkäfer, Zeigerarten für Naturnähe. *LWF aktuell* 63, S. 14–18
- Müller-Kroehling, S. (2009): Endemische Laubwald-Laufkäfer in bayerischen Buchen- und Schluchtwäldern. *LWF Wissen* 61, S. 57–66
- Müller-Kroehling, S. (2012): Prioritäten für den Wald-Naturschutz – Die Schutzverantwortung Bayerns für die Artenvielfalt in Wäldern, am Beispiel der Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae). *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz* – published online (urn:nbn:de:0041-afsv-01318), 16 S.
- Müller-Kroehling (2013, in Druck): Eichenwald-Lebensraumtypen der FFH-Richtlinie in Deutschland – drängende Fragen und mögliche Ansätze für ein Konzept zu Erhalt und Sicherung eines günstigen Erhaltungszustandes. *Naturschutz und Biologische Vielfalt*, S. 155–163
- Müller-Kroehling, S.; Schmidt, O. (1999b): Großtiere als Landschaftsgestalter. *Nationalpark* 3, S. 8–11
- Nickel, H. (2002): The Leafhoppers and Planthoppers of Germany. Patterns and strategies in a highly diverse group of phytophagous insects. *Dissertation Univ. Göttingen*, 307 S.

- Norden, B.; Appelqvist, T. (2001): Conceptual problems of ecological continuity and its bioindicators. *Biodiversity and Conservation* 10, S. 779–791
- Ranius, T. (2002): *Osmoderma eremita* as an indicator of species richness of beetles in tree hollows. *Biodiversity and Conservation* 11 (5), S. 931–941
- Reitter, E. (1908): *Fauna Germanica, die Käfer des Deutschen Reiches*. I. Band, K.G.Lutz' Verlag, Stuttgart 1908
- Riley, K. N.; Browne, R. A. (2011): Changes in ground beetle diversity and community composition in age structured forests. *ZooKeys* 147, S. 601–621
- Schön, M. (1995): *Forstwirtschaft und Gefäßpflanzen der Roten Liste*. Dissertation Univ. Freiburg, 310 S. + Anh.
- Späth, J.; Pellkofer, B. (2007): Eremitenkäfer *Osmoderma eremita* in Kopfweiden und Obstbäumen des Unteren Isartales. *Nachrichtenbl. Bayer. Ent.* 56 (3/4), S. 102–108
- Speight, M. D. (1989): The status of saproxylic invertebrates in Europe. Council of Europe, 81 S.
- Sprick, P.; Floren, A. (2008): Species richness and historical relations of arboreal phytophagous beetles – a study based on fogging samples from primeval forests of Poland, Romania and Slovenia (Chrysomeloidea, Curculionoidea). In: Floren, A. & J. Schmidl (eds): *Structure, diversity and functional aspects of the arthropod fauna in Central European canopies*. S. 225–260
- Wagner, P. E. (1997): Human impact or cooling climate? The 'Little Ice Age' and the beetle fauna of the British Isles. *Quat. Proc.* 5, S. 269–276
- Walentowski, H. (2011): Sowohl bewirtschaftete als auch unbewirtschaftete Wälder nötig. *AFZ/Der Wald* 22, S. 25–27
- Walentowski, H.; Zehm, A. (2010): Reliktische und endemische Gefäßpflanzen im Waldland Bayern – eine vegetationsgeschichtliche Analyse zur Schwerpunktsetzung im botanischen Artenschutz. *Tuexenia* 30, S. 59–81
- Walentowski, H.; Bußler, H.; Bergmeier, E.; Blaschke, M.; Finkeldey, R.; Gossner, M.; Litt, T.; Müller-Kroehling, S.; Philippi, G.; Pop, V. V.; Reif, A.; Schulze, E.-D.; Strätz, C.; Wirth, V. (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, S. 195–217
- Whitehouse, N. J. (2006): The Holocene British and Irish ancient forest fossil beetle fauna: implications for forest history, biodiversity and faunal colonisation. *Quatern. Sci. Reviews* 25, S. 1755–1789
- Wilkinson, D. M. (1999): The disturbing history of intermediate disturbance. *Oikos* 84 (1), S. 145–147
- Winter, S. (2006): Naturnähe-Indikatoren für Tiefland-Buchewälder. *Forstarchiv* 77, S. 94–101
- Wulf, M. (1994): Überblick zur Bedeutung des Alters von Lebensgemeinschaften, dargestellt am Beispiel »historisch alter Wälder«. *NNA-Berichte* 7 (3), S. 3–14
- Zollner, A.; Cronauer, H. (2003): Der Wasserhaushalt von Hochmooreinzugsgebieten in Abhängigkeit von ihrer Nutzung. *LWF-Bericht* 40, S. 39–46

Keywords: Forest biodiversity, sustainability, conservation strategies, integrative approach, segregative approach, wake strategy, inverse wake strategy, Urwald relic species, conservation responsibility

Summary: Ensuring the welfare of all native forest-dwelling species must be an integral part of all true sustainability definitions. This goal warrants a multi-faceted approach that takes into consideration the diverse reasons that parts of our biota are presently threatened. By far not all of these species would benefit from a segregational strategy of setting-aside forests on a much larger basis than presently, and this is true even for some of the species that require certain »Urwald« structures. Many of these will tolerate only a light forest cover in combination with these structures, or are linked to light-demanding trees like oaks, which was provided by breakdown phases in the virgin forests but cannot be expected by newly set-aside forests in the foreseeable future, where in most situations, dense beech forests in the optimal phase will proliferate. For this reason, the »inverse wake theory« is as much in error as the original »wake theory«. Science-based, tailor-made strategies are needed for the threatened components of our biota. The most important measure for most threatened species groups would be the more efficient protection and restoration of all extreme forests habitats, like all forests on bog, swamp, floodplain, ravine, scree, dune and shallow bedrock soils, including their naturally open counterparts in a habitat mosaic. The strategies and efforts in this direction are also likely to favour those species with a high global responsibility for their protection on our part.