

# Biodiversität und Waldbewirtschaftung – Auswirkungen auf Artenvielfalt, Strukturdiversität und Produktivität.

---

*Jochen Dieler*

Lehrstuhl für Waldwachstumskunde, Technische Universität München

## 1 EINLEITUNG

Waldökosysteme sind für die Biodiversität im globalen Kontext von zentraler Bedeutung, sind doch 31 % der Erdoberfläche von Wäldern bedeckt (FAO 2010). Diese Schlüsselfunktion für die Sicherung der biologischen Vielfalt wurde seit der Rio Conference 1992 in mehr und mehr internationalen und nationalen politischen Richtlinien und Vereinbarungen festgehalten (Convention on Biological Diversity 2010, Forest Europe 2011). Viele dieser Programme zielen auf eine Ausweisung von Schutzwäldern ab, deren Status als Naturwälder erhalten bzw. die sich zu Naturwäldern entwickeln sollen. Der Flächenanteil von Schutzwäldern an der Gesamtwaldfläche wird in diesem Zusammenhang als guter Indikator für den Erfolg von Biodiversitätsstrategien gesehen (Elbakidze et al. 2013). Reservate allein können jedoch nur bedingt zur Biodiversitätssicherung beitragen (Lindenmeyer und Franklin 2002, Margules und Pressey 2000), da die Größenordnung der positiven Wirkungen wesentlich von deren Repräsentativität und Persistenz bezogen auf Ökosystemmuster und -funktionen (Margules und Pressey 2000) sowie von ihrer räumlichen Verbundenheit (Elbakidze et al. 2013, Parviainen et al. 2007) abhängt. Des Weiteren tragen derzeit nur etwa 12,5 % der weltweiten Waldfläche diesen Schutzstatus, was den begrenzten Beitrag zusätzlich unterstreicht (FAO 2010). Trotz der erreichten Erfolge in den letzten Jahrzehnten sind Handlungsprogramme zur Sicherung der biologischen Vielfalt in Wäldern nur unzureichend in Richtlinien überführt worden (FAO 2010), wodurch gegenwärtig weder die Verlustrate an Biodiversität noch der Druck auf die Biodiversität zurückgegangen ist (Butchart et al. 2010). Demzufolge führen zukünftige Sicherungsstrategien nicht an einem integrierenden Ansatz aus Schutz- und Wirtschaftswäldern vorbei (Lindenmeyer und Franklin 2002, Parviainen et al. 2007, Wilson et al. 2007), wobei das Wissen über die allgemeine Wirkung der Waldbewirtschaftung zumeist nur sehr vereinzelt vorliegt und noch nicht umfassend vor dem Hintergrund der Biodiversitätssicherung verstanden ist.

Biodiversität wird mit der 'Diversität an Lebensformen' ('diversity of life forms'; Hunter 1999, p. 3) gleichgesetzt, was die Komplexität des Begriffs belegt. Gleichzeitig geht aus dieser allumfassenden Definition hervor, dass die Ökosystembiodiversität nie vollständig durch ein Merkmal erfasst werden kann. So gliedert Noss (1990) Biodiversität in drei Komponenten auf – in Komposition, Funktion und Struktur, die wiederum miteinander verzahnt sind und sich gegenseitig beeinflussen. Da diese Hauptkomponenten in der Summe die gesamte Biodiversität für ein gegebenes Gebiet bestimmen, eignen sie sich in besonderer Weise zur Identifikation von Surrogat- und Indikatorvariablen, worüber wieder Biodiversitätsaspekte indirekt bzw. direkt adressiert werden können. Bezogen auf die Wald-Biodiversität auf Ebene des Bestandes, die zugleich die operationale Ebene der Forstwirtschaft bildet, steht die Komposition beispielsweise in Verbindung mit der Artenvielfalt an Tieren oder Pflanzen, die Hauptkomponente der Funktion schließt die Holzproduktion und die Kohlenstoffbindung ein und die Komponente Struktur bezieht sich auf die Waldstruktur. Zugleich werden diese Komponenten in besonderer Weise durch die Forstwirtschaft beeinflusst (Assmann 1961, Pretzsch 2009) und eignen sich deshalb als Ausgangspunkt für die Frage des Ökosystemerhalts in bewirtschafteten Wäldern. In der Literatur finden sich dazu jedoch zumeist nur Untersuchungen mit Gültigkeit für ein abgrenztest, kleinräumiges Gebiet (z.B. Bilek et al. 2011, Sitzia et al. 2012), die mehr als eine dieser Komponenten untersucht haben. Wenige Studien beschäftigen sich auf großräumlicher Skala (z. B. Torras und Saura 2008). Andere Arbeiten begegnen der Komplexität der Biodiversität bei der Frage nach Unterschieden zwischen bewirtschafteten und unbewirtschafteten Wäldern mit der Fokussierung einer dieser Hauptkomponenten (Paillet et al. 2010) oder gar der Bildung von Unterkategorien, z.B. die der Habitateignung für Käferarten (Töigo et al. 2013). So konnten Paillet et al. 2010 in einer Metaanalyse nachweisen, dass die Artenvielfalt in bewirtschafteten Wäldern signifikant geringer war als in unbewirtschafteten Wäldern. Übersichtsarbeiten zur Frage der Strukturvielfalt finden sich bis dato nicht, wenngleich der Strukturdiversität für die Biodiversitätssicherung eine hohe Bedeutung zukommt. Charakteristika der Waldstruktur können einerseits zur Identifikation von Habitat- und Schlüsselstrukturen dienen, andererseits wird eine große Vielfalt an Strukturen mit einer Steigerung der vorkommenden Arten- und Pflanzendiversität geknüpft (McElhinny et al. 2005). Gerade letzterer Punkt ist gegenwärtig von hohem Interesse für Entscheidungsträger in der praktischen Forstwirtschaft, da insbesondere die quantitative Erfassung der Waldstruktur teils turnusmäßig im Rahmen der Waldinventur erfolgt und somit ein großes Informationspotential birgt.

Die vorliegende Studie hat zum Ziel, Primäruntersuchungen zu Strukturvergleichen zwischen bewirtschafteten und unbewirtschafteten temperierten Wäldern Europas metanalytisch zu untersuchen, um folgenden grundsätzlichen

Fragen nachzugehen: (i) Unterscheiden sich bewirtschaftete Wälder in ihren strukturellen Kennwerten von unbewirtschafteten Wäldern? (ii) Werden mögliche strukturelle Unterschiede umso deutlicher, je länger die Bewirtschaftung eingestellt wurde?

## **2. Material und Methoden**

### **2.1 Datengrundlage und Abgrenzung der untersuchten Strukturmerkmale**

Die Untersuchung beschränkt sich auf die Analyse der Strukturdiversität von temperierten Wäldern Europas. Temperierte Wälder formen das Biom zwischen tropischen und borealen Wäldern (McGinley et al. 2011). Biome werden primär nach den vorherrschenden Lebensgemeinschaften, der geographischen Lage und dem Klima definiert. Letzterem kommt eine große Bedeutung bei der Abgrenzung von Biomen zu. Die in die Meta-Analyse eingehenden Primäruntersuchungen temperierter Wälder sind nach McGinley et al. 2011 klimatisch wie folgt einzuordnen: jahreszeitliches Klima mit ausgeprägtem Winter, Vegetationsperiode von 140 bis 200 Tagen mit vier bis sechs frostfreien Monaten, Temperaturspanne zwischen -30 und 30 °C und Jahresniederschlagssummen von etwa 750 bis 1500 mm. Bei der Beschränkung auf temperierte Wälder Europas ist zu beachten, dass dieses Biom ebenfalls auf den Osten Nordamerikas und das nordöstliche Asien verteilt ist.

Als Datenbasis für die Analyse von Unterschieden in der Strukturvielfalt zwischen unbewirtschafteten und bewirtschafteten Wäldern dienten Primäruntersuchungen der Literatur. Zu diesem Zweck wurde eine Literaturrecherche mittels der gängigen Datenbanken ISI Web of Science und Google Scholar mit folgenden englischen Suchbegriffen in unterschiedlichen Kombinationen durchgeführt: forest management, thinning, biodiversity, structure, structural diversity, managed, unmanaged, natural, virgin, forest. In einem zweiten Schritt wurden die Literaturverzeichnisse der Veröffentlichungen nach dem Schneeballprinzip nach weiteren relevanten Primäruntersuchungen durchsucht, die nicht in den Suchergebnissen der Datenbankrecherchen enthalten waren. Parallel dazu wurden die Suchergebnisse auf das Gebiet der temperierten Wälder Europas eingegrenzt.

In der Summe ergab die Recherche einen Pool an 19 Veröffentlichungen, in denen 56 paarweise Vergleiche unterschiedlicher Merkmalsvariablen der Struktur aufgeführt waren (Tab. 1). Alle Paarvergleiche sind durch Angabe von Mittelwert, Standardabweichung und Stichprobenumfang sowohl der Referenzgruppe (unbewirtschaftete Wälder) als auch der Testgruppe (bewirtschaftete Wälder) gekennzeichnet. In einigen Fällen wurde es notwendig, letztgenannte deskriptive Werte aus den Abb.en abzugreifen, da sie weder im Text noch in Tab.n aufgeführt waren. Ebenso wurden teilweise berichtete Standardfehler auf die Standardabweichung zurücktransformiert.

Aufgrund der unterschiedlichen ökologischen Aussagekraft der berichteten Indikatoren, wurden die recherchierten Paarvergleiche der Merkmalsausprägungen zu Unterkategorien – d.h. Biodiversitätskomponenten der Struktur - zusammengefasst, um zu generalisierbaren Ergebnissen bei der Metaanalyse zu gelangen. Im Einzelnen wurden die Strukturkomponenten Mitteldurchmesser, Bestandesgrundfläche, Bestandesdichte, Maximaler Durchmesser, Anzahl von Mikrohabitaten und Größendiversität untersucht. Dabei wurde die statistische Unabhängigkeit von Studien innerhalb dieser Teilbereiche darüber gewährleistet, dass im Falle von Untersuchungen mit mehr als einer untersuchten Merkmalsausprägung je zusammengefasster Unterkategorie, z.B. Sitzia et al. (2012) mit berichteter Höhen- und Durchmesserdiversität, nur ein Paarvergleich je Studie in die statistische Auswertung einging. Das Auswahlkriterium hierbei war zumeist ein höherer Stichprobenumfang. Paarvergleiche einer Studie zu unterschiedlichen Unterkategorien fanden jedoch Berücksichtigung, da hier das Kriterium der Unabhängigkeit nicht berührt wird.

Waldbewirtschaftung und damit waldbauliche Eingriffe im Laufe eines gesamten Bestandeslebens, allgemein Einflussnahmen auf den Wald, umfassen beginnend mit der Bestandesbegründung, unterschiedliche Durchforstungsarten und -stärken teils begleitet von Düngungsmaßnahmen bis hin zu Kahlschlägen im Zuge der Endnutzungen oder Überführungsmaßnahmen hin zum Dauerwaldcharakter. Bei der Frage nach Unterschieden zwischen bewirtschafteten und unbewirtschafteten Waldökosystem gilt es folglich diese menschlich herbeigeführten Störungen zu adressieren. Die Literaturrecherche ergab, dass sich bei der Mehrheit der Primäruntersuchungen die Differenzierung zwischen Natur- und Wirtschaftswäldern auf die Art der Durchforstung stützte. Zudem lassen die in den Aufsätzen berichteten Definitionen von Durchforstung keine eindeutige Einwertung zu. Dementsprechend werden in der vorliegenden Metaanalyse keine Unterscheidungen zwischen unterschiedlichen Durchforstungsregimen getroffen. Der verwendete Begriff „bewirtschaftet“ subsummiert folglich unterschiedliche Durchforstungsarten („selective thinning“, „thinning from below“, „shelterwood system“, „group selection logging“ oder „Plenterwald system“). Neben dem Einfluss der Bewirtschaftung allgemein ermöglichen die Primäresultate jedoch zusätzlich die Analyse, welche Auswirkung die zeitliche Dauer der Flächenstilllegung innerhalb des Kollektivs der unbewirtschafteten Wälder, d.h. wie lange diese Wälder seit dem Zeitpunkt der Untersuchung nicht mehr bewirtschaftet sind (TSA, „time since abandonment“), auf mögliche strukturelle Unterschiede hat.

Tab. 1: Übersicht der in die Metaanalyse einfließenden Primär-Untersuchungen geordnet nach zusammengefassten Strukturkomponenten. Neben den deskriptiven Originalwerten Mittelwert, Standardabweichung, Stichprobenumfang und TSA sind die studienindividuellen Effektgrößen und Varianzen angegeben.

Untersuchung	Journal	Strukturkomponente	Messgröße	hR	v <sub>hR</sub>	Mittelwert <sub>studien</sub>	s <sub>studien</sub>	N <sub>studien</sub>	Mittelwert <sub>meta</sub>	s <sub>meta</sub>	N <sub>meta</sub>	TSA
1	Paffelt et al. 2012	Forest Ecology and Management	Mittelbäumessser	-0,83	0,0020	63,35	36,50	184	27,75	8,50	496	400
2	Müller et al. 2007	European Journal of Forest Research	Mittelbäumessser	-0,40	0,0017	74,00	3,46	3	49,83	3,76	6	25
3	Merino et al. 2007	Forest Ecology and Management	Mittelbäumessser	-0,26	0,0040	29,90	7,90	32	23,00	4,50	21	101
4	Lajo et al. 2004	Acta Oecologica	Mittelbäumessser	-0,16	0,0020	29,40	10,00	166	25,00	6,90	59	40
5	Commansot et al. 2005	For. Show, Lands c. Res.	Mittelbäumessser	-0,14	0,0015	48,00	6,90	40	41,60	8,30	40	65
6	Frède 12006	Feddes Reportorium	Mittelbäumessser	-0,10	0,0053	51,00	28,00	100	46,00	22,00	100	50
7	Bakk et al. 2011	Forest Systems	Mittelbäumessser	0,36	0,0123	42,35	9,12	4	60,70	3,22	4	55
8	Chen et al. 2004	Be. Ir. Forwms ch. U. Lausche ch. ökol.	Bestandesgrundfläche	-1,24	0,0921	26,50	7,40	18	7,70	5,10	5	45
9	Paffelt et al. 2012	Forest Ecology and Management	Bestandesgrundfläche	-0,66	0,0000	58,00	0,00	1	30,00	0,00	1	400
10	Chen et al. 2004	Be. Ir. Forwms ch. U. Lausche ch. ökol.	Bestandesgrundfläche	-0,29	0,0245	18,10	8,40	21	13,60	4,30	7	45
11	Merino et al. 2007	Forest Ecology and Management	Bestandesgrundfläche	-0,24	0,0090	48,00	19,40	32	37,60	10,70	21	101
12	Chen et al. 2004	Be. Ir. Forwms ch. U. Lausche ch. ökol.	Bestandesgrundfläche	-0,16	0,0012	38,50	7,50	70	32,70	3,10	14	45
13	Vidote et al. 2011	Biological Conservation	Bestandesgrundfläche	-0,13	0,0075	26,50	10,50	36	23,30	8,20	39	15
14	Togo et al. 2013	Biological Conservation	Bestandesgrundfläche	-0,11	0,0073	25,00	11,70	42	22,50	6,80	43	15
15	Chen et al. 2004	Be. Ir. Forwms ch. U. Lausche ch. ökol.	Bestandesgrundfläche	-0,09	0,0035	26,90	6,10	23	24,60	4,90	31	45
16	Palkt and Saur 2010	Pedobiologia	Bestandesgrundfläche	-0,06	0,0141	40,90	4,92	5	38,70	9,17	5	10
17	Bakk et al. 2011	Forest Systems	Bestandesgrundfläche	-0,03	0,0114	33,20	3,39	4	32,10	6,02	4	55
18	Frède 12006	Feddes Reportorium	Bestandesgrundfläche	0,00	0,0052	25,00	9,00	45	25,00	8,00	45	50
19	Stim et al. 2012	Forest Ecology and Management	Bestandesgrundfläche	0,08	0,0114	46,80	10,00	10	50,50	13,20	10	60
20	Commansot et al. 2005	For. Show, Lands c. Res.	Bestandesgrundfläche	0,23	0,0017	30,70	5,30	40	38,50	7,40	40	65
21	Burascino et al. 2008	Plant Biosystems	Bestandesgrundfläche	0,25	0,0061	30,70	6,30	16	39,30	9,30	16	101
22	Chen et al. 2004	Be. Ir. Forwms ch. U. Lausche ch. ökol.	Bestandesgrundfläche	0,27	0,0077	22,50	6,00	18	29,50	3,60	4	45
23	Bakk et al. 2011	Forest Systems	Bestandesdichte	-0,77	0,0143	237,50	48,79	4	110,50	13,58	4	55
24	Commansot et al. 2005	For. Show, Lands c. Res.	Bestandesdichte	-0,17	0,0088	259,00	143,50	40	219,00	46,90	40	65
25	Nicholse et al. 2013	Forest Ecology and Management	Bestandesdichte	-0,11	0,0011	88,60	5,70	10	79,50	6,80	10	60
26	Müller et al. 2007	European Journal of Forest Research	Bestandesdichte	-0,02	0,0265	70,33	13,58	3	68,83	20,03	6	25
27	Lajo et al. 2004	Acta Oecologica	Bestandesdichte	0,00	0,0057	0,40	0,20	166	0,40	0,20	59	40
28	Burascino et al. 2008	Plant Biosystems	Bestandesdichte	0,29	0,0093	568,90	238,40	32	758,30	213,40	21	101
29	Merino et al. 2007	Forest Ecology and Management	Bestandesdichte	0,32	0,0034	66,70	15,40	16	92,20	2,60	16	101
30	Frède 12006	Feddes Reportorium	Bestandesdichte	0,37	0,0882	270,00	260,00	45	390,00	680,00	45	50
31	Boncina 2000	Global Ecology & Biogeography	Bestandesdichte	0,39	0,0000	265,00	1,00	1	393,00	0,00	1	101
32	Chumak et al. 2005	For. Show, Lands c. Res.	Bestandesdichte	0,63	0,0274	2530,25	637,43	4	4750,00	1019,88	4	65
33	Witner and Möller 2008	Forest Ecology and Management	Bestandesdichte	0,93	0,2532	837,50	123,74	2	2118,30	3297,42	10	101
34	Paffelt et al. 2012	Forest Ecology and Management	Bestandesdichte	0,99	0,0000	184,00	0,00	1	496,00	0,00	1	400
35	Burascino et al. 2008	Plant Biosystems	Maximaler Durchmesser	-1,41	0,0714	7,40	2,80	16	1,80	1,80	16	101
36	Boncina 2000	Global Ecology & Biogeography	Maximaler Durchmesser	-1,38	0,0000	665,00	1,00	1	168,00	0,00	1	101
37	Büker and Lechtat 2009	Schweiz. Z. Forstwes	Maximaler Durchmesser	-0,46	0,0150	4,60	2,88	92	2,90	2,88	92	30
38	Bakk et al. 2011	Forest Systems	Maximaler Durchmesser (cm)	-0,15	0,0018	109,20	1,41	4	93,98	7,87	4	55

Untersuchung	Journal	Strukturkomponente	Messgröße	hR	v <sub>alt</sub>	Mittelwert <sub>unten</sub>	s <sub>unten</sub>	N <sub>alt/new</sub>	Mittelwert <sub>low</sub>	s <sub>low</sub>	N <sub>new</sub>	TSA
39	Vaidot et al. 2011	Ecological Conservation	Anzahl der Mikrohabitate je Baum	0,06	0,0054	2,04	0,63	36	2,18	0,72	39	
40	Fridel 2006	Feldes Repertorium	Anzahl von Wachstumsanomalien	-0,59	2,5723	0,90	1,00	100	0,50	8,00	100	50
41	Bülker und Lachat 2010	Schweiz Z Forstwes	Anzahl von Habkatsstrukturen	-0,79	0,0422	430,00	338,03	24	195,00	122,47	24	30
42	Bülker und Lachat 2010	Schweiz Z Forstwes	Anzahl von Habkatsstrukturen	-0,92	0,0216	496,00	186,16	24	199,00	122,47	24	30
43	Bülker und Lachat 2010	Schweiz Z Forstwes	Anzahl von Habkatsstrukturen	-0,68	0,0303	279,00	161,67	24	141,00	88,18	24	30
44	Bülker und Lachat 2010	Schweiz Z Forstwes	Anzahl von Habkatsstrukturen	-0,70	0,0244	207,00	93,08	24	103,00	63,69	24	30
45	Winger und Müller 2008	Forest Ecology and Management	Anzahl von Habkatsstrukturen	-1,11	0,0231	251,44	197,51	37	82,47	83,86	161	101
46	Ehik et al. 2011	Forest Systems	Durchmesservariation	-0,87	0,0207	29,36	7,88	4	12,30	1,27	4	55
47	Ovchab et al. 2004	Beitr. Forstwissch. U. Landschaftsökol	Durchmesservariation	-0,37	0,0665	0,40	0,12	18	0,28	0,16	5	45
48	Ovchab et al. 2004	Beitr. Forstwissch. U. Landschaftsökol	Durchmesservariation	-0,34	0,0188	0,36	0,09	21	0,26	0,09	7	45
49	Burzacano et al. 2008	Plant Biology	Anzahl von Durchmessererklassen	-0,25	0,0043	9,40	1,80	16	7,30	1,30	16	101
50	Ovchab et al. 2004	Beitr. Forstwissch. U. Landschaftsökol	Durchmesservariation	-0,21	0,0055	0,31	0,07	70	0,25	0,06	14	45
51	Ovchab et al. 2004	Beitr. Forstwissch. U. Landschaftsökol	Durchmesservariation	-0,18	0,0109	0,32	0,12	23	0,27	0,10	31	45
52	Lalob et al. 2004	Acta Oecologia	Durchmesservariation	-0,15	0,0076	37,30	19,60	166	32,10	19,00	59	40
53	Lalob et al. 2004	Acta Oecologia	Variation der Bestandestärke	-0,12	0,0071	60,70	34,60	166	53,90	29,60	59	40
54	Merno et al. 2007	Forest Ecology and Management	Durchmesservariation	-0,12	0,0064	0,27	0,09	32	0,24	0,06	21	101
55	Ovchab et al. 2004	Beitr. Forstwissch. U. Landschaftsökol	Durchmesservariation	0,01	0,0031	0,29	0,06	18	0,29	0,02	4	45
56	Skins et al. 2012	Forest Ecology and Management	Durchmesservariation	0,05	0,0021	1,90	0,20	10	2,00	0,20	10	60

Zusammenfassend decken die Biodiversitätskomponenten der Struktur in der vorliegenden Untersuchung die Bereiche ‚mittlere Bestandes- und Baumcharakteristika‘ und ‚Strukturdiversität‘ ab. Die Frage nach Paarvergleichen zum Thema Totholzmenge und -art blieb für die Anfertigung dieser Studie unberücksichtigt.

## 2.2 Metaanalyse

Metaanalysen ermöglichen eine systematische und umfassende Zusammenfassung von Primär-Untersuchungen, bei denen aus den Effekten der empirischen Einzelergebnisse mittels statistischer Verfahren ein gepoolter Effektschätzer berechnet wird. Im Vergleich zu klassischen Übersichtsarbeiten (narrativen Reviews) erfolgt hier eine systematische Literaturrecherche über definierte Suchbegriffe sowie die anschließende statistische Effektgrößenschätzung. Es wird untersucht, ob ein Effekt vorliegt und wie groß dieser ist.

Die Effektgrößenberechnung je Einzelstudie basiert auf der Berechnung des *log transformed ratio of means*  $\ln R$  (Hedges et al. 1999) nach der Gleichung

$$\ln R = \ln\left(\frac{\bar{X}_{\text{bew}}}{\bar{X}_{\text{unbew}}}\right) = \ln(\bar{X}_{\text{bew}}) - \ln(\bar{X}_{\text{unbew}}), \quad (1)$$

die den relativen Unterschied einer gegebenen Strukturvariable zwischen dem Mittelwert des Test-  $\bar{X}_{\text{bew}}$  (bew, bewirtschafteter Wald) und dem Mittelwert des Referenzkollektivs  $\bar{X}_{\text{unbew}}$  (unbew, unbewirtschafteter Wald) ausdrückt. Ein Wert von  $\ln R = 0$  bedeutet, dass keine Unterschiede zwischen den Kollektiven vorliegen;  $\ln R < 0$ , dass das Merkmal in bewirtschafteten Wäldern geringer ausfällt und  $\ln R > 0$ , dass es in bewirtschafteten Wäldern größer ausfällt. In den ErgebnisTab.n und -Abb.en wird ausschließlich der delogarithmierte Wert  $L$  von  $\ln R$  ( $L = e^{\ln R}$ ) aufgeführt, da dieser insbesondere für  $\ln R \neq 0$  leichter zu deuten ist. So zeigt  $L = 0,6$ , dass das entsprechende Merkmal im bewirtschafteten Wald nur 60 % von dem in unbewirtschafteten Wäldern beträgt. Des Weiteren ist für die nachfolgende Abschätzung des mittleren Gesamteffektes der Studien, ausgedrückt durch die gepoolte Effektgröße (true effect), die Berechnung der Varianz  $v_{\ln R}$  von  $\ln R$  je Einzelstudie notwendig. Diese ergibt sich als

$$v_{\ln R} = \frac{(s_{\text{bew}})^2}{N_{\text{bew}} (\bar{X}_{\text{bew}})^2} + \frac{(s_{\text{unbew}})^2}{N_{\text{unbew}} (\bar{X}_{\text{unbew}})^2}, \quad (2)$$

mit der Standardabweichung der Mittelwerte  $s$ , dem Stichprobenumfang  $N$  und dem Mittelwert  $\bar{X}$  der betrachteten Strukturvariable für das Test- (bew) und das Referenzkollektiv (unbew).

Die Berechnung der gepoolten Effektgröße (true effect) erfolgte mittels random-effects models, um möglichen Differenzen zwischen den Einzelstudien ausgehend beispielsweise von den verwendeten Methoden oder den Stichprobenmerkmalen Rechnung zu tragen (Viechtbauer 2010). Hierbei werden die beobachteten Effektgrößen  $\ln R_i$  der Untersuchungen  $i = 1, \dots, k$  in fixe und zufällige Effekte aufgeteilt

$$\ln R_i = \theta_i + \varepsilon_i = \mu + u_i + \varepsilon_i \quad (3)$$

mit  $\ln R_i$  dem beobachteten Effekt der Untersuchung  $i$ ,  $\theta_i$ , dem wahren Effekt und  $\varepsilon_i$  der Reststreuung. Im random-effects Modell wird angenommen, dass  $\theta_i$  gleich der Summe aus dem mittleren wahren Effekt  $\mu$  (fixer Effekt) und der untersuchungsbedingten Zufallsfehler  $u_i$  ist (Hedges und Vevea 1998). Für den Zufallsfehler gilt  $u_i \sim N(0, r^2)$ , d.h. der wahre Effekt unterliegt der Annahme der Normalverteilung um den Mittelwert  $\mu$  und der Varianz  $r^2$ .

Alternativ können Moderatorvariablen in Gleichung 3 integriert werden, um deren Einfluss auf die gepoolte Effektgröße zu untersuchen. Diese Methode wurde für Frage ii angewandt. Dabei wird  $\theta_i$  als eine Funktion der erklärenden Variable ‚Zeitraum seit der Beendigung der Bewirtschaftung (TSA, time since abandonment) innerhalb der unbewirtschafteten Wälder‘ ausgedrückt:

$$\theta_i = \beta_0 + \beta_1 \times \text{TSA}_i + u_i, \quad (4)$$

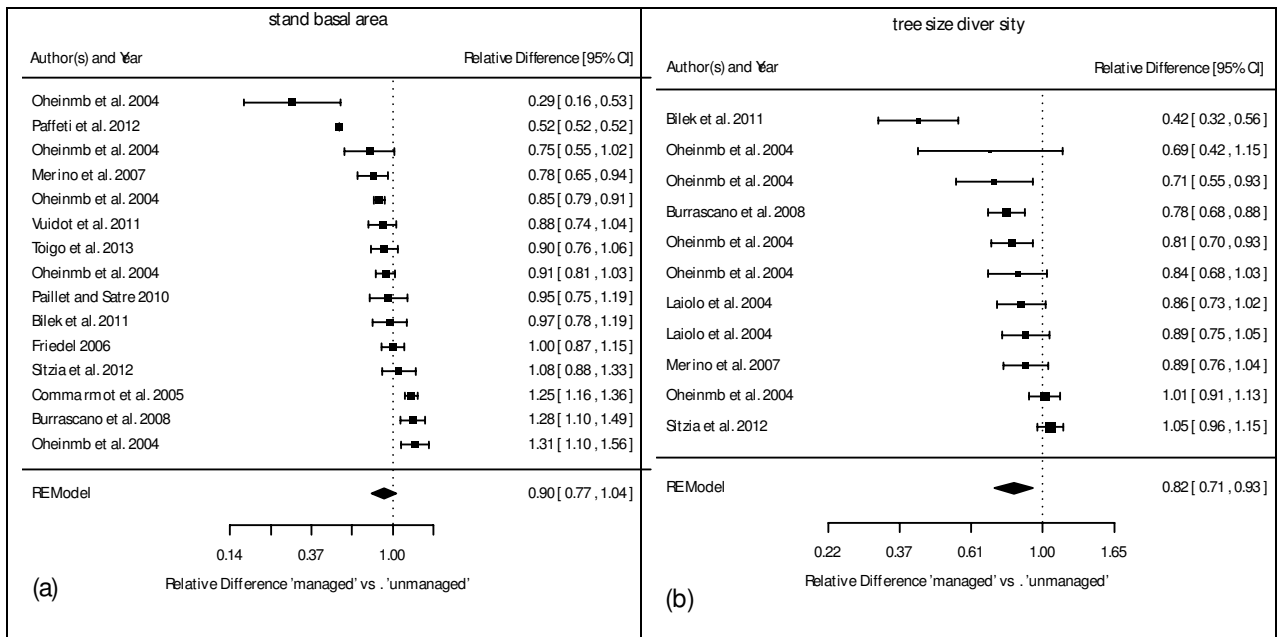
mit  $\theta_i$  dem wahren Effekt,  $\beta_0$  und  $\beta_1$  Regressionskoeffizienten,  $\text{TSA}_i$  dem Zeitraum seit Beendigung der Bewirtschaftung in den unbewirtschafteten Wäldern und  $u_i$  dem Zufallsfehler unter der Annahme  $u_i \sim N(0, r^2)$  (Viechtbauer 2010). Die Anwendung dieses Modells hat zum Ziel, den Einfluss der Moderatorvariable auf die Ausprägung der gepoolten Effektgröße quantitativ zu erfassen.

Die Metanalysen in der vorliegenden Arbeit wurden mit dem Softwarepaket „metafor“ (Viechtbauer 2010) der Statistiksoftware R (R Core Team 2013) durchgeführt. Für die Schätzung der Varianzkomponenten bei der Anpassung der Regressionsmodelle wurde die Methode REML (restricted maximum likelihood criterion) verwendet.

### 3. ERGEBNISSE

#### 3.1 Strukturelle Unterschiede zwischen bewirtschafteten und unbewirtschafteten Wäldern

In Abb. 1 sind für einen ersten Überblick die Effektgrößen der Einzelstudien und die gepoolten Effektgrößen auf Basis der Metaanalysen, d.h. die relativen Unterschiede zwischen den Merkmalsausprägungen im bewirtschafteten im Vergleich zum unbewirtschafteten Wald für die Strukturkomponenten der Bestandesdichte und der Größendiversität dargestellt.



**Abb. 1:** Forest plot der Effektgrößen der Einzelstudien und der gepoolten Effektgröße für die untersuchten Strukturkomponenten (a) Bestandesgrundfläche und (b) Größendiversität. Dargestellt ist jeweils die relative Differenz der Ausprägung im bewirtschafteten versus unbewirtschafteten Wald sowie die Grenzen des 95 % Konfidenzintervalls. Ein Wert von 1.00 bedeutet, dass keine Unterschiede vorliegen; 0,82 wiederum, dass z.B. die Größendiversität im bewirtschafteten Wald um 18 % kleiner ist als im unbewirtschafteten Wald.

Beide Strukturkomponenten lassen zunächst negative (< 1.0) als auch positive (> 1.0) Abweichungen vom Beobachtungswert der unbewirtschafteten Wälder auf Ebene der Einzelstudien erkennen. Zusammenfassend zeigt sich jedoch, dass sowohl die Bestandesgrundfläche als auch die Variation der Baumgrößen im Wirtschaftswald geringer ist. In den unbewirtschafteten Wäldern ist die Grundfläche durchschnittlich um 10 % geringer und die Größendiversität um 18 %, wobei nur letztere signifikant verschieden von 1.0 ist.

Die Betrachtung der gepoolten Effektgrößen aller untersuchten Strukturkomponenten erbringt folgendes Muster (Tab. 2). Die bewirtschafteten Wälder zeigen im Mittel geringere Baumgrößen und Bestandesgrundflächen. Die Bestandesdichte ist wiederum erhöht, was sich möglicherweise aus der geringen Bestandesgrundfläche erklären lässt. Die Analyse dieser drei Komponenten zeigt jedoch nur Tendenzen innerhalb der Wirtschaftswälder auf. Die Differenzen unterscheiden sich nicht signifikant von 1.0. Die Metaanalysen für die Komponenten des maximalen Durchmessers, der Anzahl von Mikrohabitaten und der Größendiversität dagegen weisen signifikant negative Unterschiede zwischen bewirtschafteten und unbewirtschafteten Wäldern auf. Bäume großer Dimension und die Anzahl von Mikrohabitaten sind im Wirtschaftswald um circa 50 % reduziert.

**Tab. 2:** Zusammenfassung der random-effects Modelle zur Schätzung der gepoolten Effektgröße ‚bewirtschaftet‘ versus ‚unbewirtschaftet‘ der Strukturkomponenten Mitteldurchmesser, Bestandesgrundfläche, Bestandesdichte, Maximaldurchmesser, Anzahl von Mikrohabitaten und Größendiversität.

N = Stichprobenumfang;  $\mu$  = gepoolte Effektgröße auf Basis der random-effects Modelle; 95 % CI = Grenzen des 95 % Konfidenzintervalls; p value = Signifikanzniveau

Kategorie	N	$\mu$	95 % CI		p value
Mitteldurchmesser	6	0,82	0,61	1,11	0,2010
Bestandesgrundfläche	15	0,90	0,80	1,04	0,1618
Bestandesdichte	11	1,26	0,93	1,69	0,1332
Maximaldurchmesser	4	0,44	0,23	0,82	0,0090
Anzahl von Mikrohabitaten	7	0,51	0,36	0,72	0,0001
Größendiversität	11	0,82	0,71	0,93	0,0030

$\mu$  = Delogarithmus der gepoolten Effektgröße bewirtschaftete versus unbewirtschaftet

### 3.2. Einfluss der zeitlichen Dauer der Flächenstilllegung auf strukturelle Unterschiede

Nachdem die Metaanalysen für die untersuchten Komponenten der Struktur teilweise signifikante Unterschiede zwischen bewirtschafteten und unbewirtschafteten Wäldern erbrachten, wurde in einem weiteren Auswertungsschritt geprüft, ob die Differenzen umso ausgeprägter werden, je länger die letzten Eingriffe in den unbewirtschafteten Wäldern zurückliegen. Mit Ausnahme der Größendiversität konnten signifikante Zusammenhänge zwischen der Dimension der gepoolten Effektgröße und der zeitlichen Dauer der Flächenstilllegung nachgewiesen werden. Danach werden die negativen Abweichungen der bewirtschafteten Wälder bezogen auf Mitteldurchmesser, Grundfläche, maximale Baumdimensionen und Anzahl von Mikrohabitaten mit zunehmender Dauer der Nicht-Bewirtschaftung immer größer.

**Tab. 3:** Zusammenfassung der Modelle zur Analyse, inwieweit die zeitliche Dauer der Beendigung der Bewirtschaftung in den unbewirtschafteten Wäldern die Differenz der Strukturkomponenten Mitteldurchmesser, Bestandesgrundfläche, Bestandesdichte, Maximaldurchmesser, Anzahl von Mikrohabitaten und Größendiversität zwischen bewirtschafteten und unbewirtschafteten Wäldern beeinflusst.

SE = Standardfehler; p value = Signifikanzniveau, N = Stichprobenumfang

Strukturkomponente	Intercept ( $\pm$ SE)	Steigung ( $\pm$ SE)	p value	N
Mitteldurchmesser	-0,0259 $\pm$ 0,1235 +	-0,0019 $\pm$ 0,008 +	0,01	7
Bestandesgrundfläche	0,0237 $\pm$ 0,0901 +	-0,0015 $\pm$ 0,007 +	0,03	14
Bestandesdichte	-0,1005 $\pm$ 0,1524 +	0,0029 $\pm$ 0,0011 +	0,01	12
Maximaldurchmesser	0,3139 $\pm$ 0,5054 +	-0,016 $\pm$ 0,0066 +	0,02	4
Anzahl von Mikrohabitaten	-0,6383 $\pm$ 0,1348 +	-0,0047 $\pm$ 0,0024 +	0,05	6
Größendiversität	-0,2096 $\pm$ 0,2013	0,0001 $\pm$ 0,0033	0,98	11

## 4 DISKUSSION

Die untersuchten Strukturkomponenten stellen wichtige Indikatoren der Biodiversität in Waldökosystemen dar (McElhinny et al. 2005). Ein in der vorliegenden Arbeit jedoch unberücksichtigter Aspekt ist der des Totholzes. Diesem kommt eine Schlüsselbedeutung mit Blick auf den Nährstoffkreislauf und die Regulationsmechanismen von Ökosystemfunktionen zu, indem es einen wichtigen Lebensraum und Nahrungsquelle für die Flora und Fauna darstellt (Lassauce et al. 2011). Damit stellt das Totholz eine maßgeblich die biologische Vielfalt beeinflussende Größe im Ökosystem Wald dar. Aufgrund seines Surrogatcharakters kann eine differenzierte Quantifizierung des

Totholzes, beispielsweise nach stehend / liegend, Nadel- / Laubholz oder Zersetzungsgrad, sehr einfach mit dem potentiellen Vorkommen an Arten verknüpft werden (vgl. Jonsson et al. 2005, Lassauce et al. 2011).

Die größte Schwäche mit Blick auf die Aussagekraft der Untersuchung stellt der geringe Stichprobenumfang der betrachteten Strukturvergleiche zwischen bewirtschafteten und unbewirtschafteten Wäldern dar. Ein Grund dafür ist in dem geringen Flächenanteil von temperierten Naturwäldern Europas bzw. Wäldern, die sich über eine längere Zeit ohne menschliche Einflüsse entwickeln konnten, begründet. Untersuchungen beispielsweise von borealen Wäldern sind zahlenmäßig in der Literatur deutlich häufiger vertreten. Dieser Aspekt unterstreicht jedoch ebenso den Forschungsbedarf auf diesem Gebiet und das derzeit nur unvollständige Wissen über die Einflussnahme der (forstlichen) Bewirtschaftung auf die Biodiversität.

#### *Relevanz der Ergebnisse für die Biodiversitätssicherung*

Im Kontext von Untersuchungen zur Biodiversität innerhalb von Waldökosystemen werden die Waldstruktur und deren Vielfalt grundsätzlich mit zwei Aspekten verknüpft. Zum einen können diese direkt mit praktischen Surrogaten der Biodiversität in Verbindung gebracht werden (z.B. Schlüsselemente von Lebensräumen für bestimmte Arten) (z.B. Müller et al. 2009), zum anderen fungiert die Struktur als Ressource für die Biodiversität an sich (z.B. das Vorhandensein struktureller Vielfalt, was wiederum mit der Vielfalt an Flora und Fauna gleichzusetzen ist) (McElhinny et al. 2005). Daran lässt sich ablesen, dass ein strukturelles Merkmal alleine einen nur unzureichenden Erklärungswert liefert; dagegen eine Gruppe von Indikatoren wichtige Beiträge zum Systemverständnis leistet.

Der metaanalytische Vergleich der Strukturkomponenten erbrachte für die Aspekte der maximalen Baumdimensionen, die Anzahl von Mikrohabitaten und die Größenvariation signifikante Unterschiede zwischen bewirtschafteten und unbewirtschafteten temperierten Wäldern Europas. Alle drei genannten Merkmale waren im Wirtschaftswald geringer ausgeprägt und indizieren damit eine geringere biologische Vielfalt. Die ökologische Relevanz dieser Aspekte für die Biodiversität steht dabei außer Frage (Burrascano et al. 2013, McElhinny et al. 2005, Sitzia et al. 2012). So stellen Bäume starker Dimension einen wichtigen biologischen Indikator dar, da es sich hierbei um ein häufig limitierendes strukturelles Element handelt. Alte Bäume sind mit bedeutenden Lebensraumtypen für eine Reihe spezialisierter Arten gleichzusetzen, die an jüngeren Baumstadien gewöhnlich nicht oder nur selten anzutreffen sind (Jacob et al. 2013). Analog dazu werden Mikrohabitatsstrukturen und damit Habitattypen in Verbindung gebracht (Winter und Möller 2008). Die hier dargelegten Ergebnisse weisen folglich daraufhin, dass Strukturen wie Kronenbrüche oder Rinden- und Wachstumsanomalien in Wirtschaftswäldern in geringerer Häufigkeit vertreten sind. Unter Größendiversität werden Merkmale der Durchmesser- oder Höhenvariation subsummiert, die eine große Vielfalt sowohl an Strukturen auf der Skalenebene des Einzelbaums als auch auf der des Bestandes zur Verfügung stellen - damit gleichzusetzen einen Nischenreichtum.

Bei den eher klassischen forstlichen Charakteristika der mittleren Baumgröße, der Bestandesgrundfläche und der Bestandesdichte konnten keine signifikanten Differenzen nachgewiesen werden. Die dargelegten Muster für Grundfläche und Dichte decken sich in ihrer Tendenz jedoch mit den Ergebnissen von Burrascano et al. 2013, die temperierte Wälder allgemein untersuchten. Aus ökologischer Sicht eignen sich diese insbesondere dazu, zwischen Entwicklungsstadien zu unterscheiden. Ihr Informationsgehalt ist isoliert betrachtet eher gering, dagegen umso höher einzuschätzen, wenn sie mit Aspekten der Größenvariation korreliert werden. So kann die Durchmesser- oder Höhenverteilung trotz gleichem Mitteldurchmesser unterschiedlich sein.

Des Weiteren erbringen die Ergebnisse, dass die Differenzen bei den Strukturkomponenten mit Ausnahme der Größendiversität umso größer werden, je länger menschlichen Einflüsse in den unbewirtschafteten Wäldern zurückliegen, was die ökologische Relevanz natürlicher Prozesse für die Biodiversität unterstreicht.

#### *Perspektiven*

Strukturelle Aspekte der Biodiversität stellen in ihrer Erfassbarkeit ein großes Informationspotential für die Forstwirtschaft zur Verfügung und eignen sich damit in besonderer Weise dazu, einerseits den Ist-Zustand zu quantifizieren, andererseits aber auch einen Soll-Zustand zu definieren. Anhand dessen lassen sich operationale Ziele definieren, die letztlich in einer die Biodiversitätssicherung verfolgenden integrierenden Bewirtschaftungsansatz münden. Anhand der dargelegten Ergebnisse würde dies beispielsweise eine definierte Anzahl von Bäumen eines gewissen Mindestdurchmessers oder aber die Erreichung einer gegebenen Durchmesser- oder Höhenverteilung nach sich ziehen. Die grundsätzliche Frage, wie waldbauliche Eingriffe bestmöglich Prozesse emulieren, wie sie unter ungestörten Bedingungen ablaufen, ist dabei Gegenstand zukünftiger Forschung.



Zusammenfassend erbringt die Untersuchung strukturelle Unterschiede von bewirtschafteten im Vergleich zu unbewirtschafteten Wäldern. Wissenslücken verbleiben jedoch in Bezug auf Einflussgrößen beispielsweise der Durchforstungsart oder der Standortgüte.

## 5 ZUSAMMENFASSUNG

Das Wissen zu strukturellen Unterschieden zwischen bewirtschafteten und unbewirtschafteten Wäldern rückt vor dem Hintergrund der Biodiversitätssicherung zunehmend in den Fokus. Der Beitrag prüft durch eine systematische Zusammenfassung von Primäresultaten publizierter Arbeiten, ob sich über ein breites Spektrum von Paarvergleichen in temperierten Wäldern Europas Unterschiede in ausgewählten Strukturkomponenten zeigen und ob diese zusätzlich dadurch beeinflusst werden, wie lange die untersuchten unbewirtschafteten Wälder aus der Nutzung genommen wurden.

Bewirtschaftungseffekte können zu einer Reihe von Veränderungen der Bestandesstruktur führen. Die vorliegende Metaanalyse erbringt, dass bewirtschaftete Wälder im Durchschnitt der untersuchten Studien durch signifikant reduzierte maximale Baumdimensionen (-56%), weniger Mikrohabitate (-49%) und eine geringere Baumgrößendiversität (-18%) im Vergleich zu unbewirtschafteten Wäldern gekennzeichnet sind. Die strukturellen Charakteristika der mittleren Baumdimension, Bestandesgrundfläche und Bestandesdichte lassen ebenfalls tendenzielle Differenzen erkennen, diese sind jedoch statistisch nicht belastbar ( $p \geq 0,05$ ). Des Weiteren kann die Berücksichtigung der zeitlichen Länge der Nicht-Bewirtschaftung von unbewirtschafteten Wäldern einen Teil des Datenstreuungs erklären. Die strukturellen Differenzen werden umso ausgeprägter, je länger die unbewirtschafteten Vergleichsbestände nicht mehr bewirtschaftet wurden.

Die Ergebnisse unterstreichen die Notwendigkeit von Ursachenanalysen zu Bewirtschaftungseffekten und werden in ihrer Relevanz für Bewirtschaftungsrichtlinien diskutiert.

## 6 DANKSAGUNG

Gedankt wird den Bayerischen Staatforsten AÖR für die finanzielle Förderung der Untersuchung. Dank geht ferner an Prof. Dr. Hans Pretzsch, Dr. Peter Biber, Enno Uhl und Thomas Rötzer, die bei der Präzisierung der Fragestellung und der Realisierung der Untersuchung einen wichtigen Beitrag geleistet haben.

## 7 LITERATUR

- Assmann, E.: Waldertragskunde. Organische Produktion, Struktur, Zuwachs und Ertrag von Waldbeständen. München, Bonn, Wien: BLV Verlagsgesellschaft, 490 S., 1961
- Bilek, L., Remes, J., ZHRADNIK, D.: Managed vs. unmanaged. Structure of beech forest stands (*Fagus sylvatica* L.) after 50 years of development, Central Bohemia. *Forest Systems* 20(1): 122-138, 2011
- Burrascano, S., Keeto, W. S., Sabatini, F. M., Blasi, C.: Commonality and variability in the structural attributes of moist temperate old-growth forests: A global review. *Forest Ecology and Management* 291: 458-479, 2013
- Butchart, S.H.M., Walpole, M., Collen, B., van Strien, A., Scharlemann, J.P.W., Almond, R.E.A., *et al.*: Global biodiversity: indicators of recent declines. *Science*, 328: 1164-1168, 2010
- Convention on Biological Diversity: Strategic plan for biodiversity 2011-2020 and the Aichi targets. Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal, Available from <https://www.cbd.int/decision/cop/?id=12268> (accessed April 2012), 2010
- Elbakidze, M., Angelstam, P., Sobolev, N., Degerman, E., Andersson, K., Axelsson, R., Hojer, O., Wennberg, S.: Protected Area as an Indicator of Ecological Sustainability? A Century of Development in Europe's Boreal Forest. *Ambio* 42: 201-214, 2013.
- FAO: Global Forest Resource Assessment 2010. FAO Forestry Paper 163, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, 2010
- Forest Europe: State of Europe's Forests. Ministerial Conference on the Protection of Forests in Europe, Oslo, Available from [http://www.foresteurope.org/full\\_SoEF](http://www.foresteurope.org/full_SoEF) (accessed April 2012), 2011
- Hedges, L. V., Gurevitch, J. und Curtis, P. S.: The meta-analysis of response ratios in experimental ecology. *Ecology* 80: 1150-1156, 1999
- Hedges, L. V., Vevea, J. L.: Fixed and random effects models in meta-analysis. *Psychological Models* 3(4): 486-504, 1998
- Hunter, M. L.: Biological diversity. In Hunter ML: Maintaining Biodiversity in Forest Ecosystems, Cambridge University Press, 3-21, 1999

- Jacob, M., Bade, C., Calvete, H., Dittrich, S., Leuschner, C., Hauck, M.: Significance of over-mature and decaying trees for carbon stocks in Central European natural spruce forests. *Ecosystems* 16: 336-346, 2013
- Jonsson, B. G., Kruys, N., Ranius, T.: Ecology of Species Living on Dead Wood – Lessons for Dead Wood Management. *Silva Fennica* 39(2): 289-309, 2005
- Lassauce, A., Paillet, Y., Jactel, H., Bouget, C.: Deadwood as a surrogate for forest biodiversity: Meta-analysis of correlations between deadwood volume and species richness of saproxylic organisms. *Ecological Indicators* 11: 1027–1039, 2011
- Lindenmayer, D.B., Franklin, J.F.: *Conserving Forest Biodiversity: A Comprehensive Multiscaled Approach*. Island Press, Washington. 351pp, 2002
- Margules, C. R., Pressey, R. L.: Systematic conservation planning. *Nature* 405: 243–253, 2000
- McElhinny, C., Gibbons, P., Brack, C., Bauhus, J.: Forest and woodland stand structural complexity: Its definition and measurement. *Forest Ecology and Management* 218: 1-24, 2005
- McGinley, M., Ellis, E., Lloyd, J.: "Biome". In: *Encyclopedia of Earth*. Eds. Cutler J. Cleveland (Washington, D.C.: Environmental Information Coalition, National Council for Science and the Environment). [First published in the *Encyclopedia of Earth* November 7, 2008; Last revised Date September 27, 2011; accessed April, 2013; [www.eoearth.org/article/Biome?topic=58073](http://www.eoearth.org/article/Biome?topic=58073)], 2011
- Müller, J., Pöllath, J., Moshhammer, R., Schröder, B.: Predicting the occurrence of Middle Spotted Woodpecker *Dendrocopos medius* on a regional scale, using forest inventory data. *Forest Ecology and Management* 257: 502–509, 2009
- Noss, R. F.: *Indicators for Monitoring Biodiversity: A Hierarchical Approach*. *Biological Conservation* 4(4): 355-364, 1990
- Paillet, Y., Bergès, L., Hjältén, J., Odor, P., Avon, C., Bernhardt-Römermann, M., Bijlsma, R. J., De Bruyn, L., Fuhr, M., Grandin, U., Kanka, R., Lundin, L., Luque, S., Magura, T., Matesanz, S., Mészáros, I., Sebastià, M. T., Schmidt, W., Standovár, T., Tóthmérész, B., Uotila, A., Valladares, F., Vellak, K., Virtanen, R.: Biodiversity differences between managed and unmanaged forests: meta-analysis of species richness in Europe. *Conserv Biol.* 24(1): 101-12, doi: 10.1111/j.1523-1739.2009.01399.x, 2010
- Parviainen, J., Bucking, W., Vandekerckhove, K., Schuck, A., Paivinen, R.: Strict forest reserves in Europe: efforts to enhance biodiversity and research on forests left for free development in Europe (EU-COST-Action E4). *Forestry* 73:107–118, 2000
- Pretzsch, H.: *Forest dynamics, growth and yield. From measurement to model*. Springer, Berlin, 2009
- R Core Team: *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, <http://www.R-project.org/>, 2013
- Sitzia, T., Trentanovi, G., Dainese, M., Gobbo, G., Lingua, E., Sommacal, M.: Stand structure and plant species diversity in managed and abandoned silver fir mature woodlands. *Forest Ecology and Management* 270: 232–238, 2012
- Töigo, M., Paillet, J., Noblecourt, T., Soldati, F., Gosselin, F., Dauffy-Richard, F.: Does forest management abandonment matter more than habitat characteristics for ground beetles? *Biological Conservation* 157: 215-224, 2013
- Torras, O., Santiago Saura, S.: Effects of silvicultural treatments on forest biodiversity indicators in the Mediterranean. *Forest Ecology and Management* 255: 3322–3330, 2008
- Viechtbauer, W.: Conducting meta-analyses in R with the metafor package. *Journal of Statistical Software* 36(3): 1-48, 2010
- Wilson, K.A., Underwood, E.C., Morrison, S.A., Klausmeyer, K.R., Murdoch, W.W., et al.: *Conserving Biodiversity Efficiently: What to Do, Where, and When*. *PLoS Biol* 5(9): e223. doi:10.1371/journal.pbio.0050223, 2007
- Winter, S., Möller, G. C.: Microhabitats in lowland beech forests as monitoring tool for nature conservation. *Forest Ecology and Management* 255: 1251–1261, 2008