

Britta Uhl, Jaroslav Červenka, Václav Pouska, Peter Karasch, Claus Bässler

Biodiversitätsschutz in Zentraleuropäischen Wäldern

– ein Konzept für Waldbewirtschafter und politische Entscheidungsträger



Vimperk, 2022

1. Einleitung

1.1 Die Wälder Europas

Wälder bedecken mehr als ein Drittel der Landesfläche Europas. Sie erbringen wichtige Ökosystemleistungen wie die Regulierung des Wasser- und Kohlenstoffkreislaufs (Melillo et al. 2011; Schlesinger und Jasechko 2014) und unterstützen die Bodenbildung sowie Nährstoffkreisläufe (Adamczyk et al. 2019). Sie werden genutzt zur Holzgewinnung und

stellen kulturelle Dienstleistungen durch Erholung und Bildung bereit (Abb. 1). Auch für die Biodiversität spielen Wälder eine wichtige Rolle, da sie Lebensraum für eine Vielzahl von Arten bieten und unbestreitbar viele Arten direkt auf naturnahe Waldökosysteme angewiesen sind, die wichtige Waldstrukturelemente wie Totholz, alte Bäume, und Lichtungen beinhalten (Eckelt et al. 2018; Miklín et al. 2018).

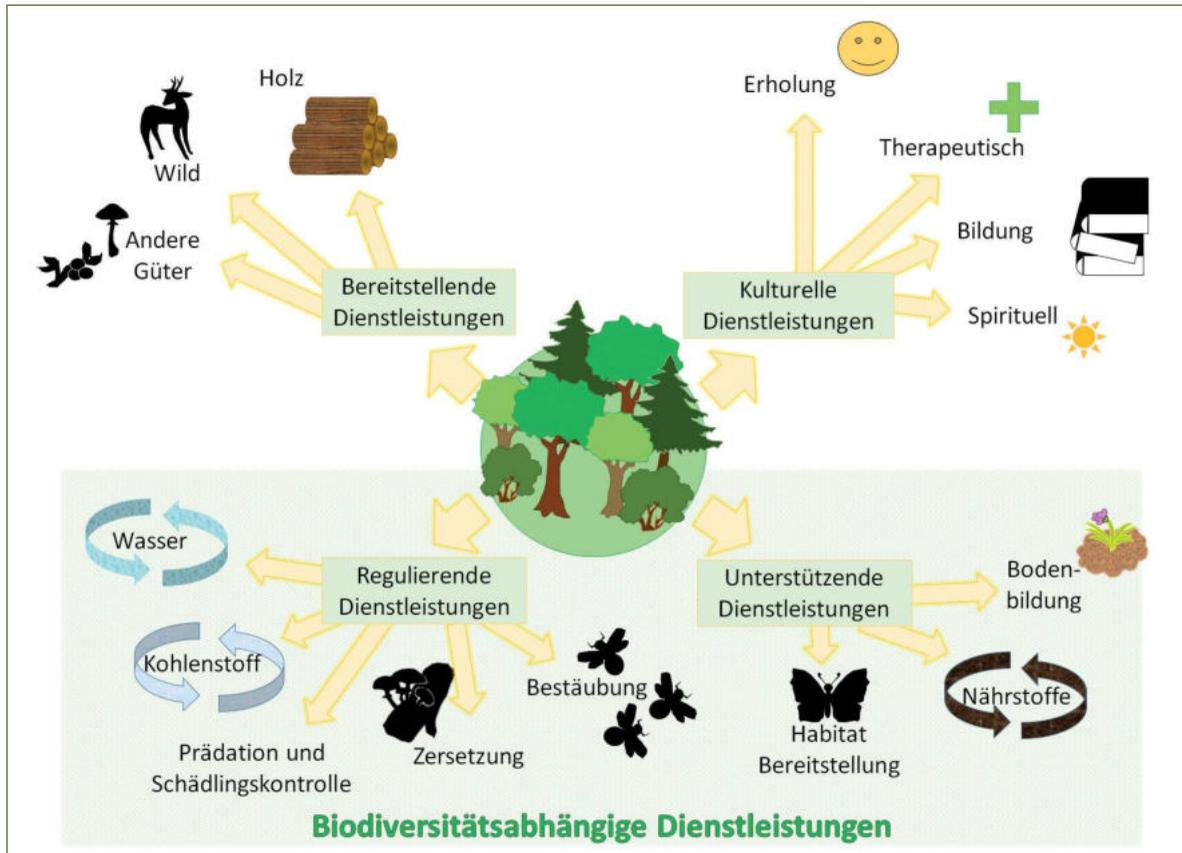


Abb. 1: Ökosystemdienstleistungen die von Wäldern bereitgestellt werden. Der hellgrüne Hintergrund zeigt an, welche dieser Dienstleistungen abhängig von Biodiversität sind.

Biodiversitätsschutz in Zentraleuropäischen Wäldern

Ein Konzept für Waldbewirtschafter und politische Entscheidungsträger

2

Tab. 1: Waldschädigung in 1000 ha und Prozent. Der Prozentanteil geschädigter Wälder ist in Relation zur Gesamtwaldfläche des jeweiligen Landes gesetzt. Prozentanteile der verschiedenen Schädigungstypen sind in Relation zur gesamt geschädigten Fläche gesetzt (basierend auf Daten des Jahres 2015, siehe FOREST EUROPE 2020).

	Geschädigter Wald	Insekten & Krankheiten	Wild-fraß	Wetter-ereignisse	Wald-eingriffe	Andere menschliche Eingriffe	Schaden durch Feuer/ davon von Menschen verursacht	Versch. Ursachen
Belgien	44.1 (6.4 %)	13.90 (31.5 %)	27.10 (61.5 %)	1.30 (2.9 %)	1.80 (4.08 %)	-	0.00	0.00
Bulgarien	146.65 (3.8 %)	35.92 (24.5 %)	0.00	105.72 (72.1 %)	0.00	0.00	4.30 (2.9 %) / 3.36 (2.3 %)	0.71 (0.5 %)
Dänemark	34.23 5.2 %)	11.43 (33.4 %)	9.74 (28.5 %)	11.26 (32.9 %)	0.40 (1.2 %)	0.00	0.00	1.39 (4.1 %)
Deutschland	153.65 (1.2 %)	111.20 (72.4 %)	10.30 (6.7 %)	15.46 (10.1 %)	-	-	0.53 (0.3 %) / 0.39 (0.3 %)	16.16 (10.5 %)
Estland	10.07 (0.4 %)	1.86 (18.5 %)	3.86 (38.3 %)	2.71 (26.9 %)	0.01 (<0.01 %)	0.14 (1.4 %)	0.08 (<0.01 %) / -	1.41 (14.0 %)
Finnland	29 (0.1 %)	2.00 (6.9 %)	2.00 (6.9 %)	6.00 (20.7 %)	0.00	0.00	0.00	19.00 (65.5 %)
Frankreich	40.25 (0.2 %)	7.84 (19.5 %)	-	5.61 (13.9 %)	0.05 (<0.01 %)	0.00	25.00 (62.1 %) / -	1.75 (4.3 %)
Griechenland	n/a (0.3 %)	-	-	-	-	-	-	-
Irland	55.26 (7.3 %)	1.80 (3.3 %)	34.07 (61.7 %)	8.41 (15.2 %)	10.81 (19.6 %)	-	0.18 (0.3 %) / -	-
Italien	n/a	-	-	-	-	-	21.79 (?) / 21.79 (?)	-
Kroatien	82.43 (3.5 %)	25.58 (31.0 %)	5.52 (6.7 %)	49.56 (60.1 %)	-	-	1.77 (2.1 %) / 0.05 (<0.01 %)	-
Lettland	1.24 (0.03 %)	0.26 (21.0 %)	0.06 (4.8 %)	0.87 (70.2 %)	0.00	0.00	0.01 (0.8 %) / -	0.04 (3.2 %)
Litauen	10.00 (0.5 %)	5.00 (50.0 %)	2.00 (20.0 %)	3.00 (30.0 %)	0.00	0.00	0.07 (0.7 %) / -	-
Luxemburg	n/a	-	-	-	-	-	-	-
Malta	n/a	-	-	-	-	-	-	-
Niederlande	9.58 (2.6 %)	9.56 (99.8 %)	-	-	-	-	0.02 (0.2 %) / -	-
Österreich	n/a	-	-	-	-	-	-	-

Tab. 1: Fortsetzung

	Geschädigter Wald	Insekten & Krankheiten	Wild-fraß	Wetter-ereignisse	Wald-eingriffe	Andere menschliche Eingriffe	Schaden durch Feuer/ davon von Menschen verursacht	Versch. Ursachen
Polen	365 (3.9 %)	42.00 (11.5 %)	64.00 (17.5 %)	17.00 (4.7 %)	29.00 (7.9 %)	2.00 (0.5 %)	1.00 (0.3 %) / 0.00	210.00 (57.5 %)
Portugal	n/a	436.00 (?)	-	-	-	-	-	-
Rumänien	238.96 (3.5 %)	37.68 (15.8 %)	-	199.61 (83.5 %)	-	-	1.67 (0.7 %) / 0.30 (0.1 %)	-
Slowakei	15.39 (0.8 %)	4.37 (28.4 %)	0.94 (6.1 %)	9.58 (62.2 %)	-	0.15 (1.0 %)	0.35 (2.3 %) / 0.24 (1.6 %)	0.00
Slowenien	4.93 (0.4 %)	2.00 (40.6 %)	0.01 (0.2 %)	2.44 (49.5 %)	0.08 (1.6 %)	0.00	0.17 (3.4 %) / -	0.23 (4.7 %)
Spanien	74.29 (0.4 %)	-	-	-	-	-	32.88 (44.3 %) / 23.87 (32.1 %)	-
Schweden	2631.73 (9.4 %)	589.26 (22.4 %)	772.53 (29.4 %)	947.11 (36.0 %)	137.02 (5.2 %)	2.38 (<0.01 %)	0.35 (<0.01 %) / -	183.08 (7.0 %)
Tschechische Republik	37.79 (1.4 %)	20.69 (54.7 %)	1.70 (4.5 %)	15.06 (39.9 %)	-	-	0.34 (0.9 %)	-
Ungarn	60.62 (2.9 %)	8.03 (13.2 %)	14.60 (24.1 %)	34.81 (57.4 %)	0.42 (0.7 %)	-	1.60 (2.6 %) / 1.60 (2.6 %)	1.97 (3.2 %)
Zypern	n/a	-	-	-	-	-	-	-

Die Gesundheit der europäischen Wälder ist jedoch anfällig für Klima- und Landnutzungsänderungen, was dazu führt, dass heute große Waldflächen geschädigt sind (Tab. 1). 2015 waren in der Europäischen Union rund 3.8 Millionen Hektar Wald als geschädigt gelistet. Besonders Stürme, Dürren, Schnee oder biotische Ungleichgewichte, die zu vermehrter Herbivore oder Krankheiten führen, können Schädigungen verursachen (FOREST EUROPE 2020). Darüber hinaus wird die Wald-biodiversität durch Waldbewirtschaftungspraktiken verändert, was sich auf die von Wäldern erbrachten Ökosystemleistungen auswirken kann. Wälder vor weiteren Schäden zu schützen und biodiversitätsfreundlich zu bewirtschaften ist daher – und in Anlehnung an den

europäischen ‘Green Deal’ – ein zentrales Ziel für multi-funktionale Wälder der Zukunft die dauerhaft eine Vielzahl von Ökosystemleistungen erbringen (Europäische Kommission 2021a).

Die gemeldeten Waldschäden und die damit einhergehenden massiven strukturellen Veränderungen der Waldlebensräume haben immer negative wirtschaftliche Folgen, wohingegen sie sich nicht zwangsläufig negativ auf die Biodiversität auswirken. Waldstörungsdynamiken variieren hinsichtlich Art, Häufigkeit und Schweregrad und können die für die Biodiversität relevanten Waldstrukturen maßgeblich beeinflussen. Störungen erhöhen die strukturelle Heterogenität im Wald (z.B. die

Menge und Vielfalt von Totholzstrukturen), und haben somit oftmals einen positiven Effekt auf die Biodiversität (siehe Kapitel 2.4.2). Tatsächlich kann die Schaffung von Waldlichtungen durch Windwurf, Borkenkäfer oder Beweidung der Biodiversität zu Gute kommen (Müller et al. 2007; Bengtsson et al. 2000). Wirtschaftliche Interessen und Interessen zum Erhalt der Biodiversität stehen daher oft in starkem Gegensatz zueinander und erschweren es, eine generelle Lösung zum Erhalt aller Wald-ökosystemleistungen zu finden (Sing et al. 2018; Naumov et al. 2018).

1.2 Im Konflikt zwischen wirtschaftlichem Gewinn und Biodiversitätsschutz

Zwar sind die meisten europäischen Wälder naturnah, aber nur wenige werden als komplett vom Menschen ungestört eingestuft (FOREST EUROPE 2020). Tatsächlich scheinen nur 0,7 % der europäischen Wälder die Merkmale von Primärwäldern aufzuweisen (Sabatini et al. 2018; Dieler

et al. 2017), und obwohl diese ungestörten Wälder einen sehr hohen Schutzwert haben, scheinen nur 46 % davon streng geschützt zu sein (Sabatini et al. 2018). Waldnationalparks spielen eine wichtige Rolle, um alte Wälder zu schützen und helfen darüber hinaus, wichtige Erkenntnisse über natürliche Sukzession (Hilmers et al. 2018) und Störungsprozesse (Müller et al. 2008; Müller et al. 2010; Heurich et al. 2010; Sommerfeld et al. 2021) zu gewinnen. Darüber hinaus sind sie wichtige Rückzugsgebiete für gefährdete Arten von besonderer Naturschutzrelevanz (Iojä et al. 2010). Aber nicht nur die ungestörten und geschützten Gebiete sind wichtig für die Biodiversität – auch Waldbewirtschaftung kann eine wichtige Rolle für den Erhalt der Biodiversität spielen. Minimale bis moderate Eingriffe können beispielsweise der Biodiversität zugute kommen und dazu beitragen, die strukturelle Heterogenität der Wälder zu verbessern (Sebek et al. 2015). Um die Biodiversität innerhalb ungeschützter, bewirtschafteter Wälder in Europa zu bewahren und gleichzeitig den hohen Holzbedarf zu decken (Tab. 2), werden integrative Konzepte zur nachhaltigen Waldbewirtschaftung benötigt (siehe Kraus und Krumm (2013, s. Kap. 4.1)).



Naturnaher Wald im Nationalpark Bayerischer Wald. Natürliche Störungsdynamiken haben das Waldbild geprägt.

Foto: L. Haselberger

Tab. 2: Waldfläche in 1000 Hektar. In Klammern wird der Anteil von Land der durch Wald bedeckt ist angegeben. Geschützte Wälder sind in Prozent angegeben, gemessen an der Gesamt-Waldfläche. Der Holzeinschlag wird in % des jährlichen Nettozuwachses an Wald, der für die Holzversorgung zur Verfügung steht, und in 1 000 m³ angegeben (FOREST EUROPE 2020).

	Gesamt-Waldfläche	Ungestörter Wald (in 1 000 ha)	Geschützter Wald (MCPFE Klasse 1) (in %)	Geschützter Wald (MCPFE 1 und 2) (in %)	Holzeinschlag
Belgien	689.30 (23 %)	0	3.90	7.7	98.7 (4 151 m ³)
Bulgarien	3 893.00 (35 %)	704	0	18.2	60 (6 198 m ³)
Dänemark	628.44 (15 %)	21	8.87	20.8	67 (3 902 m ³)
Deutschland	11 419.00 (32 %)	0	1.93	81.1	76.5 (5 3491 m ³)
Estland	2 438.40 (54 %)	52	22.68	22.9	82.9 (9 948 m ³)
Finnland	22 409.00 (66 %)	203	12.58	18.3	80.4 (63 279 m ³)
Frankreich	17 253.00 (27 %)	n/a	0	37.2	60 (51 200 m ³)
Griechenland	3 901.80 (30 %)	0	n/a	n/a	n/a (1 432 m ³)
Irland	782.02 (11 %)	n/a	0	0.8	64.5 (3 542 m ³)
Italien	9 566.13 (32 %)	93.00	34.14	41.2	n/a (6 053 m ³)
Kroatien	1 939.11 (34 %)	6.73	17.13	17.3	71.5 (5 754 m ³)
Lettland	3 410.79 (53 %)	16.98	11.69	16.4	71.9 (12 896 m ³)
Litauen	2 201.00 (34 %)	26.54	9.36	16.1	70.3 (6 795 m ³)
Luxemburg	88.70 (34 %)	n/a	n/a	1.4	65 (500 m ³)
Malta	0.46 (1.5 %)	0	n/a	n/a	n/a (0 m ³)
Niederlande	369.50 (8.9 %)	0	10.62	65	47.6 (3 114 m ³)
Österreich	3 899.15 (46 %)	118	0	21.8	87.1 (17 647 m ³)
Polen	9 483.00 (30 %)	0	0.76	37.4	n/a (45 312 m ³)
Portugal	3 312.00 (36 %)	n/a	n/a	21.8	n/a (13 564 m ³)
Rumänien	6 929.05 (29 %)	165.23	n/a	7.8	43.9 (14 697 m ³)
Slowakei	1 925.90 (39 %)	10.58	29.70	44.3	78.9 (9 361 m ³)
Slowenien	1 237.83 (58 %)	33.6	8.20	22	61.3 (4 509 m ³)
Spanien	18 572.17 (37 %)	0	n/a	23	n/a (17 566 m ³)
Schweden	27 980.00 (64 %)	2249	7.74	8.1	91.3 (72 800 m ³)
Tschechische Republik	2 677.09 (34 %)	9.99	6.02	29.5	84.1 (19 387 m ³)
Ungarn	2 053.01 (22 %)	0	32.12	42.7	66.3 (5 689 m ³)
Zypern	172.54 (19 %)	n/a	0	n/a	n/a (16 m ³)

Tab. 3: Kriterien und Indikatoren gemäß dem nachhaltigen Waldmanagement-Konzept der MCPFE (Rametsteiner und Mayer 2004)

Kriterium 1	Erhaltung und angemessene Verbesserung der Waldressourcen sowie ihres Beitrags zu globalen Kohlenstoffkreisläufen	Waldfläche
		Wachsender Bestand
		Altersstruktur und/oder Verteilung der
		Baumumfänge
		Kohlenstoff Speicher
Kriterium 2	Erhaltung der Waldgesundheit und Vitalität	Ablagerung von Luftschadstoffen
		Zustand des Bodens
		Entlaubung
		Waldschädigung
Kriterium 3	Erhaltung und Förderung der produktiven Funktionen von Wäldern (Holz und andere Güter)	Zuwachs und Holzeinschlag
		Rundholz
		Nicht-Holz Güter
		Services
		Wälder unter Bewirtschaftungsplänen
Kriterium 4	Erhaltung, Schutz und angemessene Steigerung der biologischen Vielfalt in Waldökosystemen	Baumartenzusammensetzung
		Regeneration
		Natürlichkeit
		Nicht-heimische Baumarten
		Totholz
		Genetische Ressourcen
		Landschaftsmatrix
		Bedrohte Waldarten
Geschützte Wälder		
Kriterium 5	Erhaltung und angemessene Steigerung der Schutzfunktionen in der Waldbewirtschaftung (vor allem Boden und Wasser)	Schutzwälder – Boden, Wasser und andere Ökosystemfunktionen
		Schutzwälder – Infrastruktur und bewirtschaftete natürliche Ressourcen
Kriterium 6	Erhaltung anderer sozio-ökonomischer Funktionen und Bedingungen	Forstbetriebe
		Beitrag des Forstsektors zum BIP
		Nettoumsatz
		Ausgaben für Dienstleistungen
		Arbeitskräfte im Forstsektor
		Arbeitsicherheit und -Gesundheit
		Holzverbrauch
		Holzhandel
		Energie aus Holzressourcen
		Zugang für Erholungszwecke
Kulturelle und spirituelle Werte		



Die Ministerielle Konferenz zum Schutz der Wälder in Europa (MCPFE), die in den 1980er Jahren aufgrund der Sorge um das Waldsterben gegründet wurde, suchte nach Wegen zum grenzüberschreitenden Schutz der Wälder und erarbeitete ein nachhaltiges Waldbewirtschaftungskonzept (Rametsteiner und Mayer 2004). Die Waldbewirtschaftung des Klassifizierungstyps 1 konzentriert sich auf den Erhalt der Biodiversität, während Klassifizierungen des Typs 2 versuchen, „Landschaft und spezifische natürliche Elemente“ zu schützen (MCPFE Expert Level Meeting 2002). Die dritte Klassifizierungsklasse konzentriert sich auf die Schutzfunktionen von Wäldern (MCPFE Expert Level Meeting 2002). Insgesamt werden sechs Kriterien für eine nachhaltige Waldbewirtschaftung angegeben, die jeweils durch unterschiedliche Indikatoren überprüft werden können (Rametsteiner und Mayer 2004) (Tab. 3). Das Konzept wird dabei zwischen den Bedürfnissen der konstanten Holzversorgung und der Aufrechterhaltung verschiedener Ökosystemdienstleistungen aufgeteilt.

Obwohl die „Erhaltung der biologischen Vielfalt“ in den Kriterien genannt wird (Kriterium 4), spiegelt

keiner der Indikatoren wirklich ein Maß für Biodiversität im Sinne der Gemeinschaftsökologie wider (Magurran 1988). Die Messung der Biodiversität durch indirekte Indikatoren, z.B. die Verfügbarkeit von Mikrohabitaten, kann zwar die Klassifizierung erleichtern, reflektiert aber nicht zwingend den Zustand der Biodiversität und somit die Wald-eignung zum Erhalt artenreicher Gemeinschaften (Paillet et al. 2018). Die menschliche Vorstellungskraft tendiert dazu, einen Wald als wertvoll einzustufen, sobald er „sauber und gesund“ ist (Domínguez und Shannon 2011). Diese Sicht auf Waldökosysteme verneint jedoch die große Bedeutung natürlicher Störungen. Waldlichtungen, Totholz und alte (geschädigte) Bäume sind wichtige Strukturelemente für die Biodiversität. Die Beibehaltung eines geschlossenen Kronendachs und die Entfernung des Unterholzes mögen den Erwartungen entsprechen, wie ein gesunder Wald aussehen sollte (Domínguez und Shannon 2011), aber solche homogenisierten Waldstandorte werden die Biodiversität des Waldes und die damit verbundenen Ökosystemleistungen langfristig nicht erhalten (Uhl et al. 2021a; Felipe-Lucia et al. 2018).

1.3 Wald-Biodiversität und wie sie evaluiert wird

Biodiversität wird in verschiedene Komponenten eingeteilt, nämlich α -, β - und γ -Diversität (Abb. 2). Die α -Diversität repräsentiert dabei die lokale Biodiversität, während die γ -Diversität den regionalen Artenreichtum widerspiegelt. Die β -Diversität ist ein Maß für die Verschiedenheit von Artengemeinschaften und wird häufig verwendet, um die Veränderung der Artenzusammensetzung entlang von Umweltgradienten zu bewerten. Die lokale α -Diversität und die Änderung der Artenzusammensetzung (β -Diversität) sind Teilkomponenten der regionalen γ -Diversität. Aus diesem Grund zielt der Schutz der Biodiversität darauf ab, nicht nur Standorte mit hoher Habitatqualität (Förderung der

α -Diversität), sondern auch eine hohe Habitat-heterogenität auf Landschaftsebene (Förderung der β -Diversität) zu erhalten. Beide Aspekte, die lokale Lebensraumqualität (Sebek et al. 2016; Miklín et al. 2018) und die landschaftsweite Quantität unterschiedlicher Lebensräume (Schall et al. 2018), können die regionale Biodiversität verbessern und damit Nahrungsnetze und Ökosystemfunktionen stabilisieren.

Andere Diversitätsmaße berücksichtigen die phylogenetische Geschichte oder die funktionellen Merkmale von Arten. So versucht die phylogenetische Diversität, die genetische Vielfalt eines Standorts abzubilden, während die funktionelle Diversität Aufschluss über die Besetzung ökologischer Nischen gibt, also die Anzahl und Diversität von Mikrohabitaten, die von Arten genutzt werden (Abb. 2).

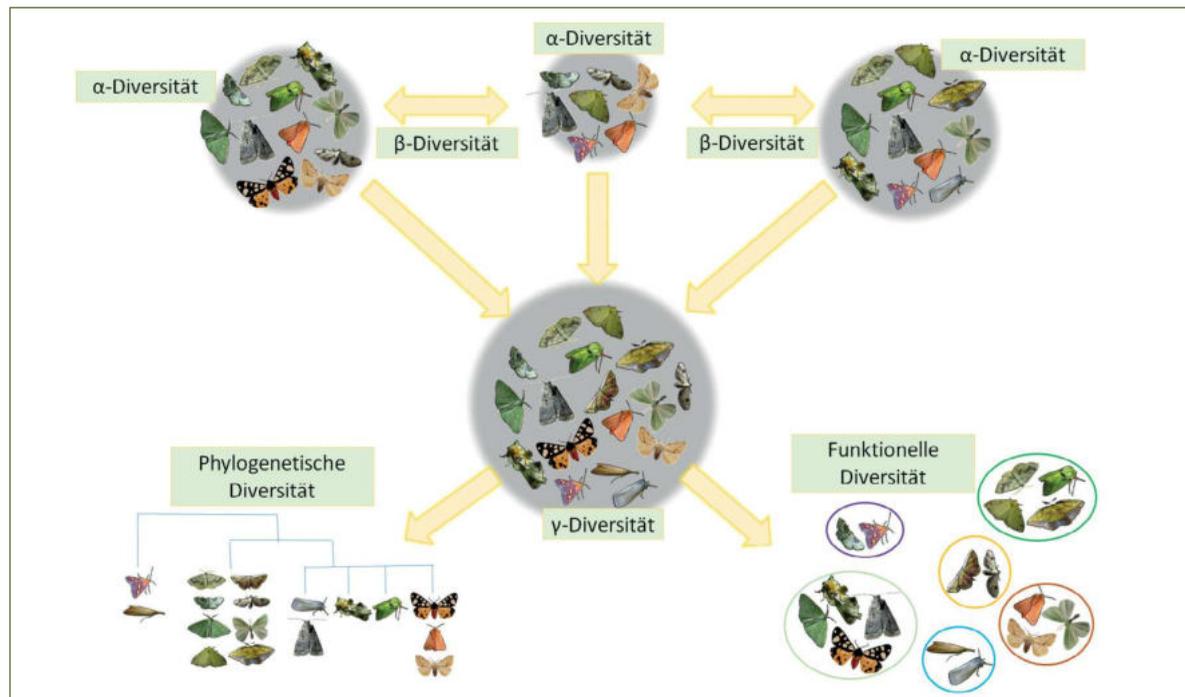


Abb. 2: Überblick über die verschiedenen Diversitätsmaße, die in der Ökologie genutzt werden.

2. Für die Biodiversität wichtige Waldstrukturen



Naturnaher Wald im Nationalpark Bayerischer Wald.

Foto: L. Haselberger

2.1 Regionale Aspekte

2.1.1 Breitengrad

Entlang des Breitengrades verändern sich die Wälder Europas. Die Topographie beeinflusst dabei sowohl die Bodenbeschaffenheit als auch die klimatischen Bedingungen (Macek et al. 2019). In Nordeuropa sind große Flächen von Nadelwäldern bedeckt, während in Mitteleuropa Buchenwälder typisch sind. In Südeuropa sind Kiefernwälder und lichte Strauchwälder zu finden.

Einige Waldtypen sind an besondere Bodeneigenschaften gebunden und kommen nur regional vor. Auf feuchten Böden und entlang von Flüssen findet man Auwälder, während auf trockenen und sandigen Böden oft Kiefernwälder zu finden sind. In einigen Regionen Mitteleuropas dominieren Eichenwälder das Landschaftsbild, während an anderen Orten Mischwaldbestände aus mehreren verschiedenen

Waldbaumarten auftreten. Die Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie (FFH, Council directive 92/43/EWG) definiert 16 verschiedene Waldtypen für Deutschland, welche hauptsächlich abhängig von den abiotischen regionalen Bedingungen sind (Tab. 4) (Europäische Kommission 2021b). Einige Waldtypen sind zusätzlich durch aktuelle oder ehemalige Bewirtschaftungsformen geprägt (z. B. Sternmieren- und Labkraut-Eichen-Hainbuchenwald).

Bei der Waldbewirtschaftung sollte immer berücksichtigt werden, welche Arten im Gebiet natürlich vorkommen und welche Waldstruktur der ursprünglichen Struktur ähnelt. Durch diese einfache Grundregel kann Waldschädigung aufgrund ungünstiger abiotischer Bedingungen vermieden werden. In der Vergangenheit wurden weite Teile Deutschlands mit Fichte bepflanzt, weshalb sie auch heute noch 25% der Gesamtwaldfläche ausmacht und somit die wichtigste Baumart der deutschen Forstwirtschaft darstellt (Bundeswaldinventur [BWI])



Verschiedene Waldtypen in Nord-, Mittel-, und Südeuropa.

Fotos: G. Clarén, L. Haselberger, B. Uhl

2012). In der Tschechischen Republik macht die Fichte sogar fast 50 % der gesamten Waldfläche aus (Statistická ročenka životního prostředí České republiky 2020). Die auf kältere Klimazonen angepasste Art ist jedoch keine Art des mitteleuropäischen Tieflands und kann steigende Temperaturen und Trockenheit aufgrund des Klimawandels nicht bewältigen. Folglich sind die massiven Schäden, die heute in Mitteleuropäischen Wäldern zu finden sind (Obladen et al. 2021) oft das Resultat trockenheitsgestresster Fichtenwälder die bereits damals außerhalb ihres natürlichen Verbreitungsgebiets gepflanzt wurden (Statistisches Bundesamt 2020; Zpráva o stavu lesa a lesního hospodářství České republiky v roce 2020). Es ist daher nicht nur wichtig, die gegenwärtige Situation zu kennen, sondern auch zukünftige Bedingungen richtig einzuschätzen.

Mit einem wärmer und trockener werdenden Klima könnte die Ansiedlung thermophiler Wälder ratsam sein. Viele Studien schlagen eine Einführung von dürrerotoleranten nicht heimischen Baumarten vor, um die Waldproduktivität zu erhalten (Keča et al. 2019; Pötzelberger et al. 2020). Unter einem Naturschutzfachlichen Aspekt ist die Einführung nicht heimischer

Baumarten jedoch immer mit Vorsicht zu genießen (Montecchiari et al. 2020; Oxbrough et al. 2016). Heimische wärmeliebende Baumarten werden von einer Vielzahl von Arten besiedelt und sollten daher als Alternative zu trockenheitstoleranten Exoten in Betracht gezogen werden. Denn meist können nicht-heimische Baumarten insbesondere von spezialisierten Artengruppen nicht genutzt werden (Schmid et al. 2014). Ein Rückgang der Waldbiodiversität wäre demnach die Folge.

2.1.2 Höhenlage

Die Höhenlage und die damit verbundenen klimatischen Bedingungen prägen natürlich auch das Vorkommen von Waldtypen vom Meeresniveau bis in die alpinen Hochlagen (Macek et al. 2019). In Bezug auf die FFH-Waldbiotoptypen kann man beispielsweise erkennen, dass wärmeliebende Eichenwälder vor allem in niedrigen Lagen anzutreffen sind, während Lärchen- und Kiefernwälder charakteristisch für alpine Regionen sind (Tab. 4). Allgemein sind Nadelbäume besser an Höhenlagen angepasst. Tannen- und Fichtenwälder sind daher typische Bestandteile der Bergwaldregionen.

Tab. 4: Waldtypen Deutschlands, welche in der FFH-Richtlinie genannt werden (Europäische Kommission 1992).

Klassifikation	Kurzbeschreibung
9110 <i>Luzulo-Fagetum</i> Hainsimsen-Buchenwald	Buchendominierte Wälder auf sauren Böden, mit z.B. <i>Luzula luzuloides</i> , <i>Polytrichum formosum</i> , <i>Deschampsia flexuosa</i> , <i>Calamagrostis villosa</i> , <i>Vaccinium myrtillus</i> , <i>Pteridium aquilinum</i> .
9120 Epiphytenreicher Buchenwald mit Stechpalme und Eibe (<i>Ilici-Fagion</i>)	Buchenwälder mit <i>Ilex</i> auf sauren Böden im feuchten atlantischen Klima: a) subatlantische Buchen-Eichen-Wälder <i>Ilex aquifolium</i> , b) hyper-atlantische, epiphytenreiche Buchen-Eichen Wälder mit <i>Ilex</i> und <i>Taxus</i> , c) reine Buchen-Bergwälder oder Buchen-Tannen-Bergwälder mit <i>Ilex aquifolium</i> .
9130 Waldmeister-Buchenwald (<i>Asperulo-Fagetum</i>)	Buchendominierte Wälder auf neutralen Böden, mit milder Humusschicht. Eine ausgeprägte und artenreiche Krautschicht ist charakteristisch. Typische Arten sind: <i>Anemone nemorosa</i> , <i>Lamium galeobdolon</i> , <i>Galium odoratum</i> , <i>Melica uniflora</i> .
9140 Subalpiner Buchenwald mit <i>Acer</i> and <i>Rumex arifolius</i>	Buchenwälder mit Spitzahorn (<i>Acer pseudoplatanus</i>) die aus kleinwüchsigen, niedrigastenden Bäumen bestehen. Die Krautschicht ist ähnlich wie bei 9130 und 9110 und enthält Elemente ehemaliger offener Grasflächen.
9150 Orchideen-Buchenwald (<i>Cephalanthero-Fagion</i>)	Xerothermophile <i>Fagus sylvatica</i> Wälder auf kalkhaltigen Böden, oft an steilen Hängen. Die Kraut- und Strauchschicht ist gut entwickelt und durch viele Orchideen, Gräser und thermophile Arten charakterisiert (<i>Ligustrum vulgare</i> , <i>Berberis vulgaris</i> , <i>Buxus sempervirens</i>).
9160 Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwald (<i>Stellario-Carpinetum</i>)	<i>Quercus robur</i> und <i>Quercus petraea</i> dominierte Wälder auf hydromorphen Böden mit hohem Wasserspiegel. <i>Carpinus betulus</i> und <i>Tilia cordata</i> können als Begleitarten auftreten, während <i>Endymion non-scriptus</i> selten ist oder ganz fehlt.
9170 Labkraut-Eichen-Hainbuchenwald (<i>Galio-Carpinetum</i>)	<i>Quercus petraea</i> – <i>Carpinus betulus</i> Wälder in Regionen mit subkontinentalem Klima die innerhalb des Verbreitungsraums von <i>Fagus sylvatica</i> auftreten und von <i>Q. petraea</i> dominiert werden. Dies schließt auch ähnliche Linden-Eichen-Wälder des östlichen und zentral-östlichen Europa mit Kontinentalklima an der östlichen Verbreitungsgrenze von <i>F. sylvatica</i> mit ein.
9180 Schlucht- und Hangmischwälder (<i>Tilio-Acerion</i>)	Mischwälder aus <i>Acer pseudoplatanus</i> , <i>Fraxinus excelsior</i> , <i>Ulmus glabra</i> , <i>Tilia cordata</i> auf Hangschutt und felsigem Untergrund, vor allem auf kalk- und silikathaltigen Böden. a) Wälder feucht-kühler Regionen die durch <i>Acer pseudoplatanus</i> dominiert werden (<i>Lunario-Acerenion</i>). b) Xerothermophile, Linden dominierte <i>Tilio-Acerenion</i> Mischwälder.
9190 Alte bodensaure Eichenwälder mit <i>Quercus robur</i> auf Sandebenen	Acidophile Wälder mit <i>Quercus robur</i> , <i>Betula pendula</i> , und <i>Betula pubescens</i> , gemischt mit <i>Sorbus aucuparia</i> und <i>Populus tremula</i> . Die Strauchschicht ist nur schwach entwickelt und schließt auch <i>Frangula alnus</i> mit ein. Die Krautschicht ist durch <i>Deschampsia flexuosa</i> und andere Gräser charakterisiert.

Tab. 4: Fortsetzung

Klassifikation	Kurzbeschreibung
91B0 Eschenwälder mit <i>Fraxinus angustifolia</i>	<i>Fraxinus angustifolia</i> Wälder, die weder in Hanglagen noch auf sehr bodenfeuchten Standorten wachsen.
91D0 Moorwälder	Koniferen- und Laubwälder nährstoffarmer, sumpfiger Standorte. Die Wälder bestehen u.a. aus <i>Betula pubescens</i> , <i>Frangula alnus</i> , <i>Pinus sylvestris/rotundata</i> und <i>Picea abies</i> .
91E0 Restbestände von Erlen- und Eschenwäldern an Fließgewässern (<i>Alnion glutinoso-incanae</i>)	Auwälder bestehend aus <i>Fraxinus excelsior</i> und <i>Alnus glutinosa</i> im temperaten Tiefland und an Bergwasserläufen, Auwälder mit <i>Alnus incanae</i> im Bereich montaner und submontaner Flüsse, Galleriewälder mit großen <i>Salix alba</i> , <i>Salix fragilis</i> , und <i>Populus nigra</i> . Auf schweren Böden wachsend, die teils von den naheliegenden Flüssen überschwemmt werden.
91F0 Eichen-, Ulmen-, Eschen-Mischwälder am Ufer großer Flüsse	Hartholz-Wälder im Umfeld größerer Flussbetten, die während des regelmäßigen Anstiegs des Wasserspiegels periodisch überschwemmt werden können. Der Unterwuchs ist gut entwickelt.
9410 Bodensaure Fichtenwälder (<i>Vaccinio-Piceetea</i>)	Fichtenwälder des alpinen und sub-alpinen Raums (Alpen und Karpaten).
9420 Alpiner Lärchen-Arvenwald	Wälder des subalpinen und auch des montanen Raums, welche durch <i>Larix decidua</i> oder <i>Pinus cembra</i> dominiert werden. Auch <i>Picea abies</i> oder <i>Pinus uncinata</i> können begleitend auftreten.
9430 Bergkiefernwälder	Montane Kiefernwälder, normalerweise mit offenem Kronendach und einer sehr ausgeprägten Strauchschicht, auf Kalk, Gips und silikathaltigen Böden.

Bergwälder sind durch den Klimawandel und Änderungen der Landnutzung gefährdet. Hochgelegene Wälder (> 1000 m) brauchen oft lange um sich zu etablieren und sind anfällig für minimale, abiotische Veränderungen (Albrich et al. 2020). Die nährstoffarmen Lebensräume der Berge begünstigen artenreiche und einzigartige Lebensgemeinschaften, die heute durch Eutrophierung und Temperaturanstieg bedroht sind (Mauchamp et al. 2016; Ruiz-Labourdette et al. 2012). So kann man bei vielen Arten veränderte Verbreitungsmuster in den letzten Jahrzehnten beobachten. Bergarten neigen dazu, ihrem Klimaoptimum „hinterherzuklettern“, d.h. wenn es wärmer wird „flüchten“ die Arten in höhere Lagen (Ruiz-Labourdette et al. 2012; Nieto-Sánchez et al. 2015; Vitasse et al. 2021). Dadurch wird jedoch der

verfügbare Lebensraum für diese Arten immer kleiner (Ruiz-Labourdette et al. 2012) und es können phänologische Verschiebungen auftreten (z.B. temperaturbedingter früherer Blühbeginn, obwohl Bestäuber erst später im Frühjahr aktiv werden), wodurch Nahrungsnetze gestört werden und die Ökosystemfunktion destabilisiert wird (Vitasse et al. 2021).

Angesichts all dieser Bedrohungen für Bergwaldlebensräume benötigen gerade diese nachhaltige Waldbewirtschaftungs- und Schutzkonzepte, um bestehende Lebensraumstrukturen zu erhalten. Glücklicherweise sind die meisten Bergregionen bereits durch lokale Gesetze geschützt und große Nationalparks wurden eingerichtet, um die sensiblen Ökosysteme zu erhalten.

ZUSAMMENFASSUNG

Regionale Aspekte die wichtig für den Waldnaturschutz sind

- Breitengrad und Höhenlage bestimmen die Verbreitung von Arten.
- Verschiedene Waldtypen sind charakteristisch für unterschiedliche Regionen und Höhenlagen.
- Der Klimawandel könnte Waldgemeinschaften verändern. Waldnaturschutz und -umbau sollte sich an den natürlichen Verbreitungsmustern von Arten in Europa orientieren. Trockenstresstolerante Europäische Baumarten sollten bei Neupflanzungen daher exotischen Arten vorgezogen werden.
- Bergwälder sind durch Klimawandel und Eutrophierung bedroht und reagieren empfindlich auf jede weitere Art von Eingriff. Managementmaßnahmen sollten deshalb auf ein Minimum beschränkt werden. Neupflanzungen sollten vermieden werden um natürliche Regenerationsprozesse nicht zu stören.
- Ein international gut vernetzter Biotopverbund verschiedener Schutzgebiete und Nationalparks kann helfen wertvolle Waldlandschaften zu erhalten. Internationale Kooperationen mit abgestimmten Waldnaturschutzkonzepten sind daher unerlässlich.



Der Habichtskauz (Strix uralensis) ist eine seltene Eule, die große Totholzstrukturen im Wald benötigt. Die Art ist wahrscheinlich vom Klimawandel betroffen, wodurch sich ihr Verbreitungsgebiet weiter nach Norden verschiebt.

Foto: T. Jiříčka

Empfehlungen:

- Beachten Sie welcher Waldtyp (und welche Baumarten) für Ihren Standort typisch sind.
- Fördern Sie Arten, welche an die lokalen abiotischen Bedingungen angepasst sind um die Waldfunktion und Resilienz zu erhalten.
- Zukünftige Klimawandeleffekte sorgen für Trocken- und Hitzestress. Bedenken Sie daher auch, thermophile, trockenheitsresistente Baumarten im Bestand zu fördern/pflanzen. Heimische Arten sind dabei grundsätzlich exotischen Arten vorzuziehen.
- Sanfte Verjüngungsmethoden sind großflächigen Kahlschlägen vorzuziehen (z.B. Femelschlagverfahren, „irregular shelterwood systems“).



Vegetation unterschiedlichen Alters.



Fichtenmonokultur.



Lochschlag (Femelschlag).



Niederwald.

Unterschiedlich bewirtschaftete Wälder.

Foto: B. Uhl

2.2 Landschaftliche Aspekte

2.2.1 Fragmentierung und die Menge an verfügbaren Wald-Lebensräumen

Wie viele Bäume machen einen Wald zum Wald? Natürlich benötigen Waldlebensräume eine Mindestgröße, um alle Ökosystemfunktionen aufrechtzuerhalten, die ein Wald normalerweise bieten sollte. Wenn ein Waldstück beispielsweise zu klein ist um ein charakteristisches Wald-Mikroklima auszubilden, kann es auch nicht von Waldarten genutzt werden, die empfindlich auf klimatische Schwankungen reagieren.

In der Wissenschaft gibt es eine anhaltende Debatte über die Auswirkungen von Habitatmenge, Gebietsgröße und Habitatfragmentierung (Fahrig 2013). Während einige Studien darauf hindeuten, dass die Fragmentierung (im Sinne von Isolation) als solche negative Auswirkungen auf die Biodiversität haben könnte (Michaux et al. 2019; Rossetti et al. 2017), weisen andere darauf hin, dass eher der Verlust der Lebensraummenge in der Landschaft und nicht der bloße Isolationseffekt Biodiversitätsverlust verursachen (Fahrig 2013; Merckx et al. 2019). Fragmentierung lässt sich also in zwei Komponenten unterteilen: Die zunehmende Isolierung zwischen zwei Gebieten und der Verlust von Lebensraum an sich (Fahrig 2003). Beide Komponenten können Artengemeinschaften fragmentierter Waldlebensräume beeinträchtigen. Die Größe des Untersuchungswaldgebiets wird oft als Maß für die Größe des Lebensraums verwendet. Diese Praxis vernachlässigt jedoch den Effekt der Verfügbarkeit von Lebensraum in der Landschaft. Zwei kleine Wäldchen können schließlich von ebenso vielen Arten bewohnt werden wie ein einziger zusammenhängender Wald ähnlicher Größe.

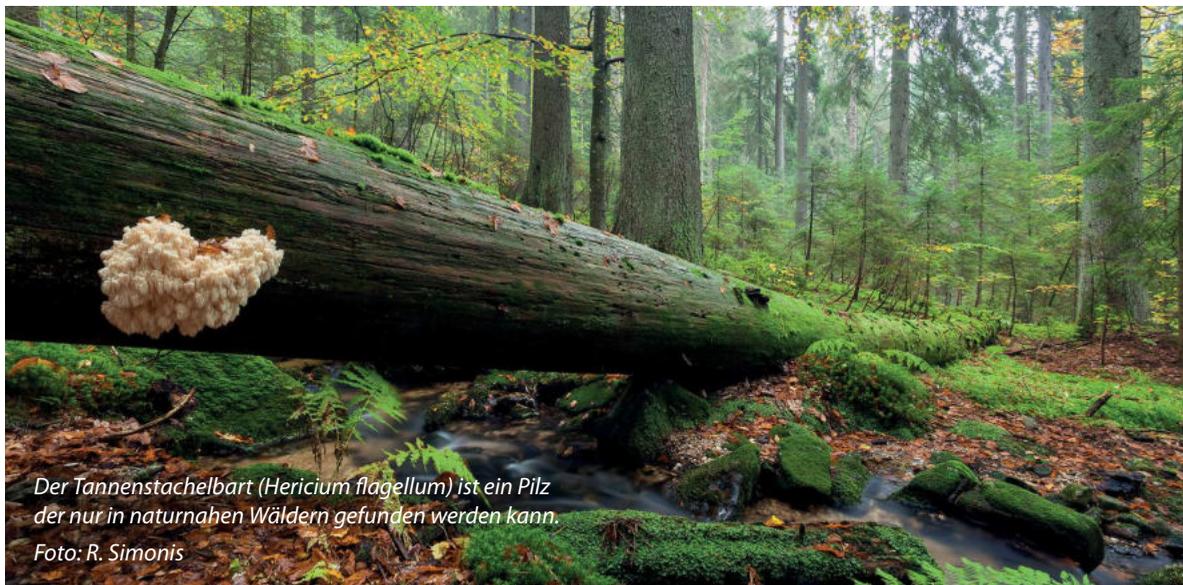
Die grundlegende Frage lautet demnach: Welche Art von Diversität wird untersucht? Die lokale α -Diversität eines einzelnen Waldstückes oder die regionale γ -Diversität, die auch Artenunterschiede zwischen zwei Waldgebieten umfasst? Diese Frage bekommt eine politische Dimension, sobald naturnahe vs. integrative vs. segregative Waldbewirtschaftungskonzepte diskutiert werden. Die naturnahe Waldbewirtschaftung bemüht sich um die Erhaltung der lokalen Lebensraumqualität und damit der α -Diversität der Wälder. Wenn jedoch alle Wälder auf die

gleiche Weise bewirtschaftet werden, wird die β -Diversität kleiner. Bei der segregativen Waldbewirtschaftung werden hochwertige Waldstücke ihrer α -Vielfalt wegen geschützt, während andere Waldflächen intensiv für die Holzproduktion genutzt werden. Die Vielfalt der verschiedenen Bewirtschaftungsarten kann hier die β -Diversität fördern, intensive Holzproduktion führt jedoch oft zu einer sehr geringen α -Diversität. Da der Waldnaturschutz beginnt, seinen Fokus von der lokalen α -Diversität auf die regionale γ -Diversität zu verlagern, wird immer mehr auch die landschaftsweite Vielfalt diverser Waldbewirtschaftungspraktiken gefordert. Integrative Waldbewirtschaftungskonzepte die natürliche Störungsdynamiken miteinbeziehen sowie die Kombination aus biodiversitätsfreundlichem lokalem Management und regionaler Vielfalt in den Managementpraktiken gilt als beste Methode zur Aufrechterhaltung der lokalen und landschaftsbezogenen Habitatheterogenität.

In der modernen Waldbewirtschaftung wird die Waldfläche konstant gehalten, wodurch eine stabile

Lebensraummenge über die Landschaft bereitgestellt wird. Der bisherige Holzeinschlag übersteigt in keinem EU-Land den Nettoholzzuwachs (Tab. 2). Die lokale Waldfläche und damit die α -Diversität können jedoch durch lokales Management beeinflusst werden, insbesondere wenn größere Waldflächen auf einmal abgeholzt werden.

Bereits kleine Waldgebiete können geeignete Lebensräume für typische Waldpflanzen bieten, solange die Lebensraumqualität angemessen ist (Honnay et al. 1999; Wulf und Kolk 2014). Der Artenreichtum von Pilzen hingegen kann in kleinen Waldstücken möglicherweise nicht erhalten werden (Ylisirniö et al. 2016; Abrego et al. 2015), da Wälder, die kleiner als 1 ha sind, nicht die mikroklimatischen Bedingungen bieten, die z.B. zum Erhalt bestimmter Polyporen benötigt werden (Ylisirniö et al. 2016). Holzbewohnende Pilze, darunter auch einige seltene und gefährdete Arten, scheinen besonders anfällig für eine Verringerung der Waldgröße zu sein (Berglund und Jonsson 2001; Ruete et al. 2017).



Der Tannenstachelbart (*Hericium flagellum*) ist ein Pilz der nur in naturnahen Wäldern gefunden werden kann.

Foto: R. Simonis



*Der Pyramiden-Hundswurz (*Anacamptis pyramidalis*) ist eine Orchideenart der offenen Waldgebiete mit eingeschränkter Ausbreitungsfähigkeit.*

Foto: B. Uhl

Ferner wurde auch bei arbuskulären Mykorrhizapilzgemeinschaften ein negativer Effekt von verringerten Waldgrößen auf die Artenzahl festgestellt (Boeraeve et al. 2019).

Bei Insekten hängt der Effekt der Waldgröße stark von der jeweiligen Artengruppe ab. Einige Arten profitieren eindeutig von größeren Flächen, und insbesondere spezialisierte Waldarten sind auf eine zusammenhängende Waldfläche angewiesen (Slade et al. 2013; Tóthmérész et al. 2018). Es wird eine Mindestgröße von fünf Hektar mit einer mindestens 100 m vom nächsten Waldrand entfernten Kernwaldzone vorgeschlagen, um Waldspezialisten einen geeigneten Lebensraum zu bieten (Slade et al. 2013). Andere Insektengruppen sind primär auf offene Lebensraumstrukturen angewiesen und nutzen Waldstandorte nur sekundär als Nist- oder Nahrungshabitat. Für Bienen und Schwebfliegen beispielsweise reichen bereits sehr kleine Waldstücke aus, die als Rückzugsgebiete genutzt werden, sofern die notwendigen Strukturen zum Nisten (z.B. blanker Erdboden) und zur Nahrungs-

suche (z.B. Blühplätze) vorhanden sind (Proesmans et al. 2019). Auch bei Wirbeltieren gibt es große Unterschiede bezüglich ihrer Empfindlichkeit gegenüber der Waldgröße. Bei Waldvogelgemeinschaften gibt es Hinweise, dass größere Flächen im Vergleich zu kleinen Waldflächen artenreicher sind (Müller et al. 2020), während Fledermäuse auch von sehr kleinen Waldflächen profitieren (Mehr et al. 2011). Größere Pflanzenfresser und Fleischfresser benötigen logischerweise größere Flächen als Revier und sind daher stark an große zusammenhängende Wälder gebunden.

2.2.2 Konnektivität und Kolonisierung verschiedener Waldstücke

Eine verringerte Vernetzung (Konnektivität) zwischen Waldstücken ist ein großes Problem, insbesondere wenn es um genetische Vielfalt und Metapopulationsdynamiken geht. Freistehende Bäume und Hecken innerhalb der Agrarlandschaft können hier eine wichtige Rolle spielen. Solche Strukturen werden oft als Trittsteine („stepping stones“) verwendet und können dazu beitragen, die Populationen verschiedener Waldstücke miteinander zu verbinden.

Für Pflanzen spielt die Konnektivität von Waldgebieten eine große Rolle. Typische Waldpflanzenarten können Renaturierungsstandorte nur dann besiedeln, wenn in deren Umgebung gut entwickelte Wälder vorhanden sind und die Besiedlung nicht durch veränderte Bodeneigenschaften und das Vorhandensein konkurrierender Arten im Renaturierungsstandort behindert wird (Honnay et al. 2002). Die Bodenbedingungen in Wäldern können jedoch durch atmosphärische Stickstoffeinträge beeinträchtigt werden (van Dobben und Vries 2017; Uhl et al. 2021b). Es ist also nicht nur die Konnektivität, sondern auch die Landnutzungsintensität im Landschaftsmaßstab, die Waldpflanzengemeinschaften beeinflusst.

Auch Pilzgemeinschaften sind von verringerter Konnektivität betroffen. Die Isolation eines Waldstücks kann die Artenzusammensetzung von holzbewohnenden Pilzen erheblich zu verändern (Abrego et al. 2015), wobei Indikatorarten und Rote-Liste-Arten an isolierten Standorten verschwinden (Nordén et al. 2018). Im Gegensatz dazu sind Mykorrhiza-Pilzgemeinschaften weniger anfällig für Habitatisolation und scheinen in der Lage zu sein, auch Waldfragmente mit reduzierter Konnektivität besiedeln zu können. Ihre Etablierung ist jedoch maßgeblich von den Bodenverhältnissen innerhalb eines Waldlebensraums abhängig, sodass Eutrophierung auch den Artenreichtum arbuskulärer Mykorrhiza-Pilzgemeinschaften erheblich minimieren kann (Boeraeve et al. 2019).

Im Gegensatz zu Pflanzen und Pilzen können Insekten aktiv wandern. Dennoch kann geringe Konnektivität Insektengemeinschaften beeinträchtigen, und insbesondere für Waldarten können große, offene Flächen, wie sie in der Landwirtschaft üblich sind, unüberwindbare Barrieren darstellen (Slade et al. 2013). Vor allem räuberische Insekten und Waldspezialisten sind von Isolation betroffen (Buse et al. 2016; Sverdrup-Thygeson et al. 2017; Slade et al. 2013). Bei Nachtfaltern, die auf Waldhabitate spezialisiert sind, fanden Slade et al. (2013) heraus, dass „Stepping stones“ wie Hecken oder freistehende Bäume entscheidend für den Austausch zwischen Waldstandorten sein können. Diese Schlüsselstrukturen unterstützen effektiv die Artenmigration und -ausbreitung. Konnektivität ist daher einerseits gut für die Verbreitung von Insekten und die Biodiversität, begünstigt aber andererseits auch die Ausbreitung von potenziell schädlichen Herbivoren (Maguire et al. 2015). Während moderate Herbivorie die Holzproduktion sogar fördert und damit die Forstwirtschaft unterstützen kann, hat ein starker Befraß negative Auswirkungen auf das Baumwachstum (Maguire et al. 2015). Die Unterstützung einer vielfältigen

Herbivorengesellschaft bei gleichzeitiger Unterstützung der natürlichen Mechanismen zur Kontrolle von Kalamitäten (natürliche Räuber-Beute Beziehungen) scheint daher von entscheidender Bedeutung zu sein, wenn es darum geht, die Interessen der Waldbewirtschaftung und der Erhaltung der biologischen Vielfalt in Einklang zu bringen. Auch hier spielt die Konnektivität eine wichtige Rolle, da kleine und isolierte Waldstücke besonders ungeeignet für z.B. Parasitoiden zu sein scheinen und damit Massenvermehrungen von Herbivoren begünstigen (Hughes et al. 2015).

Auch Wirbeltiere haben Probleme wenn geeignete Habitate voneinander getrennt sind. Während die Verbreitung von Haselmäusen durch das Anlegen von Hecken gefördert werden kann (Mortelliti et al. 2011), sind größere Wirbeltiere wie Auerhühner auf zusammenhängende Altwälder angewiesen. Ihre starke Bindung an ungestörte Waldlebensräume (d.h. Waldlebensräume ohne menschliche Eingriffe) hat zur genetischen Isolation der europäischen Populationen geführt (Segelbacher et al. 2003). Selbst wenn Arten in der Lage sind längere Strecken zu wandern um andere Waldlebensräume zu besiedeln, so verringert die hohe Sterblichkeit durch z.B. Kollisionen im Straßenverkehr und illegale Jagd die Wahrscheinlichkeit einer erfolgreichen Artenverbreitung. Dies gilt insbesondere für die großen Raubtiere Europas wie den Europäischen Luchs (Kramer-Schad et al. 2004), die Europäische Wildkatze (Hartmann et al. 2013) oder den Eurasischen Wolf (Sunde et al. 2021). Natürlich ist neben der Konnektivität, die sich auf die Ausbreitungsfähigkeit von Arten auswirkt, auch die erfolgreiche Besiedlung und Etablierung in einem neuen Lebensraum von großer Bedeutung (Komonen und Müller 2018). Folglich muss nicht nur die Konnektivität zwischen Lebensräumen (Landschafts-Konfiguration) gefördert werden, sondern auch die Lebensraumqualität der Waldgebiete (siehe Kapitel 2.3).

2.2.3 Waldränder

Betrachtet man ein Waldstück kann es in zwei Abschnitte unterteilt werden: Die innere Zone und die Waldränder. Letztere haben im Vergleich zum Waldinneren ein verändertes Mikroklima und andere Bodenverhältnisse und können durch die benachbarte Landschaftsmatrix beeinflusst werden. Waldränder sind einerseits sehr wertvolle Lebensräume für viele verschiedene Arten, andererseits aber auch anfällig für Nährstoff- und Pestiziddrift, wenn intensiv bewirtschaftete Flächen an den Wald angrenzen. Einige Studien teilen Waldränder daher in verschiedene Waldrandtypen ein, je nachdem wie sie entstanden und wie sie beschaffen sind. So wird differenziert zwischen Rändern natürlichen Ursprungs und Rändern die anhaltend durch anthropogene Einwirkungen beeinflusst werden (Magura et al. 2017).

Bei Pflanzen gibt es keine Unterschiede zwischen natürlichen und anthropogen beeinflussten Waldrändern (Andrieu et al. 2018). Wenn Waldränder jedoch von größeren Teilen anthropogen genutzter Flächen umgeben sind, verändert sich die Pflanzenzusammensetzung, und weit verbreitete Arten siedeln sich auf Kosten seltener Arten an (Uhl et al. 2021b). Zusätzlich kann der Drift von Herbiziden die Artenzusammensetzung der Waldrand-Pflanzengemeinschaft verändern (Egan et al. 2014).

Bei Pilzen wirken sich junge Waldränder negativ auf die Anzahl von Pilzfruchtkörpern, die Bodenpilzbiomasse und Indikatorarten aus (Siitonen et al. 2005; Crockatt 2012). Bei älteren oder natürlichen Waldrändern hingegen sind auch positive Effekte auf einige Arten zu beobachten (Siitonen et al. 2005). In Waldrandnähe finden sich deutlich andere Pilzgemeinschaften als im Waldinneren (Abrego et al. 2017), da Mikroklima und Bodenbeschaffenheit von Waldrändern meist nicht den spezifischen Bedürfnissen von Waldpilzen entsprechen. Pilze sind daher besonders anfällig für Randeffekte, während andere Artengruppen von Waldrandhabitaten profitieren.

So sind Waldränder Biodiversitäts-Hotspots für Insekten (Müller et al. 2007). Während es bei Bienen und Schmetterlingen bisher keine Hinweise dafür gibt, dass sich die Artenzahl natürlicher Waldränder von der Artenzahl anthropogen geformter Waldränder unterscheidet (Andrieu et al. 2018), wurde bei Käfern ein höherer Artenreichtum an natürlichen Waldrändern gefunden (Magura et al. 2017). Da anthropogen beeinflusste Waldränder durch Schadstoff- und Nährstoffeintrag beeinträchtigt sein können, kann sich – abhängig vom Anteil stark übernutzter Flächen in der Umgebung – jedoch die Insekten-Artenzusammensetzung verändern (Uhl et al. 2021a).



Der Graubindige Mohrenfalter (*Erebia aethiops*) und das Rotbraune Ochsenauge (*Pyronia tithonus*) sind zwei Schmetterlingsarten, die an naturnahen, ungestörten Waldrändern gefunden werden können.

Foto: R. Hock

Betrachtet man Wirbeltiere, so können auch hier Waldränder wichtige Strukturelemente sein. Einige Fledermausarten bevorzugen Waldränder und Waldlichtungen als Nahrungshabitate (Bartonička et al. 2008). Europäische Wildkatzen nutzen ebenfalls bevorzugt Waldränder für die Jagd und wählen

häufig waldrandnahe Rastplätze (Jerosch et al. 2010; Beutel et al. 2017). Bei den Vögeln kommen spezialisierte Waldarten nur in den Waldzentren vor, während Waldränder Lebensraum für die meisten generalistischen Vogelarten bieten (Hofmeister et al. 2017).

ZUSAMMENFASSUNG

Landschaftliche Aspekte die wichtig für den Waldnaturschutz sind

- Die Menge an verfügbarem Lebensraum in der Landschaft kann die regionale γ -Diversität fördern.
- Eine Kombination verschiedener Waldmanagement-Praktiken und integrative Waldwirtschaft kreiert strukturelle Vielfalt auf der Landschaftsebene.
- Kleine Waldstücke sind oftmals kein geeignetes Habitat für spezialisierte Waldarten. Sie benötigen mindestens 5 ha große Waldflächen um überleben zu können (Slade et al. 2013; Ylisirniö et al. 2016).
- Habitat Konnektivität spielt eine wichtige Rolle für Wald-Biodiversität.
 - Bei kleinen Arten kann durch "Stepping stones" (freistehende Bäume oder Heckenbestände) die Konnektivität verbessert werden (Slade et al. 2013; Mortelliti et al. 2011).
 - Größere Wirbeltiere sind auf große, zusammenhängende Wälder angewiesen. Sie sind entweder direkt abhängig von großen, ungestörten Waldgebieten oder haben eine so hohe Mortalitätsrate bei der Migration (z.B. durch Verkehrsunfälle oder illegale Jagt) dass diese den erfolgreichen Artenschutz gefährdet (Kramer-Schad et al. 2004; Hartmann et al. 2013; Sunde et al. 2021).
- Waldränder können wertvolle und wichtige Habitate darstellen, allerdings sind sie oft beeinflusst von Pestizid-Drift und Nährstoffeintrag. Die Menge an intensiv genutzten und anthropogen überformten Landschaften im Umkreis eines Waldes kann auch die Artengemeinschaft innerhalb des Waldes verändern (Uhl et al. 2021b; Seibold et al. 2019). Der Landschaftskontext sollte daher niemals vergessen werden und muss in regionale Biodiversitätsschutzkonzepte integriert werden.
- "Natürliche Waldränder" und Waldränder ohne anthropogenen Einfluss (z.B. Waldränder die nicht an Agrarland, industrielle Flächen oder Urbanraum angrenzen) sind besonders wichtig für Insektengemeinschaften und können eine wesentliche Rolle für den Biodiversitätsschutz spielen.

Empfehlungen:

- Versuchen Sie verschiedene Waldmanagementpraktiken zu mischen um die strukturelle Vielfalt ihres Waldes auf der Landschaftsebene zu fördern.
- Bemühen Sie sich um die Pflanzung und Erhaltung von „Stepping stones“ zwischen verschiedenen Waldgebieten (z.B. freistehende Bäume und Heckenbestände).
- Fördern sie hochqualitative Waldränder (z.B. durch die Etablierung einer diversen Pflanzen-Waldrandgemeinschaft und der Förderung einer gut entwickelten Waldrandstruktur).
- Fördern Sie natürliche Waldränder (z.B. durch kleine Lochschläge, Femelschlag, oder Verbreiterung von Waldwegen um links und rechts des Weges Offen- und Heckenstrukturen zu schaffen).
- Im strukturarmen Wald können Femelschläge und unregelmäßige Auflichtungen die Heterogenität im Baumkronenbereich fördern.



Femelschläge zur Steigerung der Heterogenität im Wald.
Foto: J. Červenka

2.3 Lokale Aspekte (Heterogenität im Wald)

2.3.1 Baumartenzusammensetzung

Die Vielfalt eines Mischbestandes und die Waldproduktivität sind positiv miteinander verbunden. Mehr Baumarten im Bestand fördern die Produktivität (Liang et al. 2016; Jactel et al. 2018) und Bäume, die von verschiedenen anderen Baumarten umgeben sind, wachsen im Vergleich zu Monokulturbäumen deutlich schneller (Fan et al. 2020). Darüber hinaus wird die Widerstandsfähigkeit des Waldes gegenüber natürlichen Störungen (z.B. Herbivorenbefall, Pilzkrankheiten, Stürme) durch die Baumvielfalt erhöht (Jactel et al. 2017). Auch das Waldmikroklima wird durch die Baumartenzusammensetzung verändert (Renaud et al. 2011), wobei jedoch einige Mischbestände je nach Artenzusammensetzung anfälliger gegenüber Trockenheit zu sein scheinen (Jactel et al. 2017).

Mehr Baumarten im Bestand wirken sich positiv auf die Waldbiodiversität aus (Felton et al. 2010), es ist jedoch auch wichtig, welche Baumarten zur Anreicherung verwendet werden. Die Pflanzengemeinschaft im Unterholz profitiert von Mischwäldern (Gong et al. 2021), ist aber auch abhängig davon welche Bäume im Wald wachsen. Die Ansiedlung nicht heimischer Baumarten wie der Roteiche (*Quercus rubra*) oder dem Götterbaum (*Ailanthus altissima*) kann den Artenreichtum von Waldpflanzengesellschaften reduzieren. Daher sollten heimische Arten bei Neupflanzungen wann immer möglich priorisiert werden (Chmura 2013; Montecchiari et al. 2020).

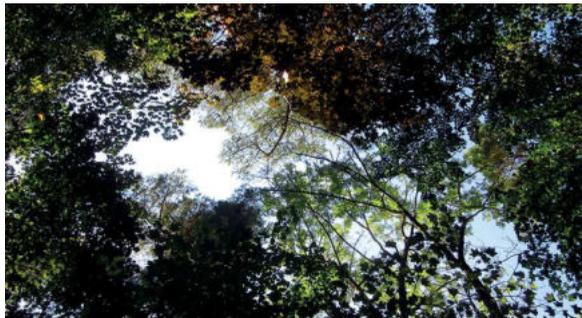
Bei der Betrachtung der Pilzgemeinschaft ist die Artenzusammensetzung des Waldbestands von zentraler Bedeutung (Nagati et al. 2018). Die Einführung nicht heimischer Bäume kann die relative Häufigkeit wichtiger funktioneller Gruppen verringern (Likulunga et al. 2021). Tatsächlich können Arten wie die Douglasie (*Pseudotsuga menziesii*) nur

von wenigen Pilzarten genutzt werden, weshalb sich die Waldpilzdiversität in Douglasienbeständen verringert (Schmid et al. 2014).

Die Waldinsekten-Diversität hängt ebenfalls stark vom Artenreichtum der Bäume ab (Ampoorter et al. 2020). In Mischbeständen mit vielen verschiedenen Baumarten gibt es diverse Ressourcen und Mikrohabitate für verschiedene funktionelle Gruppen, auch für viele Wirtsspezialisten. Mischwaldbestände sind weniger anfällig für Schädlingsausbrüche, wie Untersuchungen an Eichenprozessionsspinnern (Damestoy et al. 2020), Schwammspinnern (MacLean und Clark 2021) und Borkenkäfern (Dobor et al. 2020) zeigen. Die Wirkung eingeführter Baumarten auf Arthropodengemeinschaften hängt stark davon ab, wie nahe verwandt die eingeführte Art

mit einheimischen Baumarten ist. Die Douglasie (*Pseudotsuga menziesii*) beispielsweise kann von vielen pflanzenfressenden Arten genutzt werden, die sich normalerweise von heimischen Nadelbäumen ernähren (Schmid et al. 2014). Nichtsdestotrotz sind Veränderungen der Artenzusammensetzung beobachtet worden, sobald gebietsfremde Arten sich in Waldbeständen etablieren, sodass Mischbestände mit gebietsfremden Arten den Erhalt insbesondere seltener und spezialisierter Arten gefährden könnten (Kriegel et al. 2021).

Für Vögel, Fledermäuse und andere Wirbeltierarten ist die Baumartenzusammensetzung von untergeordneter Bedeutung. Diese Arten sind stärker von der Waldstruktur als von der Baumartenvielfalt abhängig.



Links: Der Blick nach oben in einem artenreichen Baumbestand.
Rechts: Der Götterbaum (*Ailanthus altissima*) kann als nicht-heimische Baumart die Waldbiodiversität beeinflussen.

Foto: B. Uhl

2.3.2 Vertikale Baumkronenstruktur

Die Waldstruktur wird durch die jeweiligen Bewirtschaftungsformen geprägt. Gleichaltrige Bestände und solche mit hoher Altersheterogenität besitzen ganz unterschiedliche Grade vertikaler Baumkronen-Heterogenität. Während gleichaltrige Wälder durch Bäume mit ähnlicher Höhe gekennzeichnet sind, was eine geringe vertikale Baumkronen-Heterogenität zur Folge hat, begünstigt die Bewirtschaftung mit

verschiedenalten Bäumen die Etablierung von Bäumen unterschiedlicher Größe, was zu einer höheren vertikalen Heterogenität führt. Verschiedene zusätzliche Vegetationsschichten wirken sich positiv auf die vertikale Kronenstruktur aus: Ein gut entwickelter Unterwuchs beispielsweise kann eine dritte, von *Crataegus* und kleinen *Prunus*-Arten geprägte Unterwuchskrone bilden, während das Vorkommen von alten, großen Bäumen die Bildung einer emergenten Schicht begünstigt.

Zweifellos kann die vertikale Heterogenität des Kronendachs ein Zeichen für hohe Pflanzendiversität sein, da ein vielschichtiger, naturnaher Waldbestand aus mehr Arten besteht als eine gleichaltrige Monokultur. Sowohl in naturnahen Wäldern (Dölle et al. 2017) als auch in bewirtschafteten Wäldern (Márialigeti et al. 2016) fand man eine positive Korrelation zwischen der Pflanzendiversität im Unterwuchs und der Baumdiversität. Für Pilzgemeinschaften ist das Wissen darüber, wie sie durch die vertikale Baumkronenstruktur beeinflusst werden, begrenzt. Es ist jedoch bekannt, dass die Pilzgemeinschaft sich entlang des vertikalen Waldstrukturgradienten verändert (Unterseher und Tal 2006). Vertikale Heterogenität könnte daher mehrere Nischen für verschiedene Pilzgemeinschaften bieten und somit die Vielfalt der Waldpilze erhöhen.

Bei Insekten prägt die vertikale Baumkronenstruktur Herbivoren-Parasitoid-Gemeinschaften: In den oberen Baumkronenschichten findet man eine höhere Parasitoid-Wirtsspezifität, während in den unteren Baumkronenschichten eine höhere Parasitierungsrate beobachtet werden kann (Šigut et al. 2018). Obwohl die Diversität zwischen den Kronenschichten variiert (Šigut et al. 2018) und die Häufigkeit von Insekten mit der vertikalen Heterogenität der Kronen zuzunehmen scheint (Müller et al. 2018), beherbergen mehrschichtige Bestände nicht automatisch mehr

Arten (Müller et al. 2018). Andere Waldcharakteristika wie die Vielfalt der Wirtsbäume (Fornoff et al. 2019) könnten hier schlicht wichtiger sein.

Fledermausgemeinschaften reagieren negativ auf eine erhöhte vertikale Heterogenität (Ampoorter et al. 2020), was darauf zurückzuführen sein könnte, dass Fledermäuse offenere Nahrungshabitate bevorzugen. Rehe und Hirsche hingegen nutzen bevorzugt Waldbestände mit hoher vertikaler Heterogenität, da kleine Bäume und Sträucher ihnen Unterschlupf und Nahrung bieten (Ampoorter et al. 2020). Insgesamt sind die Auswirkungen der vertikalen Baumkronen-Heterogenität und der beiden damit verbundenen Waldbewirtschaftungspraktiken (gleichaltrige Bestände vs. gemischtaltrige Bestände) auf die Biodiversität nicht vollends erforscht (Nolet et al. 2018). Während gemischtaltrige Waldbestände eine höhere Habitatheterogenität und mehr ökologische Nischen auf lokaler Ebene bieten, fördern gleichaltrige Waldbestände eine höhere Habitatheterogenität im Landschaftsmaßstab, was zu einer höheren β -Diversität führt (Schall et al. 2018). Eine Kombination aus Beständen mit hoher Habitatqualität bei gleichzeitig hoher Diversität verschiedener Waldstrukturtypen (basierend auf verschiedenen Bewirtschaftungsformen) auf Landschaftsebene könnte der vielversprechendste Weg sein, die Biodiversität der Wälder zu erhalten.



Typische Pilze mitteleuropäischer Offenlandstrukturen (Papeigeigrüner Saftling (*Gliophorus psittacinus*), Wiesenkeule (*Clavaria fragilis*) und Stumpfer Saftling (*Hygrocybe chlorophana*).

Fotos: P. Karasch

2.3.3 Horizontale Baumkronenstruktur

Heterogenität in der horizontalen Baumkronenstruktur kann z.B. durch kleine Waldlichtungen oder durch die Schaffung offener Wälder mittels traditioneller Bewirtschaftungsmethoden wie Niederwald, Mittelwald und Waldweide gefördert werden. Strukturreiche Wälder mit Waldlichtungen und offene Wälder sind bekannte und bedeutende Biodiversitäts-Hotspots in Mitteleuropa (Sebek et al. 2015; Miklín und Čížek 2014).

2.3.3.1 Kleine Lichtungen und Lochschläge

Kleine Lichtungen (bis 0,1 ha; maximal 1–2 Lücken pro ha) sind eine wichtige Nische für lichtbedürftige Kräuter und Gräser. Im Gegensatz zu anderen offenen Lebensräumen bleiben die stabilen mikroklimatischen Bedingungen der Wälder bei kleinen Lochschlägen mehr oder weniger erhalten. Daher kann man dort eine große Vielfalt an Blütenpflanzen finden (Ujházy et al. 2017; Lanta et al. 2019; Steinert et al. 2018). Seltene und geschützte Arten wie verschiedene Orchideenarten wachsen bevorzugt auf Waldlichtungen, was die Bedeutung dieser Strukturen für den Artenschutz unterstreicht (Bertolini et al. 2012; Uhl et al. 2021b). Auch bei Pilzen, die normalerweise auf feuchte Bedingungen unter einem geschlossenen Kronendach angewiesen sind, gibt es einige Arten, einschließlich einiger Rote-Liste-Arten, die auf Kahlschlägen gefunden werden, vorausgesetzt Holzrückstände werden nicht entnommen (Löhmus 2011; von Felten et al. 2020).

Durch ihre hohe Vielfalt an Blühpflanzen sind Waldlücken wichtig für Insekten, vor allem für Bestäuber (Rodríguez und Kouki 2017; Korpela et al. 2015) und Herbivore (Blixt et al. 2015; Jokela et al. 2019). Auch Parasitoide profitieren von Lichtungen, was zu höheren Parasitierungsraten im Wald führt und das Räuber-Beute-Gleichgewicht stabilisiert (Eckerter et



*Der Braune Eichenzipfelfalter (*Satyrium ilicis*) ist aus den meisten Waldgebieten verschwunden, da er offene Strukturen wie z.B. Lichtungen im Wald benötigt*

Foto: R. Hock

al. 2021). Der Käferartenreichtum erreicht auf Waldlichtungen seinen Höhepunkt: Herbivore Käfer profitieren von der artenreichen Krautschicht und auch viele totholzbewohnende Arten bevorzugen sonnenexponierte Totholzstrukturen für ihre Entwicklung (Müller et al. 2010).

Steigt man in der Nahrungskette nach oben, so sind Waldlichtungen durch ihre hohe Insektendichte auch wichtige Jagdgebiete für Fledermäuse (Tena et al. 2020). Auch Vögel (Žmihorski et al. 2016) und Reptilien (von Felten et al. 2020) können durch Auflichtungen gefördert werden.

Waldlichtungen können durch die Bewirtschaftung selbst (Loch- und Femelschlag) oder durch Störung entstehen. Während größere Kahlschläge lange Zeit als hoch-invasive Bewirtschaftungsform angesehen wurden (Duncker et al. 2012), deuten neuere Studien darauf hin, dass die Biodiversität durch Kahlschlagbewirtschaftung gefördert werden kann, insbesondere wenn durch die Bewirtschaftung ein lückiges Mosaik

entsteht, bei welchem die Lochschläge nur langsam und über längere Zeit hinweg ausgeweitet werden (siehe bayerischer Femelschlag). Managementmethoden die natürlichen Störungen ähneln und integrative Bewirtschaftungskonzepte tragen daher zur Verbesserung der strukturellen Heterogenität im Wald bei und unterstützen ein vielfältiges Landschaftsmosaik (Schall et al. 2018).

2.3.3.2 Offene Wälder

Wenn sich die Kronenöffnung nicht auf eine einzelne Stelle wie eine Waldlücke konzentriert, sondern der gesamte Wald eine offene und lichtdurchlässige Kronenstruktur aufweist, spricht man von offenen Wäldern. Diese offenen Wälder gelten als einer der artenreichsten Lebensräume Mitteleuropas (Miklín und Čížek 2014). Auch wenn immer noch diskutiert wird, ob offene Wälder einst die dominierende Lebensraumstruktur in Europa waren (in Anlehnung an die Megaherbivoren-Hypothese (Owen-Smith 1987)) oder ob durchgehend geschlossene Wälder in den meisten Teilen Europas zu finden waren (wie Pollenanalysen vermuten lassen (Zanon et al. 2018)), so ist die Bedeutung offener Waldstrukturen für die heutige Biodiversität unbestreitbar (Horák et al. 2018).

Heutzutage werden offene Wälder meist durch traditionelle Bewirtschaftungsmethoden wie Waldweiden, Niederwald und Mittelwald geschaffen. Sie sind jedoch durch Nährstoffeinträge, nicht heimische Arten und natürliche Sukzessionsprozesse bedroht (Chudomelová et al. 2017).

Ein lichter Wald zeichnet sich durch eine artenreiche Kraut- und Strauchschicht aus, weshalb Offenwälder im Vergleich zu Hochwäldern eine deutlich erhöhte Pflanzenvielfalt haben. Extensive Bewirtschaftungspraktiken, die zu offenen Wäldern führen, fördern die Pflanzendiversität und die funktionale Diversität, verändert aber auch die Zusammensetzung des Unterholzes (Šebesta et al. 2017; Chelli et al. 2021). Die Öffnung des Kronendachs hat zwar viele positive Effekte auf die Biodiversität, kann jedoch auch zur Erwärmung des Waldes führen, was die Widerstandsfähigkeit gegenüber dem Klimawandel beeinträchtigen könnte (Zellweger et al. 2020).

Die gut entwickelte Strauch- und Krautschicht innerhalb der offenen Wälder bietet eine Vielzahl unterschiedlicher Nischen für artenreiche Lebensgemeinschaften. Viele der mitteleuropäischen Tagfalterarten sind in offenen Waldhabitaten zu



Seltene und geschützte Schmetterlingsarten wie das Wald-Wiesenvögelchen (*Coenonympha hero*), der Gelbringfalter (*Lopinga achine*) und der Maivogel (*Euphydryas maturna*) können in offenen Wäldern gefunden werden.

Fotos: R. Hock

finden, darunter gefährdete und auf der Roten Liste stehende Arten wie der Maivogel (*Euphrydrias maturna*) und der Gelbringfalter (*Lopinga achine*), die besonders an diesen Lebensraumtyp gebunden zu sein scheinen (Freese et al. 2006).

Miklín et al. (2018) fanden heraus, dass der positive Effekt von Offenwaldstrukturen auch noch bemerkbar ist, lange nachdem diese Bewirtschaftungsform aufgegeben wurde. In Wäldern, die einst eine offene Kronenstruktur hatten, finden sich bis heute zahlreiche gefährdete Rote-Liste Arten (Miklín et al. 2018). Es wird jedoch vermutet, dass die Schließung des Kronendachs langfristig zum Verschwinden dieser seltenen Arten führt, dass also eine Aussterbeschuld vorliegt.

Offene Wälder beherbergen ganz andere Vogelgemeinschaften als geschlossene Wälder (Fuller und Green 2020). Einige spezialisierte Arten können durch offene Wälder gefördert werden, was die Bedeutung traditioneller, extensiver Waldbewirtschaftungspraktiken unterstreicht (Zasadil et al. 2020).

2.3.4 Totholz

Wir wissen bereits, dass heterogene Lebensraumstrukturen (Mischkulturen aus verschiedenen Baumarten, ein komplexer Aufbau des Kronendachs) die Biodiversität fördern. Eine weitere Schlüsselkomponente, die in einem multifunktionalen Wald nicht fehlen sollte, ist Totholz (Thorn et al. 2020; Seibold et al. 2015a). Totholz dient als Lebensraum für eine Vielzahl von Arten (Abb. 3), von denen einige als Naturnähezeiger dienen (Blaschke et al. 2009). Die durchschnittliche Totholzmenge in den Wäldern der EU betrug 2015 11 m³/ha (FOREST EUROPE 2020), die meisten totholzabhängigen Artengruppen bevorzugen jedoch eine höhere Totholzmenge von 20–50 m³/ha. Die Mindestmenge an Totholz hängt hier vom Waldtyp ab, wobei in

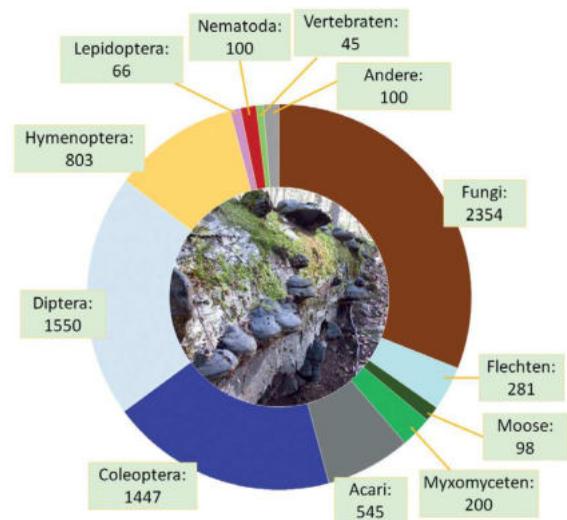


Abb. 3 Anzahl Totholz-abhängiger Arten in verschiedenen taxonomischen Gruppen. Insgesamt sind 7589 saproxyle Arten in der "Nordic saproxyle database" gelistet (Stokland und Meyke 2008).

borealen Nadelwäldern 20–30 m³/ha, in Bergmischwäldern 30–40 m³/ha und in Tieflandwäldern 30–50 m³/ha benötigt werden (Lachat et al. 2013). In den meisten europäischen Wäldern herrscht also ein grundlegender Mangel an Totholz, und die Wiederherstellung der Totholzmenge scheint ein vielversprechendes Instrument zu sein, um Waldökosysteme funktional und taxonomisch zu bereichern (Doerfler et al. 2020). Neben der Menge, ist auch der Totholztyp ein wichtiges Kriterium, denn Totholz ist nicht gleich Totholz (Abb. 4). Für viele saproxyle Arten ist es wichtig, von welcher Baumart das Totholz stammt (Gossner et al. 2016; Vogel et al. 2020; Krahe et al. 2018). Auch die Position (z.B. Bodenkontakt, Sonneneinstrahlung) und die Form des Totholzobjekts können erhebliche Auswirkungen auf totholzabhängige Lebensgemeinschaften haben (Vogel et al. 2020). Schließlich wirkt sich auch das Zerfallsstadium auf Saproxylgemeinschaften aus (Dittrich et al. 2014).

Auf verrottendem Holzmaterial finden sich verschiedenste Moose und Flechten. Vor allem großvolumige Tothölzer im fortgeschrittenen Zerfallsstadium bieten Lebensraum für viele verschiedene Arten (Dittrich et al. 2014). Für Pilze ist Totholz von besonderer Bedeutung (Krah et al. 2018; Bässler et al. 2010; Pouska et al. 2016; Blaser et al. 2013), sodass die Anreicherung von Totholz die Pilz-Artenvielfalt fördern kann. Hierbei ist es wichtig, auch Totholz verschiedener Baumarten im Bestand zu fördern, da saproxyle Pilze eine starke koevolutionäre Bindung zu ihren Wirtsbäumen haben (Purahong et al. 2017). Viele Rote-Liste-Arten sind auf spezielle Totholzstrukturen angewiesen, die sich erst über sehr lange Zeit im Bestand entwickeln müssen. Es ist daher notwendig, Wälder auch langfristig zu renaturieren (Pasanen et al. 2014).

Bei der Untersuchung von Totholzkäfern fand man heraus, dass insbesondere Arten, die auf großvolumiges Totholz, auf Totholz von Laubbäumen, und auf sonnenexponiertes Totholz angewiesen sind, ein hohes Aussterberisiko besitzen (Seibold et al. 2015b). Die Seltenheit genau dieser Arten erklärt sich durch Effekte der modernen Forstwirtschaft, in der Baumkronenlücken und großvolumiges Totholz oftmals fehlen. Wie bei den Pilzen ist es auch für Käfer wichtig, von welcher Baumart das Totholz stammt (Gossner et al. 2016). Obwohl auch andere Insektengruppen von Totholz abhängig sind, sind diese – im Vergleich zu Käfern – nur wenig untersucht, weshalb hier noch weiterer Forschungsbedarf besteht (Seibold et al. 2015a; Stokland et al. 2012).

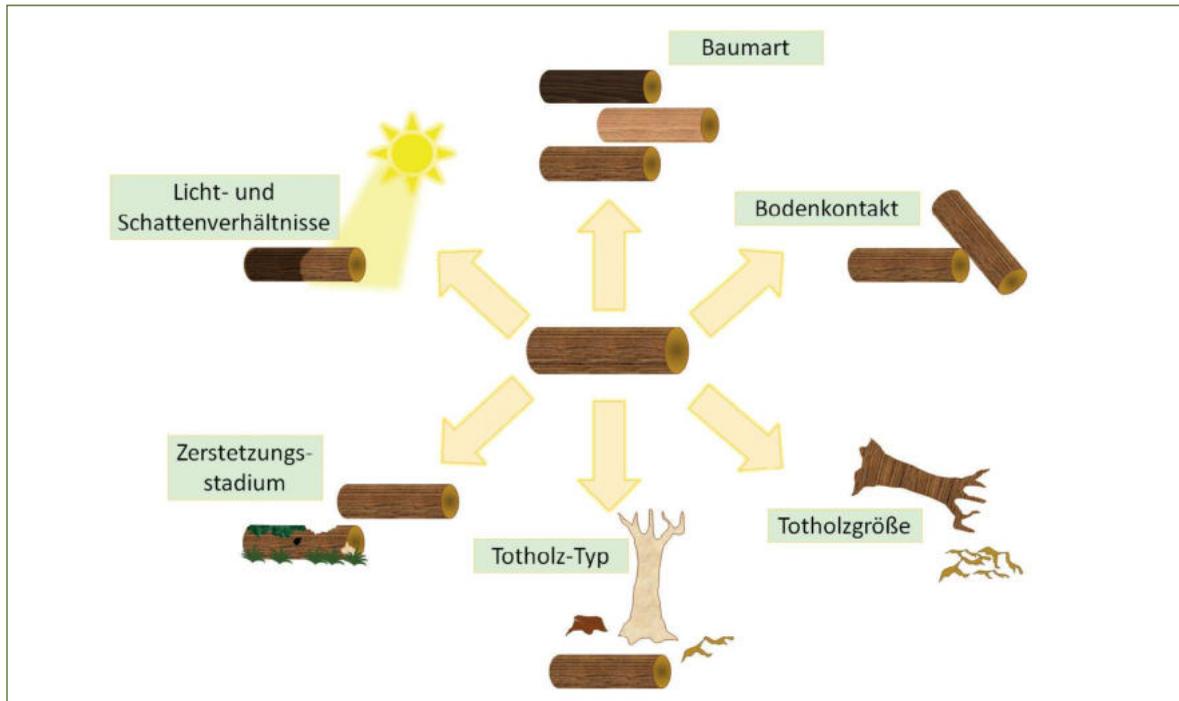


Abb 4.: Schematischer Überblick über die verschiedenen Totholz-Charakteristika, welche für saproxyle Gemeinschaften von Bedeutung sind.



Beringter Schleimröbling (Oudemansiella (Mucidula) mucida) auf einem Baumstumpf.

Foto: P. Karasch



Alabonia geoffrella beispielsweise entwickelt sich unter der Rinde abgestorbener Bäume.

Foto: M. Wölfling

Totholz wird auch von vielen naturschutzrelevanten Wirbeltieren genutzt. Europäische Wildkatzen beispielsweise wählen häufig Totholz zum Ruhen, da es ihnen als schützender Unterschlupf dient (Jerosch et al. 2010). Auch für Fledermäuse bietet Totholz, und insbesondere stehendes Totholz, wertvolle Verstecke (Dietz et al. 2018). Stehendes

Totholz ist aus europäischen Wirtschaftswäldern weitgehend verschwunden, bietet jedoch vielen Arten – nicht nur Fledermäusen, sondern auch Spechten und anderen höhlenbrütenden Vögeln (Aszalós et al. 2020; Gutzat und Dormann 2018) – einen Unterschlupf.



Totholz anreicherung im Šumava National Park. Große Stämme verbleiben im Wald. Um Borkenkäferbefall zu vermeiden werden die Stämme teil-entrindet.

Foto: V. Pouska

ZUSAMMENFASSUNG

Lokale Aspekte die wichtig für den Waldnaturschutz sind

- Viele verschiedene Baumarten im Bestand fördern Produktivität, Resilienz und Biodiversität.
- Bei der Pflanzung sollten heimische Baumarten exotischen Arten stets vorgezogen werden.
- Die vertikale Baumstruktur beeinflusst die Artenzusammensetzung.
- Heterogenität der horizontalen Baumkronenstruktur ist sehr wichtig für den Erhalt der Biodiversität.
 - Die Aufgabe und Vermeidung jeglicher Art forstlicher Maßnahmen kann zum Verlust offener Waldstrukturen führen, was die Biodiversität gefährdet. Daher sollten besonders in diesen Habitaten traditionelle Bewirtschaftungsformen – zumindest teilweise – angewandt werden (Horák et al. 2018; Sebek et al. 2015)
 - Viele auf Eichenwälder spezialisierte Arten sind auf Offenwaldstrukturen angewiesen. Offene Eichenwälder sind daher von besonderer Bedeutung für den Naturschutz. Das Management von Eichenwäldern muss sorgfältig durchdacht und geplant werden, um alle biodiversitätsfördernden Strukturen zu erhalten (Mölder et al. 2019).
 - Die Wiedereinführung extensiver Waldbewirtschaftungsformen (z.B. Niederwald, Mittelwald) ist aus naturschutzfachlicher Sicht durchaus sinnvoll. Sie können noch weiter verbessert werden, indem ein höherer Totholzanteil gefördert wird und größere Bäume im Bestand erhalten werden (Chelli et al. 2021; Horák et al. 2018).
 - Im Moment werden integrative Wald-Weide-Konzepte in der Waldwirtschaft nicht angewandt (teils wurden diese in der Vergangenheit sogar verboten). Gerade für den Erhalt artenreicher Offenwald-Gemeinschaften sollten aber genau diese Konzepte wieder verstärkt gefördert und etabliert werden.
- Totholz – vor allem großvolumiges Totholz (abgestorbene Bäume, sehr alte Bäume und Baumgruppen) – ist eine Schlüsselkomponente für die Biodiversität und Multifunktionalität eines Waldes. Die Totholzmenge muss in den meisten Europäischen Wäldern mindestens verdoppelt werden (Ziel sind mindestens 20 m³/ha). Durch die Anreicherung verschiedener Totholztypen (verschiedene Baumarten und Strukturen) unter verschiedenen Lichtbedingungen kann die Diversität saproxyler Organismen gefördert werden.

Empfehlungen:

- Versuchen sie eine artenreiche Mischkultur, bestehend aus heimischen Baumarten, im Bestand zu fördern und vermeiden sie Eingriffe, die natürliche Regenerationsprozesse stören.
- Erwägen sie Offenwaldmanagement vor allem in Eichenwäldern. Sobald der Hauptfokus der Waldbewirtschaftung auf dem Erhalt der Biodiversität liegt, können traditionelle Bewirtschaftungsformen helfen artenreiche Habitats entstehen lassen.
- Kleine Lochschläge und Femelschläge (bis 0,1 ha, max. 1–2 Lichtungen pro ha) helfen, die Waldheterogenität zu fördern.
- Unterstützen und schützen Sie Habitatbäume, indem Sie vorhandene und potenzielle Habitatbäume suchen, markieren, und erhalten (z.B. Bäume mit Baumhöhlen oder Bäume die von Pilzen besiedelt werden). In Wäldern mit Naturschutzfokus können Habitatbäume auch aktiv geschaffen werden um natürliche Prozesse zu beschleunigen (z.B. durch Ringeln von Bäumen oder Entfernen der Baumkrone).
- Suchen Sie sehr alte Bäume und behalten Sie diese im Bestand.
- Unterstützen sie seltene Baumarten (auch durch aktive Pflanzungen z.B. an Waldrändern).
- Versuchen Sie verschiedene Totholzstrukturen im Wald zu fördern, entweder durch aktive Anreicherung, oder durch „Retention“-Techniken (z.B. keine Totholzentnahme nach Störungen). Behalten Sie stehende und liegende Stämme im Bestand wann immer es möglich ist.



2.4 Zeitliche Dynamiken in der Waldstruktur

2.4.1 Baumalter, Altersstruktur und alte Bäume

Drei Viertel aller Wälder in Europa besitzen eine homogene Altersstruktur, während nur ein Viertel durch Bäume unterschiedlichen Alters gekennzeichnet sind (FOREST EUROPE 2020). Bei den meisten homogenen Beständen handelt es sich um Wälder der mittleren Entwicklungsphase, die Bäume besitzen also einen Durchmesser zwischen 21 und 40 cm (FOREST EUROPE 2020). Die geringe Heterogenität in der Altersstruktur und insbesondere das Fehlen alter Bäume wirkt sich dabei negativ auf die Artenvielfalt aus. Besonders spezialisierte und seltene Arten sind oft auf ältere Waldentwicklungsstadien angewiesen. Wälder sind durch Sukzessionsprozesse ständigen Veränderungen ausgesetzt. Insgesamt wird die Sukzession in neun verschiedene Phasen gemäß des Mosaik-Zyklus-Konzepts unter-

teilt: die Pionierwaldphase, die Dickungsphase, die Schlusswaldphase, die frühe, mittlere und späte Optimalphase, die Plenterphase, die Zerfalls- und schließlich die Zusammenbruchphase (Abb. 5). Davon werden normalerweise nur die ersten Phasen bis zum späten Optimum in der Waldbewirtschaftung genutzt. Durch den Holzeinschlag und die Neupflanzung von Bäumen erreichen bewirtschaftete Wälder normalerweise keine späteren Sukzessionsstadien, obwohl gerade diese Stadien von besonderer Bedeutung für die Biodiversität sind (Hilmers et al. 2018). Pflanzengemeinschaften der späten und frühen Sukzessionsphase sind besonders artenreich (Hilmers et al. 2018), da in diesen Waldlebensräumen das meiste Licht zur Verfügung steht. Pilzgemeinschaften hingegen bevorzugen das späte Optimum, in dem ein geschlossenes Kronendach meist schattige und feuchte Bedingungen bietet (Hilmers et al. 2018).

Gerade für holzbewohnende Pilze sind alte und abgestorbene Bäume durchaus wichtige Strukturen (Hilmers et al. 2018; Runnel und Löhmus 2017). Sehr

alte Bäume könnten sogar Holzersetzungprozesse in der Umgebung beeinflussen, da sie eine hochdiverse Pilzgemeinschaft beherbergen und damit die Konkurrenz unter den saproxylen Arten verstärken (Wetherbee et al. 2021).



Der Zottenbock (Tragosoma depsarium) ist ein seltener Käfer der auf Altwaldstrukturen angewiesen ist.

Foto: S. Thorn

Für viele seltene Käferarten spielen Altbäume eine sehr wichtige Rolle (Miklín et al. 2018; Wetherbee et al. 2021). Da auch viele räuberische Käferarten in der Nähe alter Bäume zu finden sind, wird Prädation und das natürliche Räuber-Beute-Gleichgewicht gefördert (Wetherbee et al. 2020). Die Insektenvielfalt wird durch fortschreitende Sukzessionsprozesse beeinflusst. So finden sich in alten und strukturreichen Wäldern artenreiche Gemeinschaften, welche sich durch additive Homogenisierung etablieren konnten, d.h. durch die Entstehung und Besiedlung von immer mehr Mikrohabitaten (Uhl et al. 2021a). Diese artenreichen Gemeinschaften bilden die Grundlage für ein multifunktionales Waldökosystem, mit hoher Bestäubungsleistung und einem reichhaltigen Angebot an Nahrung für höhere trophische Ebenen.

Viele Vögel und Fledermäuse beispielsweise sind direkt auf Insekten als Hauptnahrungsquelle angewiesen. Sie profitieren von artenreichen Insekten-

gemeinschaften. Außerdem können alte Bäume und stehendes Totholz Hohlräume und andere Mikrohabitatstrukturen bieten, die von diesen beiden Artengruppen häufig genutzt werden (Dietz et al. 2018; Aszalós et al. 2020).

2.4.2 Waldstörungen-Dynamiken

Die fortlaufenden zeitlichen Veränderungen natürlicher Sukzession verdeutlichen, dass Wälder keine stabilen, sondern dynamische Systeme sind. Neben Sukzession können abiotische und biotische Störungen die Waldstruktur drastisch verändern. Diese Veränderungen werden meist negativ bewertet, bedrohen sie doch die Waldgesundheit und führen zu großen wirtschaftlichen Verlusten (FOREST EUROPE 2020). Die Frage ist jedoch: Sind Waldstörungen wirklich so schlimm? Welche Effekte haben Waldstörungen abgesehen vom wirtschaftlichen Schaden? Störungsregimes können Artengemeinschaftsbildungsprozesse beeinflussen, auf denen Biodiversitätsmuster basieren (Vellend 2010). Durch die Erhöhung der Ressourcenverfügbarkeit (z. B. Totholz) und die hohe strukturelle Heterogenität können Störungen den Artenreichtum fördern. Abiotische Störungen, wie Stürme und andere Wetterereignisse, werden in einigen europäischen Ländern, darunter Bulgarien, Rumänien und Kroatien, als Hauptursachen für Waldschäden aufgeführt (Tab. 1). Stürme können innerhalb weniger Stunden/Tage große Waldlichtungen mit massiven Mengen an Totholz erzeugen. Solche Windwürfe und damit verbundene Schäden werden normalerweise forstwirtschaftlich aufgearbeitet, um das Risiko von Borkenkäferausbrüchen zu verringern (Dobor et al. 2020). Der Holzeinschlag nach einer Störung kann jedoch schwerwiegende negative Auswirkungen auf die Biodiversität (Thorn et al. 2014) und die Waldregeneration (Taerøe et al. 2019) haben. Natürliche Verjüngungsprozesse werden durch das Vorhandensein von Windwurfbäumen

und anderen Totholzstrukturen gefördert (Ulanova 2000). Die Insektenvielfalt wird ebenfalls durch Windwürfe gefördert, wenngleich sich die Artenzusammensetzung nach der Aufarbeitung Aufarbeitung verändert (Wermelinger et al. 2017). Letzten Endes ist eine forstliche Aufarbeitung von Störungsflächen nur dann effektiv, wenn die allermeisten geschädigten Bäume entfernt werden. Wenn weniger als 95 % der geschädigten Bäume erkannt und entfernt werden, wird z.B. die Borkenkäferdynamik durch forstliche Aufarbeitung nicht beeinflusst, wohingegen die Kohlenstoffvorräte des Ökosystems stark reduziert werden (Dobor et al. 2020).

Auch biotische Störungen können die Waldstruktur stark beeinträchtigen. Die eben genannten

Borkenkäfer werden oft als Bedrohung für die Waldgesundheit angesehen. Der Klimawandel fördert Borkenkäferausbrüche, insbesondere bei Fichtenborkenkäfern. Sowohl in Deutschland als auch in der Tschechischen Republik sind Schäden durch Fichtenborkenkäfer die häufigste Ursache für Waldschäden (Statistisches Bundesamt 2020; Zpráva o stavu lesa a lesního hospodářství České republiky v roce 2020). Allerdings wurde bei den meisten angepflanzten Fichtenwäldern nicht wirklich auf die natürliche Verbreitung der Baumart und ihre ökologischen Ansprüche Rücksicht genommen. Obwohl der Klimawandel das Auftreten von Borkenkäfern verstärkt, machen die durch Borkenkäfer selbst verursachten strukturellen Veränderungen im Wald zukünftige Ausbrüche weniger wahrscheinlich (Sommerfeld et al. 2021),

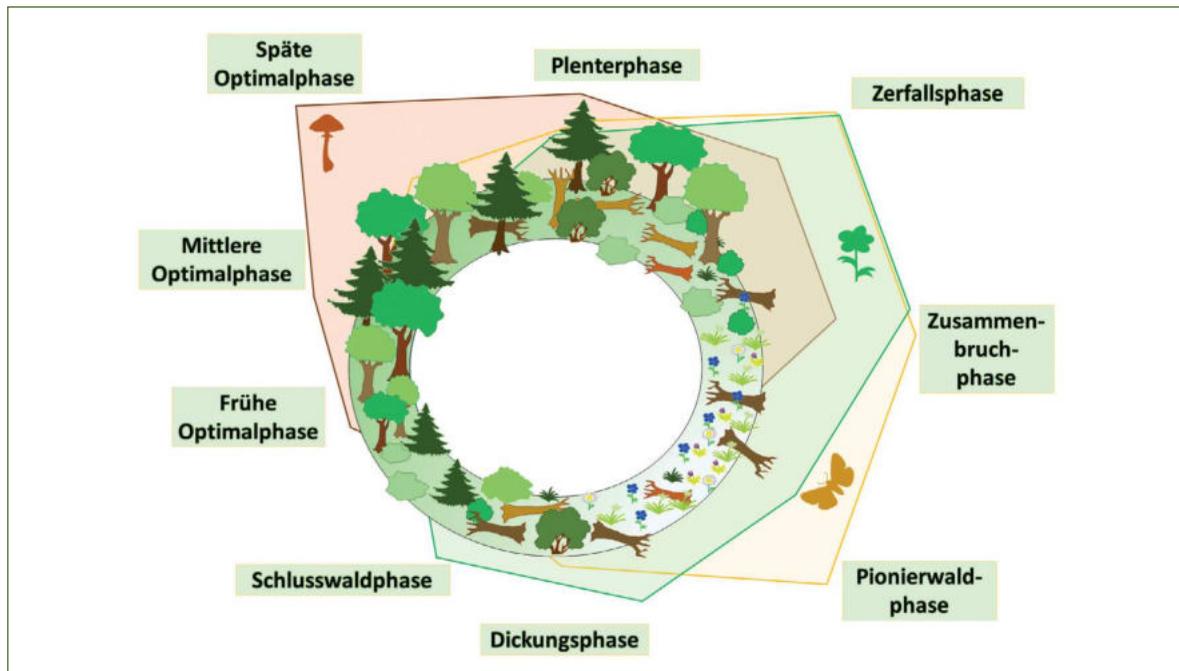


Abb. 5: Sukzessionsphasen Europäischer Wälder und die Artenzahl von Pilzen (braunes Polygon), Pflanzen (grünes Polygon) und Tieren (gelbes Polygon) welche in den verschiedenen Stadien zu finden sind (den Ergebnissen aus Hilmers et al. 2018 folgend).



Der Dreizehenspecht (*Picoides tridactylus*) bevorzugt Waldhabitats mit hohem Totholzanteil und teils ausgedehnten, offenen Strukturen. Borkenkäfer schaffen somit geeignete Habitats für den Dreizehenspecht

Foto: R. Simonis

was auf eine gewisse Selbstregulierung innerhalb der Borkenkäfer-Störungsregimes hinweist. Neben ihrer wirtschaftlichen Bedeutung als Schädling sind Borkenkäfer auch Schlüsselarten, die eine wichtige Rolle in der Walddynamik spielen und Lebensraumstrukturen schaffen, von denen viele verschiedene Arten profitieren (Müller et al. 2008; Przepióra et al. 2020). Eingriffe bei Borkenkäferbefall hängen daher stark von den Bewirtschaftungsschwerpunkten ab, die innerhalb eines Waldgebiets gesetzt werden: Gebiete mit ökonomischem Fokus benötigen aktive Eingriffe zur Reduzierung des Borkenkäferbefalls, während für Schutzgebiete eine Null-Intervention-Strategie der Biodiversität zugute kommt (Hlásny et al. 2021). Da sich auch innerhalb vieler Wirtschaftswälder der Fokus immer mehr von maximaler Produktion zu integrativen, multi-

funktionalen Ansätzen verlagert, müssen Eingriffe gegen Borkenkäfer auch hier überdacht werden. Innerhalb der multifunktionalen Waldbewirtschaftung sind Null-Interventions-Strategien nicht kategorisch abzulehnen, vor allem wegen der positiven Auswirkungen von Totholz anreicherung und struktureller Heterogenität auf die Biodiversität (Hlásny et al. 2021; Kraus und Krumm 2013).

Auch einige herbivore Insekten sind als Schädlinge in Waldökosystemen bekannt. Besonders der Schwammspinner (*Lymantria dispar*) in Eichenwäldern und die Nonne (*Lymantria monacha*) in Nadelwäldern wird als Bedrohung für die Waldgesundheit wahrgenommen. Allerdings stellt sich die Frage, wann aus einer „Schädlingart“ eine „Schädlingart“ wird. Entlaubte Wälder können kurzzeitig weniger Holz produzieren (Fajvan und Gottschalk 2012), Massenvorkommen von Raupen begünstigen jedoch auch das Vorkommen vieler Parasitoide und insektenfressender Räuber (Gould et al. 1990; Leroy et al. 2021). Eine gängige Intervention zur Bekämpfung der Raupen ist bis heute der Einsatz von Insektiziden. Zunächst wurde Diflubenzuron verwendet, die negativen Auswirkungen auf die gesamte Arthropodengemeinschaft (Brunk et al. 2019) haben jedoch dazu geführt, dass dieses Pestizid durch andere ersetzt wurde. Derzeit wird der Häutungshormonantagonist Tebufenozid zur Bekämpfung von Nachtfaltern in Wäldern eingesetzt (Leroy et al. 2021). Tebufenozid wird oft als Schmetterlings-spezifisch angesehen, weshalb sich negative Effekte auf Tag- und Nachtfalter beschränken sollen (Butler et al. 1997). Es wurden jedoch auch negative Auswirkungen auf aquatische (Song et al. 1997) und Bodenarthropoden (Lee et al. 2018) berichtet. Selbst wenn nur Schmetterlingsgemeinschaften vom Spritzmitteleinsatz betroffen wären, so könnten beträchtliche Verluste innerhalb dieser artenreichen Insektengruppe negative Effekte auf die Bestäubung, auf Fledermausgemeinschaften, und auf den Bruterfolg von Vögeln haben. Insektizidanwendungen



Ein verbleibendes Stück Stamm stabilisiert Wurzelplatten.

Foto: J. Červenka



Hochstümpfe, minderqualitative Stämme und älteres Totholz, die nach forstlicher Aufarbeitung im Bestand verbleiben (Šumava National Park).

Foto: J. Červenka



Minderqualitative Stämme die nach forstlicher Aufarbeitung im Bestand verbleiben (Šumava National Park).

Foto: J. Červenka



Totholz anreicherung im Nationalpark Bayerischer Wald. Die Stämme werden geschlitzt um benachbarte Gebiete vor Borkenkäferausbrüchen zu schützen.

Foto: B. Uhl

innerhalb von Wäldern sollten daher vollständig vermieden werden. Der biodiversitätsfreundlichste Weg zur Prävention vor Schädlingsbefall ist der Waldumbau hin zu strukturreichen Wäldern (Bereczki et

al. 2014). Strukturreiche Mischwälder mit dichtem Unterholz sind weniger von Kalamitäten betroffen, da natürliche Regulationssysteme starke Massenvermehrungen verhindern (Gschwantner et al. 2002).

ZUSAMMENFASSUNG

Zeitliche Dynamiken die wichtig für den Waldnaturschutz sind

- Wälder sollten als dynamische Systeme akzeptiert werden, die fortlaufenden Veränderungen unterliegen.
- Momentane Waldwirtschaftspraktiken fördern vor allem Wälder der frühen bis späten Optimumphase. Doch gerade spätere Sukzessionsstadien sind wichtig für die Biodiversität. Da selbst die besten Managementkonzepte nicht die hochfunktionalen Gemeinschaften der späten Sukzessionsphasen erhalten können, werden Schutzzonen benötigt in denen alte Waldstrukturen erhalten werden (Hilmers et al. 2018, Bässler et al. 2014).
- Stürme können wichtige Habitate schaffen, und die darauffolgende Totholzanreicherung auf Störungsflächen kann die Biodiversität und natürliche Regeneration des Waldes fördern (Ulanova 2000).
- Die forstwirtschaftliche Aufarbeitung nach Sturmschäden hat meist negative Effekte auf die natürliche Regeneration des Waldes und die Biodiversität (Thorn et al. 2014, Taerøe et al. 2019) und sollte daher vermieden werden, vor allem in geschützten und Bergwaldgebieten.
- Borkenkäfer sind Schlüsselarten, welche die Waldstruktur stark verändern können.
 - Da Borkenkäfer zu den Klimawandel-Gewinnern zählen, wird es in Zukunft häufiger Ausbrüche geben. Die veränderte offene Waldstruktur, die ein Borkenkäferbefall zur Folge hat, verringert jedoch auch das Risiko zukünftiger Ausbrüche.
 - Forstliche Eingriffe bei Borkenkäferbefall hängen vom Management-Fokus ab: In Schutzgebieten sollten keine Eingriffe vorgenommen werden, um die Biodiversität zu fördern. In kommerziell genutzten Wäldern ist die Aufarbeitung oft nötig um ökonomische Verluste zu vermeiden.
 - Integrative, multifunktionale Waldwirtschaft sollte in Erwägung ziehen, bei Borkenkäferbefallen nicht sofort zu intervenieren, da durch Borkenkäfer wertvolle Habitate entstehen, welche die Biodiversität fördern.
- Pestizid Einsatz in Waldökosystemen hat immer starke negative Effekte auf die Biodiversität und sollte niemals als Lösung gegen Schadinsekten in Betracht gezogen werden.
 - Biodiversitätsfreundliche Wege um Schadinsekten entgegenzuwirken sind beispielsweise Burlap-Fallen (Blumenthal und Hoover 1986) und Pheromonfallen (Tcheslavskaja et al. 2005).
 - Auch Entomophaga maimaiga ist ein effektiver Antagonist um Schwammspinner-Massenvermehrungen entgegenzuwirken (Zúbrik et al. 2016).
 - Der beste Weg um Kalamitäten entgegenzuwirken ist ein strukturreicher Wald (Bereczki et al. 2014).

Empfehlungen:

- Suchen und schützen Sie alte Bäume. Entfernen Sie tote stehende Bäume nicht aus dem Bestand, solange sie keine Gefahr der Verkehrssicherheit darstellen. Auch spät entdeckte Käferbäume können im Bestand verbleiben.
- Schaffen Sie managementfreie Sukzessionsflächen im Wald, und ermöglichen Sie kleineren Gruppen von Bäumen alt zu werden und auf natürliche Weise zu sterben.
- Versuchen Sie Aufarbeitungen nach Störungen zu vermeiden. Wenn forstliche Aufarbeitung notwendig ist, versuchen Sie einige Störungsstrukturen zu erhalten:
 - Erhalten sie aufgestellte Wurzelplatten inklusive des unteren Stammes.
 - Lassen sie Hochstümpfe, Baumkronen und minderqualitative Stämme im Bestand.
 - Entrinden sie die Bäume oder Schlitzen sie die Rinde um Borkenkäferausbrüche zu vermeiden.
- Verwenden sie keine Spritzmittel in Waldökosystemen.

3. Zusammenfassung für den Waldnaturschutz

3.1 Waldnaturschutz auf Europäischer Ebene

Wälder als dynamische Systeme zu verstehen und zu akzeptieren bedeutet auch, kontinuierliche Veränderungen der Waldstruktur durch Sukzessionsprozesse oder Störereignisse zu akzeptieren. Späte und frühe Sukzessionsphasen sind derzeit in europäischen Wäldern unterrepräsentiert, obwohl gerade diese Phasen für die Biodiversität wichtig sind (Hilmers et al. 2018). Daher werden Schutzgebiete benötigt, um Wälder bis in die späte Sukzessionsphase zu erhalten. Störungen können frühe Sukzessionsphasen fördern, sofern keine forstlichen Eingriffe nach der Störung erfolgen. Bewirtschaftete Wälder, deren Hauptaufgabe der Schutz der Biodiversität ist, sind derzeit in den meisten Teilen Europas unterrepräsentiert. Im Durchschnitt sind nur 6 % der Wälder in den EU-Ländern dem Schutz der biologischen Vielfalt unterstellt (gemäß den MCPFE-Klassen 1.1-1.3). Die Slowakei, Ungarn und Italien sind die einzigen Länder, in denen 30 % der Waldfläche dem Schutz der Biodiversität dienen (FOREST EUROPE 2020). Andere Länder mit großen Waldflächen, darunter Frankreich, Spanien und Deutschland, stellen nach wie vor andere Interessen vor den Schutz der Biodiversität. In diesen Ländern liegt der Anteil der Waldfläche, der unter den MCPFE-Klassen 1.1-1.3 geschützt ist unter 5% (FOREST EUROPE 2020).

Bei internationalen Waldinventuren wird Waldgesundheit derzeit über geschlossene, dichte Kronendächer definiert, während Windwürfe, Borkenkäfer und andere Insekten als Bedrohung für die Waldgesundheit angesehen werden (FOREST EUROPE 2020). All diese Störfaktoren können jedoch der Biodiversität und den Ökosystemleistungen



Pilze, Moose und Flechten haben großes Potenzial die Biodiversität und Naturnähe eines Waldes anzuzeigen (Klebriger Hörnling, Calocera viscosa).

Foto: B. Uhl

zugutekommen und sollten nicht nur negativ betrachtet werden. Waldbiodiversität und biodiversitätsabhängige Ökosystemleistungen sollten bei der Waldinventur ebenso berücksichtigt werden, wie das ökonomische Potenzial des Waldes.

Auch Messungen zur Bewertung der Biodiversität in europäischen Wäldern müssen überdacht werden. Derzeit könnte der starke Fokus auf Strukturindikatoren einige Verteilungsmuster der Biodiversität verschleiern. Der Artenreichtum sollte eindeutig als direkter Monitoring-Index eingeführt werden. Einige Artengruppen, wie Insekten und Pilze, haben schon oft ihr großes Potenzial gezeigt, den Schutzwert eines Waldes anzuzeigen (Jonsell und Nordlander 2002; Parmasto 2001; Parikh et al. 2021; Mazzei et al. 2018). Um einen klaren Einblick in die Waldbiodiversität zu erhalten, ist jedoch ein umfangreiches Set von Indikatorgruppen erforderlich, das verschiedene Taxa und funktionale Gilden abdeckt (Humphrey und Watts 2004).



*Waldweide im Nationalpark Bayerischer Wald
um offene Strukturen zu erhalten.*

Foto: B. Uhl

3.2 Waldnaturschutz auf nationaler Ebene

Auf nationaler Ebene ist die Landschaftskonfiguration ein wichtiger Faktor, der die Biodiversität der Wälder beeinflusst. Spezialisierte Waldarten benötigen eine Waldfläche von mindestens 5 ha (Slade et al. 2013; Ylisirniö et al. 2016). Innerhalb solcher Wälder können sich typische Pflanzen, Pilze und Insekten ansiedeln. Die Etablierung von Arten ist aber auch stark von der Konnektivität der Waldgebiete untereinander abhängig. „Stepping stones“ wie freistehende Bäume und Hecken können die Verbindung zwischen Waldstücken verbessern (Slade et al. 2013; Mortelliti et al. 2011). Aber auch größere Biotopverbunde aus zusammenhängenden Waldgebieten werden benötigt, insbesondere wenn Lebensräume für größere Arten bereitgestellt werden sollen. Die Wiedereinführung extensiver Bewirtschaftungstechniken wie Niederwald, Mittelwald und Waldweide sollte zumindest teilweise gefördert werden, insbesondere an Eichenwaldstandorten, deren Biodiversität

erhalten werden soll (Horák et al. 2018; Miklín und Čížek 2014). Da die traditionelle Bewirtschaftung mit den ökonomischen Anforderungen an den modernen Wald nicht Schritt halten kann, könnte die finanzielle Förderung traditioneller, extensiver Bewirtschaftungsmethoden einen Anreiz für Forstwirte schaffen.

Waldbewirtschaftung kann in fünf Waldbewirtschaftungsansätze unterteilt werden, der erweiterten MCPFE-Klassifikation von Duncker et al. (2012) folgend (Tab. 5). Davon ist die naturnahe Forstwirtschaft (Erhaltung des geschlossenen Kronendachs, regelmäßige Durchforstung des Bestandes, Schirmschläge) derzeit der in Mitteleuropa am weitesten verbreitete Ansatz. Hier versucht man, wirtschaftliche Interessen und die Erhaltung eines multifunktionalen Waldes zu vereinen. Die Übergänge zur kombinierten (integrativen) Forstwirtschaft sind fast fließend. Im Gegensatz zur naturnahen Forstwirtschaft beziehen integrative Ansätze natürliche Störungsdynamiken in ihre Konzepte mit ein. Kleinere Lochschläge, der

Tab. 5: Liste der verschiedenen Waldbewirtschaftungsformen, frei nach Duncker et al. (2012)

Management-Typ	Interventionstyp	Details
Unbewirtschaftetes Waldreservat	Nur passiv	Ein unbewirtschaftetes Waldnaturschutzgebiet ist ein Gebiet, in dem sich natürliche Prozesse und natürliche Störungen ohne menschliche Eingriffe entwickeln können und in dem ökologische und gesellschaftliche Ziele im Vordergrund stehen. Ziel ist es, ökologisch wertvolle Lebensräume und deren Biodiversität zu erhalten und gleichzeitig eine Referenz für die Entwicklung eines naturnahen Waldbaus zu haben.
Naturnahe Waldbewirtschaftung	Niedrig-gradig	Ziel der naturnahen Forstwirtschaft ist die Bestandsbewirtschaftung nach dem Vorbild natürlicher Prozesse. Das wirtschaftliche Ergebnis ist wichtig, muss aber im Rahmen dieses Prinzips erfolgen. Jeder Eingriff in die Waldbewirtschaftung muss die ökologischen Funktionen des Waldes verbessern oder erhalten.
Kombinierte (integrative) Forstwirtschaft	Mittelmäßig invasive	Dieser Ansatz geht davon aus, dass verschiedene Managementziele so kombiniert werden können, dass unterschiedliche Bedürfnisse durch geschickte Kombination besser befriedigt werden können als durch Zonierung, bei der einzelne Ziele in getrennten Bereichen maximiert werden.
Intensive Forstbewirtschaftung mit homogener Altersstruktur	Hoch-invasiv	Die Altersunterschiede betragen in der Regel weniger als 20 % der Rotationslänge. Typische Bestände bestehen aus gleichaltrigen Monokulturen (manchmal mit einem geringen Anteil an beigemischten Arten). Das Hauptziel dieser Bewirtschaftungsform ist die Produktion von Holz.
Kurz-zyklische Rotations-bewirtschaftung	Hoch-invasiv	Das Hauptziel der kurzzyklischen Rotationsbewirtschaftung ist es, die größtmögliche Menge an marktfähigem Holz zu produzieren. Ökonomische Ziele stehen dabei im Vordergrund, ökologische Belange spielen eine untergeordnete Rolle.

Erhalt von Totholz und von freistehenden Baumgruppen nach Schädigung werden somit möglich. Kombinierte Forstwirtschaft wie auch die Bewirtschaftung gleichaltriger Bestände gilt derzeit als mittel- bis hochgradig invasiv, obwohl beide Konzepte die Biodiversität fördern können, indem sie natürliche Störungen imitieren, neue Lebensräume schaffen und somit die Heterogenität der Habitate auf Landschaftsebene fördern (Schall et al. 2020). Besonders "irreguläre Shelterwood"-Systeme (Femelschläge) scheinen der Biodiversität zugute zu kommen. Tatsächlich wird die Förderung der Landschaftsvielfalt durch unterschiedliche Managementansätze von diversen Studien vorgeschlagen

(Schall et al. 2018; Sing et al. 2018; Murray et al. 2017; Buckley 2020; Rodríguez et al. 2019). Anstatt sich auf einen Managementansatz als Kompromiss zwischen wirtschaftlichem Gewinn und Erhalt der Biodiversität zu konzentrieren, sollten nationale Entscheidungsträger daher die Vielfalt verschiedener Managementregimes als Ansatz zur Verbesserung des Biodiversitätsschutzes auf Landschaftsebene unterstützen.

Störungen durch Windwurf und Borkenkäfer, aber auch Standorte in denen Nachtfalterkalamitäten auftreten, sollten nicht nur als Schädigung mit einhergehenden massiven wirtschaftlichen Verlusten

angesehen werden, sondern auch als Chance für die Waldregeneration. Windwürfe sowie Borkenkäferstandorte schaffen Waldlücken mit artenreichen biotischen Gemeinschaften – natürliche Störungen sind daher nicht nur eine Bedrohung für den wirtschaftlichen Wert des Waldes, sondern auch eine Chance für die Anreicherung von Totholz, die Wiederherstellung eines strukturreichen Waldes und die Erhaltung der biologischen Vielfalt (Ulanova 2000; Przepióra et al. 2020; Müller et al. 2008).

Waldränder können wichtige Lebensräume sein, sind aber auch Schadstoffen ausgesetzt, wenn intensiv bewirtschaftete Flächen an den Wald grenzen (Müller et al. 2007; Magura et al. 2017). Natürliche Waldränder, die nicht durch intensive Landnutzung beeinträchtigt werden (z.B. Wald-Grünland-, Wald-Heide- oder Wald-Feuchtgebietsränder), sollten als wichtige Lebensräume mit hoher Biodiversität anerkannt werden und sind daher von besonderer Naturschutzbedeutung.

3.3 Waldnaturschutz auf lokaler Ebene

Abiotische, topografische regionale Bedingungen bestimmen den Waldtyp, der am besten an das jeweilige Gebiet angepasst ist. Die Berücksichtigung der Klima- und Bodenpräferenzen von Baumarten ist die beste Grundlage für ein widerstandsfähiges Waldökosystem. Da der Klimawandel diese Bedingungen jedoch verändern wird, könnten Förster gezwungen sein, zwischenzeitlich auch trockenheitstolerante Baumarten anzupflanzen. Um die Biodiversität des Waldes zu erhalten, sollten einheimische Arten und solche, die nah verwandt mit einheimischen Arten sind, bei Neupflanzungen bevorzugt werden, da gebietsfremde Arten keine Ressourcen für Herbivore und saproxyle Spezialisten bieten (Montecchiari et al. 2020; Schmid et al.

2014). Eine hohe heimische Baumvielfalt ist immer eine gute Basis zur Förderung der Biodiversität.

Ein weiteres zentrales Ziel des Waldbiodiversitätsschutzes sollte die Schaffung strukturreicher Waldlebensräume sein (Felipe-Lucia et al. 2018). Die Vielfalt der Bewirtschaftungsmethoden und integrative Waldbewirtschaftungskonzepte können dazu beitragen, die Heterogenität von Waldstandorten auf Landschaftsebene zu verbessern, während die Schaffung offener Waldstrukturen, entweder durch die Etablierung traditioneller Bewirtschaftungsformen oder durch Nichteingreifen nach Störungen, dazu beitragen kann, die Qualität lokaler Waldlebensräume zu verbessern. Null-Interventions-Strategien nach Störungsereignissen sollten daher als Alternative zu massiven Eingriffen – dazu zählen die forstliche Aufarbeitung von Störflächen sowie der Pestizideinsatz im Wald – betrachtet werden, da solche massiven Eingriffe die Biodiversität stark beeinträchtigen.

Die Förderung anderer Schlüsselkomponenten wie sehr alten Bäumen, Baumhöhlen und Totholz trägt außerdem zum Erhalt der Biodiversität bei (Gossner et al. 2016; Wetherbee et al. 2021). Mindestens 5–10 Habitatbäume pro Hektar sollten erhalten bleiben, um die Auswirkungen der Holzentnahme auf Organismen abzumildern, welche auf die von solchen Bäumen bereitgestellten Strukturen angewiesen sind (Kraus und Krumm 2013). Die Totholzmenge in den meisten Waldregionen Europas muss verdoppelt werden (Ziel: durchschnittlich 20 m³/ha; lokal bis zu 50 m³/ha). Die taxonomische und strukturelle Heterogenität von Totholz unter sonnigen und schattigen Bedingungen trägt außerdem dazu bei, die Biodiversität saproxyle Organismen zu steigern. Leitlinien zur aktiven Förderung der strukturellen Heterogenität in Wäldern werden in einer Broschüre des Landesbundes für Vogelschutz (2021; siehe Kapitel 4.1) gegeben.

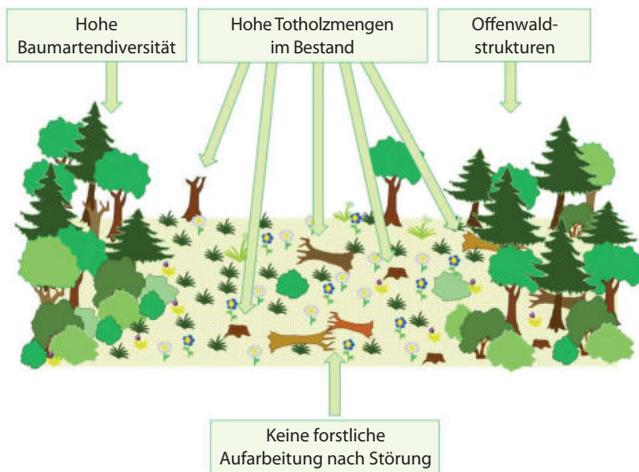
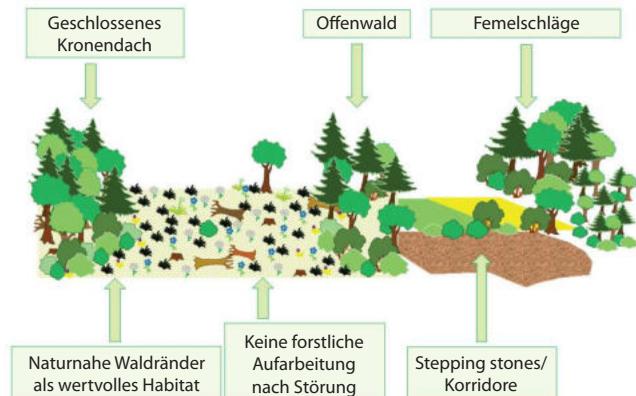


Waldnaturschutz auf europäischer Ebene:

- Unterstützung verschiedener Sukzessionsstadien.
- Vor allem späte und frühe Sukzessionsstadien sind im Moment unterrepräsentiert.
 - Frühe Sukzessionsstadien können durch Null-Intervention-Taktiken nach Störungsereignissen gefördert werden.
 - Späte Sukzessionsstadien sind von besonderer Naturschutzrelevanz und sollten unter Schutz gestellt werden.
- Der Anteil der Wälder, die zum Schutz der Biodiversität bewirtschaftet werden (MCPFE Klasse 1) muss gesteigert werden, vor allem in Ländern mit großen Waldflächen.
- Waldzustandsberichte sollten nicht nur den ökonomischen Aspekt des Waldes beleuchten, sondern auch viel stärker Biodiversität und biodiversitäts-abhängige Ökosystemdienstleistungen beachten.
- Ein umfangreiches Set an Indikatorgruppen sollte ausgearbeitet werden, welche die Waldbiodiversität und -gesundheit adäquat widerspiegelt.

Waldnaturschutz auf nationaler Ebene:

- Steigerung der Konnektivität zwischen Waldgebieten durch "stepping stones" (z.B. Hecken und frei stehende Bäume) und Etablierung von Waldbiotop-Verbänden.
- Koordination der Management-Praktiken:
 - Unterstützung traditioneller, extensiver Bewirtschaftungsformen,
 - Verschiedene Management-Praktiken auf Landschaftsebene um die Heterogenität der Habitats zu steigern.
- Störereignisse sollten als Teil natürlicher Dynamiken in Wäldern akzeptiert werden; Null-Interventions-Ansätze sollten gefördert werden.
- Natürliche und naturnahe Waldränder sollten als wertvolle Habitats anerkannt und geschützt werden.



Waldnaturschutz auf lokaler Ebene:

- Förderung der Baumartenvielfalt unter Beachtung der natürlichen Verbreitung der Arten und derer ökologischen Ansprüche.
- Förderung der strukturellen Heterogenität in Wäldern:
 - Kombinieren verschiedener Management-Techniken,
 - Förderung von Totholz im Bestand (einschließlich verschiedener Größen, Objekttypen, Zersetzungsstadien, Lichtverhältnissen und Baumarten).
- Förderung offener Waldstrukturen (z.B. durch Offenwaldbewirtschaftung, Femelschläge).
- Akzeptieren von Wäldern als dynamische Systeme: Störungsflächen müssen nicht immer forstlich aufgearbeitet werden (zumindest manche Strukturen sollten erhalten bleiben: Wurzelplatten, Hochstümpfe oder minderqualitative Stämme).

4. Literaturverzeichnis und weitere Informationen

4.1 Weitere Dokumente und Links die viele Informationen rund um Waldnaturschutz und integrative Waldbewirtschaftung liefern

Kraus Daniel, Krumm Frank (Hg.) (2013) Integrative Ansätze als Chance für die Erhaltung der Artenvielfalt in Wäldern. European Forest Institute. Online verfügbar:
http://informar.eu/sites/default/files/pdf/In_Focus_ManagingForest_Europe_D.pdf

European Forest Institute (2021) Forest biodiversity in the spotlight. Online verfügbar:
<https://efi.int/forestbiodiversity>

Integrate Network Webpage: <https://integratenetwork.org/about-us/>

Bače Radek, Svoboda Miroslav, Vitkova Lucie (2019) Deadwood management in production forests. Faculty of Forestry and Wood Sciences, Czech University of Life Sciences Prague.
Online verfügbar: <https://informar.eu/sites/default/files/pdf/Deadwood%20management.pdf>

Landesbund für Vogelschutz (2021) Artenvielfalt im Wald – Schwerpunkt Totholz, Praxisbroschüre für Walder mit Naturschutzvorrang. Online verfügbar: https://www.bioholz-projekt.de/FILES/BioHolz-Projekt_LBV_Praxisbroschuere_Totholz_im_Wald.pdf

4.2 Literaturverzeichnis:

Abrego, N., Bässler, C., Christensen, M., Heilmann-Clausen, J. (2015) Implications of reserve size and forest connectivity for the conservation of wood-inhabiting fungi in Europe. *Biological Conservation* 191, 469–477.

Abrego, N., Norberg, A., Ovaskainen, O. (2017) Measuring and predicting the influence of traits on the assembly processes of wood-inhabiting fungi. *Journal of Ecology* 105, 1070–1081.

Adamczyk, B., Sietiö, O., Straková, P., Prommer, J., et al. (2019) Plant roots increase both decomposition and stable organic matter formation in boreal forest soil. *Nature Communications* 10, 3982.

Albrich, K., Rammer, W., Seidl, R. (2020) Climate change causes critical transitions and irreversible alterations of mountain forests. *Global Change Biology* 26, 4013–4027.

Ampoorter, E., Barbaro, L., Jactel, H., Baeten, L., et al. (2020) Tree diversity is key for promoting the diversity and abundance of forest-associated taxa in Europe. *Oikos* 129, 133–146.

Andrieu, E., Cabanettes, A., Alignier, A., van Halder, I., et al. (2018) Edge contrast does not modulate edge effect on plants and pollinators. *Basic and Applied Ecology* 27, 83–95.

Biodiversitätsschutz in Zentraleuropäischen Wäldern

Ein Konzept für Waldbewirtschafter und politische Entscheidungsträger

- Aszalós, R., Szigeti, V., Harnos, K., Csernák, S., et al. (2020) Foraging Activity of Woodpeckers on Various forms of Artificially Created Deadwood. *Acta Ornithologica* 55, 63-76.
- Bače, R., Svoboda, M., Vítková, L. (2019) Deadwood management in production forests. Faculty of Forestry and Wood Sciences, Czech University of Life Sciences Prague. Available online: <https://informar.eu/sites/default/files/pdf/Deadwood%20management.pdf>
- Bartonička, T., Bielik, A., Řehák, Z., (2008) Roost Switching and Activity Patterns in the Soprano Pipistrelle, *Pipistrellus pygmaeus*, during Lactation. *Annales Zoologici Fennici* 45, 503–512.
- Bässler, C., Müller, J., Dziock, F., Brandl, R. (2010) Effects of resource availability and climate on the diversity of wood-decaying fungi. *Journal of Ecology* 98, 822–832.
- Bengtsson, J., Nilsson, S.G., Franc, A., Menozzi, P. (2000) Biodiversity, disturbances, ecosystem function and management of European forests. *Forest Ecology and Management* 132, 39–50.
- Berezki, K., Ódor, P., Csóka, G., Mag, Z., et al. (2014) Effects of forest heterogeneity on the efficiency of caterpillar control service provided by birds in temperate oak forests. *Forest Ecology and Management* 327, 96–105.
- Berglund, H., Jonsson, B.G. (2001) Predictability of plant and fungal species richness of old-growth boreal forest islands. *Journal of Vegetation Science* 12, 857–866.
- Bertolini, V., Damon, A., Mora, J.V., Rojas Velázquez, A.N. (2012) Distribution and ecological patterns of orchids in Monte Pellegrino Reserve, Palermo (Sicily, Italy). *Biodiversity Journal* 3, 375-384.
- Beutel, T., Reineking, B., Tiesmeyer, A., Nowak, C., et al. (2017) Spatial patterns of co-occurrence of the European wildcat *Felis silvestris silvestris* and domestic cats *Felis silvestris catus* in the Bavarian Forest National Park. *Wildlife Biology* 2017.
- Blaser, S., Prati, D., Senn-Irlet, B., Fischer, M. (2013) Effects of forest management on the diversity of deadwood-inhabiting fungi in Central European forests. *Forest Ecology and Management* 304, 42–48.
- Blixt, T., Bergman, K., Milberg, P., Westerberg, L., et al. (2015) Clear-cuts in production forests: From matrix to neo-habitat for butterflies. *Acta Oecologica* 69, 71–77.
- Boeraeve, M., Honnay, O., Jacquemyn, H. (2019) Local abiotic conditions are more important than landscape context for structuring arbuscular mycorrhizal fungal communities in the roots of a forest herb. *Oecologia* 190, 149–157.
- Brunk, I., Sobczyk, T., Roth, M. (2019) Pest control in German forests: General patterns of biodiversity and possible impacts of Btk, diflubenzuron and lambda-Cyhalothrin on non-target arthropods, birds and bats – a literature review. *Journal of Forest and Landscape Research* 4, 1–26.
- Buckley, P. (2020) Coppice restoration and conservation: a European perspective. *Journal of Forest Research* 25, 125–133.
- Bundeswaldinventur [BWI] (2012) Waldfläche (gemäß Standflächenanteil) [ha] nach Land und Baumartengruppe (rechnerischer Reinbestand). Available online:
-

Biodiversitätsschutz in Zentraleuropäischen Wäldern

Ein Konzept für Waldbewirtschafter und politische Entscheidungsträger

[https://bwi.info/inhalt1.3.aspx?Text=1.04%20Baumartengruppe%20\(rechnerischer%20Reinbestand\)&prrolle=public&prInv=BWI2012&prKapitel=1.04&mpXicode=.](https://bwi.info/inhalt1.3.aspx?Text=1.04%20Baumartengruppe%20(rechnerischer%20Reinbestand)&prrolle=public&prInv=BWI2012&prKapitel=1.04&mpXicode=)

- Buse, J., Entling, M.H., Ranius, T., Assmann, T. (2016) Response of saproxylic beetles to small-scale habitat connectivity depends on trophic levels. *Landscape Ecology* 31, 939–949.
- Butler, L., Kondo, V., Blue, D. (1997) Effects of Tebufenozide (Rh-5992) for Gypsy Moth (Lepidoptera: Lymantriidae) Suppression on Nontarget Canopy Arthropods. *Environmental Entomology* 26, 1009–1015.
- Chelli, S., Bricca, A., Cutini, M., Campetella, G., et al. (2021) Large standard trees and deadwood promote functional divergence in the understory of beech coppice forests. *Forest Ecology and Management* 494, 119324.
- Chmura, D. (2013) Impact of alien tree species *Quercus rubra* L. on the understory environment and flora: A study of the Silesian upland (Southern Poland). *Polish Journal of Ecology* 61, 431–442.
- Chudomelová, M., Hédli, R., Zouhar, V., Szabó, P. (2017) Open oakwoods facing modern threats: Will they survive the next fifty years? *Biological Conservation* 210, 163–173.
- Crockatt, M.E. (2012) Are there edge effects on forest fungi and if so do they matter? *Fungal Biology Reviews* 26, 94–101.
- Damestoy, T., Jactel, H., Belouard, T., Schmuck, H., et al. (2020) Tree species identity and forest composition affect the number of oak processionary moth captured in pheromone traps and the intensity of larval defoliation. *Agricultural and Forest Entomology* 22, 169–177.
- Dieler, J., Uhl, E., Biber, P., Müller, J., et al. (2017) Effect of forest stand management on species composition, structural diversity, and productivity in the temperate zone of Europe. *European Journal of Forest Research* 136, 739–766.
- Dietz, M., Brombacher, M., Erasmy, M., Fenchuk, V., et al. (2018) Bat Community and Roost Site Selection of Tree-Dwelling Bats in a Well-Preserved European Lowland Forest. *Acta Chiropterologica* 20, 117–127.
- Dittrich, S., Jacob, M., Bade, C., Leuschner, C., et al. (2014) The significance of deadwood for total bryophyte, lichen, and vascular plant diversity in an old-growth spruce forest. *Plant Ecology* 215, 1123–1137.
- Dobor, L., Hlásny, T., Rammer, W., Zimová, S., et al. (2020) Is salvage logging effectively dampening bark beetle outbreaks and preserving forest carbon stocks? *Journal of Applied Ecology* 57, 67–76.
- Doerfler, I., Cadotte, M.W., Weisser, W.W., Müller, J., et al. (2020) Restoration-oriented forest management affects community assembly patterns of deadwood-dependent organisms. *Journal of Applied Ecology* 57, 2429–2440.
- Dölle, M., Petritan, A.M., Biris, I.A., Petritan, I.C. (2017) Relations between tree canopy composition and understorey vegetation in a European beech-sessile oak old growth forest in Western Romania. *Biologia* 72, 1422–1430.
-

Biodiversitätsschutz in Zentraleuropäischen Wäldern

Ein Konzept für Waldbewirtschafter und politische Entscheidungsträger

- Domínguez, G., Shannon, M. (2011) A wish, a fear and a complaint: understanding the (dis)engagement of forest owners in forest management. *European Journal of Forest Research* 130, 435–450.
- Duncker, P.S., Barreiro, S.M., Hengeveld, G.M., Lind, T., et al. (2012) Classification of Forest Management Approaches: A New Conceptual Framework and Its Applicability to European Forestry. *Ecology & Society* 17. 51.
- Eckelt, A. Müller, J., Bense, U., Brustel, H., et al. (2018) “Primeval forest relict beetles” of Central Europe: a set of 168 umbrella species for the protection of primeval forest remnants. *Journal of Insect Conservation* 22, 15–28.
- Eckerter, T., Braunisch, V., Gesine, P., Klein, A. (2021) The effect of forest management on cavity nesting bees, wasps and their natural enemies in the Black Forest. GfÖ Conference. Braunschweig, 30.08.2021.
- Egan, J.F., Bohnenblust, E., Goslee, S., Mortensen, D., et al. (2014) Herbicide drift can affect plant and arthropod communities. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 185, 77–87.
- European Commission – Evropská komise – Europäische Kommission (1992) Council directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora. Available online: <https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/1992/43/oj>
- European Commission – Evropská komise – Europäische Kommission (2013) Interpretation Manual of European Union Habitats - EUR28. Available on-line: https://ec.europa.eu/environment/nature/legislation/habitatsdirective/docs/Int_Manual_EU28.pdf
- European Commission – Evropská komise – Europäische Kommission (2021a) New EU Forest Strategy for 2030. Communication from the commission to the european parliament, the council, the european economic and social committee and the committee of the regions empty. Brussels. Available online: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:52021DC0572>
- European Commission – Evropská komise – Europäische Kommission (2021b) The Habitats Directive. Available online: https://ec.europa.eu/environment/nature/legislation/habitatsdirective/index_en.htm
- Fahrig, L. (2003) Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 34, 487–515.
- Fahrig, L. (2013) Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis. *Journal of Biogeography* 40, 1649–1663.
- Fajvan, M.A., Gottschalk, K.W. (2012) The Effects of Silvicultural Thinning and Lymantria Dispar L. Defoliation on Wood Volume Growth of Quercus spp. *American Journal of Plant Sciences* 3, 276–282.
- Fan, C., Tan, L., Zhang, C., Zhao, X., et al. (2020) Scale-dependent effects of neighborhood biodiversity on individual tree productivity in a coniferous and broad-leaved mixed forest in China. *Ecology and Evolution* 10, 8225–8234.
- Felipe-Lucia, M.R., Soliveres, S., Penone, C., Manning, P., et al. (2018) Multiple forest attributes underpin the supply of multiple ecosystem services. *Nature Communications* 9, 4839.
-

Biodiversitätsschutz in Zentraleuropäischen Wäldern

Ein Konzept für Waldbewirtschafter und politische Entscheidungsträger

- Felton, A., Lindbladh, M., Brunet, J., Fritz, Ö. (2010) Replacing coniferous monocultures with mixed-species production stands: An assessment of the potential benefits for forest biodiversity in northern Europe. *Forest Ecology and Management* 260, 939–947.
- FOREST EUROPE (2020) State of Europe's forests 2020. Available online: https://foresteurope.org/wp-content/uploads/2016/08/SoEF_2020.pdf
- Fornoff, F., Klein, A., Blüthgen, N., Staab, M. (2019) Tree diversity increases robustness of multi-trophic interactions. *Proceedings. Biological sciences* 286, 20182399.
- Freese, A., Benes, J., Bolz, R., Cizek, O., et al. (2006) Habitat use of the endangered butterfly *Euphydryas maturna* and forestry in Central Europe. *Animal Conservation* 9, 388–397.
- Fuller, R.J., Green, T. (2020) Breeding bird communities within a parkland-woodland continuum: the distinctiveness of wood-pasture. *Arboricultural Journal* 42, 190–207.
- Gong, C., Tan, Q., Liu, G., Xu, M. (2021) Impacts of tree mixtures on understory plant diversity in China. *Forest Ecology and Management* 498, 119545.
- Gossner, M.M., Wende, B., Levick, S., Schall, P., et al. (2016) Deadwood enrichment in European forests – Which tree species should be used to promote saproxylic beetle diversity? *Biological Conservation* 201, 92–102.
- Gould, J.R., Elkinton, J.S., Wallner, W.E. (1990) Density-Dependent Suppression of Experimentally Created Gypsy Moth, *Lymantria dispar* (Lepidoptera: Lymantriidae), Populations by Natural Enemies. *Journal of Animal Ecology* 59, 213–233.
- Gschwantner, T., Hoch, G., Schopf, A. (2002) Impact of predators on artificially augmented populations of *Lymantria dispar* L. pupae (Lep., Lymantriidae). *Journal of Applied Entomology* 126, 66–73.
- Gutzat, F., Dormann, C.F. (2018) Decaying trees improve nesting opportunities for cavity-nesting birds in temperate and boreal forests: A meta-analysis and implications for retention forestry. *Ecology and Evolution* 8, 8616–8626.
- Hartmann, S.A., Steyer, K., Kraus, R.H.S., Segelbacher, G., et al. (2013) Potential barriers to gene flow in the endangered European wildcat (*Felis silvestris*). *Conservation Genetics* 14, 413–426.
- Heurich, M., Beudert, B., Rall, H., Křenová, Z. (2010) National Parks as Model Regions for Interdisciplinary Long-Term Ecological Research: The Bavarian Forest and Šumavá National Parks Underway to Transboundary Ecosystem Research. In: Müller, F., Baessler, C., Schubert, H., and Klotz, S.: Long-Term Ecological Research. Dordrecht: Springer Netherlands, 327–344.
- Hilmers, T., Friess, N., Bäessler, C., Heurich, M., et al. (2018) Biodiversity along temperate forest succession. *Journal of Applied Ecology* 55, 2756–2766.
- Hlásny, T., König, L., Krokene, P., Lindner, M., et al. (2021) Bark Beetle Outbreaks in Europe: State of Knowledge and Ways Forward for Management. *Current Forestry Reports* 7, 138-165.
-

Biodiversitätsschutz in Zentraleuropäischen Wäldern

Ein Konzept für Waldbewirtschafter und politische Entscheidungsträger

- Hofmeister, J., Hošek, J., Brabec, M., Kočvara, R. (2017) Spatial distribution of bird communities in small forest fragments in central Europe in relation to distance to the forest edge, fragment size and type of forest. *Forest Ecology and Management* 401, 255–263.
- Honnay, O., Bossuyt, B., Verheyen, K., Butaye, J., et al. (2002) Ecological perspectives for the restoration of plant communities in European temperate forests. *Biodiversity & Conservation* 11, 213–242.
- Honnay, O., Hermy, M., Coppin, P. (1999) Effects of area, age and diversity of forest patches in Belgium on plant species richness, and implications for conservation and reforestation. *Biological Conservation* 87, 73–84.
- Horák, J., Pavlíček, J., Kout, J., Halda, J.P. (2018) Winners and losers in the wilderness: response of biodiversity to the abandonment of ancient forest pastures. *Biodiversity & Conservation* 27, 3019–3029.
- Hughes, J.S., Cobbold, C.A., Haynes, K., Dwyer, G. (2015) Effects of forest spatial structure on insect outbreaks: insights from a host-parasitoid model. *The American naturalist* 185, E130-52.
- Humphrey, J.W., Watts, K. (2004) Biodiversity Indicators for UK Managed Forests: Development and Implementation at different spatial scales. *EFI Proceedings* 51.
- Ioja, C.I., Pătroescu, M., Rozyłowicz, L., Popescu, V.D., et al. (2010) The efficacy of Romania's protected areas network in conserving biodiversity. *Biological Conservation* 143, 2468–2476.
- Jactel, H., Gritti, E.S., Drössler, L., Forrester, D.I., et al. (2018) Positive biodiversity-productivity relationships in forests: climate matters. *Biology letters* 14.
- Jactel, H., Bauhus, J., Boberg, J., Bonal, D., et al. (2017) Tree Diversity Drives Forest Stand Resistance to Natural Disturbances. *Current Forestry Reports* 3, 223–243.
- Jerosch, S., Götz, M., Klar, N., Roth, M. (2010) Characteristics of diurnal resting sites of the endangered European wildcat (*Felis silvestris silvestris*): Implications for its conservation. *Journal for Nature Conservation* 18, 45–54.
- Jokela, J., Siitonen, J., Koivula, M. (2019) Short-term effects of selection, gap, patch and clear cutting on the beetle fauna in boreal spruce-dominated forests. *Forest Ecology and Management* 446, 29–37.
- Jonsell, M., Nordlander, G. (2002) Insects in polypore fungi as indicator species: a comparison between forest sites differing in amounts and continuity of dead wood. *Forest Ecology and Management* 157, 101–118.
- Keča, L.J., Marčeta, M., Božič, G., Perić, S., et al. (2019) Non-native tree species: strategies for sustainable management in Europe. *International forestry review* 21, 295–314.
- Komonen, A., Müller, J. (2018) Dispersal ecology of deadwood organisms and connectivity conservation. *Conservation Biology* 32, 535–545.
- Korpela, Ee., Hyvönen, T., Kuussaari, M. (2015) Logging in boreal field-forest ecotones promotes flower-visiting insect diversity and modifies insect community composition. *Insect Conservation and Diversity* 8, 152–162.
-

Biodiversitätsschutz in Zentraleuropäischen Wäldern

Ein Konzept für Waldbewirtschafter und politische Entscheidungsträger

- Krah, F., Seibold, S., Brandl, R., Baldrian, P., et al. (2018) Independent effects of host and environment on the diversity of wood-inhabiting fungi. *Journal of Ecology* 106, 1428–1442.
- Kramer-Schad, S., Revilla, E., Wiegand, T., Breitenmoser, U. (2004) Fragmented landscapes, road mortality and patch connectivity: modelling influences on the dispersal of Eurasian lynx. *Journal of Applied Ecology* 41, 711–723.
- Kraus, D., Krumm, F. (2013) Integrative Ansätze als Chance für die Erhaltung der Artenvielfalt in Wäldern. Available online: http://informar.eu/sites/default/files/pdf/In_Focus_ManagingForest_Europe_D.pdf
- Kriegel, P., Matevski, D., Schuldt, A. (2021) Monoculture and mixture-planting of non-native Douglas fir alters species composition, but promotes the diversity of ground beetles in a temperate forest system. *Biodiversity and Conservation* 30, 1479–1499.
- Lachat, T., Bouget, C., Bütler, R., Müller, J. (2013) Deadwood: quantitative and qualitative requirements for the conservation of saproxylic biodiversity. Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity, 92–102.
- Landesbund für Vogelschutz (2021) Artenvielfalt im Wald - Schwerpunkt Totholz, Praxisbroschüre für Wälder mit Naturschutzvorrang. Available online: https://www.bioholz-projekt.de/FILES/BioHolz-Projekt_LBV_Praxisbroschuere_Totholz_im_Wald.pdf
- Lanta, V., Mudrák, O., Liancourt, P., Bartoš, M., et al. (2019) Active management promotes plant diversity in lowland forests: A landscape-scale experiment with two types of clearings. *Forest Ecology and Management* 448, 94–103.
- Lee, Y., Lee, S., Son, J., Kim, Y., et al. (2018) Toxicity effects and biomarkers of tebufenozide exposure in *Yuukianura szeptyckii* (Collembola: Neanuridae). *Environmental Geochemistry and Health* 40, 2773–2784.
- Leroy, B.M.L., Lemme, H., Braumiller, P., Hilmers, T., et al. (2021) Relative impacts of gypsy moth outbreaks and insecticide treatments on forest resources and ecosystems: An experimental approach. *Ecological Solutions and Evidence* 2. e12045.
- Liang, J., Crowther, T.W., Picard, N., Wiser, S., et al. (2016) Positive biodiversity-productivity relationship predominant in global forests. *Science* 354.
- Likulunga, E., Rivera Pérez, C.A., Schneider, D., Daniel, R., et al. (2021) Forest tree species composition and abiotic site conditions drive soil fungal communities and functional groups. On-line Preprint.
- Löhmus, A. (2011) Silviculture as a disturbance regime: the effects of clear-cutting, planting and thinning on polypore communities in mixed forests. *Journal of Forest Research* 16, 194–202.
- Macek, M., Kopecký, M., Wild, J. (2019) Maximum air temperature controlled by landscape topography affects plant species composition in temperate forests. *Landscape Ecology* 34, 2541–2556.
- MacLean, D.A., Clark, K.L. (2021) Mixedwood management positively affects forest health during insect infestations in eastern North America. *Canadian Journal of Forest Research* 51, 910–920.
-

Biodiversitätsschutz in Zentraleuropäischen Wäldern

Ein Konzept für Waldbewirtschafter und politische Entscheidungsträger

- Maguire, D.Y., James, P.M.A., Buddle, C.M., Bennett, E.M. (2015) Landscape connectivity and insect herbivory: A framework for understanding tradeoffs among ecosystem services. *Global Ecology and Conservation* 4, 73–84.
- Magura, T., Lövei, G.L., Tóthmérész, B. (2017) Edge responses are different in edges under natural versus anthropogenic influence: a meta-analysis using ground beetles. *Ecology and Evolution* 7, 1009–1017.
- Magurran, A.E. (1988) *Ecological diversity and its measurement*. Princeton, NJ: Princeton University Press. Available online: <http://www.loc.gov/catdir/description/prin021/88010927.html>
- Márialigeti, S., Tinya, F., Bidló, A., Ódor, P. (2016) Environmental drivers of the composition and diversity of the herb layer in mixed temperate forests in Hungary. *Plant Ecology* 217, 549–563.
- Mauchamp, L., Mouly, A., Badot, P., Gillet, F. (2016) Impact of nitrogen inputs on multiple facets of plant biodiversity in mountain grasslands: does nutrient source matter? *Applied Vegetation Science* 19, 206–217.
- Mazzei, A., Bonacci, T., Horák, J., Brandmayr, P. (2018) The role of topography, stand and habitat features for management and biodiversity of a prominent forest hotspot of the Mediterranean Basin: Saproxyllic beetles as possible indicators. *Forest Ecology and Management* 410, 66–75.
- MCPFE Expert Level Meeting (2002) MCPFE Assessment guidelines for protected and protective forest and other wooded land in Europe. Vienna, Austria. Available online: <https://unece.org/fileadmin/DAM/timber/publications/2002-guidelines-protected-forest.pdf>
- Mehr, M., Brandl, R., Hothorn, T., Dziock, F., et al. (2011) Land use is more important than climate for species richness and composition of bat assemblages on a regional scale. *Mammalian Biology* 76, 451–460.
- Melillo, J.M., Butler, S., Johnson, J., Mohan, J., et al. (2011) Soil warming, carbon-nitrogen interactions, and forest carbon budgets. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 108, 9508–9512.
- Merckx, T., Dantas de Miranda, M., Pereira, H.M. (2019) Habitat amount, not patch size and isolation, drives species richness of macro-moth communities in countryside landscapes. *Journal of Biogeography* 46, 956–967.
- Michaux, J. R., Hüner, H., Krystufek, B., Sarà, M., et al. (2019) Genetic structure of a European forest species, the edible dormouse (*Glis glis*): a consequence of past anthropogenic forest fragmentation? *Biological Journal of the Linnean Society* 126, 836–851.
- Miklín, J., Čížek, L. (2014) Erasing a European biodiversity hot-spot: Open woodlands, veteran trees and mature forests succumb to forestry intensification, succession, and logging in a UNESCO Biosphere Reserve. *Journal for Nature Conservation* 22, 35–41.
- Miklín, J., Sebek, P., Hauck, D., Konvicka, O., et al. (2018) Past levels of canopy closure affect the occurrence of veteran trees and flagship saproxyllic beetles. *Diversity and Distributions* 24, 208–218.
-

Biodiversitätsschutz in Zentraleuropäischen Wäldern

Ein Konzept für Waldbewirtschafter und politische Entscheidungsträger

- Montecchiari, S., Tesei, G., Allegranza, M. (2020) *Ailanthus altissima* Forests Determine a Shift in Herbaceous Layer Richness: A Paired Comparison with Hardwood Native Forests in Sub-Mediterranean Europe. *Plants* 9, 1404.
- Mortelliti, A., Amori, G., Capizzi, D., Cervone, C., et al. (2011) Independent effects of habitat loss, habitat fragmentation and structural connectivity on the distribution of two arboreal rodents. *Journal of Applied Ecology* 48, 153–162.
- Müller, J., Brandl, R., Brändle, M., Förster, B., et al. (2018) LiDAR-derived canopy structure supports the more-individuals hypothesis for arthropod diversity in temperate forests. *Oikos* 127, 814–824.
- Müller, J., Bußler, H., Goßner, M., Rettelbach, T., et al. (2008) The European spruce bark beetle *Ips typographus* in a national park: from pest to keystone species. *Biodiversity and Conservation* 17, 2979–3001.
- Müller, J., Bußler, H., Goßner, M., Gruppe, A., et al. (2007) Forest edges in the mixed-montane zone of the Bavarian Forest National Park - hot spots of biodiversity. *Silva Gabreta* 13, 121–148.
- Müller, J., Noss, R.F., Bussler, H., Brandl, R. (2010) Learning from a “benign neglect strategy” in a national park: Response of saproxylic beetles to dead wood accumulation. *Biological Conservation* 143, 2559–2569.
- Müller, S., Shaw, T., Güntert, D., Helmbold, L., et al. (2020) Ecoacoustics of small forest patches in agricultural landscapes: acoustic diversity and bird richness increase with patch size. *Biodiversity* 21, 48–60.
- Murray, B.D., Holland, J.D., Summerville, K.S., Dunning, J.B., et al. (2017) Functional diversity response to hardwood forest management varies across taxa and spatial scales. *Ecological Applications* 27, 1064–1081.
- Nagati, M., Roy, M., Manzi, S., Richard, F., et al. (2018) Impact of local forest composition on soil fungal communities in a mixed boreal forest. *Plant Soil* 432, 345–357.
- Naumov, V., Manton, M., Elbakidze, M., Rendenieks, Z., et al. (2018) How to reconcile wood production and biodiversity conservation? The Pan-European boreal forest history gradient as an “experiment”. *Journal of environmental management* 218, 1–13.
- Nieto-Sánchez, S., Gutiérrez, D., Wilson, R.J. (2015) Long-term change and spatial variation in butterfly communities over an elevational gradient: driven by climate, buffered by habitat. *Diversity and Distributions* 21, 950–961.
- Nolet, P., Kneeshaw, D., Messier, C., Béland, M. (2018) Comparing the effects of even- and uneven-aged silviculture on ecological diversity and processes: A review. *Ecology and Evolution* 8, 1217–1226.
- Nordén, J., Åström, J., Josefsson, T., Blumentrath, S., et al. (2018) At which spatial and temporal scales can fungi indicate habitat connectivity? *Ecological Indicators* 91, 138–148.
- Obladen, N., Dechering, P., Skiadaresis, G., Tegel, W., et al. (2021) Tree mortality of European beech and Norway spruce induced by 2018-2019 hot droughts in central Germany. *Agricultural and Forest Meteorology* 307, 108482.
-

Biodiversitätsschutz in Zentraleuropäischen Wäldern

Ein Konzept für Waldbewirtschafter und politische Entscheidungsträger

- Owen-Smith, N. (1987) Pleistocene extinctions: The pivotal role of megaherbivores. *Paleobiology* 13, 351–362.
- Oxbrough, A., García-Tejero, S., Spence, J., O'Halloran, J. (2016) Can mixed stands of native and non-native tree species enhance diversity of epigeic arthropods in plantation forests? *Forest Ecology and Management* 367, 21–29.
- Paillet, Y., Archaux, F., Du Puy, S., Bouget, C., et al. (2018) The indicator side of tree microhabitats: A multi-taxon approach based on bats, birds and saproxylic beetles. *Journal of Applied Ecology* 55, 2147–2159.
- Parikh, G., Rawtani, D., Khatri, N. (2021) Insects as an Indicator for Environmental Pollution. *Environmental Claims Journal* 33, 161–181.
- Parmasto, E. (2001) Fungi as indicators of primeval and old-growth forests deserving protection. *Fungal conservation: Issues and Solutions*, 81–88.
- Pasanen, H., Junninen, K., Kouki, J. (2014) Restoring dead wood in forests diversifies wood-decaying fungal assemblages but does not quickly benefit red-listed species. *Forest Ecology and Management* 312, 92–100.
- Pötzelsberger, E., Spiecker, H., Neophytou, C., Mohren, F., et al. (2020) Growing Non-native Trees in European Forests Brings Benefits and Opportunities but Also Has Its Risks and Limits. *Current Forestry Reports* 6, 339–353.
- Pouska, V., Macek, P., Zibarová, L. (2016) The relation of fungal communities to wood microclimate in a mountain spruce forest. *Fungal Ecology* 21, 1–9.
- Proesmans, W., Bonte, D., Smagghe, G., Meeus, I., et al. (2019) Small forest patches as pollinator habitat: oases in an agricultural desert? *Landscape Ecology* 34, 487–501.
- Przepióra, F., Loch, J., Ciach, M. (2020) Bark beetle infestation spots as biodiversity hotspots: Canopy gaps resulting from insect outbreaks enhance the species richness, diversity and abundance of birds breeding in coniferous forests. *Forest Ecology and Management* 473, 118280.
- Purahong, W., Wubet, T., Krüger, D., Buscot, F. (2017) Molecular evidence strongly supports deadwood-inhabiting fungi exhibiting unexpected tree species preferences in temperate forests. *The ISME Journal* 12, 289–295.
- Rada evropských společenství (1992) Směrnice Rady 92/43/EHS ze dne 21. května 1992 o ochraně přírodních stanovišť, volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin. Available online: <https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/1992/43/oj/ces>.
- Rametsteiner, E., Mayer, P. (2004) Sustainable Forest Management and Pan: European Forest Policy. *Ecological Bulletins* 51, 51–57.
- Renaud, V., Innes, J. L., Dobbertin, M., Rebetez, M. (2011) Comparison between open-site and below-canopy climatic conditions in Switzerland for different types of forests over 10 years (1998–2007). *Theoretical and Applied Climatology* 105, 119–127.
-

Biodiversitätsschutz in Zentraleuropäischen Wäldern

Ein Konzept für Waldbewirtschafter und politische Entscheidungsträger

- Rodríguez, A., Kouki, J. (2017) Disturbance-mediated heterogeneity drives pollinator diversity in boreal managed forest ecosystems. *Ecological Applications* 27, 589–602.
- Rodríguez, A., Pohjoismäki, J.L.O., Kouki, J. (2019) Diversity of forest management promotes parasitoid functional diversity in boreal forests. *Biological Conservation* 238, 108205.
- Rossetti, M.R., Tschardtke, T., Aguilar, R., Batáry, P. (2017) Responses of insect herbivores and herbivory to habitat fragmentation: a hierarchical meta-analysis. *Ecology Letters* 20, 264–272.
- Ruete, A., Snäll, T., Jonsson, B.G., Jönsson, M. (2017) Contrasting long-term effects of transient anthropogenic edges and forest fragment size on generalist and specialist deadwood-dwelling fungi. *Journal of Applied Ecology* 54, 1142–1151.
- Ruiz-Labourdette, D., Nogués-Bravo, D., Ollero, H.S.; Schmitz, M.F., Pineda, F.D. (2012) Forest composition in Mediterranean mountains is projected to shift along the entire elevational gradient under climate change. *Journal of Biogeography* 39, 162–176.
- Runnel, K., Löhmus, A. (2017) Deadwood-rich managed forests provide insights into the old-forest association of wood-inhabiting fungi. *Fungal Ecology* 27, 155–167.
- Sabatini, F.M., Burrascano, S., Keeton, W.S., Levers, C., et al. (2018) Where are Europe's last primary forests? *Diversity and Distributions* 24, 1426–1439.
- Schall, P., Gossner, M.M., Heinrichs, S., Fischer, M., et al. (2018) The impact of even-aged and uneven-aged forest management on regional biodiversity of multiple taxa in European beech forests. *Journal of Applied Ecology* 55, 267–278.
- Schall, P., Heinrichs, S., Ammer, C., Ayasse, M., et al. (2020) Can multi-taxa diversity in European beech forest landscapes be increased by combining different management systems? *Journal of Applied Ecology* 57, 1363–1375.
- Schlesinger, W.H., Jasechko, S. (2014) Transpiration in the global water cycle. *Agricultural and Forest Meteorology* 189-190, 115–117.
- Schmid, M., Pautasso, M., Holdenrieder, O. (2014) Ecological consequences of Douglas fir (*Pseudotsuga menziesii*) cultivation in Europe. *European Journal of Forest Research* 133, 13–29.
- Sebek, P., Bace, R., Bartos, M., Benes, J., et al. (2015) Does a minimal intervention approach threaten the biodiversity of protected areas? A multi-taxa short-term response to intervention in temperate oak-dominated forests. *Forest Ecology and Management* 358, 80–89.
- Sebek, P., Vodka, S., Bogusch, P., Pech, P., et al. (2016) Open-grown trees as key habitats for arthropods in temperate woodlands: The diversity, composition, and conservation value of associated communities. *Forest Ecology and Management* 380, 172–181.
- Šebesta, J., Maděra, P., Řepka, R., Matula, R. (2017) Comparison of vascular plant diversity and species composition of coppice and high beech forest in the Banat region, Romania. *Folia Geobotanica* 52, 33–43.
-

Biodiversitätsschutz in Zentraleuropäischen Wäldern

Ein Konzept für Waldbewirtschafter und politische Entscheidungsträger

- Segelbacher, G., Höglund, J., Storch, I. (2003) From connectivity to isolation: genetic consequences of population fragmentation in capercaillie across Europe. *Molecular Ecology* 12, 1773–1780.
- Seibold, S., Bässler, C., Brandl, R., Gossner, M.M., et al. (2015a) Experimental studies of dead-wood biodiversity — A review identifying global gaps in knowledge. *Biological Conservation* 191, 139–149.
- Seibold, S., Brandl, R., Buse, J., Hothorn, T., et al. (2015b) Association of extinction risk of saproxylic beetles with ecological degradation of forests in Europe. *Conservation Biology* 29, 382–390.
- Šigut, M., Šigutová, H., Šipoš, J., Pyszko, P., et al. (2018) Vertical canopy gradient shaping the stratification of leaf-chewer-parasitoid interactions in a temperate forest. *Ecology and Evolution* 8, 7297–7311.
- Siitonen, P., Lehtinen, A., Siitonen, M. (2005) Effects of Forest Edges on the Distribution, Abundance, and Regional Persistence of Wood-Rotting Fungi. *Conservation Biology* 19, 250–260.
- Sing, L., Metzger, M.J., Paterson, J.S., Ray, D. (2018) A review of the effects of forest management intensity on ecosystem services for northern European temperate forests with a focus on the UK. *Forestry: An International Journal of Forest Research* 91, 151–164.
- Slade, E.M., Merckx, T., Riutta, T., Bebber, D.P., et al. (2013) Life-history traits and landscape characteristics predict macro-moth responses to forest fragmentation. *Ecology* 94, 1519–1530.
- Sommerfeld, A., Rammer, W., Heurich, M., Hilmers, T., et al. (2021) Do bark beetle outbreaks amplify or dampen future bark beetle disturbances in Central Europe? *Journal of Ecology* 109, 737–749.
- Song, M.Y., Stark, J.D., Brown, J.J. (1997) Comparative toxicity of four insecticides, including imidacloprid and tebufenozide, to four aquatic arthropods. *Environmental Toxicology and Chemistry: An international Journal* 16, 2494–2500.
- Statistická ročenka životního prostředí České republiky 2020 [Statistical environmental yearbook of the Czech Republic 2020]. Available online: <https://www.cenia.cz/publikace/statisticka-rocenka-zivotniho-prostredi-cr/>
- Statistisches Bundesamt (2020) Durch Schäden verursachter Holzeinschlag nach Einschlagursache und Waldeigentumsarten. Available online: <https://www.destatis.de/DE/Themen/Branchen-Unternehmen/Landwirtschaft-Forstwirtschaft-Fischerei/Wald-Holz/Tabellen/holzeinschlag-ursachen.html;jsessionid=D08B22D2F31BC441271F4A3EB33C044A.live721>.
- Steinert, M., Moe, S.R., Sydenham, M.A.K., Eldegard, K. (2018) Different cutting regimes improve species and functional diversity of insect-pollinated plants in power-line clearings. *Ecosphere* 9, e02509.
- Stokland JN, Siitonen J, Jonsson BG. 2012. Biodiversity in dead wood. Cambridge University Press, New York.
- Sunde, P., Collet, S., Nowak, C., Thomsen, P.F., et al. (2021) Where have all the young wolves gone? Traffic and cryptic mortality create a wolf population sink in Denmark and northernmost Germany. *Conservation Letters* 14, e12812.
-

Biodiversitätsschutz in Zentraleuropäischen Wäldern

Ein Konzept für Waldbewirtschafter und politische Entscheidungsträger

- Sverdrup-Thygeson, A., Skarpaas, O., Blumentrath, S., Birkemoe, T., et al. (2017) Habitat connectivity affects specialist species richness more than generalists in veteran trees. *Forest Ecology and Management* 403, 96–102.
- Taeroe, A., de Koning, J.H.C., Löf, M., Tolvanen, A., et al. (2019) Recovery of temperate and boreal forests after windthrow and the impacts of salvage logging. A quantitative review. *Forest Ecology and Management* 446, 304–316.
- Tena, E., de Paz, Ó., de La Peña, R., Fandos, G., et al. (2020) Mind the gap: Effects of canopy clearings on temperate forest bat assemblages. *Forest Ecology and Management* 474, 118341.
- Thorn, S., Bässler, C., Gottschalk, T., Hothorn, T., et al. (2014) New insights into the consequences of post-windthrow salvage logging revealed by functional structure of saproxylic beetles assemblages. *PLoS ONE* 9, e101757.
- Thorn, S., Seibold, S., Leverkus, A.B., Michler, T., et al. (2020) The living dead: acknowledging life after tree death to stop forest degradation. *Frontiers in Ecology and the Environment* 18, 505–512.
- Tóthmérész, B., Magura, T., Ködöböcz, V., Lövei, G. (2018) Species richness patterns of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) in forest fragments. *Proceedings of the 5th European Congress of Conservation Biology*. Jyväskylä, Finland, 6/12/2018 - 6/15/2018.
- Uhl, B., Wölfling, M., Fiedler, K. (2021a) From forest to fragment: compositional differences inside coastal forest moth assemblages and their environmental correlates. *Oecologia* 195, 453–467.
- Uhl, B., Wölfling, M., Fiedler, K. (2021b) Local, forest stand and landscape-scale correlates of plant communities in isolated coastal forest reserves. *Plant Biosystems* 155, 457–469.
- Ujházy, K., Hederová, L., Máliš, F., Ujházyová, M., et al. (2017) Overstorey dynamics controls plant diversity in age-class temperate forests. *Forest Ecology and Management* 391, 96–105.
- Ulanova, N.G. (2000) The effects of windthrow on forests at different spatial scales: a review. *Forest Ecology and Management* 135, 155–167.
- Unterseher, M., Tal, O. (2006) Influence of small scale conditions on the diversity of wood decay fungi in a temperate, mixed deciduous forest canopy. *Mycological Research* 110, 169–178.
- Van Dobben, H.F., de Vries, W. (2017) The contribution of nitrogen deposition to the eutrophication signal in understorey plant communities of European forests. *Ecology and Evolution* 7, 214–227.
- Vellend, M. (2010) Conceptual synthesis in community ecology. *The Quarterly Review of Biology* 85, 183–206.
- Vitasse, Y., Ursenbacher, S., Klein, G., Bohnenstengel, T., et al. (2021) Phenological and elevational shifts of plants, animals and fungi under climate change in the European Alps. *Biological Reviews* 96, 1816–1835.
- Vogel, S., Gossner, M.M., Mergner, U., Müller, J., et al. (2020) Optimizing enrichment of deadwood for biodiversity by varying sun exposure and tree species: An experimental approach. *Journal of Applied Ecology* 57, 2075–2085.
-

Biodiversitätsschutz in Zentraleuropäischen Wäldern

Ein Konzept für Waldbewirtschafter und politische Entscheidungsträger

- Von Felten, S., Berney, C., Erb, B., Baumann, P., et al. (2020) Habitat enhancements for reptiles in a beech forest may increase fungal species richness. *Biodiversity and Conservation* 29, 1805–1819.
- Wermelinger, B., Moretti, M., Duelli, P., Lachat, T., et al. (2017) Impact of windthrow and salvage-logging on taxonomic and functional diversity of forest arthropods. *Forest Ecology and Management* 391, 9–18.
- Wetherbee, R., Birkemoe, T., Burner, R.C., Sverdrup-Thygeson, A. (2021) Veteran trees have divergent effects on beetle diversity and wood decomposition. *PLoS ONE* 16, e0248756.
- Wetherbee, R., Birkemoe, T., Sverdrup-Thygeson, A. (2020) Veteran trees are a source of natural enemies. *Scientific Reports* 10, 18485.
- Wulf, M., Kolk, J. (2014) Plant species richness of very small forests related to patch configuration, quality, heterogeneity and history. *Journal of Vegetation Science* 25, 1267–1277.
- Ylisirniö, A., Mönkkönen, M., Hallikainen, V., Ranta-Maunus, T., Kouki, J. (2016) Woodland key habitats in preserving polypore diversity in boreal forests: Effects of patch size, stand structure and microclimate. *Forest Ecology and Management* 373, 138–148.
- Zanon, M., Davis, B.A.S., Marquer, L., Brewer, S., et al. (2018) European Forest Cover During the Past 12,000 Years: A Palynological Reconstruction Based on Modern Analogs and Remote Sensing. *Frontiers in Plant Science* 9, 253.
- Zasadil, P., Romportl, D., Horák, J. (2020) Disentangling the Roles of Topography, Patch, and Land Use on Conservation Trait Status of Specialist Birds in Marginal Forest Land Use Types. *Forests* 11, 103.
- Zellweger, F., de Frenne, P., Lenoir, J., Vangansbeke, P., et al. (2020) Forest microclimate dynamics drive plant responses to warming. *Science* 368, 772–775.
- Zpráva o stavu lesa a lesního hospodářství České republiky v roce 2020 [Report on the state of forest and forestry of the Czech Republic in 2020]. Available online:
<https://eagri.cz/public/web/mze/lesy/lesnictvi/zprava-o-stavu-lesa-a-lesniho/>
- Žmihorski, M., Berg, Å., Pärt, T. (2016) Forest clear-cuts as additional habitat for breeding farmland birds in crisis. In: *Agriculture, Ecosystems & Environment* 233, 291–297.

Biodiversitätsschutz in Zentraleuropäischen Wäldern – Ein Konzept für Waldbewirtschafter und politische Entscheidungsträger

Herausgeber: © Verwaltung des Nationalparks Šumava, 2022, www.npsumava.cz

Texte: Britta Uhl, Jaroslav Červenka, Vaclav Pouska, Peter Karasch, Claus Bässler

Fotos auf dem Cover: Naturnaher Bergwald im Nationalpark Bayerischer Wald. Foto: L. Haselberger

Graphische Gestaltung: Zdena Černá

ISBN 978-80-87257-57-9

Projekt 316

Förderung der Biodiversität und Entwicklung von Waldnaturschutzkonzepten im Böhmerwald Podpora biologické rozmanitosti a vytvoření koncepce ochrany lesních ekosystémů Šumavy



Europäische Union
Evropská unie
Europäischer Fonds für
regionale Entwicklung
Evropský fond pro
regionální rozvoj



Ziel ETZ | CIL EÚS
Freistaat Bayern –
Tschechische Republik
Česká republika –
Svobodný stát Bavorsko
2014 – 2020 (INTERREG V)



NATIONALPARK
Bayerischer Wald

Ministerstvo životního prostředí



Diese Publikation entstand durch die finanzielle Unterstützung des Programms zur grenzübergreifenden Zusammenarbeit: Freistaat Bayern – Tschechische Republik ETZ 2014–2020.

Diese Publikation wurde vom Umweltministerium der Tschechischen Republik unterstützt. Alle Stellungnahmen sind die Meinungen der Autoren. Das Umweltministerium trägt keine Verantwortung für den Inhalt.



ISBN 978-80-87257-57-9



9 788087 257579