

# NATUR UND LANDSCHAFT

Zeitschrift für Naturschutz und Landschaftspflege

99. Jahrgang 2024 Heft

Seiten

DOI:

© 2024 W. Kohlhammer, Stuttgart

Verlag W. Kohlhammer

Kohlhammer

# Potenziale und Wirkungen künstlich angelegter Baummikrohabitate

## Potential and effects of artificially created tree-related microhabitats

Josef Großmann, Nicolas Schoof und Patrick Pyttel

### Zusammenfassung

Baummikrohabitate (BMH) sind biodiversitätsfördernde Strukturelemente an Einzelbäumen und haben eine wichtige Funktion für den Artenschutz. Zu den BMH zählen bspw. Specht- und Faulhöhlen, Kronentotholz und epiphytischer Bewuchs. Durch technisierte und ertragsorientierte Waldbewirtschaftungsformen liegen Quantität und Qualität von BMH in Wäldern in der Regel deutlich unter dem natürlichen Potenzial. Die natürliche Entstehung und Entwicklung von BMH dauert oft Jahrzehnte und unterliegt zufälligen Einwirkungen. Um dennoch BMH in größerer Anzahl und unabhängig von natürlichen Wirkungsgefügen und Zeiträumen bereitzustellen, können BMH künstlich erzeugt oder ihre Entwicklung kann durch technische Maßnahmen beschleunigt werden. Die häufigsten und bekanntesten künstlichen BMH sind Nistkästen für diverse Vogelarten sowie Fledermausquartiere. Weit weniger gängig sind die künstliche Schaffung von Kronentotholz und Stammhöhlungen oder das Bereitstellen komplexer Habitatimitate für totholznutzende Gliederfüßer (Arthropoden). Seltener Zielarten künstlicher BMH sind auch andere Säugetiere wie Bilche (Gliridae), verschiedene Pilzarten und Flechten. Inwiefern künstlich geschaffene BMH ihre natürlichen Vorbilder erfolgreich imitieren können, ist bislang nicht abschließend bekannt, auch wenn die Zielarten der für diesen Beitrag untersuchten Literatur überproportional häufig gefährdete bzw. seltene Arten umfassen. Der teilweise geringe Kenntnisstand zu den künstlichen BMH ist ein beschränkender Faktor bei deren Anlage und Standortwahl. Insbesondere fehlen präzise Anleitungen für deren Schaffung oder Initiierung. Die vorliegende Literaturstudie trägt die vorhandenen wissenschaftlichen Kenntnisse zur Anlage und Wirksamkeit künstlicher und künstlich initiiert BMH im Wald zusammen.

Baummikrohabitat – künstliches Habitat – Strukturvielfalt – Habitatbaum – Veteranisierung – Artenschutz

### Abstract

Tree-related microhabitats (TreMs) are biodiversity-relevant structural elements on individual trees and important components of species conservation. TreMs include, for example, woodpecker cavities, rot holes, crown deadwood and epiphytic vegetation. Due to simple yield-oriented forms of forest management, the quantity and quality of TreMs in forests is generally significantly below the natural potential. Natural emergence and development of TreMs often takes decades and is ultimately subject to random influences. In order to provide TreMs in large numbers and in a manner independent of natural patterns of action and time periods, TreMs can be initiated or created through technical measures. The most common and best-known artificial TreMs are nesting boxes for various bird species and bat roosts. Far less common are the artificial creation of crown deadwood and trunk cavities or the provision of complex habitat imitations for arthropods. Less common target species of artificial TreMs are other mammals such as dormice (Gliridae), various species of fungi and lichens. The extent to which these artificially created TreMs can successfully imitate their natural counterpart is not yet fully understood, although the target species in the literature examined disproportionately often include endangered or rare species. The sometimes low level of knowledge is a limiting factor in the creation of artificial TreMs. In particular, there is a lack of precise instructions for their creation or initiation. This desk review collates the available scientific knowledge on the creation and effectiveness of artificial and artificially initiated TreMs in forests.

Tree-related microhabitat – Artificial habitat – Structural diversity – Habitat tree – Veteranisation – Species conservation

Manuskripteinreichung: 4.10.2022, Annahme: 16.2.2024

DOI: 10.19217/NuL2024-05-03

## 1 Einleitung

Der Biodiversitätsverlust – insbesondere der Verlust der Insektenvielfalt – gehört zu den größten ökologischen Katastrophen. Mitteleuropäische Naturschutzakteure fokussieren bei dieser Thematik überwiegend auf landwirtschaftlich genutzte Ökosysteme (Schoof et al. 2020), obwohl die Lage in Waldökosystemen ebenfalls weit vom Optimum entfernt ist und ökologische Netzwerke im Wald weiter an Stabilität verlieren (Seibold et al. 2019; Staab et al. 2023). Viele Organismen sind auf das Vorhandensein von Kleinststrukturen und deren Substraten bei der Nahrungsaufnahme, Fortpflanzung oder bei der Jungenaufzucht zwingend angewiesen. Für räumlich klar abgrenzbare Kleinstlebensräume, die an lebenden oder abgestorbenen, jedoch noch stehenden Bäumen vorkommen, wird der Sammelbegriff Baummikrohabitate (BMH) verwendet (Larrieu

et al. 2018). In Waldökosystemen ist ein großer Teil der Lebewesen von komplexen ökologischen Nischen abhängig, die überwiegend durch alte, große und v.a. strukturreiche Bäume bereitgestellt werden, die in heutigen Wirtschaftswäldern jedoch weithin fehlen (Müller et al. 2014; Lindenmayer, Laurance 2017). Da die langfristige Erhaltung der Populationen vieler Organismen an das Bestehen einer artspezifisch ausreichenden Dichte und Qualität von BMH gebunden ist, kann aus der alarmierenden Gefährdungslage zahlreicher Arten auf einen Mangel an BMH geschlossen werden (Larrieu et al. 2018).

In bewirtschafteten Wäldern erreichen nur vereinzelt Bäume ein hinreichendes Alter und hinreichende Dimensionen, um das volle Spektrum an BMH potenziell abdecken zu können (Großmann et al. 2018; Asbeck et al. 2019; Luick et al. 2021). Eine größere Anzahl bzw. hohe Qualität besonders wertvoller BMH-Typen weisen

wiederum nur wenige Einzelexemplare der potenziell infrage kommenden Baumindividuen auf (Großmann et al. 2018). Neben der aus artenschutzfachlicher Sicht zu geringen Umtriebszeit in der Forstwirtschaft und der gezielten Entfernung ökonomisch minderwertiger, weil beschädigter oder grobstämmiger Baumexemplare, ist auch die Unterbindung natürlicher Störereignisse wie des Einflusses von Säugetieren, Auendynamik und Feuer ursächlich für das Fehlen von BMH (Opitz et al. 2015). In holzwirtschaftlich optimierten Wäldern sind BMH deshalb seltener als im Naturwald derselben Altersphase (Scherzinger 1996). Auch die flächige Aufgabe historischer Waldnutzungsformen wie Hute- oder Mittelwälder, die heute vom völligen Verschwinden bedroht sind (Finck et al. 2017), führte zu einem Rückgang strukturreicher Waldlebensräume (Miklín, Čížek 2014; Ranius, Jansson 2000; Röder et al. 2021). Aber die Hauptursachen sind der flächige Verlust natürlicher Waldgesellschaften, das flächige Fehlen von Altbäumen und Zerfallsphasen im Wald sowie der Umstand, dass beschädigte Bäume als Initial für die Entstehung von BMH nur in sehr geringem Umfang belassen werden.

Als Reaktion auf den Mangel an bestimmten Waldnutzungstypen, BMH, Totholz und anderen Strukturen werden u. a. Prozessschutzflächen ausgewiesen, in denen eine weitestgehend ungestörte Waldentwicklung ablaufen kann und in denen die gewünschten Habitatstrukturelemente mittel- bis langfristig entstehen können (Winter, Brambach 2011; Larrieu, Cabanettes 2012; Larrieu et al. 2014; Großmann et al. 2018; Asbeck et al. 2019; Luick et al. 2021; Großmann et al. 2023). Beispielsweise wird das Vorkommen von Kronentotholz durch die Aufgabe der Waldbewirtschaftung, also Prozessschutz, begünstigt (Courbaud et al. 2022). Laut einer Studie aus Baden-Württemberg ist das Vorhandensein von Kronentotholz in Habitatbaumgruppen (Prozessschutzinseln) in Buchenmischwäldern um 50 % und in Tannenmischwäldern um 200 % höher als in bewirtschafteten Waldbereichen (Großmann et al. 2023). Die Förderung von Habitatbäumen und das Zulassen von Alterungsprozessen sind auch Bestandteil bspw. von Managementplänen der Fauna-Flora-Habitat (FFH)-Gebiete. Ebenso gibt es Initiativen zur Erhaltung und Wiederbelebung historischer Waldnutzungsformen u. a. durch Maßnahmen des Vertragsnaturschutzes, durch landeseigene Förderungen und durch entsprechende Möglichkeiten von Ökokonten im Rahmen der naturschutzrechtlichen Eingriffsregelung (MLR 2020; Mölder et al. 2022; FVA BW 2023).

Neuerdings wird dem Mangel an Strukturreichtum und BMH im „Normalwald“ in kleinem Umfang auch kompensatorisch mit künstlich angelegten Ersatzhabitaten begegnet. Die Anfänge dieser Bemühungen gehen bis ins 19. Jahrhundert zurück (Gloger 1865; Mölder et al. 2020). Damals spielten dafür vornehmlich forstwirtschaftliche Gründe im Sinne des Forstschatzes eine Rolle: Die Erhaltung von Habitatbäumen sollte Vögel und Fledermäuse als Prädatoren von Forstschädlingen fördern (Mölder et al. 2017b). Mit dem Ziel des Artenschutzes sind künstlich erzeugte BMH bisher

kaum systematisch und nur punktuell angewandt worden. Das ist auf eine Vielzahl an Faktoren zurückzuführen, etwa das Fehlen von Erfahrungswerten hinsichtlich der ökologischen Wirkung künstlicher BMH, das Fehlen von Anleitungen, wie künstliche BMH geschaffen werden können, und auch das Fehlen der Bereitschaft, für deren Anlage Zeit und Ressourcen zu investieren. Im Rahmen der Waldbewirtschaftung stellen z. B. das Belassen von Habitatbäumen oder Totholz gängige Vorgehensweisen zur Strukturaneicherung dar (z. B. ForstBW 2014). Diese Maßnahmen werden in Abhängigkeit von der Waldeigentumsart – im Staatswald verbindlich, im Körperschafts- und Privatwald freiwillig – oder der forstlichen Zertifizierung auf unterschiedliche Art und Weise umgesetzt. Dabei orientieren sich die Auswahlkriterien für Habitatbäume oft an

**Tab. 1: Hierarchische Gliederung natürlicher Baummikrohabitate in 7 Formen, 15 Gruppen und 47 Mikrohabitate nach Larrieu et al. (2018).**

Table 1: Hierarchical classification of natural tree-related microhabitats into 7 forms, 15 groups and 47 microhabitats after Larrieu et al. (2018).

Form	Gruppe	Baummikrohabitat			
Höhlen	Spechthöhlen	Kleine Bruthöhle (Durchmesser < 4 cm)			
		Mittelgroße Bruthöhle (Durchmesser 4 – 7 cm)			
		Große Bruthöhle (Durchmesser > 10 cm)			
	Mulmhöhlen	Insektenlöcher	Höhlenetagen		
			Mulmhöhle mit Bodenkontakt		
			Mulmhöhle ohne Bodenkontakt		
			Mulmhöhle halboffen		
			Kaminartiger, hohler Stamm mit Bodenkontakt		
			Kaminartiger, hohler Stamm ohne Bodenkontakt		
	Vertiefungen	Vertiefungen	Asthöhle		
			Insektengalerie und Bohrloch		
			Dendrotelme und wassergefüllte Baumhöhlung		
			Fraßloch (Spechte)		
Stammverletzungen und freiliegendes Holz	Freiliegendes Splintholz	Rindenbedeckte Einbuchtung am Stamm			
		Stammfußhöhle			
		Holz ohne Rinde			
		Brandverletzung			
		Rindentasche, unten offen			
	Freiliegendes Splintholz und Kernholz	Freiliegendes Splintholz und Kernholz	Rindentasche, oben offen		
			Stammbruch		
			Starkastbruch mit freiliegendem Kernholz		
			Riss, Spalte		
			Blitzrinne		
			Riss bei Zwiesel		
			Kronentotholz	Kronentotholz	Toter Ast
					Abgestorbene Kronenspitze
Starkastabbruch					
Wucherungen	Hexenbesen und Wasserreiser	Hexenbesen			
	Maserknollen und Baumkrebse	Wasserreiser			
		Baumkrebs			
Feste und schleimige Pilzfruchtkörper	Mehrfährige Pilzfruchtkörper	Mehrfährige Porlinge			
	Kurzlebige Pilzfruchtkörper und Schleimpilze	Einjährige Porlinge			
		Ständerpilze			
		Große Schlauchpilze			
		Schleimpilze			
Epiphytische, epixylische und parasitische Strukturen	Pflanzen und Flechten, epiphytisch oder parasitisch	Moose oder Lebermoose			
		Blatt- oder Strauchflechten			
		Efeu oder Lianen			
		Farne			
		Misteln			
	Nester	Nester	Nest von Wirbeltieren		
			Nest von Wirbellosen		
			Mikroböden		
	Ausflüsse	Saft- und Harzfluss	Mikroböden (Rinde)		
			Mikroböden (Krone)		
Aktiver Saftfluss					
		Starker Harzfluss			

natürlichen BMH (Großmann, Pyttel 2019; Asbeck et al. 2021). Andere Maßnahmen zur Strukturanreicherung hingegen – wie das Belassen von Hochstubben, d.h. stehender Reste von Baumstämmen – werden zwar an die forstliche Praxis kommuniziert (Zahner et al. 2022), finden sich aber aktuell nicht in waldbaulichen Richtlinien wieder (z.B. ForstBW 2014). Hochstubben können ohne großen Zusatzaufwand im Rahmen von Harvestereinsätzen etwa bei der Durchforstung von Jungbeständen systematisch im Wald oder als Polterbäume an Holzlagerplätzen erhalten werden (Zahner et al. 2022).

Das Ziel des vorliegenden Beitrags ist, das bestehende Wissen zu künstlichen BMH zusammenzuführen, indem – aufbauend auf standardisierten Definitionen und Protokollen für natürliche BMH – das Portfolio der technischen Erzeugung von BMH dargestellt wird und die Wirkungen dieser Maßnahmen auf etwaige Zielarten beschrieben werden. Abschließend werden die Möglichkeiten allgemeingültiger waldbaulicher Praxisempfehlungen, Wege zu deren Implementierung und der dafür noch bestehende Forschungsbedarf diskutiert.

## 2 Entstehung und Typisierung von BMH

### 2.1 Natürliche BMH

Natürliche BMH (engl. tree-related microhabitats) sind charakteristische, gegeneinander abgrenzbare Kleinstlebensräume an, auf oder in lebenden oder abgestorbenen, jedoch noch stehenden Bäumen, die durch natürliche Prozesse entstanden sind. Sie lassen sich untergliedern in saproxyliche und epixyliche BMH. Saproxyliche BMH werden durch Verletzungen und Strukturen im Holzkörper initiiert, die zersetzende Prozesse nach sich ziehen. Beispiele hierfür sind Insektenlöcher, Brandverletzungen und Starkastabbrüche. Epixyliche BMH, z.B. Flechten und Moose, nutzen den Baum als tragende Struktur. Kategorisiert werden natürliche BMH aber zumeist nach ihrer Entstehung und/oder ihrer spezifischen Struktur/Lage; einige sind durch das Vorkommen typischer Substrate wie frisches Totholz, Mulm, Baumsaft und Pilzfruchtkörper definiert (Tab. 1, S. 237). Eine der ersten wissenschaftlichen Beschreibungen und Gliederungen von BMH erfolgte durch Winter, Möller (2008). Im Laufe der Jahre wurden verschiedene Kataloge von BMH entwickelt und international abgestimmt (Kraus et al. 2016). Larrieu et al. (2018) legten eine erweiterte Liste vor, die insbesondere die Beschreibung von Pilzfruchtkörpern sowie epiphytischen, epixylichen und parasitischen Strukturen verfeinerte.

BMH gelten als geeigneter Indikator für die Artenvielfalt in Waldlebensräumen (Larrieu et al. 2018; Paillet et al. 2018). Das Vorkommen, die Diversität und die ökologische Wertigkeit von BMH steigen erstens mit der Dimension und dem Alter eines Baumes (Ranius et al. 2009; Paillet et al. 2019) und zweitens mit der Häufigkeit bestimmter Störereignisse am Wuchsort (Brackhane et al. 2021). Die Initiale vieler BMH-Typen sind an Alterungsprozesse und an Mindestdimensionen der Bäume (Baumumfang, ggf. Höhe) gebunden. Sie werden bei einer natürlichen Entwicklung allerdings oft schon im Jugendstadium der Bäume oder länger vor der BMH-Ausbildung „angelegt“, z.B. Steiläste oder Zwiesel (d.h. Verzweigung des Hauptstamms in zwei oder mehr gleich starke Äste), die später mit hoher Wahrscheinlichkeit abbrechen, starke Äste, die später



Abb. 1: a) Aufbrechender Zwiesel an einer Rotbuche (*Fagus sylvatica*). b) Nach dem Zwieselabbruch liegt das Kernholz frei und stellt eine große Eintrittspforte für Pilze und andere Organismen dar. (Fotos: Josef Großmann)

Fig. 1: a) Splitting fork of a European beech tree (*Fagus sylvatica*). b) After crown breakage, stemwood is exposed and presents a large entry point for fungi and other organisms.

Kronentotholz bilden, sowie Baumkrebs oder Misteln, die später zum Absterben bestimmter Bereiche oder zu einem Stammbruch führen (Abb. 1).

Leicht zu veranschaulichen ist das Prinzip der an Dimension und Alter gekoppelten Entstehung von BMH am Beispiel von Baumhöhlen. Sie zählen zu den naturschutzfachlich bedeutsamsten



Abb. 2: Diese Mulmboxen werden aktuell in Schleswig-Holstein zum Transfer und zur Wiederansiedlung gefährdeter Urwaldreliktkäfer in der von der Stiftung Naturschutz Schleswig-Holstein und im LIFE-Förderprogramm der Europäischen Union kofinanzierten Pilot-Erprobung „Open Woods“ eingesetzt. (Fotos: Nicklas Jansson)

Fig. 2: These mouldboxes are used for transfer and recolonisation of endangered forest relicts in Schleswig-Holstein (Germany) in the “open woods” pilot trial co-financed by Stiftung Naturschutz Schleswig-Holstein and the European Union LIFE funding programme.



**Abb. 3:** Künstliche, motormanuell geführte Sägeschnitte a) am Stamm einer Rotbuche (*Fagus sylvatica*) und b) am Stamm einer Esche (*Fraxinus excelsior*) mit dem Ziel, durch die Schädigung die Zersetzung des Holzkörpers zu initiieren. (Fotos: Nicolas Schoof)

**Fig. 3:** Artificial chainsaw cuts a) on the stem of a European beech (*Fagus sylvatica*) and b) on the stem of an ash (*Fraxinus excelsior*) with the aim of initiating natural wood decay through the damage.

BMH, da sie im Vergleich zu anderen BMH sehr selten auftreten, aber einen unverzichtbaren Teil der ökologischen Nische für viele, zum Teil stark gefährdete Arten unterschiedlicher taxonomischer Gruppen bereitstellen (Larrieu et al. 2018). Die anfängliche Entwicklung einer Faulhöhle im Baum wird im „Naturwald“ wie im bewirtschafteten Wald durch Schädigungen der Baumrinde oder durch Ast- und Kronenabbrüche (also durch Störungen) begünstigt (Scherzinger 1996). Stammfußhöhlen stellen nach Larrieu et al. (2018) keine Verletzung des Holzkörpers dar und können durch immer größer werdende Wurzelanläufe entstehen. Beide Höhlentypen werden natürlicherweise erst nach dem Erreichen bestimmter Ausmaße von Stamm bzw. Ästen initialisiert und mit zunehmenden Dimensionen in der Regel qualifiziert. Ihre Qualität ist folglich an lange Entwicklungszeiträume gebunden (Ranius et al. 2009).

Etlche „zufällige Ereignisse“ sind initiale Auslöser für die Ausbildung von BMH. Lokale Wetterereignisse lassen Frostrisse, Astabbrüche, Schäden durch Blitzschlag oder Kronenabbrüche entstehen. Steiles Gelände kann Steinschlag begünstigen, der Rindenverletzungen am Stamm hervorruft. Das Wirken von Pflanzenfressern wie Bibern (*Castor fiber*) oder Hirschen (*Cervus elaphus*, *Dama dama*) führt mitunter ebenfalls zu Verletzungen am Stamm (Przepióra, Ciach 2022) und das Umfallen eines Baumes kann z. B. Rindenschäden an Nachbarbäumen hervorrufen oder Astabbrüche an bisher vitalen Bäumen verursachen.

Das Wissen um das Zusammenwirken von BMH und diversen anderen Kleinstlebensräumen mitsamt ihrer Nutzergilde ist insgesamt diffus, wissenschaftliche Studien dazu liegen kaum vor (vgl. Basile et al. 2020). Dennoch besteht wissenschaftlich kein Zweifel daran, dass mit zunehmender Vielfalt an BMH und anderen Strukturen auch die Biodiversität steigt (Paillet et al. 2010; Storch et al. 2023) und dass BMH essenziell für eine Reihe gefährdeter Arten sind wie den Veränderlichen Edelscharrkäfer (*Gnorimus variabilis*), die Hohлтаube (*Columba oenas*) und das Braune Langohr (*Plecotus auritus*).

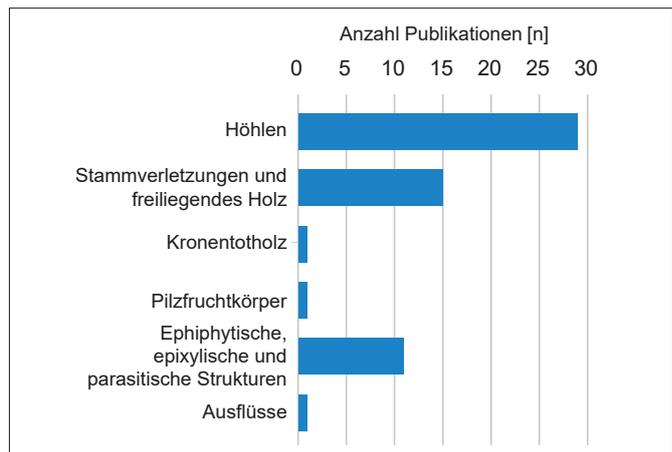


**Abb. 4:** Bereits wenige Jahre nach der künstlichen Initiierung einer Stammverletzung zersetzt sich das Holz. a) Ein- und Ausbohrlöcher totholznutzender Insekten (zunächst Nagekäfer-Arten, dann Bockkäfer) in freiliegendem Kernholz; frisches Bohrmehl sammelt sich im Netz einer Trichterspinnne. b) Eine Insektenlarve sucht Nahrung oder Unterschlupf in morschem Holz. (Fotos: Nicolas Schoof)

**Fig. 4:** Just a few years after artificially initiating stem wounds, wood is decaying. a) Drilling and boring holes of xylobiont insects (first Ptinidae species, then longhorn beetles) in exposed heartwood; fresh drill dust collects in the web of a funnel-web spider. b) An insect larva seeks food or shelter in rotten wood.

## 2.2 Künstliche BMH

Künstliche BMH sind durch den Menschen geschaffene oder initiierte BMH. Ihr Spektrum ist ähnlich groß wie das der natürlichen BMH. Sie werden als Ersatzhabitate u. a. in strukturarmen Wäldern eingesetzt.



**Abb. 5:** Übersicht der ausgewerteten wissenschaftlichen Publikationen über künstlich geschaffene oder initiierte Baummikrohabitate (BMH). Die entsprechenden Studien wurden analog zur Typisierung natürlicher BMH (vgl. Tab. 1, S. 237) geordnet. Mehrfachzählungen waren möglich.

**Fig. 5:** Overview of analysed scientific publications on artificially created or initiated tree-related microhabitats (TreMs). The corresponding studies were organised according to the classification of natural TreMs (see Table 1, p. 237). Multiple counts were possible.

Zu den häufigsten künstlichen BMH in Wäldern zählen Nistkästen für Vögel. Zugespitzt auf die Ansprüche jeweils einer bestimmten höhlenbesiedelnden Art erfüllen sie ihre Funktion als Brutraum. Eine natürliche Weiterentwicklung des Habitats kann hier jedoch, mit Ausnahme der Nistmaterialansammlung, nicht erfolgen, da Nistkästen nicht wie Baumhöhlen weiter ausfallen. Kaum Verwendung in Wäldern finden dagegen künstliche Mulmhöhlen (sog. Mulmboxen; Abb. 2, S. 238), obwohl große Anteile der Urwaldreliktarten (sensu Müller et al. 2005) an das Vorkommen von Mulmhöhlen gebunden sind und diese Arten aufgrund ihrer Gefährdung gefördert werden sollten. Zudem liegen positive Erfahrungen bzgl. der Wirkung künstlicher Mulmhöhlen vor. Gleiches gilt für weitere Artenschutzmaßnahmen mittels künstlicher BMH (Runge et al. 2007). Diverse Arten können durch Beimpfung lebender Bäume mit Pilzmyzel, das wiederum die natürliche Faulhöhlenbildung initiiert, gefördert werden (Wainhouse, Boddy 2022). Für Fledermäuse können motormanuell geführte Eingriffe effizient und effektiv Ersatzhabitate in Form von Schlitzhöhlen schaffen und in mikrohabitatarme Wälder integriert werden (Gloger 1865; Mering, Chambers 2014; Mölder et al. 2017a). Gleiches gilt bspw. auch für bestimmte Wildbienenarten wie Blattschneider- und Holzbiene, für Grab-, Lehm- und Wegwespen sowie für Spinnen.

Die Möglichkeiten des Einsatzes künstlicher BMH gehen also prinzipiell weit über das Bereitstellen von Nistkästen hinaus. Maßnahmen zur künstlichen Initiierung von BMH lassen sich unter dem Begriff „Veteranisierung“ zusammenfassen. Der Begriff zielt darauf ab, dass diese Strukturen häufig schon an erst mittelalten Bäumen angelegt werden (Abb. 3, S. 239) (Bengtsson et al. 2012; Menkis et al. 2022; Lawton 2023). Durch die aktive Schädigung jüngerer Bäume wird die Holzersatzung in lebenden Bäumen in Gang gesetzt, um die Entwicklung wertvoller BMH, die natürlicherweise erst an älteren Bäumen auftreten, in der Baumentwicklung zeitlich deutlich nach vorne zu ziehen (Abb. 3 und Abb. 4, S. 239).

### 3 Methodik

Für die Erfassung natürlicher BMH haben sich standardisierte Definitionen und Protokolle etabliert (Winter, Möller 2008; Vuidot et al. 2011; Larrieu, Cabanettes 2012; Kraus et al. 2016). Für künstliche BMH existiert bislang keine Systematik. Daher wird in dieser Arbeit versucht, die Ergebnisse der Literaturrecherche zu künstlichen BMH in Anlehnung an den gängigen Katalog natürlicher BMH von Larrieu et al. (2018; siehe Tab. 1, S. 237) zu gliedern.

Für die Literaturrecherche wurden die wissenschaftlichen Suchmaschinen „Web of Science“, „Google Scholar“ und „Bielefeld Academic Search Engine“ nach Schlüsselwörtern wie „nest box“, „veteranisation“, „artificial habitat“, „habitat creation“, „artificial deadwood“, „Nisthilfe“, „Kunstnest“, „künstliches Mikrohabitat“ und „künstliche Höhle“ durchsucht. Weiterhin wurden nach dem Schneeballprinzip die Literaturverzeichnisse gefundener Publika-



Abb. 6: Beispiele für künstliche wassergefüllte Baumhöhlungen (Dendrotelme) aus wissenschaftlichen Experimenten und Studien (z. B. Petermann et al. 2016). a) Wassertopf mit Netzschutz aus den Biodiversitäts-Exploratorien. b) ConnectPLUS Studie in Österreich zur Konnektivität von Naturwaldflächen. c) und d): Beispiel aus dem Wienerwald im Rahmen des globalen MICROCosm Experiments. (Fotos: a) Anastasia Roberts, b), d) Lena Holzapfel, c) David Zezula)

Fig. 6: Examples of artificial water-filled tree cavities (dendrotelms) in scientific experiments and studies. a) Water pot with net protector from the biodiversity exploratories. b) ConnectPLUS study in Austria on the connectivity of natural forest areas. c) and d) Example from the Vienna Woods as part of the global MICROCosm experiment.

tionen auf weitere Quellen geprüft. Wegen der Multidisziplinarität der Thematik existiert keine konsistente Terminologie. Daher lässt sich die genaue Anzahl an Suchergebnissen aufgrund der Vielzahl an Kombinationen, Doppelungen und Herangehensweisen nicht abschließend beziffern. Die gefundenen Studien wurden anhand folgender Kriterien gefiltert:

- Die Studie wurde in Europa durchgeführt bzw. wertete europäische Studien aus.
- Die Untersuchungen fanden im Wald statt (und nicht z.B. in Parkanlagen oder an Solitärbäumen bzw. Baumgruppen in der Agrarlandschaft).
- Für die Untersuchungen wurden Bäume gezielt manipuliert oder mit Konstruktionen versehen.

Weiterhin wurde in Einzelfällen – mangels wissenschaftlicher Publikationen – graue Literatur nicht-systematisch aufgenommen und in der Auswertung berücksichtigt.

#### 4 Ergebnisse

Im Rahmen unserer Analyse konnten 52 wissenschaftliche Studien ausgewertet werden, die die genannten Kriterien erfüllten (Abb. 5, S. 239). Vergleichbar zur Einteilung natürlicher BMH lassen sich deren künstliche Äquivalente untergliedern in saproxyliche und epixyliche BMH.

In den Studien identifizierte künstlich initiierte saproxyliche BMH sind z. B. mit der Motorsäge ausgeformte Höhlen im Stammkörper und **Faulhöhlen**, deren Bildung im Normalfall z. B. durch „unsaubere“ Ästung oder Schneiteln eingeleitet wird. **Insektengalerien und -bohrlöcher** werden durch Bohren von Löchern unterschiedlicher Dimensionen in den freigelegten Holzkörper imitiert. Ringeln und oberflächliches Abschälen der Baumrinde bzw. Abtrennen führen zu **freiliegender Splintholz** und **Brandnarben**, die wiederum weitere naturschutzfachlich gewünschte Entwicklungsprozesse von BMH wie Saftfluss, die Bildung von Wasserreisern oder ein Entstehen von Kronentotholz bedingen. Das Ansägen und Abreißen starker Äste, das Belassen von Hochstubben und das Ringeln sind Maßnahmen zur Schaffung **freiliegenden Kernholzes** als Ausgangspunkt für die Ausbildung von BMH (z. B. Besiedelung durch Pilze und die Entstehung von Faulhöhlen).

In den Studien behandelte epixyliche BMH sind z. B. Nistkästen und Mulmboxen, die im Gegensatz zu ihren natürlichen Äquivalenten wie **Spechthöhlen** sowie manchen **Faulhöhlen** und **Rindenschuppen** oder **-taschen** keine im Holz vorkommenden, endoxylichen Strukturen sind. In diese Kategorie fallen auch das Anbringen von Wassertöpfen und Insektennisthilfen zur Imitation von **Ein- bzw. Ausbohrlöchern, Fraßgängen** und **Vertiefungen** (Abb. 6) sowie die Befestigung von Kunsthorsten oder Nestplattformen in Baumkronen als Ersatz für **Nester** großer Vögel. Epixyliche BMH können in der Regel verletzungsfrei am Baum angebracht werden.

Die in der untersuchten Literatur am häufigsten behandelten **Zielartengruppen** künstlicher BMH sind totholznutzende Insekten (23 %), Vögel (16 %) und Säugetiere (16 %) (Abb. 7), unter den Säugetieren v. a. Fledermäuse, seltener z. B. der Siebenschläfer (*Glis glis*) oder die Haselmaus (*Muscardinus avellanarius*). Auch Pilze wie der Eichen-Zystidenrindenpilz (*Peniophora quercina*) wurden als Zielartengruppe noch relativ häufig untersucht, Flechten wie die Echte Lungenflechte (*Lobaria pulmonaria*) und Wirbellose deutlich seltener. Zu Zielarten wie Moosen und Fadenwürmern wurden kaum Studien gefunden (Abb. 7). Die Bedeutung künstlicher BMH für **Sekundärnutzer** – Arten, die nicht Ziel der Anlage künstlicher BMH waren, diese aber dennoch nutzen – wurde in der ausgewerteten Literatur v. a. für Insekten und Vögel untersucht, zudem für Säugetiere, Pilze und Spinnentiere (Abb. 7). Ein Sonderfall sind aufgrund ihrer Größe (< 1 mm) die Meiofauna und das Mikrobenthos als Lebensgemeinschaften wassergefüllter Baumhöhlen, der Dendrotelmen, die selten Gegenstand naturschutzfachlicher Diskussionen und Maßnahmen sind.

Die untersuchte Literatur enthält bezüglich der **Wirkung** künstlicher BMH Aussagen zur **Effektivität**, d. h. welche Funktionen für welche und wie viele Arten BMH in welchem Ausmaß erfüllen können, zum **Wirkungsbeginn**, d. h. zur Zeitdauer ab künstlicher Initiierung bis zum Funktionsbeginn, zur **Persistenz**, d. h. zur Dauerhaftigkeit der jeweiligen Struktur, sowie **Vergleiche**, d. h. Erkenntnisse aus der Gegenüberstellung mit dem entsprechenden natürlichen BMH.

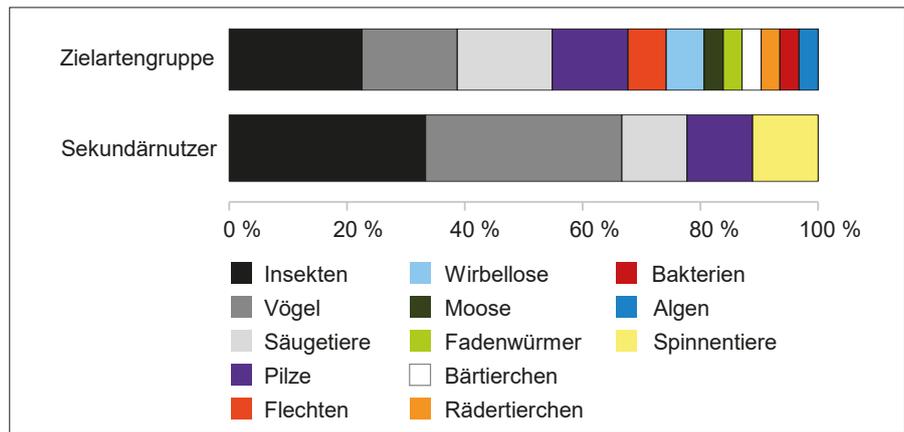


Abb. 7: Anteilige Gegenüberstellung der in der Literatur angesprochenen Zielartengruppen (n = 31 Studien) und beobachteten Sekundärnutzer (n = 9 Studien) künstlich geschaffener oder initiiertes Baummikrohabitate (siehe auch Tab. 2, S. 242 f.).

Fig. 7: Proportionate comparison of the target species groups mentioned in the literature (n = 31 studies) and observed secondary users (n = 9 studies) of artificially created or initiated tree-related microhabitats (see also Table 2, p. 242 f.).

Tab. 2, S. 242 f., enthält eine detaillierte Übersicht der Ergebnisse unserer Literaturanalyse.

#### 5 Diskussion

##### 5.1 Spektrum künstlich erzeugter BMH

Die natürlichen BMH Spechthöhlen, Faulhöhlen oder freiliegendes Kernholz sind von hohem ökologischem Wert (Larrieu et al. 2018), aber ihr Vorkommen liegt in Wirtschaftswäldern hinsichtlich Qualität und Quantität deutlich unter dem natürlichen Potenzial (Kozák et al. 2018; Großmann et al. 2023). Die hier vorgestellte Literaturstudie zeigt, dass diese seltenen BMH bei der künstlichen Imitation oder Initiierung von BMH im Vergleich zu anderen künstlichen BMH überproportional berücksichtigt werden.

Für relativ häufige natürliche BMH wie freiliegender Splintholz, Kronentotholz oder epiphytische Strukturen (Moose, Flechten, Misteln etc.) (Kozák et al. 2018; Großmann et al. 2023) wurden kaum Studien zu technischen Alternativen gefunden. Dies ist für freiliegender Splintholz plausibel, da es einerseits von Natur aus häufig auftritt (Kozák et al. 2018) und andererseits durch Fäll- und Rückschäden im Rahmen der Waldbewirtschaftung regelmäßig unbeabsichtigt verursacht wird (Larrieu et al. 2012; Courbaud et al. 2022). Allerdings werden Habitatbaumgruppen eben dort ausgewiesen, wo bereits Strukturen und BMH vorhanden sind. In strukturarmen Waldbereichen könnte eine künstliche Schaffung von BMH einem Mangel entgegenwirken und perspektivisch auch den Biotopverbund verbessern – zumindest theoretisch, denn sowohl in der Praxis als auch in der Literatur wird diese Option kaum aufgegriffen, vermutlich, weil sie mit hohen Anforderungen an die Arbeitssicherheit verbunden ist.

Einen Sonderfall künstlicher BMH stellen Maßnahmen zum aktiven Ein- oder Anbringen von Organismen an Bäumen dar. Dies betrifft die Translokation oder Transplantation seltener Moos- oder Flechtenarten von bestehenden Trägerbäumen auf geeignete andere Baumindividuen (Abb. 8, S. 244). Hierunter fällt auch die Beimpfung bzw. Inokulation von Bäumen mit zum Teil seltenen oder gefährdeten Pilzarten (Wainhouse, Boddy 2022).

Zur Imitation oder künstlichen Initiierung von BMH gibt es also zahlreiche technische Möglichkeiten und auch wissenschaftliche Untersuchungen. Letztere decken aber nicht das gesamte Spektrum ab. So fehlen etwa Studien zu möglichen Imitationen von Misteln,

**Tab. 2: Hierarchische Gliederung künstlich geschaffener Baumkrohabitate (BMH) an Waldbäumen. Die Spalte „Baumkrohabitat-Gruppe“ benennt die Gruppen natürlicher BMH nach Larrieu et al. (2018; siehe Tab. 1, S. 237). Die Spalte „Künstliches Äquivalent“ benennt und charakterisiert die künstlichen BMH, zu denen Untersuchungen ausgewertet wurden. Unter „Arten“ werden mögliche Zielartengruppen und Sekundärnutzer gemäß den jeweiligen am Tabellenende aufgeführten Quellen genannt. In der Spalte „Wirkung“ werden verschiedene Aspekte des Nutzens der künstlichen BMH gemäß den jeweiligen Quellen beschrieben. Unter „Baumart, Land (Region)“ ist angegeben, an welchen Baumarten und in welchem Land bzw. in welcher Region die künstlichen BMH untersucht wurden.**

Table 2: Hierarchical classification of artificial tree-related microhabitats (TreMs) on forest trees. The „Baumkrohabitat“ (TreMs) column indicates the groups of natural TreMs according to Larrieu et al. (2018; see Table 1, p. 237). The „Künstliches Äquivalent“ (artificial equivalent) column describes and characterises the artificial TreMs for which studies were evaluated. „Arten“ (species) identifies possible target species groups and secondary users according to the respective sources listed at the end of the table. The „Wirkung“ (effect) column is used to describe various aspects of the benefits of the artificial TreMs according to the respective sources. „Baumart, Land (Region)“ (tree species, country (region)) indicates the tree species on which and the country or region in which the artificial TreMs have been investigated.

Baumkrohabitat-Gruppe*	Künstliches Äquivalent	Arten	Wirkung	Baumart, Land (Region)
Spechthöhlen	<b>Nistkästen:</b> künstlicher Hohlraum aus verschiedenen Materialien (Holz, Beton, Mischformen etc.) als Habitat für Jungenaufzucht oder als Aufenthaltsort; Beschaffenheit von Öffnung, Gesamtgröße und Gestalt je nach Zielart variierend	<b>Zielarten:</b> verschiedene Vögel: Meisen, Schnäpper, Tauben); Säugetiere: Haselmaus, geschützte Fledermausarten <b>Sekundärnutzer:</b> Säugtiere: Bilche, Mäuse, Haselmaus, Fledermäuse; verschiedene Vögel: Meisen, Schnäpper, Eulen; Insekten: Ameisen, Hummeln, Rosenkäfer, Wespen	<b>Effektivität:</b> keine Angabe (k. A.); <b>Wirkungsbeginn:</b> meist im Jahr der Installation, höhere Besiedelungsrate nach einigen Jahren; <b>Persistenz:</b> je nach Bauart und Witterung setzt Zerfall nach etwa 5 Jahren ein; <b>Vergleich:</b> stärkere Temperatur-/Feuchtigkeitsschwankung in Nistkästen im Vergleich zu natürlichen Baumhöhlen, keine konkreten Aussagen zum Reproduktionserfolg	<i>Acer campestre</i> , <i>Alnus glutinosa</i> , <i>Alnus incana</i> , <i>Betula pendula</i> , <i>Carpinus betulus</i> , <i>Fraxinus excelsior</i> , <i>Picea abies</i> , <i>Pinus pinaster</i> , <i>Pinus sylvestris</i> , <i>Quercus alba</i> , <i>Q. nigra</i> , <i>Q. robur</i> , <i>Tilia cordata</i> Deutschland (Baden-Württemberg, Bayern, Berlin, Hessen), Estland, Großbritannien, Österreich (Kärnten), Polen, Spanien
Faulhöhlen	<b>Mulmboxen:</b> dickwandige (6–8 cm) große Holzboxen (mindestens 60 l) mit mulmähnlichem Substrat	<b>Zielarten:</b> Insekten: totholznutzende Arten, z. B. Eremit <b>Sekundärnutzer:</b> Insekten: Ameisen, Hummeln, Rosenkäfer, Schnaken, Schwebfliegen; Vögel: z. B. Kohlmeise, Kleiber; Spinnentiere: Pseudoskorpione	<b>Effektivität:</b> als Trittstein, Nutzung durch Rote-Liste-Arten nachgewiesen; <b>Wirkungsbeginn:</b> erste Nutzungen nach 3–4, Großteil nach 10 Jahren; <b>Persistenz:</b> nach 10 Jahren erste Zerfallserscheinungen; <b>Vergleich:</b> k. A.	<i>Quercus robur</i> , <i>Q. spp.</i> Polen, Schweden
Faulhöhlen	<b>Künstliche Stammhöhle:</b> mit Motorsäge ausgeformte Schlitz- oder Rundhöhle im stehenden Baumstamm	<b>Zielarten:</b> Insekten: saproxyliche Arten; verschiedene Vögel: Eulen, Kleiber, Meisen, Wendehals	<b>Effektivität:</b> über 1.300 Dipterenarten, über 270 Käferarten, davon zahlreiche Rote-Liste-Arten; <b>Wirkungsbeginn:</b> Vögel: meist im selben Jahr, Insekten: nach 8–10 Jahren; <b>Persistenz/Vergleich:</b> k. A.	<i>Tilia spp.</i> , <i>Platanus spp.</i> Deutschland, Italien, Schweiz
Faulhöhlen	<b>Schneitelbäume, Kopfweiden:</b> regelmäßiges Zurückschneiden von Trieben an derselben Stelle von Stamm oder Ästen	<b>Zielarten:</b> Insekten: saproxyliche Arten	<b>Effektivität:</b> Vorhandensein von Höhlen in Kopfbäumen höher als bei Vergleichsbäumen desselben Durchmessers; <b>Wirkungsbeginn:</b> k. A.; <b>Persistenz:</b> regelmäßiges Zurückschneiden erforderlich; <b>Vergleich:</b> künstlich initiierte Höhlen größer als natürliche, künstliche meist im Stamm, natürliche überwiegend in dicken Ästen	<i>Salix spp.</i> Tschechien
Insektengalerien und Bohrlöcher	<b>Künstliche Bohrlöcher:</b> Bohrlöcher unterschiedlicher Durchmesser (3–10 mm) in stehendem Totholz	<b>Zielarten:</b> Insekten: holzbewohnende Bienen- und Wespenarten <b>Sekundärnutzer:</b> Pilze	<b>Effektivität:</b> Belegung von 30 % der künstlichen Bohrlöcher im ersten Jahr; <b>Wirkungsbeginn:</b> im selben Jahr; <b>Persistenz/Vergleich:</b> k. A.	<i>Betula pubescens</i> , <i>Picea abies</i> , <i>Pinus sylvestris</i> , <i>Populus tremula</i> , <i>Sorbus aucuparia</i> Schweden (Dalarna)
Insektengalerien und Bohrlöcher	<b>Röhren, gefüllt mit Schilfrohr:</b> Plastikröhren (Durchmesser 10 cm) gefüllt mit Schilfstängeln	<b>Zielarten:</b> Insekten: holzbewohnende Bienen- und Wespenarten <b>Sekundärnutzer:</b> Insekten: parasitoiden Hautflügler	<b>Effektivität:</b> Nähe zum Kronendach und Baumartenvielfalt begünstigt die Nutzung; <b>Wirkungsbeginn:</b> im selben Jahr; <b>Persistenz/Vergleich:</b> k. A.	<i>Acer pseudoplatanus</i> , <i>Carpinus betulus</i> , <i>Fagus sylvatica</i> , <i>Fraxinus excelsior</i> , <i>Quercus robur</i> , <i>Sorbus torminalis</i> , <i>Tilia spp.</i> Deutschland (Hainich)
Vertiefungen	<b>Wassertöpfe:</b> Plastikbehälter (ca. 1 l) mit seitlicher oder nach oben gerichteter Öffnung, teilweise mit Wasser und Blättern gefüllt	<b>Zielarten:</b> Insekten: Zweiflügler, Käfer; Meiofauna: Fadenwürmer, Rädertierchen, Bärtierchen; Mikrobenthos: Bakterien, Algen	<b>Effektivität:</b> k. A.; <b>Wirkungsbeginn:</b> sofort, während der Vegetationszeit bereits wenige Wochen nach Ausbringung; <b>Vergleich:</b> ähnliches Artenspektrum in künstlicher Struktur wie in natürlichen Dendrotelmen, Artenvielfalt tendenziell geringer; <b>Persistenz:</b> k. A.	<i>Fagus sylvatica</i> , <i>Fraxinus excelsior</i> , <i>Picea abies</i> , <i>Pinus sylvestris</i> Deutschland
Freiliegendes Splintholz	<b>Ringeln:</b> mehrere Zentimeter breites, ringförmiges Entfernen der Rinde an Ästen oder Stämmen von Gehölzen zur Unterbrechung des Saftstroms	<b>Zielarten:</b> Vögel: Spechte; weitere Arten: Flechten, Pilze, saproxyliche Wirbellose	<b>Effektivität:</b> k. A.; <b>Wirkungsbeginn:</b> deutliche Absterbeerscheinungen nach 3–5 Jahren, nach 8 Jahren > 90 % der behandelten Bäume durch Wirbellose und Spechte besiedelt; <b>Persistenz:</b> k. A.; <b>Vergleich:</b> unbehandelte Vergleichsflächen mit signifikant weniger Absterbeerscheinungen und dadurch geringerem Strukturreichtum und geringerer biologischer Aktivität	<i>Alnus glutinosa</i> , <i>Betula pendula</i> , <i>B. pubescens</i> , <i>Pinus sylvestris</i> , <i>Populus tremula</i> , <i>Quercus rubra</i> Finnland, Großbritannien, Italien, Schweden
Freiliegendes Splintholz	<b>Rindenschälen:</b> klein- bis großflächiges Entfernen der Rinde am Stamm		<b>Effektivität/Wirkungsbeginn/Persistenz/Vergleich:</b> k. A.	<i>Quercus spp.</i> Norwegen

**Tab. 2: Fortsetzung.**  
Table 2: Continued.

Baummikrohabitat-Gruppe*	Künstliches Äquivalent	Arten	Wirkung	Baumart, Land (Region)
Brandnarben	<b>Künstliche Brandnarbe:</b> oberflächliches Verbrennen z. B. mit Abflamngerät	<b>Zielarten:</b> Insekten: saproxyliche Arten, z. B. Käfer und Laufkäfer, Ameisen; Flechten: <i>Cladonia</i> spp.	<b>Effektivität:</b> gefährdete Arten nachgewiesen; <b>Wirkungsbeginn:</b> 2 Jahre nach Behandlung signifikante Unterschiede in der Artzusammensetzung; <b>Persistenz:</b> k. A.; <b>Vergleich:</b> Artenvielfalt auf behandelten Flächen signifikant höher als in Kontrollfläche	<i>Betula</i> spp., <i>Picea abies</i> , <i>Pinus sylvestris</i> Finnland, Schweden
Rindenschuppen, -taschen	<b>Nistkasten:</b> siehe oben	<b>Zielarten:</b> Vögel: z. B. Waldbaumläufer; Säugtiere: Fledermäuse <b>Sekundärnutzer:</b> Vögel: Meisen, Schnäpper	<b>Effektivität:</b> Vögel: zwei Drittel der Nisthilfen genutzt, davon 94 % durch Zielart; Fledermäuse: Nutzung von 7 – 100 % der Nistkästen; <b>Wirkungsbeginn/Persistenz:</b> k. A.; <b>Vergleich:</b> Gelegegröße und Bruterfolg in Nisthilfe größer als in natürlichen Habitaten	<i>Picea abies</i> , <i>Pinus sylvestris</i> Finnland
Astabbruch	<b>Künstlicher Astbruch:</b> Ansagen des Astes in ca. 20 cm Abstand zum Stamm mit anschließendem Abreißen, um Riss und Splitterung des Holzes zu erreichen		<b>Effektivität/Wirkungsbeginn/Persistenz/Vergleich:</b> k. A.	<i>Quercus</i> spp. Norwegen
Stammbruch	<b>Hochstubben:</b> Entfernen der Baumkrone (Fällen, Sprengen), sodass stehender Stammholzkörper zurückbleibt	<b>Zielarten:</b> Insekten: saproxyliche Arten; Vögel: Spechte; Pilze: saproxyliche Arten	<b>Effektivität:</b> k. A.; <b>Wirkungsbeginn:</b> artspezifisch beginnende Nutzung im ersten Jahr nach Durchführung der Maßnahme, nach 7 – 10 Jahren höchste Artenvielfalt/-abundanz; <b>Persistenz/Vergleich:</b> k. A.	<i>Betula pendula</i> , <i>B. spp.</i> , <i>Picea abies</i> , <i>Pinus sylvestris</i> , <i>Populus tremula</i> , <i>Quercus robur</i> , <i>Q. rubra</i> Deutschland, Finnland, Italien, Schweden
Stammbruch	<b>Ringeln:</b> siehe oben	<b>Zielarten:</b> Pilze: saproxyliche Arten	<b>Effektivität:</b> k. A.; <b>Wirkungsbeginn:</b> 7 Jahre nach Maßnahmen Indikator-Pilzarten für die Zerfallsphase festgestellt; <b>Persistenz/Vergleich:</b> k. A.	<i>Picea abies</i> Finnland
Kronentholz	<b>Ringeln:</b> siehe oben			
Pilzfruchtkörper	<b>Pilzfruchtkörper:</b> Beimpfen von Bäumen mit gewünschtem Pilzmyzel	<b>Zielarten:</b> Pilze: saproxyliche Arten, z. B. <i>Peniophora quercina</i> , <i>Vuilleminia comedens</i>	<b>Effektivität:</b> k. A.; <b>Wirkungsbeginn:</b> Etablierung nach 6 Monaten, 4 Jahre nach Durchführung der Maßnahme erste selbständige Ausbreitung der Zielorganismen; <b>Persistenz/Vergleich:</b> k. A.	<i>Picea abies</i> , <i>Quercus robur</i> Finnland, Großbritannien
Moose	<b>Translokation:</b> Verbringen und Befestigen von Moosen auf neuen Trägerbaum	<b>Zielarten:</b> Moose: gefährdete Arten, z. B. <i>Antitrichia curtipendula</i> , <i>Dicranum viride</i>	<b>Effektivität:</b> 99 % der translozierten Moose 2 Jahre später noch vorhanden; <b>Wirkungsbeginn:</b> sofort; <b>Persistenz/Vergleich:</b> k. A.	<i>Populus tremula</i> , <i>Salix caprea</i> Schweden
Flechten	<b>Translokation:</b> Verbringen und Befestigen von Flechten-Thalli auf neuen Trägerbaum	<b>Zielarten:</b> Flechten: gefährdete Arten, z. B. <i>Lobaria pulmonaria</i> , <i>Parmotrema crinitum</i> , <i>Sticta sylvatica</i>	<b>Effektivität:</b> 89 % der translozierten Flechten 2 Jahre später noch vorhanden; <b>Wirkungsbeginn:</b> sofort; <b>Persistenz/Vergleich:</b> k. A.	<i>Acer pseudoplatanus</i> , <i>Fraxinus excelsior</i> , <i>Populus tremula</i> , <i>Salix caprea</i> Schweden, Schweiz
Nester	<b>Kunsthorst:</b> Holzplattform, in oder auf Bäumen angebracht, optional mit Füllmaterial	<b>Zielarten:</b> Vögel: Horstbrüter, z. B. Schwarzstorch, Uhu, Waldohreule	<b>Effektivität:</b> Besetzung der Kunsthorste hängt maßgeblich von der Standortwahl ab; <b>Wirkungsbeginn:</b> sofort; <b>Persistenz/Vergleich:</b> k. A.	<i>Pinus</i> spp., <i>Quercus</i> spp. Deutschland, Litauen
Saftfluss	<b>Schlitzschnitt:</b> schlitzartige Schnitte in Splintholz, um Saftfluss zu initiieren	<b>Zielarten:</b> Wirbellose	<b>Effektivität:</b> k. A.; <b>Wirkungsbeginn:</b> sofort; <b>Persistenz/Vergleich:</b> k. A.	<i>Platanus</i> spp. Italien

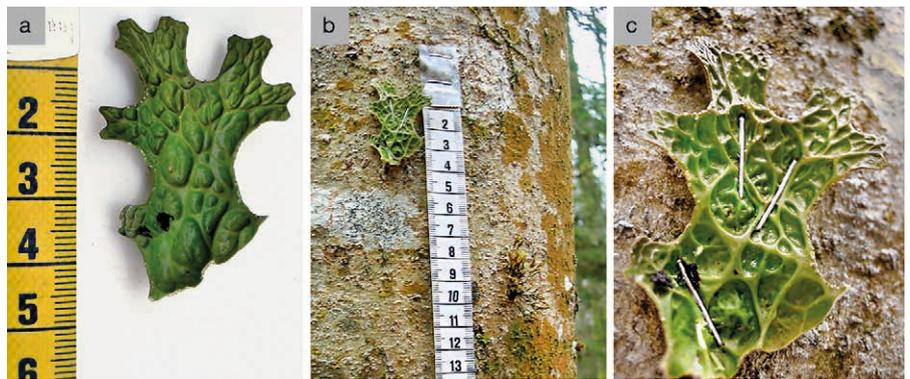
\* Literaturquellen zu den einzelnen Gruppen von Baummikrohabitaten (BMH):  
**Spechthöhlen:** Riecke (1963); Schwenke (1983); Kiziroglu (1984); Morris et al. (1990); Schneider (2002); Mitrus (2003); Czeszczewik (2004); Mänd et al. (2005); Mänd et al. (2009); Catal et al. (2011); Dodds, Bilston (2013); Gruebler et al. (2014); Mering, Chambers (2014); Odreitz (2014); Büchner et al. (2017); Maziarz et al. (2017); Zahn, Hammer (2017); Zawadzki et al. (2019)  
**Faulhöhlen – Mulmboxen:** Jansson et al. (2009); Hilszczański et al. (2014); Carlsson et al. (2016)  
**Faulhöhlen – künstliche Stammhöhlen:** Cavalli, Mason (2003); Lorenz (2012); Lindström (2014)  
**Faulhöhlen – Schneitelbäume, Kopfweiden:** Sebek et al. (2013)  
**Insektengalerien und Bohrlöcher – künstliche Bohrlöcher:** Westerfelt et al. (2015)  
**Insektengalerien und Bohrlöcher – Röhren, gefüllt mit Schilfrohr:** Sobek et al. (2009)  
**Vertiefungen:** Ptatscheck, Traunspurger (2014, 2015); Petermann et al. (2016)  
**Freiliegendes Splintholz – Ringeln:** Cavalli, Mason (2003); Agnew, Rao (2014)  
**Freiliegendes Splintholz – Rindenschalen:** Bengtsson et al. (2012); Bengtsson (2019)  
**Brandnarben:** Toivanen, Kotiaho (2007, 2010); Toivanen et al. (2014); Santaniello et al. (2017)  
**Rindenschuppen, -taschen:** Kuitunen, Aleknonis (1992)  
**Astabbruch:** Bengtsson et al. (2012); Bengtsson (2019)  
**Stammbruch – Hochstubben:** Bull et al. (1981); Schroeder et al. (1999); Cavalli, Mason (2003); Jonsell, Weslien (2003); Jonsell et al. (2004); Lindhe, Lindelöw (2004); Schroeder et al. (2006); Lindblad et al. (2007); Joensuu et al. (2008); Bodin (2016)  
**Stammbruch – Ringeln:** Komonen et al. (2014)  
**Kronentholz:** Bengtsson et al. (2012)  
**Pilzfruchtkörper:** Boddy, Rayner (1984); Abrego et al. (2016)  
**Moose:** Hazell, Gustafsson (1999); Lüth (2019)  
**Flechten:** Scheidegger (1995); Scheidegger et al. (1995, 1998); Hazell, Gustafsson (1999); Jürriado et al. (2011)  
**Nester:** keine peer-reviewte Publikationen: Robitzky, Dethlefs (2012); Staatliche Vogelschutzwarte für Hessen, Rheinland-Pfalz und Saarland (2012); AG Eulen (2016); Zubrickaitė (2020)  
**Saftfluss:** Cavalli, Mason (2003)

Baumkrebse oder Mikroböden, d. h. durch Zersetzung entstandenen Humusformen in Rinde und Krone.

### 5.2 Wirkung künstlich erzeugter BMH

Die Wirksamkeit und der Wirkungsbeginn der verschiedenen künstlichen BMH sind durchaus unterschiedlich. So sind z. B. Vogelnistkästen und Mulmboxen unmittelbar und in vollem Umfang wirksam. Fledermauskästen sind zwar auch unmittelbar wirksam, werden aber eher von Einzeltieren oder Paarungsgruppen genutzt, jedoch nur in seltenen Fällen zur Reproduktion (Zahn, Hammer 2017). Künstliche Bohrlöcher für holzbewohnende Bienen- oder Wespenarten entfalten ihre Wirkung im selben Jahr. Ihre Wirksamkeit ist vergleichbar mit der sog. Insektenhotels im Offenland (MacIvor, Packer 2015). Auch Schlitzschnitte in der Baumrinde zur Initiierung von Saftfluss wirken unmittelbar (Cavalli, Mason 2003), da der Saft als Nahrung für Insekten dient (Majka 2010; Larrieu et al. 2018). Liegt die funktionelle Wirksamkeit künstlicher BMH im Bereich des Baumsubstrats, entfalten sie ihre Wirkung erst nach einigen Jahren. In diesen Fällen liegt der Schwerpunkt der Maßnahme in der Initiierung z. B. durch Ringeln von Bäumen oder Schneiden von Hochstubbten. Die positive Wirkung solcher Maßnahmen bspw. auf das Vorkommen gefährdeter Wildbienen wurde von Eckert et al. (2021) bereits belegt. Zwar wird der erste Schritt der Entstehung eines BMH, z. B. einer Baumhöhle, künstlich herbeigeführt, aber die nachfolgende Entwicklung erfolgt durch natürliche Prozesse wie das Absterben des Holzes und die Besiedelung und Zersetzung durch Pilze und andere Mikroorganismen. Ähnliches gilt für die Inokulation (seltener) Pilzarten. Die Wirksamkeit dieser Maßnahmen ist hoch und dem Artenschutz dienlich (Wainhouse, Boddy 2022) – allerdings in der Praxis immer noch sehr selten.

Bei künstlichen BMH konnte neben der Nutzung durch die Zielarten die Nutzung durch ein breites Spektrum weiterer Arten beobachtet werden. Das in der hier untersuchten Literatur behandelte Spektrum der Zielarten und Sekundärnutzer künstlicher BMH umfasst jedoch nur einen Teil der in Waldökosystemen vorkommenden Arten (Schall et al. 2018). Dies liegt vermutlich an den Forschungsschwerpunkten der Disziplinen, denen die Untersuchungen entstammen, insbesondere an einem historisch gewachsenen Fokus auf Vogel- und Fledermausarten sowie an limitierten Ressourcen zur Arterfassung, die eine Fokussierung erforderlich machen (Gloger 1865; Mölder et al. 2017b). Aus der Literatur lässt sich die reale Wirksamkeit und Bedeutung künstlicher BMH daher nicht für alle naturschutzfachlich interessanten Arten ableiten, wohl aber die Wirksamkeit für etliche stark gefährdete Arten belegen. Beispielsweise können künstliche BMH für bestimmte stark gefährdete Arten wie den Eremit (*Osmoderma eremita*) – eine Käferart, die große Höhlen alter Laubbäume bevorzugt – ein Fehlen des natürlichen Äquivalents ersetzen (Hilszczański et al. 2014). Die Bedeutung künstlicher BMH für den Artenschutz ist daher insgesamt als hoch einzuschätzen. Das darf allerdings nicht zu der Fehleinschätzung führen, dass mit den künstlichen Hilfen natürliche Strukturen vollständig ersetzt werden könnten. Es bedarf vielmehr grundsätzlich weiterer Anstrengungen im Prozessschutz. Trotz künstlicher Alternativen müssen in größerem Ausmaß als bisher natürliche Entstehungs- und Zerfallsprozesse zur Ausbildung von BMH stattfinden können, um den komplexen Habitatsprüchen bestimmter Arten zu genügen. Das gilt z. B. für den Dreizehenspecht (*Picoides tridactylus*).



**Abb. 8:** Beispiel für die Transplantation der Echten Lungenflechte (*Lobaria pulmonaria*). a) Ein junges Thallusfragment ohne Soredien oder Apothecien ist geeignet für die Transplantation. b) Am Stamm einer Rotbuche (*Fagus sylvatica*) angebrachte Thallusfragmente. c) Nahaufnahme eines mit Aluminiumklammern an die Borke gehefteten Thallusfragments; die Kontaktfläche des Thallusfragments zur Borke sollte mehr als 50 % betragen. (Fotos: Christoph Scheidegger und Isabelle Nussbeck)

**Fig. 8:** Example of transplantation of tree lungwort (*Lobaria pulmonaria*). a) A young thallus fragment without soredia or apothecia is suitable for transplantation. b) Thallus fragments attached to the trunk of a European beech (*Fagus sylvatica*). c) Close-up of a thallus fragment attached to the bark with aluminum staples; the contact area of the thallus fragment to the bark should be more than 50 %.

Mit einigen künstlichen BMH (Mulmboxen, Fledermaus- und Vogelnistkästen) lassen sich natürlich entstandene Faulhöhlen nicht vollständig imitieren, da die natürliche Weiterentwicklung nicht möglich ist. Das bedeutet, dass die Arten, die auf frühe Ausbaustufen (Initialphase der Holzzersetzung) spezialisiert sind, genauso wenig von diesen künstlichen Nisthilfen profitieren können wie diejenigen Arten, die in der „Ruine“ (Zerfallsphase) einer Stamm- bzw. Asthöhle ihren Platz finden. Daher stellt die Limitation der zeitlichen Verfügbarkeit einiger künstlicher BMH eine Herausforderung dar. Weiterhin beträgt die Persistenz von Nistkästen oder Mulmboxen je nach Bauart nur wenige Jahre. Um eine langfristige Verfügbarkeit bestimmter künstlicher BMH in strukturarmen Wäldern zu gewährleisten, bedarf es also der kontinuierlichen Wartung, um die Erhaltung und Erneuerung dieser Strukturen sicherzustellen. Abgesehen von Vogel- und Fledermauskästen gibt es jedoch kein nennenswertes Engagement zur Anlage und Aufrechterhaltung künstlicher BMH.

### 5.3 Anwendung und Weiterentwicklung künstlicher BMH

Trotz ihres möglichen Nutzens spielen künstliche BMH im praktischen Naturschutz bislang nur eine kleine Rolle. Das betrifft auch die Nichtberücksichtigung bei der Ausweisung von Prozessschutzflächen, auf denen ohne wirtschaftliche Verluste für den Artenschutz mehr erreicht werden könnte, wenn durch eine gezielte initiale Anlage künstlicher Strukturen die Entwicklung von BMH beschleunigt werden würde. Ein positives Beispiel dafür sind Maßnahmen aus dem Nationalpark Schwarzwald. Im Zuge wissenschaftlicher Untersuchungen wurde dort das Habitatangebot für diverse Taxa in Fichtenreinbeständen unmittelbar und mittelfristig erheblich gesteigert, indem Bäume direkt nach der Ausweisung des Schutzgebietes geringelt oder mittels Maschinen entwurzelt wurden (Asbeck et al. 2023).

Artenschutz und wirtschaftlich ausgerichteter Waldbau können in Hinblick auf BMH teilweise stärker aufeinander abgestimmt werden. So wird bspw. als Erhaltungsmaßnahme für den Alpenbock (*Rosalia alpina*) stehendes Totholz durch Ringeln und liegendes Totholz durch Fällen und in Form sog. Totholzpyramiden geschaffen. Idealerweise werden dazu waldwirtschaftlich minderwertige Bäume genutzt (Duelli, Wermelinger 2010; Maxenti 2018). An Holz-



**Abb. 9:** a) Positivbeispiel eines am Holzlagerplatz erhaltenen Rotbuchen-Habitatbaums (*Fagus sylvatica*). Die Funktion als Haltebaum für Holzpolter ist durch frische Rindenabschürfungen und dadurch freiliegendes Splintholz am Stammfuß erkennbar. Polterbäume bieten sich für eine regelmäßige Nutzung dieses Verfahrens an. b) Durch das Belassen eines Hochstubben einer Eiche (*Quercus spec.*) mit ehemaliger Mulmhöhle konnte hier ein Konflikt zwischen Artenschutz und Verkehrssicherungspflicht entschärft werden. c) „Regulär“ aus Verkehrssicherungsgründen gefällter Baum mit Faulhöhle. Aus ökologischer Sicht wäre hier das Belassen eines Hochstubbens sinnvoller gewesen, um eine weitere Habitatentwicklung zu ermöglichen. Dies hätte keinen wirtschaftlichen Verlust dargestellt, da der Baum nicht zur Weiterverarbeitung verwendet wurde. (Fotos: a) Josef Großmann, b), c) Nicolas Schoof)

**Fig. 9:** a) Best practice example of preserving a European beech habitat tree (*Fagus sylvatica*) next to a wood yard. Its function as a holding tree for wood piles can be recognised by fresh bark abrasions and the resulting exposed sapwood at the base of the trunk. Polter trees lend themselves to regular use of this method. b) By leaving a high stump of an oak (*Quercus spec.*) with a former mould cavity, a conflict between species conservation and traffic safety was resolved in this situation. c) "Regularly" felled tree for traffic safety reasons with a rotting cavity. From an ecological point of view, it would have made sense to leave a high stump to allow further habitat development. This would not have represented an economic loss, as the tree was not used for timber.

lagerplätzen können sog. Polterbäume (Abb. 9a) als Habitatbäume erhalten werden. Als weitere simple Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahme für Totholzbewohner ist auch das Belassen von Hochstubben (Abb. 9b, c, S. 246) im Rahmen der Waldbewirtschaftung oft ohne nennenswerte finanzielle Einbußen möglich (Regierungspräsidium Tübingen 2015). Solche Maßnahmen könnten auch in staatliche Waldbewirtschaftungsrichtlinien übernommen werden.

Weiterhin wäre eine Modifikation von Alt- und Totholzkonzepten denkbar: Bestehende Habitatbäume oder Habitatbaumanwärter könnten punktuell in ihrer strukturellen Entwicklung durch Anlage oder Ergänzung künstlicher BMH aufgewertet werden (Abb. 10, S. 246). Zur Abmilderung möglicher forstwirtschaftlicher Auswirkungen könnten konkrete Empfehlungen zur Auswahl von

Maßnahmen verkürzt. Ein umfassender Praxisleitfaden mit Fokus auf Deutschland müsste zunächst mögliche Haftungsfragen (z. B. Verkehrswegesicherungspflicht, Arbeitssicherheit) klären und könnte fachlich dann einen erheblichen Mehrwert für den Artenschutz erzeugen. Er sollte daher von den forst- und naturschutzfachlich zuständigen Landes- bzw. Bundesanstalten in Auftrag gegeben werden.

## 6 Fazit

Die Ergebnisse der Literaturanalyse zeigen, dass etliche Formen künstlicher BMH an Waldbäumen realisierbar und wirksam sind. Obschon in der analysierten Literatur die Initiierung von Baum-

Bäumen, die als Träger für künstliche BMH geeignet sind, getroffen werden – z. B. anhand der Baumart, der Position, der Dimension oder der Holzqualität. So eignen sich bspw. Hainbuchen (*Carpinus betulus*) hervorragend für die Anlage von BMH, da deren Holz rasche Folgezersetzung zeigt und die Art Wunden relativ träge verschließt, Hainbuchenholz auf dem Holzmarkt jedoch nur eine untergeordnete Rolle spielt. Nicht zuletzt wären solche waldbaulichen Handlungsanleitungen sowie die oben genannten Anleitungen zur Initiierung der Ausbildung von BMH im großflächigem Prozessschutz aus artenschutzfachlicher Sicht ideale Ergänzungen zu Maßnahmen, die im Rahmen der naturschutzfachlichen Instrumente des Ökokontos durchgeführt werden könnten. Indem die Initiierung von BMH als vorgezogene ökologische Verbesserungsmaßnahme durchgeführt und einem Ökokonto gutgeschrieben wird, ließe sich auch das Problem mindern, dass bei Kompensationsmaßnahmen im Wald oft ein Mismatch zwischen der direkt negativen Wirkung des Eingriffs und der erst langfristig positiven Wirkung der Kompensationsmaßnahme vorliegt.

Es bestehen noch etliche Forschungs- und Erprobungslücken bezüglich der Anwendung künstlicher BMH. In Anlehnung an den Katalog natürlicher BMH (Larrieu et al. 2018) können weitere künstliche BMH in Betracht gezogen werden: Zum Beispiel wurde ein gezieltes Initiieren von Ausflüssen durch (wiederholtes) Anschneiden der Rinde bislang nur für die Harzgewinnung erprobt (Stephan, Hevers 2012). Welche naturschutzfachliche Bedeutung derartige Maßnahmen haben können, ist bislang unklar. Eine Entwicklung von Anleitungen zur systematischen, wirksamen Herangehensweise bei der Initiierung und Erzeugung künstlicher BMH ist auch über waldbauliche Empfehlungen hinaus für eine praxistaugliche Umsetzung essenziell. Die wenigen bestehenden Leitfäden setzen auf unterschiedlichen Ebenen an: von rein strukturbasierten Herangehensweisen (Cavalli, Mason 2003) bis hin zu artspezifischen Maßnahmen (Wainhouse, Boddy 2022). Diese Leitfäden adressieren aber nicht die Situationen speziell in Wäldern Deutschlands und sind stark auf einzelne



**Abb. 10:** a) Ein bestehender Habitatbaum im Wirtschaftswald, der durch die umlaufende weiße Wellenlinie gekennzeichnet ist, wurde um künstliche Baummikrohabitate (Kästen für Fledermäuse und Vögel) ergänzt. An diesem Rotbuchen-Habitatbaum (*Fagus sylvatica*) könnte bspw. durch einen Schlitzschnitt die Bildung einer Faulhöhle initiiert werden. b) Ein Schwarzerlen-Habitatbaum (*Alnus glutinosa*) mit einer Spechthöhle im Stamm. Die bestehenden Baummikrohabitate wurden um einen künstlichen Fledermauskasten ergänzt. (Fotos: Josef Großmann)

Fig. 10: a) An existing habitat tree in commercial forest, marked by the white wavy line, has been supplemented by artificial tree-related microhabitats (boxes for bats and birds). On this European beech (*Fagus sylvatica*) habitat tree, a chainsaw cut could initiate the formation of a rot cavity. b) A black alder (*Alnus glutinosa*) habitat tree with a woodpecker hole in the trunk. The existing tree-related microhabitats were supplemented with an artificial bat box.

höhlen, Verletzungen und Totholz untersucht wurde und obwohl diese Strukturen viele gefährdete oder seltene Arten adressieren, finden diese Maßnahmen kaum praktische Anwendung. Praxisrelevant – insbesondere zur Darstellung der Wirkung auf schützenswerte Arten – wäre zudem die flächige Erprobung der bisher nur an einzelnen Stellen vorhandenen Umsetzungen. In Anbetracht des mitnichten optimalen Zustandes der Biodiversität in Wirtschaftswäldern sollte eine flächige Umsetzung gefördert und dazu ein wissenschaftlich fundierter Praxisleitfaden erstellt werden.

## 7 Literatur

Abrego N., Oivanen P. et al. (2016): Reintroduction of threatened fungal species via inoculation. *Biological Conservation* 203: 120 – 124. DOI: 10.1016/j.biocon.2016.09.014

AG Eulen (2016): Eulen und Nisthilfen. Positionspapier der AG Eulen zu Nisthilfen für Eulen. [https://www.ageulen.de/doku.php?id=eulenschutz:positionspapier\\_nisthilfen](https://www.ageulen.de/doku.php?id=eulenschutz:positionspapier_nisthilfen) (aufgerufen am 25.4.2021).

Agnew J.M., Rao S. (2014): The creation of structural diversity and deadwood habitat by ring-barking in a Scots pine *Pinus sylvestris* plantation in the Cairngorms, UK. *Conservation Evidence* 11: 43 – 47.

Asbeck T., Benneter A. et al. (2023): Enhancing structural complexity: An experiment conducted in the Black Forest National Park, Germany. *Ecology and Evolution* 13(1): e9732. DOI: 10.1002/ece3.9732

Asbeck T., Großmann J. et al. (2021): The use of tree-related microhabitats as forest biodiversity indicators and to guide integrated forest management. *Current Forestry Reports* 7: 59 – 68. DOI: 10.1007/s40725-020-00132-5

Asbeck T., Pyttel P. et al. (2019): Predicting abundance and diversity of tree-related microhabitats in Central European montane forests from common forest attributes. *Forest Ecology and Management* 432: 400 – 408. DOI: 10.1016/j.foreco.2018.09.043

Basile M., Asbeck T. et al. (2020): What do tree-related microhabitats tell us about the abundance of forest-dwelling bats, birds, and insects? *Journal of Environmental Management* 264: e110401. DOI: 10.1016/j.jenvman.2020.110401

Bengtsson V. (2019): Veteranisation – using tools instead of time. <https://youtu.be/aND-VLzYaDk?list=TLGGNhLyX62CTowyNTA0MjAyMQ> (aufgerufen am 25.4.2021).

Bengtsson V., Hedin J., Niklasson M. (2012): Veteranisation of oak – Managing trees to speed up habitat production. In: Rotherham I.D., Handley C. et al. (Hrsg.): *Trees beyond the wood. An exploration of concepts of woods, forests and trees.* Wildtrack Publishing, Sheffield: 61 – 69.

Boddy L., Rayner A.D. (1984): Internal spread of fungi inoculated. *New Phytologist* 98(1): 155 – 164. DOI: 10.1111/j.1469-8137.1984.tb06105.x

Bodin N. (2016): Artificial gap creation and the saproxylic beetle community: The effect of substrate properties on abundance and species richness. Masterthesis. Swedish University of Agricultural Sciences. Umea: 18 S.

Brackhane S., Reif A. et al. (2021): Are natural disturbances represented in strictly protected areas in Germany? *Global Ecology and Conservation* 26: e01436. DOI: 10.1016/j.gecco.2020.e01436

Büchner S., Lang J. et al. (2017): Berücksichtigung der Haselmaus (*Muscardinus avellanarius*) beim Bau von Windenergieanlagen. *Natur und Landschaft* 92(8): 365 – 374. DOI: 10.17433/8.2017.50153493.365-374

Bull E.L., Partridge A.D., Williams W.G. (1981): Creating snags with explosives. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Forest and Range Experiment Station. Portland, OR: 4 S.

Carlsson S., Bergman K.-O. et al. (2016): Boxing for biodiversity: Evaluation of an artificially created decaying wood habitat. *Biodiversity and Conservation* 25(2): 393 – 405. DOI: 10.1007/s10531-016-1057-2

Catall L.L., Odom D.L. et al. (2011): Artificial nest cavities designed for use by small mammals. *Southeastern Naturalist* 10(3): 509 – 514. DOI: 10.1656/058.010.0310

Cavalli R., Mason F. (Hrsg.) (2003): *Tecniche di ripristino del legno morto per la conservazione delle faune saproxiliche: il progetto Life Natura NAT/IT/99/6245 di „Bosco della Fontana“ (Mantova, Italia).* Gianluigi Arcari. Mantova: 105 S.

Courbaud B., Larrieu L. et al. (2022): Factors influencing the rate of formation of tree-related microhabitats and implications for biodiversity conservation and forest management. *Journal of Applied Ecology* 59(2): 492 – 503. DOI: 10.1111/1365-2664.14068

Czeszczewik D. (2004): Breeding success and timing of the pied flycatcher *Ficedula hypoleuca* nesting in natural holes and nest-boxes in the Białowieża Forest, Poland. *Acta Ornithologica* 39(1): 15 – 20. DOI: 10.3161/068.039.0106

Dodds M., Bilston H. (2013): A comparison of different bat box types by bat occupancy in deciduous woodland, Buckinghamshire, UK. *Conservation Evidence* 10: 24 – 28.

Duelli P., Wermelinger B. (2010): *Der Alpenbock (Rosalia alpina) – Ein seltener Bockkäfer als Flaggschiff-Art.* Merkblatt für die Praxis. WSL, Birmensdorf: 8 S.

Eckerter T., Buse J. et al. (2021): Wild bees benefit from structural complexity enhancement in a forest restoration experiment. *Forest Ecology and Management* 496: e119412. DOI: 10.1016/j.foreco.2021.119412

Finck P., Heinze S. et al. (2017): *Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands – dritte fortgeschriebene Fassung 2017.* Naturschutz und Biologische Vielfalt 156. Bundesamt für Naturschutz. Bonn: 637 S.

- ForstBW/Forst Baden-Württemberg (Hrsg.) (2014): Richtlinie landesweiter Waldentwicklungstypen. ForstBW. Stuttgart: 116 S.
- FVA BW/Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg (2023): Schmetterlinge im Bauch – der Mittelwald lässt Insektenherzen höherschlagen. Waldwissen. <https://www.waldwissen.net/de/lebensraum-wald/tiere-im-wald/insekten-wirbellose/schmetterlinge-im-mittelwald> (aufgerufen am 5.3.2023).
- Gloger C.W. (1865): Die Hegung der Höhlenbrüter mit besonderer Rücksicht auf die Nachteile des Vogelfanges für die Land- und Forstwirtschaft. Allgemeine Deutsche Verlagsanstalt. Berlin: 28 S.
- Großmann J., Carlson L. et al. (2023): Evaluating retention forestry 10 years after its introduction in temperate forests regarding the provision of tree-related microhabitats and dead wood. *European Journal of Forest Research* 142: 1.125 – 1.147. DOI: 10.1007/s10342-023-01581-w
- Großmann J., Pyttel P. (2019): Mikrohabitate und Baumdimension als Grundlage der Habitatbaum-Auswahl im Bergmischwald. *Natur und Landschaft* 94(12): 531 – 541. DOI: 10.17433/12.2019.50153759.531-541
- Großmann J., Schultze J. et al. (2018): Predictors of microhabitat frequency and diversity in mixed mountain forests in South-Western Germany. *Forests* 9(3): 104. DOI: 10.3390/f9030104
- Grüebler M.U., Widmer S. et al. (2014): Temperature characteristics of winter roost-sites for birds and mammals: Tree cavities and anthropogenic alternatives. *International Journal of Biometeorology* 58(5): 629 – 637. DOI: 10.1007/s00484-013-0643-1
- Hazell P., Gustafsson L. (1999): Retention of trees at final harvest: Evaluation of a conservation technique using epiphytic bryophyte and lichen transplants. *Biological Conservation* 90(2): 133 – 142. DOI: 10.1016/S0006-3207(99)00024-5
- Hilszczański J., Jaworski T. et al. (2014): Surrogate tree cavities: Boxes with artificial substrate can serve as temporary habitat for *Osmoderma barnabita* (Motsch.) (Coleoptera, Cetoniinae). *Journal of Insect Conservation* 18(5): 855 – 861. DOI: 10.1007/s10841-014-9692-y
- Jansson N., Ranius T. et al. (2009): Boxes mimicking tree hollows can help conservation of saproxylic beetles. *Biodiversity and Conservation* 18(14): 3.891 – 3.908. DOI: 10.1007/s10531-009-9687-2
- Joensuu J., Heliövaara K., Savolainen E. (2008): Risk of bark beetle (Coleoptera, Scolytidae) damage in a spruce forest restoration area in central Finland. *Silva Fennica* 42(2): 233 – 245. DOI: 10.14214/sf.254
- Jonsell M., Nittérus K., Stighäll K. (2004): Saproxylic beetles in natural and man-made deciduous high stumps retained for conservation. *Biological Conservation* 118(2): 163 – 173. DOI: 10.1016/j.biocon.2003.08.017
- Jonsell M., Weslien J. (2003): Felled or standing retained wood – It makes a difference for saproxylic beetles. *Forest Ecology and Management* 175(1–3): 425 – 435. DOI: 10.1016/S0378-1127(02)00143-3
- Juriado I., Liira J. et al. (2011): Dispersal ecology of the endangered woodland lichen *Lobaria pulmonaria* in managed hemiboreal forest landscape. *Biodiversity and Conservation* 20(8): 1.803 – 1.819. DOI: 10.1007/s10531-011-0062-8
- Kiziroglu V.I. (1984): Untersuchungen über die Brutbiologie der höhlenbrütenden Vogelarten im Ebersberger Forst. *Anzeiger Ornithologische Gesellschaft in Bayern* 23: 205 – 214.
- Komonen A., Halme P. et al. (2014): Created substrates do not mimic natural substrates in restoration: The occurrence of polypores on spruce logs. *Silva Fennica* 48(1): 1 – 12. DOI: 10.14214/sf.980
- Kozák D., Mikoláš M. et al. (2018): Profile of tree-related microhabitats in European primary beech-dominated forests. *Forest Ecology and Management* 429: 363 – 374. DOI: 10.1016/j.foreco.2018.07.021
- Kraus D., Büttler R. et al. (2016): Catalogue of tree microhabitats – Reference field list. Integrate+ Technical Paper. European Forest Institute. Freiburg: 16 S. DOI: 10.13140/RG.2.1.1500.6483
- Kuitunen M., Aleknonis A. (1992): Nest predation and breeding success in common treecreepers nesting in boxes and natural cavities. *Ornis Fennica* 69: 7 – 12.
- Larrieu L., Cabanettes A. (2012): Species, live status, and diameter are important tree features for diversity and abundance of tree microhabitats in subnatural montane beech-fir forests. *Canadian Journal of Forest Research* 42(8): 1.433 – 1.445. DOI: 10.1139/x2012-077
- Larrieu L., Cabanettes A., Delarue A. (2012): Impact of silviculture on dead wood and on the distribution and frequency of tree microhabitats in montane beech-fir forests of the Pyrenees. *European Journal of Forest Research* 131(3): 773 – 786. DOI: 10.1007/s10342-011-0551-z
- Larrieu L., Cabanettes A. et al. (2014): Deadwood and tree microhabitat dynamics in unharvested temperate mountain mixed forests: A life-cycle approach to biodiversity monitoring. *Forest Ecology and Management* 334: 163 – 173. DOI: 10.1016/j.foreco.2014.09.007
- Larrieu L., Paillet Y. et al. (2018): Tree related microhabitats in temperate and Mediterranean European forests: A hierarchical typology for inventory standardization. *Ecological Indicators* 84: 194 – 207. DOI: 10.1016/j.ecolind.2017.08.051
- Lawton G. (2023): Making trees old before their time. *New Scientist* 257(3.430): 14 – 15. DOI: 10.1016/S0262-4079(23)00460-8
- Lindbladh M., Abrahamsson M. et al. (2007): Saproxylic beetles in artificially created high-stumps of spruce and birch within and outside hotspot areas. *Biodiversity and Conservation* 16(11): 3.213 – 3.226. DOI: 10.1007/s10531-007-9173-7
- Lindenmayer D.B., Laurance W.F. (2017): The ecology, distribution, conservation and management of large old trees: Ecology and management of large old trees. *Biological Reviews* 92(3): 1.434 – 1.458. DOI: 10.1111/brv.12290
- Lindhe A., Lindelöw Å. (2004): Cut high stumps of spruce, birch, aspen and oak as breeding substrates for saproxylic beetles. *Forest Ecology and Management* 203(1–3): 1 – 20. DOI: 10.1016/j.foreco.2004.07.047
- Lindström M. (2014): En studie av tvåvingar och skalbaggar i antropogena och icke-antropogena stamhåligheter i bok i två halländska skogsreservat 2012. Länsstyrelsen i Hallands län. Halmstad: 43 S.
- Lorenz J. (2012): Totholz stehend lagern – eine sinnvolle Kompensationsmaßnahme? Ein Erfahrungsbericht zur Holz- und Pilzkäferfauna. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 44(10): 300 – 306.
- Luick R., Hennenberg K. et al. (2021): Urwälder, Natur- und Wirtschaftswälder im Kontext von Biodiversitäts- und Klimaschutz – Teil 1: Funktionen für die biologische Vielfalt und als Kohlenstoffspeicher und -speicher. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 53(12): 12 – 25. DOI: 10.1399/NuL.2021.12.01
- Lüth M. (2019): Transplantation von *Dicranum viride* zur Initiierung neuer Populationen. *Herzogia* 32(1): 159 – 171. DOI: 10.13158/hea.32.1.2019.159
- MacIvor J.S., Packer L. (2015): “Bee Hotels” as tools for native pollinator conservation: A premature verdict? *PLOS ONE* 10(3): e0122126. DOI: 10.1371/journal.pone.0122126
- Majka C.G. (2010): Insects attracted to maple sap: Observations from Prince Edward Island, Canada. *ZooKeys* 51: 73 – 83. DOI: 10.3897/zookeys.51.478
- Mänd R., Levits A. et al. (2009): Provision of nestboxes raises the breeding density of great tits *Parus major* equally in coniferous and deciduous woodland. *Ibis* 151(3): 487 – 492. DOI: 10.1111/j.1474-919X.2009.00929.x
- Mänd R., Tilgar V. et al. (2005): Providing nest boxes for hole-nesting birds – Does habitat matter? *Biodiversity and Conservation* 14(8): 1.823 – 1.840. DOI: 10.1007/s10531-004-1039-7
- Maxenti L. (2018): Misure di conservazione di *Rosalia alpina* e Piciformes nella Foresta Demaniale Regionale di Val Masino. Università degli Studi di Milano. Mailand: 92 S.
- Maziarz M., Broughton R.K., Wesolowski T. (2017): Microclimate in tree cavities and nest-boxes: Implications for hole-nesting birds. *Forest Ecology and Management* 389: 306 – 313. DOI: 10.1016/j.foreco.2017.01.001
- Menkis A., Redr D. et al. (2022): Endophytes dominate fungal communities in six-year-old veteranisation wounds in living oak trunks. *Fungal Ecology* 59: e101020. DOI: 10.1016/j.funeco.2020.101020
- Mering E.D., Chambers C.L. (2014): Thinking outside the box: A review of artificial roosts for bats. *Wildlife Society Bulletin* 38(4): 741 – 751. DOI: 10.1002/wsb.461
- 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(1): 35 – 41. DOI: 10.1016/j.jnc.2013.08.002

- Mitrus C. (2003): A comparison of the breeding ecology of collared flycatchers nesting in boxes and natural cavities. *Journal of Field Ornithology* 74(3): 293 – 299. DOI: 10.1648/0273-8570-74.3.293
- MLR/Ministerium für Ernährung, Ländlichen Raum und Verbraucherschutz Baden-Württemberg (2020): Nachhaltige Waldwirtschaft (NWW) – Waldnaturschutzförderung. [https://foerderung.landwirtschaft-bw.de/pb/Lde/Startseite/Foerderung/Nachhaltige\\_Waldwirtschaft\\_NWW\\_Teil\\_E](https://foerderung.landwirtschaft-bw.de/pb/Lde/Startseite/Foerderung/Nachhaltige_Waldwirtschaft_NWW_Teil_E) (aufgerufen am 5.3.2023).
- Mölder A., Bedarff U. et al. (2022): Erfolgreiche Reaktivierung eines Mittelwaldes im niedersächsischen Bergland – Artenvielfalt, Vegetation und Waldstruktur. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 54(9): 24 – 35. DOI: 10.1399/NuL.2022.09.02
- Mölder A., Meyer P., Schmidt M. (2017a): „Festungen im Walde“ – Der Schutz von Habitatbäumen im 19. Jahrhundert. *Natur und Landschaft* 92(7): 302 – 309. DOI: 10.17433/7.2017.50153481.302-309
- Mölder A., Schmidt M., Meyer P. (2017b): Forest management, ecological continuity and bird protection in 19th century Germany: A systematic review. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 188(3/4): 37 – 55. DOI: 10.23765/afz0002002
- Mölder A., Schmidt M. et al. (2020): Habitat-tree protection concepts over 200 years. *Conservation Biology* 34(6): 1.444 – 1.451. DOI: 10.1111/cobi.13511
- Morris P.A., Bright P.W., Woods D. (1990): Use of nestboxes by the dormouse *Muscardinus avellanarius*. *Biological Conservation* 51(1): 1 – 13. DOI: 10.1016/0006-3207(90)90027-M
- Müller J., Bußler H. et al. (2005): Urwald relict species – Saproxyllic beetles indicating structural qualities and habitat tradition. *Waldoekologie online* 2: 106 – 113. [https://www.afsv.de/download/literatur/waldoekologie-online/waldoekologie-online\\_heft-2-9.pdf](https://www.afsv.de/download/literatur/waldoekologie-online/waldoekologie-online_heft-2-9.pdf) (aufgerufen am 5.3.2023).
- Müller J., Bütler R. (2010): A review of habitat thresholds for dead wood: A baseline for management recommendations in European forests. *European Journal of Forest Research* 129(6): 981 – 992. DOI: 10.1007/s10342-010-0400-5
- Müller J., Jarzabek-Müller A. et al. (2014): Hollow beech trees identified as keystone structures for saproxyllic beetles by analyses of functional and phylogenetic diversity: Hollow beech trees identified as keystone structures. *Animal Conservation* 17(2): 154 – 162. DOI: 10.1111/acv.12075
- Odreitz U. (2014): Welche Nisthilfen bevorzugt die Haselmaus (*Muscardinus avellanarius*; Gliridae)? Masterarbeit. Karl-Franzens-Universität Graz. Graz: 70 S.
- Opitz S., Reppin N. et al. (2015): Wildnis in Deutschland. *Natur und Landschaft* 90(9/10): 406 – 412. DOI: 10.17433/9.2015.50153350.406-412
- Paillet Y., Archaux F. et al. (2018): The indicator side of tree microhabitats: A multi-taxon approach based on bats, birds and saproxyllic beetles. *Journal of Applied Ecology* 55(5): 2.147 – 2.159. DOI: 10.1111/1365-2664.13181
- Paillet Y., Bergès L. et al. (2010): Biodiversity differences between managed and unmanaged forests: Meta-Analysis of species richness in Europe. *Conservation Biology* 24(1): 101 – 112. DOI: 10.1111/j.1523-1739.2009.01399.x
- Paillet Y., Debaive N. et al. (2019): Nothing else matters? Tree diameter and living status have more effects than biogeoclimatic context on microhabitat number and occurrence: An analysis in French forest reserves. *PLOS ONE* 14(5): e0216500. DOI: 10.1371/journal.pone.0216500
- Petermann J.S., Rohland A. et al. (2016): Forest management intensity affects aquatic communities in artificial tree holes. *PLOS ONE* 11(5): e0155549. DOI: 10.1371/journal.pone.0155549
- Przepióra F., Ciach M. (2022): Tree microhabitats in natural temperate riparian forests: An ultra-rich biological complex in a globally vanishing habitat. *Science of The Total Environment* 803: e149881. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.149881
- Ptatscheck C., Traunspurger W. (2014): The meiofauna of artificial water-filled tree holes: Colonization and bottom-up effects. *Aquatic Ecology* 48(3): 285 – 295. DOI: 10.1007/s10452-014-9483-2
- Ptatscheck C., Traunspurger W. (2015): Meio- and macrofaunal communities in artificial water-filled tree holes: Effects of seasonality, physical and chemical parameters, and availability of food resources. *PLOS ONE* 10(8): e0133447. DOI: 10.1371/journal.pone.0133447
- Ranius T., Jansson N. (2000): The influence of forest regrowth, original canopy cover and tree size on saproxyllic beetles associated with old oaks. *Biological Conservation* 95(1): 85 – 94. DOI: 10.1016/S0006-3207(00)00007-0
- Ranius T., Niklasson M., Berg N. (2009): Development of tree hollows in pedunculate oak (*Quercus robur*). *Forest Ecology and Management* 257(1): 303 – 310. DOI: 10.1016/j.foreco.2008.09.007
- Regierungspräsidium Tübingen (Hrsg.) (2015): Managementplan für das FFH-Gebiet 7820-341 „Schmeietal“. Regierungspräsidium Tübingen. Tübingen: 164 S.
- Riecke F. (1963): Fünf Jahre wirtschaftlicher Vogelschutz in den Berliner Wäldern. *Anzeiger für Schädlingkunde* 36: 106 – 110.
- Robitzky U., Dethlefs R. (2012): Erfahrungen mit Nisthilfen für den Uhu *Bubo bubo*. *Eulen-Rundblick* 62: 58 – 69.
- Röder M., Kudernatsch T., Blaschke M. (2021): Vom artenreichen Mittelwald zum „sekundären Urwald“. *LWF aktuell* 131(4): 37 – 39.
- Runge H., Simon M., Widdig T. (2007): Rahmenbedingungen für die Wirksamkeit von Maßnahmen des Artenschutzes bei Infrastrukturvorhaben. *Umweltforschungsplan 2007 – Forschungskennziffer 3507 82 080*. Endbericht. Marburg: 97 S.
- Santaniello F., Djupström L.B. et al. (2017): Large proportion of wood dependent lichens in boreal pine forest are confined to old hard wood. *Biodiversity and Conservation* 26(6): 1.295 – 1.310. DOI: 10.1007/s10531-017-1301-4
- Schall P., Gossner M.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(1): 267 – 278. DOI: 10.1111/1365-2664.12950
- Scheidegger C. (1995): Early development of transplanted isidoid soredia of *Lobaria pulmonaria* in an endangered population. *The Lichenologist* 27: 361 – 374.
- Scheidegger C., Frey B., Walser J.-C. (1998): Reintroduction and augmentation of populations of the endangered *Lobaria pulmonaria*: Methods and concepts. In: Kondratyuk S., Coppins B. (Hrsg.): *Lobarion lichens as indicators of the primeval forests of the Eastern Carpathians*. Darwin International Workshop. Kostrino: 33 – 52.
- Scheidegger C., Frey B., Zoller S. (1995): Transplantation of symbiotic popagules and thallus fragments: Methods for the conservation of threatened epiphytic lichen populations. *Mitteilungen der Eidgenössischen Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft* 70(1): 41 – 62.
- Scherzinger W. (1996): *Naturschutz im Wald: Qualitätsziele einer dynamischen Waldentwicklung*. Ulmer. Stuttgart: 448 S.
- Schneider H.-G. (2002): Ergebnisse langjähriger Nistkastenkontrollen im oberen Edertal (1979 – 2001). *Vogelkundliche Hefte Edertal* 28: 24 – 31.
- Schoof N., Luick R., Paech N. (2020): Respekt für das Insekt? Analyse des Aktionsprogramms Insektenschutz der deutschen Bundesregierung unter besonderer Beachtung transformativer Zugänge – aktualisierte Version. *Natur und Landschaft* 95(7): 316 – 324. DOI: 10.17433/7.2020.50153847.316-324
- Schroeder L.M., Ranius T. et al. (2006): Recruitment of saproxyllic beetles in high stumps created for maintaining biodiversity in a boreal forest landscape. *Canadian Journal of Forest Research* 36(9): 2.168 – 2.178. DOI: 10.1139/x06-119
- Schroeder L.M., Weslien J. et al. (1999): Attacks by bark- and wood-boring Coleoptera on mechanically created high stumps of Norway spruce in the two years following cutting. *Forest Ecology and Management* 123(1): 21 – 30. DOI: 10.1016/S0378-1127(99)00013-4
- Schwenke V.W. (1983): Zur Ansiedelung von Singvögeln und Fledermäusen in Kunsthöhlen in Kiefernwäldern, unter besonderer Berücksichtigung früherer und neuer Kontrollergebnisse im Geisenfelder Forst, Oberbayern. *Anzeiger für Schädlingkunde, Pflanzenschutz, Umweltschutz* 56: 52 – 58.
- Sebek P., Altman J. et al. (2013): Is active management the key to the conservation of saproxyllic biodiversity? Pollarding promotes the formation of tree hollows. *PLOS ONE* 8(3): e60456. DOI: 10.1371/journal.pone.0060456

Seibold S., Gossner M.M. et al. (2019): Arthropod decline in grasslands and forests is associated with landscape-level drivers. *Nature* 574(7.780): 671–674. DOI: 10.1038/s41586-019-1684-3

Sobek S., Tschardt T. et al. (2009): Canopy vs. understory: Does tree diversity affect bee and wasp communities and their natural enemies across forest strata? *Forest Ecology and Management* 258(5): 609–615. DOI: 10.1016/j.foreco.2009.04.026

Staab M., Gossner M.M. et al. (2023): Insect decline in forests depends on species' traits and may be mitigated by management. *Communications Biology* 6(1): e338. DOI: 10.1038/s42003-023-04690-9

Staatliche Vogelschutzwarte für Hessen, Rheinland-Pfalz und Saarland (Hrsg.) (2012): Artenhilfskonzept für den Schwarzstorch (*Ciconia nigra*) in Hessen. Teil A. Staatliche Vogelschutzwarte für Hessen, Rheinland-Pfalz und Saarland. Gießen: 119 S.

Stephan G., Hevers J. (2012): Die Gewinnung des Harzes der Kiefer (*Pinus silvestris*) 3. Aufl. Kessel. Remagen-Oberwinter: 162 S.

Storch F., Boch S. et al. (2023): Linking structure and species richness to support forest biodiversity monitoring at large scales. *Annals of Forest Science* 80(1): e3. DOI: 10.1186/s13595-022-01169-1

Toivanen T., Heikkilä T., Koivula M.J. (2014): Emulating natural disturbances in boreal Norway spruce forests: Effects on ground beetles (Coleoptera, Carabidae). *Forest Ecology and Management* 314: 64–74. DOI: 10.1016/j.foreco.2013.11.028

Toivanen T., Kotiaho J.S. (2007): Mimicking natural disturbances of boreal forests: The effects of controlled burning and creating dead wood on beetle diversity. *Biodiversity and Conservation* 16(11): 3.193–3.211. DOI: 10.1007/s10531-007-9172-8

Toivanen T., Kotiaho J.S. (2010): The preferences of saproxylic beetle species for different dead wood types created in forest restoration treatments. *Canadian Journal of Forest Research* 40(3): 445–464. DOI: 10.1139/X09-205

Vuidot A., Paillet Y. et al. (2011): Influence of tree characteristics and forest management on tree microhabitats. *Biological Conservation* 144(1): 441–450. DOI: 10.1016/j.biocon.2010.09.030

Wainhouse M., Boddy L. (2022): Making hollow trees: Inoculating living trees with wood-decay fungi for the conservation of threatened taxa – A guide for conservationists. *Global Ecology and Conservation* 33: e01967. DOI: 10.1016/j.gecco.2021.e01967

Westerfelt P., Widenfalk O. et al. (2015): Nesting of solitary wasps and bees in natural and artificial holes in dead wood in young boreal forest stands. *Insect Conservation and Diversity* 8(6): 493–504. DOI: 10.1111/icad.12128

Winter S., Begehold H. et al. (2015): Praxishandbuch. Naturschutz im Buchenwald: Naturschutzziele und Bewirtschaftungsempfehlungen für reife Buchenwälder Nordostdeutschlands. Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Landwirtschaft des Landes Brandenburg. Potsdam: 181 S.

Winter S., Brambach F. (2011): Determination of a common forest life cycle assessment method for biodiversity evaluation. *Forest Ecology and Management* 262(12): 2.120–2.132. DOI: 10.1016/j.foreco.2011.07.036

Winter S., Möller G.C. (2008): Microhabitats in lowland beech forests as monitoring tool for nature conservation. *Forest Ecology and Management* 255(3–4): 1.251–1.261. DOI: 10.1016/j.foreco.2007.10.029

Zahn A., Hammer M. (2017): Zur Wirksamkeit von Fledermauskästen als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme. *ANLiegen Natur* 39(1): 27–35.

Zahner V., Lackner T. et al. (2022): Köpfen für die Vielfalt. *AFZ – Der Wald* 2022(3): 18–21.

Zawadzki G., Zawadzki J. et al. (2019): Using nest-boxes in pine stands of the Augustów Forest. *Forest Research Papers* 80(2): 137–143. DOI: 10.2478/frp-2019-0012

Zubrickaitė G. (2020): Juodojo gandro (*Ciconia nigra*) perėjimo sėkmingumas dirbtiniuose lizduose. Breeding success of black stork (*Ciconia nigra*) in artificial nests. Masterthesis. Vilniaus universitetas. Vilnius: 47 S.

## Dank

Für die Bereitstellung von Fotos und Praxisbeispielen gilt unser herzlicher Dank Nicklas Jansson, Christoph Scheidegger, Isabelle Nussbeck, Jana Petermann, David Zezula, Lena Holzapfel, Anastasia Roberts und Martin Gossner. Weiterhin gilt unser Dank Lea Die-minger für die Unterstützung bei der Recherchearbeit.

**Dr. Josef Großmann**  
**Korrespondierender Autor**  
**Professur für Waldbau**  
**Albert-Ludwigs-Universität Freiburg**  
**Tennenbacher Straße 4**  
**79085 Freiburg im Breisgau**  
**E-Mail: [josef.grossmann@waldbau.uni-freiburg.de](mailto:josef.grossmann@waldbau.uni-freiburg.de)**



Der Autor forscht zu Alt- und Totholz als einer ökologischen Schlüsselrequisite in Wäldern und wurde an der Professur für Waldbau an der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg zum Thema Baummikrohabitate promoviert. Forschungen zum Vorkommen von Baummikrohabitaten in bewirtschafteten und stillgelegten Wäldern in Baden-Württemberg waren ebenso Gegenstand seiner Arbeit wie Untersuchungen über den Einfluss von Baumpflegemaßnahmen auf die Strukturvielfalt von Stadtbäumen in Montreal, Kanada. Derzeit arbeitet er als Referent für Waldnaturschutz bei der Landesforstverwaltung Baden-Württemberg. Darüber hinaus ist er als Gastwissenschaftler an der Professur für Waldbau an der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg tätig und engagiert sich im Naturschutz und der Landschaftspflege.

**Dr. Nicolas Schoof**  
**Professur für Naturschutz und Landschaftsökologie**  
**Albert-Ludwigs-Universität Freiburg**  
**Tennenbacher Straße 4**  
**79106 Freiburg im Breisgau**  
**E-Mail: [nicolas.schoof@waldbau.uni-freiburg.de](mailto:nicolas.schoof@waldbau.uni-freiburg.de)**

**Dr. Patrick Pyttel**  
**Professur für Waldbau**  
**Albert-Ludwigs-Universität Freiburg**  
**Tennenbacher Straße 4**  
**79085 Freiburg im Breisgau**  
**und**  
**Bodensee-Stiftung**  
**Fritz-Reichle-Ring 4**  
**78315 Radolfzell**  
**E-Mail: [p.pyttel@gmx.de](mailto:p.pyttel@gmx.de)**

Anzeige

[www.dnl-online.de](http://www.dnl-online.de)

Die Literaturdatenbank  
 des Bundesamtes für  
 Naturschutz



DNL-  
online



Bundesamt für  
Naturschutz