

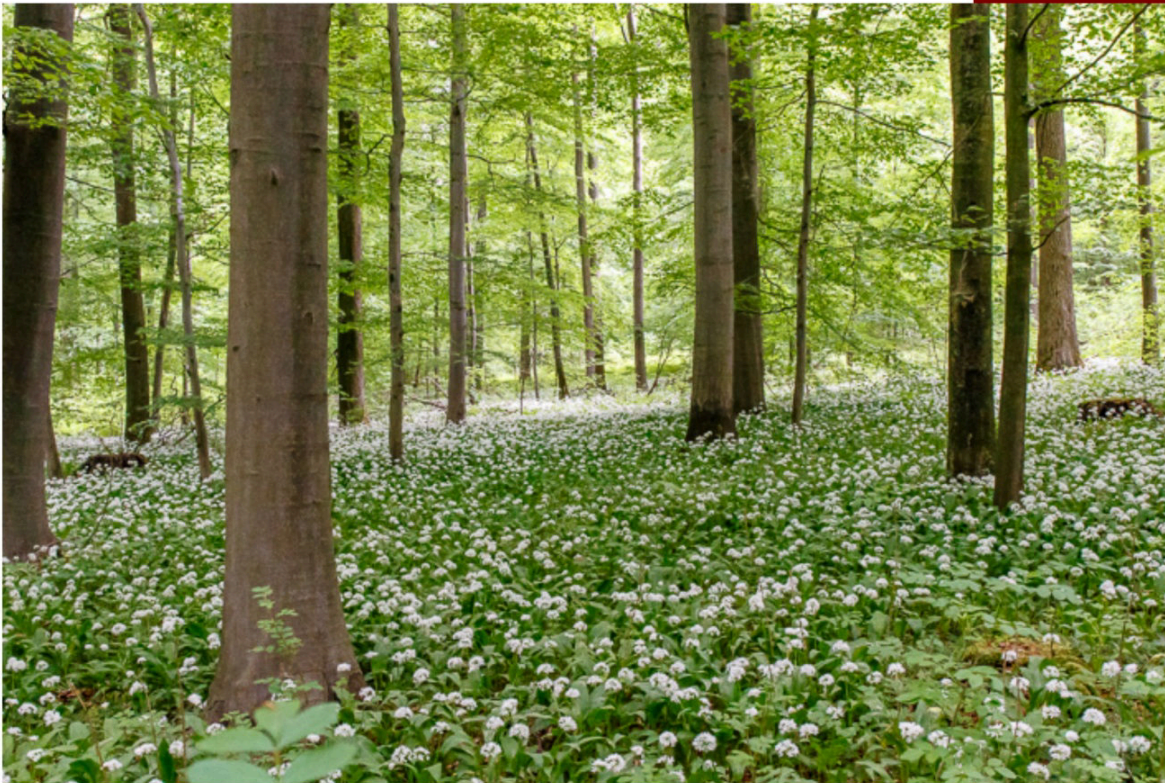


DEUTSCHER VERBAND
FORSTLICHER FORSCHUNGSANSTALTEN

Sektion Ertragskunde

2015

Tagungsbericht



Jahrestagung
18. - 20. 05. 2015
Kammerforst

Thüringen

Wie sensitiv reagieren Ökosystemleistungen in europäischen Waldlandschaften auf waldbauliche Behandlung? Zusammenfassende Auswertung einer europaweiten Simulationsstudie

Peter Biber

Technische Universität München, Lehrstuhl für Waldwachstumskunde

Zusammenfassung

Die Forstwirtschaft in Europa stellt eine Vielzahl von Waldökosystemleistungen bereit. Dennoch gab es bisher keine übergreifende Studie, die die Sensitivität dieser Leistungen auf waldbauliche Behandlung untersucht hätte. Die vorliegende Arbeit berichtet wesentliche Ergebnisse aus BIBER et al. (2015), wo Szenarioläufe über 20 Fallstudien auf Landschaftsebene aus 13 europäischen Ländern gebündelt werden. Dabei wurden alle Szenarioläufe mit jeweils regional angepassten Waldwachstumsmodellen gerechnet. Auf dieser Basis wird analysiert, inwieweit ein breites Spektrum von Waldökosystemleistungen von der Behandlungsintensität und weiteren Variablen wie der großregionalen Zugehörigkeit, der Stadtnähe und der Baumartenzusammensetzung abhängt. Die Simulationsläufe informieren über die je nach Fallstudie wichtigsten Ökosystemleistungen, die in Form von geeigneten Indikatorwerten gemessen werden.

Während sich erwartungsgemäß ein deutlicher Zusammenhang zwischen der Bewirtschaftungsintensität und der Holzproduktion zeigt, finden wir im Gegensatz dazu nur schwache Einflüsse auf Schutzfunktionen und sozioökonomische Waldleistungen. Unerwartet uneinheitlich war die Reaktion der Biodiversität. Je nach Waldregion kann sie sowohl negativ als auch positiv auf intensivierte Waldbewirtschaftung ansprechen. Biodiversität kann also mit Bewirtschaftungszielen wie einer erhöhten Holzproduktion oder auch einer Mehrung der Waldressourcen sowohl in Konflikt als auch in Einklang stehen.

Die Kovariablen „Artzusammensetzung“ und „Stadtnähe“ zeigten nur punktuell Auswirkungen während die großregionale Zugehörigkeit einer Waldlandschaft häufig entscheidend für die Behandlungssensitivität einer Ökosystemleistung ist.

1 Einleitung

Traditionell wurden Waldökosystemleistungen jenseits der Holzproduktion als deren ausreichend vorhandene Nebeneffekte gesehen, eine Sichtweise, die mit dem Begriff der *Kielwassertheorie* (vgl. GADOW et al. 2000) umrissen wird. Gegenwärtig beobachten wir in dieser Hinsicht einen Paradigmenwechsel; die relative Bedeutung verschiedenster Ökosystemleistungen ist Gegenstand intensiver gesellschaftlicher Diskurse von der lokalen bis hinauf zur europäischen Ebene. In dieser Hinsicht stellen die Helsinki-Kriterien für nachhaltige Waldbewirtschaftung (GLÜCK 1995, MCPFE 1993) einen bedeutenden Meilenstein dar. Aus dieser breiteren Sichtweise heraus wird die Frage wichtig, inwieweit die Bereitstellung verschiedener Ökosystemleistungen von der Waldbewirtschaftung abhängt und inwieweit verschiedene Ökosystemleistungen sich gegenseitig ausschließen oder miteinander kompatibel sind.

Obwohl lokal ausgelegte Fallstudien Beiträge zu diesen Fragen geleistet haben, stellt die Studie von BIBER et al. (2015) nach Kenntnis des Autors die erste übergreifende Synthese dar. Während die Anfälligkeit von Ökosystemleistungen im Zuge des Klimawandels auf europäischer Ebene bereits untersucht sind (HANEWINKEL 2013, SCHRÖTER et al. 2005, MARACCHI 2005), wurden waldbauliche Steuerungsmöglichkeiten bisher nicht auf einem derart großen Maßstab betrachtet. Vorhandene Studien beschränkten sich auf einzelne Ökosystemleistungen und entwickelten ihre Ergebnisse nicht aus einem regional basierten bottom-up-Ansatz (vgl. MOHREN 2003, KARJALAINEN et al. 2003). Dies erscheint insofern bemerkenswert, als mittlerweile moderne managementorientierte Waldwachstumsmodelle, die eine derartige Herangehensweise ermöglichen, für einen Großteil der Wälder in Europa verfügbar sind.

Das EU-Projekt INTEGRAL (INTEGRAL PROJECT CONSORTIUM 2014a), getragen von 21 Forschergruppen aus 13 europäischen Ländern behandelt die Fragestellung, wie verschiedene politische Rahmentscheidungen das waldbauliche Verhalten der Wirtschaftler beeinflussen und wie sich dies auf die Bereitstellung verschiedener Ökosystemleistungen auswirkt. Der Zeitrahmen der Betrachtung umfasst, ab 2014 gerechnet, 30 Jahre in die Zukunft, in denen konstante Klimabedingungen angenommen werden.

In den meisten beteiligten Ländern wurden jeweils zwei Fallstudiengebiete ausgewählt, die für das jeweilige Land typische und gleichzeitig relevante Bedingungen im Hinblick auf den Istzustand des Waldes und die Anforderungen an den Forstsektor repräsentieren. Innerhalb jeder der lokalen Forschergruppen wurden in Zusammenarbeit von Sozialwissenschaftlern und Waldwachstumsmodellierern zunächst verschiedene denkbare Politiksznarien entwickelt, die zu unterschiedlichen waldbaulichen Entscheidungen seitens der Waldbesitzer führen können. Typischerweise fallen diese Entscheidungen wiederum je nach Art des Waldbesitzes (z.B. Staatswald, Kleinprivatwald, Großprivatwald, Körperschaftswald) verschieden aus. Derartige, an die Politiksznarien anknüpfende, waldbauliche Szenarien wurden entwickelt und in einer Weise formuliert, dass sie sich zur Einsteuerung in jeweils lokal optimal geeignete Waldwachstumssimulatoren eigneten. Ein wichtiger Teil der Forschungsarbeiten bestand darin, die für jedes Untersuchungsgebiet wichtigsten Waldökosystemleistungen zu identifizieren und dafür geeignete quantitative Indikatoren ggf. zu entwickeln und so zu implementieren, dass sie in Simulationsläufen zur Walddynamik mitgeführt werden konnten. Im Ergebnis existiert für jede Fallstudie ein Satz von Politiksznarien und damit verbundenen Waldbausznarien mit korrespondierenden Simulationsergebnissen, die Zeitverläufe der Bereitstellung von Ökosystemleistungen zeigen.

Während die gesamte Bandbreite der Projektergebnisse – von politischen Entscheidungen bis hin zu Ökosystemleistungen – in anderen Publikationen berichtet werden wird, erscheint es angebracht, die Ergebnisse der waldbaulichen Szenarien losgelöst von den Politiksznarien, die sie ausgelöst haben, im Hinblick auf die Bereitstellung von Ökosystemleistungen näher zu betrachten. Während die Verteilung der Waldbesitzarten wesentlich für Entscheidungen im Rahmen eines gegebenen Politiksznarios ist, wird sie in dieser Studie nicht als Einflussvariable berücksichtigt. Sie konzentriert sich auf die Bewirtschaftung und ihren Einfluss auf Ökosystemleistungen, nicht aber darauf, wer sich für eine bestimmte Bewirtschaftungsoption entschieden hat und warum. Die Studie hat explorativen Charakter, da keine vordefinierten Hypothesen existieren, die getestet werden könnten. Vielmehr möchte sie zur Hypothesenbildung als Grundlage für weitere Arbeiten beitragen.

Folgende Fragen stehen im Mittelpunkt:

- Welche Ökosystemleistung sind Europa übergreifend von Bedeutung, welche nur auf regionaler Ebene?
- Inwieweit ist die Bereitstellung verschiedener Ökosystemleistungen über Bewirtschaftung steuerbar und gibt es in dieser Hinsicht Unterschiede innerhalb von Europa?
- Welche Ökosystemleistungen korrelieren positiv, negativ oder gar nicht?

2 Material und Methoden

2.1 Fallstudiengebiete

Die 20 Fallstudiengebiete, auf denen diese Studie beruht, wurden im Rahmen des Projektes INTEGRAL ausgewählt. Ziel der Auswahl war, für jedes Land typische Waldlandschaften einzubinden, wobei „typisch“ sich auf die Baumartenzusammensetzung, standörtliche Bedingungen, Bewirtschaftungsparadigmen, aber auch auf die sozioökonomischen Rahmenbedingungen der Forstwirtschaft bezieht. Die Landschaften wurden im Kontext von INTEGRAL sechs europäischen Großregionen (*Forest Regions*) zugeordnet, namentlich Osteuropa, Westliches Mitteleuropa, Nordwesteuropa, Südeuropa, Westeuropa, und Nordeuropa (Originalbezeichnungen: *Eastern Europe, Central Western Europe, North Western Europe, Southern Europe, Western Europe, Northern Europe*). In jeder dieser Regionen herrschen eigene ökologische, sozioökonomische und politische Rahmenbedingungen (INTEGRAL PROJECT CONSORTIUM 2014b) (Tabelle 1, Abbildung 1).

Die Fallstudiengebiete verteilen sich auf zehn Länder in Europa, dies sind in alphabetischer Reihenfolge Bulgarien (2 Fallstudiengebiete), Deutschland (2 Fallstudien), Frankreich (1 Fallstudie), Irland (2), Italien (3), Litauen (2), die Niederlande (1), Portugal (3), die Slowakei (2) und Schweden (2). Wie aus Tabelle 1 hervorgeht, decken sie die Nördlichen Breiten von 38° (Etna, Italien) bis 65° (Vilhelmina, Schweden) und die Längen von 9°W (Leiria, Portugal) und 24°O (Teteven, Bulgarien) ab. Im Durchschnitt beläuft sich die Größe eines Fallstudiengebietes auf etwa 160 000 ha mit einer Waldfläche von etwa 70 000 ha. Die Varianz der Flächengrößen ist allerdings groß; während das kleinste Fallstudiengebiet (Molise, Italien) aus einem Biosphärenreservat mit etwas mehr als 600 ha besteht, nimmt das größte (Western Peatlands, Irland) eine Fläche von etwa 1 000 000 ha ein. Für die Zwecke der vorliegenden Studie wurden

die Fallstudiengebiete in drei Klassen der Artenzusammensetzung (*Species Composition*) eingeteilt: *conifer* (Nadelwald) (9 Fallstudiengebiete), bzw. *broadleaf* (Laubwald) (4 Fallstudiengebiete) bedeutet, dass die Wälder im jeweiligen Fallstudiengebiet von Laub- bzw. Nadelholzbeständen dominiert werden. Die Klasse *mixed* (gemischt) (7 Fallstudien) deutet auf einen mehr ausgeglichenen Anteil von Nadel- und Laubhölzern auf Bestandes- oder auch größerer Ebene hin. Im Hinblick auf die Stadtnähe (*Social Environment*) einer Waldlandschaft wurde zwischen den Gruppen *city near* (stadtnah) (4 Fallstudien) und *rural* (ländlich) (16 Fallstudien, s. Tabelle 1) unterschieden.

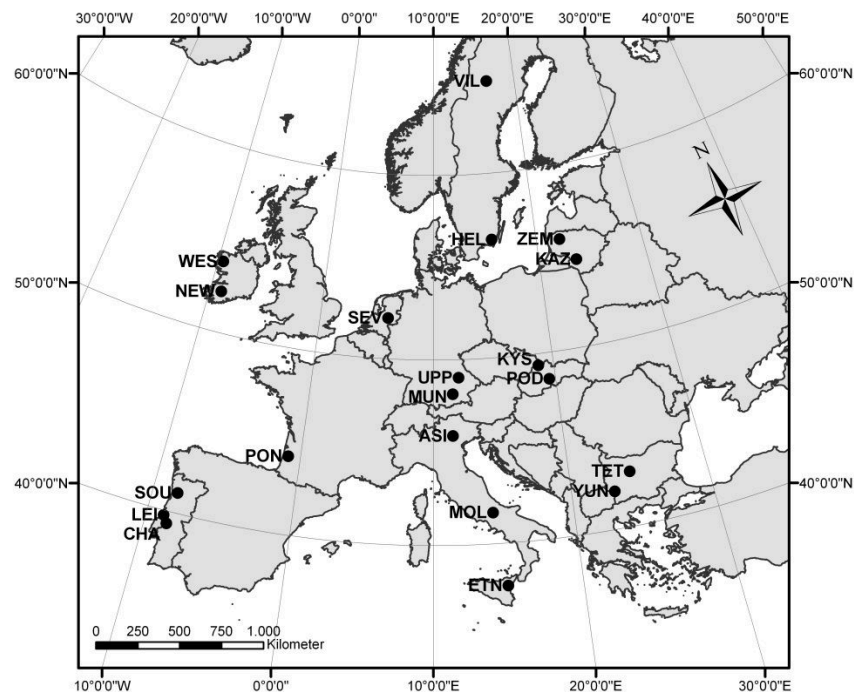


Abbildung 1: Geographische Lage aller Fallstudiengebiete des EU-Projektes INTEGRAL. S. Tabelle 1 für die Realnamen und weitere Informationen zu den Gebieten.

2.2 Untersuchte Ökosystemleistungen

Über alle Fallstudien hinweg wurden 23 verschiedene Ökosystemleistungen untersucht (s. detaillierte Aufstellung bei BIBER et al. 2015). Einige davon, z.B. Biodiversität oder Holzproduktion (gemessen in geerntetem Holz) wurden von jeder Fallstudie als bedeutend gemeldet; andere, wie z.B. für die Rentierwirtschaft verfügbare Flächen, Kiefernzapfenproduktion, oder bestimmte Untergliederungen des geernteten Holzes (z.B. Eukalyptus-Industrieholz, Nadelschnittholz), waren nur in einzelnen Gebieten relevant (ausführlichere Darstellung in BIBER et al. 2015). Im Rahmen der vorliegenden Studie wurden die Ökosystemleistungen nach den sechs Helsinki-Kriterien für nachhaltige Forstwirtschaft (MCPFE 1993) gruppiert. Eine weitere Gruppierung, von der hier jedoch nicht berichtet wird, erfolgte nach den vier Kategorien der FORSYS COST-Aktion FP0804 (BORGES et al. 2014, s. BIBER et al. 2015).

In Bezug auf die Helsinki-Kriterien zählen die am häufigsten berichteten Ökosystemleistungen (ÖSL) zur Gruppe der Schutzfunktionen (*Protection Functions*) (7 ÖSL) und zur Holzproduktion (*Wood Production*) (5 ÖSL). Für jede untersuchte Ökosystemleistung wurden auf Fallstudien- bzw. Landesebene spezifische Indexmethoden verwendet, teilweise waren diese Neuentwicklungen im Rahmen von INTEGRAL (s. detaillierte Information im Supplement zu BIBER et al. 2015). Derart verschieden berechnete Indexwerte sind einerseits schwieriger zu vergleichen als solche, die mit einheitlichen Methoden berechnet werden. Andererseits gewährleisteten diese an die regionalen Gegebenheiten angepassten Verfahren eine hohe Relevanz vor Ort.

Tabelle 1: Die INTEGRAL-Fallstudiengebiete, deren Gruppenzugehörigkeit und ausgewählte Eigenschaften. Die Tabelle ist nach Ländern und Fallstudienamen alphabetisch sortiert. Englische Begriffe werden verwendet, um Konsistenz mit der zugrunde liegenden Studie von BIBER et al. (2015) zu gewährleisten.

Land	Fallstudien- gebiet (FSG)	FSG Akronym	Waldregion (Forest Region)	Artenzusam- mensetzung (Tree Species Composition)	Stadt- nähe (Social En- vironment)	Geogr. Breite	Geogr. Länge	Gesamt- fläche (ha)	Wald- fläche (ha)
Bulgarien	Teteven	TET	Eastern Europe	broadleaf	rural	42°55' N	24°25' O	27 400	10 100
Bulgarien	Yundola	YUN	Eastern Europe	conifer	rural	42°01' N	23°06' O	10 100	3700
Frankreich	Pontenx	PON	Central Western Europe	conifer	rural	44°12' N	00°55' W	101 000	66 700
Deutschland	Munich South	MUN	Central Western Europe	mixed	city near	48°08' N	11°34' O	60 000	43 200
Deutschland	Upper Palatinate	UPP	Central Western Europe	mixed	rural	49°01' N	12°05' O	300 000	159 000
Irland	Newmarket	NEW	North Western Europe	conifer	rural	52°12' N	09°00' W	75 100	13 500
Irland	Western Peatlands	WES	North Western Europe	conifer	rural	53°48' N	09°31' W	1 000 000	116 000
Italien	Asiago	ASI	Southern Europe	mixed	rural	45°52' N	11°31' O	46 700	30 900
Italien	Etna	ETN	Southern Europe	broadleaf	city near	37°45' N	14°59' O	25 300	7000
Italien	Molise	MOL	Southern Europe	mixed	rural	41°40' N	14°15' O	600	600
Litauen	Kazlu Ruda	KAZ	Eastern Europe	conifer	rural	54°45' N	23°30' O	66 000	36 800
Litauen	Zemaitija	ZEM	Eastern Europe	mixed	rural	55°59' N	22°15' O	38 000	11 700
Niederlande	South East Veluwe	SEV	Western Europe	conifer	city near	52°13' N	5°58' O	8000	6000
Portugal	Chamusca	CHA	Southern Europe	broadleaf	rural	39°21' N	8°29' W	74 600	53 000
Portugal	Leiria	LEI	Southern Europe	conifer	rural	39°45' N	8°48' W	75 200	44 400
Portugal	Sousa	SOU	Southern Europe	mixed	rural	41°04' N	8°15' W	48 900	22 000
Slowakei	Kysuce	KYS	Eastern Europe	mixed	city near	49°22' N	18°44' O	152 000	121 600
Slowakei	Podpol'anie	POD	Eastern Europe	broadleaf	rural	48°34' N	19°30' O	20 000	10 200
Schweden	Helgea	HEL	Northern Europe	conifer	rural	56°25' N	15°42' O	120 000	96 000
Schweden	Vilhelmina	VIL	Northern Europe	conifer	rural	64°55' N	16°35' O	850 000	530 000

2.3 Simulationsmodelle

Der Großteil der in den einzelnen Fallstudien verwendeten Waldwachstumsmodelle arbeitet auf Einzelbaum- oder Bestandesebene. Einen knappen Überblick gibt (Tabelle 2), ausführlicher informiert das Supplement zu BIBER et al. 2015. Mit wenigen Ausnahmen (Niederlande, Portugal), wo zum Teil prozessbasierte Modelle verwendet wurden, handelt es sich um empirisch oder semiempirisch kalibrierte Modelle. In drei Ländern (Irland, Portugal, Schweden) wurden echte Entscheidungsunterstützungssysteme (decision support systems, DSS) mit eingebetteten Simulationsmodellen benutzt. In diesen Fällen bestand der Ansatz der Szenarioläufe darin, nachzubilden wie die verschiedenen Typen oder Gruppen von Waldbesitzern in einem Fallstudiengebiet versuchen, ihre Zielerreichung vor dem Hintergrund verschiedener politischer Rahmenbedingungen zu optimieren. In allen anderen Fällen unterlagen die Simulationsläufe keiner formalen Optimierung. Die Walddaten, die zur Definition der Ausgangssituationen der Szenarioläufe verwendet wurden, stammen größtenteils von nationalen Waldinventuren, Forstbetriebsinventuren oder aus einer Kombination beider Arten von Quellen. Für die französischen und schwedischen Fallstudien wurden auch Daten aus der Fernerkundung verwendet.

Tabelle 2: In den verschiedenen Ländern verwendete Simulationsmodelle/DSS und Walddaten zur Definition der Initialzustände.

Land	Art des verwendeten Modells/DSS	Name des Modells/DSS	Initial-Walddaten
Bulgarien	Einzelbaummodell	SIBYLA (FABRIKA & DURSKEY 2005)	Waldinventur
Frankreich	Einzelbaum- und Bestandesmodelle, enthalten in einem Multi-Modell-Pool	Fagacées (LE MOGUEDEC & DHOTE 2012) und Maritime Pine Model (LEMOINE 1991), enthalten in CAPSIS (DUFOR-KOWALSKI 2012) mit SIMMEM Erweiterung für Anwendungen auf Landschaftsebene	Abgeleitet aus Luftbildern und MODIS-Satellitenbildern
Deutschland	Einzelbaummodell	SILVA (PRETZSCH et al. 2002, PRETZSCH 2010)	Forstbetriebsinventuren und Bundeswaldinventur

Irland	Räumliches DSS (mit eingebundenen Bestandesmodellen)	Remsoft Woodstock (REMSOFT 2014)	Landschaftsinventurdaten
Italien	Großraum-Matrixmodell	EFISCEN (SALLNÄS 1990, SCHELHAAS 2007)	Bestandesweise Forsteinrichtungsdaten
Litauen	Großraum-Bestandessimulator	Kupolis (KULIESIS & PETRAUSKAS 2000)	Litauische Waldinventur
Niederlande	Prozessbasiertes Waldlandschaftsmodell (pixel- oder rasterbasiert)	LandClim (SCHUMACHER et al. 2004)	Detaillierte Waldinventur (von 1981), mit einem sorgfältig geprüften Spin-up-Lauf bis 2010 fortgeschrieben.
Portugal	Empirische und prozessbasierte Einzelbaum- und Bestandesmodelle in DSS	SADFLOR toolbox (BARREIRO et al. 2013, GARCIA-GONZALO et al. 2014)	Bestandes- und baumweise Forstinventurdaten
Slowakei	Einzelbaummodell	SIBYLA (FABRIKA & DURSKY 2005)	Bestandesinventurdaten der Forsteinrichtung
Schweden	DSS mit eingebetteten Einzelbaummodellen	Heureka (WIKSTRÖM et al. 2011)	Nationale Waldinventur in Kombination mit Satellitendaten

Algorithmen zur Berechnung von Indizes der Bereitstellung von Ökosystemleistungen waren entweder als Implementationen innerhalb der Simulationsmodelle oder DSS verfügbar oder wurden nachträglich auf die naturalen Ergebnisse der Simulation angewendet.

2.4 Szenarien der Waldbehandlung

Die gerechneten Szenarien haben ihren Ursprung in den fallstudien-spezifischen Politikanalysen des INTEGRAL-Projektes. Obwohl die vorliegende Studie diese Szenarien losgelöst von diesem Politik-Kontext betrachtet, ist es notwendig, das ursprüngliche Konzept hier knapp zu umreißen.

Für jede Fallstudie wurden mehrere mögliche alternative sozioökonomische Szenarien für die kommenden Dekaden entwickelt. Da die Waldfläche in den meisten Fallstudien von verschiedenen Gruppen von Waldbesitzern bewirtschaftet wird, wurde deren wahrscheinliches Verhalten im Kontext eines bestimmten Politikszenarios im Detail untersucht. Um diese Information der Verwendung in Waldwachstumsmodellen zugänglich zu machen, wurde das angenommene Verhalten der Wirtschaftler in quantitative Behandlungsregeln und Definitionen übersetzt, die direkt mit den jeweiligen Simulationsmodellen kompatibel waren (ausführliche Informationen zu dieser Szenarioentwicklung finden sich bei INTEGRAL PROJECT CONSORTIUM 2014c). Obwohl die verwendeten Simulationsmodelle naturgemäß sehr verschieden sind, waren die Intensität und Art (Hoch-, Nieder-, Auslesedurchforstung, etc.) von Durchforstungs- und Endnutzungseingriffen typischerweise zentrale Komponenten der Szenariodefinitionen. Weitere wichtige Größen waren die Häufigkeit von Eingriffen, Längen von Umtriebszeiten und Präferenzen für oder gegen bestimmte Baumarten bei der Bestandespflege, Holzernte und Verjüngung. Je nach Konzeption des jeweiligen Simulationsmodells und Rahmenbedingungen der jeweiligen Fallstudie wurden solche Szenariodefinitionen entweder übergreifend für relativ große Teilflächen einer Waldlandschaft oder auch sehr differenziert mit spezifischen Einstellungen für eine Vielzahl von Bestandestypen angewandt. Im Durchschnitt wurden vier verschiedene Szenarien (Minimum 3, Maximum 7) je Fallstudiengebiet, insgesamt 85 Szenarien definiert und gerechnet. Alle Szenarien einer Fallstudie hatten den gleichen Waldzustand als Ausgangssituation und wurden unmittelbar verwendet, d.h. mögliche Übergangsphasen von den bisherigen zu den Szenariobedingungen wurden nicht in Betracht gezogen. Die meisten Szenarien wurden über eine Zeitspanne von 30 Jahren gerechnet, in manchen Fällen jedoch auf 50 (Bulgarien, Frankreich, Niederlande) bzw. 60 Jahre (Litauen) ausgedehnt. Die zentralen Simulationsergebnisse für die vorliegende Studie waren die fallstudien- und szenarienspezifischen Werte der Ökosystemleistungs-Indizes am Ende der simulierten Zeitspanne. Die gegenwärtigen klimatischen Bedingungen wurden für die diese Zeit als konstant angenommen.

Während im ursprünglichen Kontext von INTEGRAL Politikaspekte von großer Wichtigkeit sind, fragt die vorliegende Studie nach der Behandlungsabhängigkeit der Bereitstellung von Ökosystemleistungen. Daher war es nötig, ein möglichst einfaches Schema zur Gruppierung der Szenarien zu entwerfen, das über alle Fallstudien hinweg sinnvoll angepasst werden konnte. Da in allen Fallstudien ein Szenario vorlag, das als *business as usual* interpretiert werden konnte, oder ausdrücklich so benannt war, wurde *business as usual* als Referenzkategorie definiert. Als Kriterium zum Vergleich mit dieser Referenz wur-

de die Bewirtschaftungsintensität gewählt. Ein Szenario wurde als intensiver (*more intensive*) oder weniger intensiv (*less intensive*) eingestuft, wenn es im Vergleich mit *business as usual* mit einer höheren bzw. niedrigeren Bewirtschaftungsintensität verbunden war. Dabei bedeutet *more intensive*, dass – verglichen mit der Referenz – eine höhere Holzernte auf Landschaftsebene angestrebt wurde. Dahinter verbergen sich in der Regel Maßnahmen wie gesteigerte Hiebssätze und verkürzte Umtriebszeiten, die häufig zu reduzierten Bestandesdichten führen, aber auch indirekt wirkende Entscheidungen wie die Anhebung des Anteils produktiverer Baumarten bei Durchforstungen oder der Verjüngung von Beständen (vgl. Schall & Ammer 2013). Dabei wurde nicht danach unterschieden, ob dies gleichmäßig auf der ganzen Fläche oder im Zuge einer starken räumlichen Segregierung vorgesehen war, so lange dies dem übergeordneten Ziel der gesteigerten Holzproduktion auf Landschaftsebene zugeordnet werden konnte. Zusätzlich zu den so definierten Szenariokategorien *business as usual*, *more intensive* und *less intensive* wurde noch eine vierte Gruppe *near business as usual* eingeführt. Hier wurden alle Szenarien gebündelt, die im Hinblick auf die Bewirtschaftungsintensität mit *business as usual* vergleichbar waren, aber aus einem anderen Politikkonzept stammten, das nicht als das *business as usual* der jeweiligen Fallstudie definiert war. Diese Gruppierung führte zu 20 *business as usual*, 25 *less intensive*, 32 *more intensive* und acht *near business as usual*-Szenarien (Tabelle 3).

Ein übergeordnetes Referenzszenario wurde nicht definiert, da dies nicht sinnvoll erschien. Die fallstudien-spezifischen Business-as-usual-Szenarien spiegeln sehr stark die landes- oder regionalspezifischen sozioökonomischen Rahmenbedingungen der Forstwirtschaft wider. Naturgemäß hängen diese Referenzszenarien vom derzeitigen Zustand der Wälder im jeweiligen Fallstudiengebiet ab, der seinerseits von einer langfristigen Rückkoppelung zwischen der Sozioökonomie und dem Waldzustand selbst herührt. Der zweite INTEGRAL Policy Brief (INTEGRAL PROJECT CONSORTIUM 2014b) benennt den sozioökonomischen Kontext für jede europäische Groß-Waldregion der von *commodity-oriented forestry driven by strong forest industry, large forest area and globalized wood market* in Nordeuropa bis hin zu *amenity-oriented forestry influenced by small forest areas and urban society demands* in Westeuropa reicht (vollständige Liste auch bei BIBER et al. 2015).

Tabelle 3: Anzahl der gerechneten Szenarien nach Szenario-Kategorie, Land und Fallstudiengebiet.

Land	Fallstudiengebiet (Akronym)	Anzahl der Szenarien je Kategorie			
		business as usual	near b.a.u.	less intensive	more intensive
Bulgarien	TET	1	0	1	1
Bulgarien	YUN	1	0	1	1
Frankreich	POT	1	1	2	2
Deutschland	MUN	1	0	2	1
Deutschland	UPP	1	0	1	2
Irland	NEW	1	0	2	1
Irland	WES	1	1	0	3
Italien	ASI	1	0	1	3
Italien	ETN	1	1	3	2
Italien	MOL	1	0	1	2
Litauen	KAZ	1	0	1	2
Litauen	ZEM	1	0	1	2
Niederlande	SEV	1	1	1	2
Portugal	CHA	1	1	0	2
Portugal	LEI	1	1	0	2
Portugal	SOU	1	1	2	0
Slowakei	KYS	1	0	2	0
Slowakei	POD	1	0	1	1
Schweden	HEL	1	1	1	2
Schweden	VIL	1	0	2	1
Summe		20	8	25	32

2.5 Zusammenführung der szenarienweisen Ergebnisse

Da jedes Land, teilweise jede Fallstudie, eigene Indikatoren für die jeweils relevanten Ökosystemleistungen verwendete, war ein länderübergreifender Vergleich anhand der unmittelbar verfügbaren Simulationsergebnisse nicht möglich. Stattdessen wurden die Indikator-Werte der einzelnen Ökosystemleistungen, die für die Endzeitpunkte der Szenariorechnungen vorlagen, in eine fünfstufige Ordinalskala eingeordnet. Hierbei wurde stark auf die Expertise der einzelnen beteiligten Forschergruppen zurück-

gegriffen. Die verwendeten Skalenstufen wurden mit den Symbolen --, -, 0, +, ++ kodiert, wobei 0 bedeutet, dass am Ende der Simulation kein bedeutsamer Unterschied im Vergleich zur Ausgangssituation festzustellen war. Die Symbole + und – zeigen einen positiven bzw. negativen Unterschied an, der im Kontext der jeweiligen Fallstudie als bedeutsam eingestuft wurde. Mit ++ bzw. -- wurden Unterschiede kodiert, die für die jeweilige Fallstudie ausgesprochen stark positiv bzw. negativ gerichtet waren. Während dieses Verfahren einerseits zum Verlust quantitativer Information führt, wird andererseits das Problem überwunden, dass je nach Region als relevant einzustufende Änderungen einer bestimmten Ökosystemleistung in unterschiedlichen Größenordnungen liegen können.

Bei der Durchführung der Klassifizierung wurde ein kombinierter bottom-up/top-down-Ansatz verfolgt. Die obige Stufenskala wurde allen beitragenden Gruppen übermittelt, die ihrerseits sowohl die Einstufung als auch die zugehörigen numerischen Simulationsergebnisse zurückmeldeten. Bei der Konsolidierung der Ergebnisse wurden alle Einzelmeldungen sorgfältig durchgesehen, bei Schwierigkeiten bei der Interpretation wurde Rücksprache mit den jeweiligen Gruppen gehalten.

Bei den nachfolgenden Analysen stand die Abweichung der Einzelszenarien je Fallstudie vom jeweiligen Business-as-Usual-Szenario im Mittelpunkt. Zu diesem Zweck wurden die Ordinalwerte --, -, 0, +, ++ mit den Zahlenwerten -2, -1, 0, 1, 2 belegt. Zur Ermittlung der Abweichungen wurde der Zahlenwert des Business-as-usual-Szenarios von dem des jeweils zu vergleichenden Szenarios abgezogen. Z.B. entspricht die Subtraktion - minus ++ der Rechnung $-1 - 2 = -3$, was einen starken Rückgang einer Ökosystemleistung im Vergleich zu *business as usual* bedeutet. Diese Ergebnisse wurden wieder in eine ordinale Skala rücktransformiert. Um Scheingenauigkeit zu vermeiden, wurden alle so ermittelten Abweichungen > 0 mit +, alle Abweichungen < 0 mit – und alle Abweichungen = 0 mit 0 kodiert. Somit zeigen + bzw. – eine bedeutsame Zu- oder Abnahme einer Ökosystemleistung im Vergleich mit *business as usual* am Ende des Simulationszeitraumes an, während 0 anzeigt, dass keine relevanten Unterschiede vorliegen.

2.6 Auswertung der konsolidierten Ergebnisse

Mit den nach obiger Beschreibung konsolidierten Simulationsergebnissen war es möglich, die Bereitstellung von Ökosystemleistungen auf Zusammenhänge mit den zuvor definierten Behandlungsszenariogruppen *more intensive*, *less intensive* und *near business as usual* zu untersuchen. Die Ökosystemleistungen wurden hierfür nach sowohl nach den Helsinki-Kriterien als auch nach der FORSYS-Einteilung gruppiert, wobei im vorliegenden Text nur zu ersteren berichtet wird. In diesem Kontext versteht sich die Bereitstellung von Ökosystemleistungen immer als Abweichung von *business as usual*.

Die fallstudien-spezifischen Kovariablen Waldregion, Artenmischung und Stadtnähe wurden dabei in Betracht gezogen. Obwohl technisch möglich, wurden keine statistischen Tests durchgeführt, da Simulationsergebnisse keine empirischen sondern simulierte Daten darstellen. Stattdessen wurde ein deskriptiver Ansatz auf der Basis von Mosaikplots (HARTIGAN & KLEINER 1981) gewählt, speziell die mit R-Paket vcd verfügbare Implementierung (MEYER et al. 2006). Die Fläche eines Mosaikplots (s. z. B. Abbildung 3) repräsentiert die Gesamtanzahl der verwendeten Beobachtungen. Diese Fläche ist in Kacheln eingeteilt, von denen jede eine spezifische Kombination kategorialer Eigenschaften darstellt. Die Fläche jeder Kachel entspricht der Anzahl derjenigen Beobachtungen, die die jeweilige Kombination von Eigenschaften aufweisen.

3 Ergebnisse

3.1 Verbreitung von Ökosystemleistungen

Die Auswahl der in den einzelnen Fallstudien untersuchten Ökosystemleistungen geben Hinweise auf deren Relevanz und Verbreitung. Abbildung 2 zeigt, für wie viele Fallstudiengebiete eine bestimmte (Helsinki-) Ökosystemleistungskategorie berichtet wurde. Ausschließlich Holzproduktion (*wood production*) wurde in allen 20 Fallstudiengebieten berichtet, gefolgt von Erhaltung der Waldressourcen (*forest resource maintenance*) mit 19 von 20 Fallstudien. Sozioökonomische Funktionen (*socioeconomic functions*) (17 von 20) und Biodiversität (*biodiversity*) zeigen ebenfalls eine große Verbreitung. Weit weniger häufig wurden Schutzfunktionen (*protection functions*) (9 von 20) und Nicht-Holzproduktion (*non-wood production*) (4 von 20) untersucht. Obwohl die Schutzfunktionen nur in etwa der Hälfte der Fallstudiengebiete in Betracht gezogen wurden, blieben sie dennoch in keiner der sechs europäischen Waldregio-

nen unberücksichtigt. Sie stellen jedoch eine sehr heterogene und regionalspezifische Gruppe dar; sie reichen von Waldbrandschutz in den Niederlanden bis zum Küstenschutz in Portugal, wobei dem Schutz von Wasser im weiteren Sinn die größte Bedeutung zukommt. Ökosystemleistungen der Gruppe Nicht-Holzproduktion wurden nur aus Süd-, Ost- und Nordeuropa berichtet, was die prominente Bedeutung der Holzproduktion in den Westeuropäischen Ländern widerspiegelt.

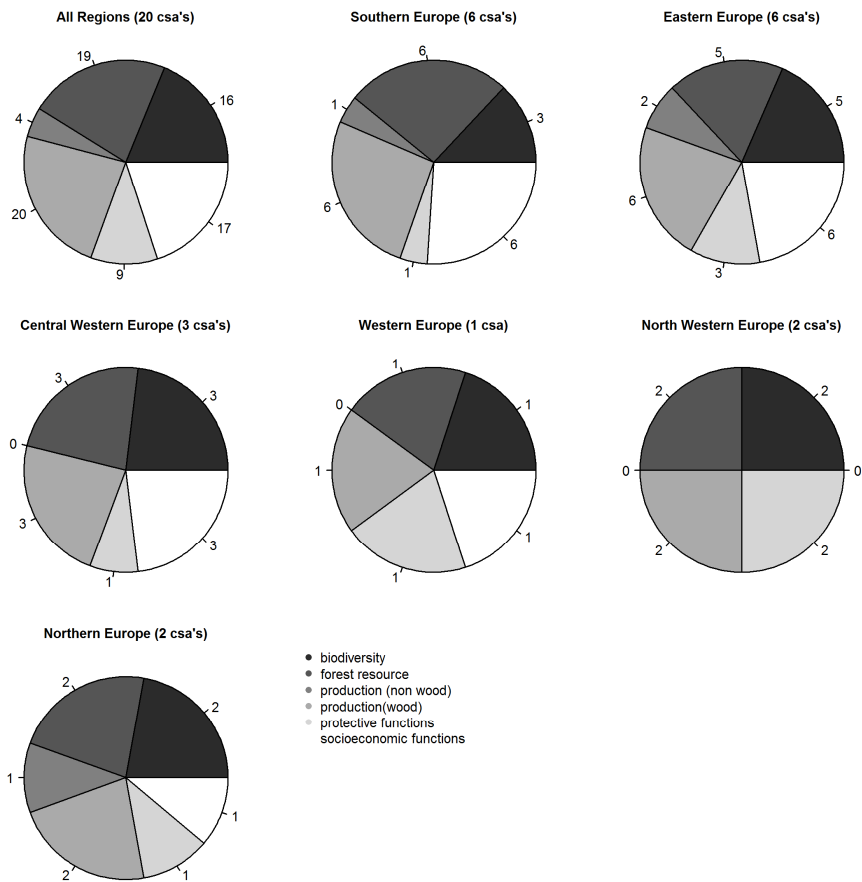


Abbildung 2: Regionübergreifende (links oben) und regionsspezifische Anteile verschiedener Ökosystemleistungskategorien (Helsinki-Einteilung). Jeder Sektor repräsentiert die Anzahl von Fallstudiengebieten aus denen mindestens eine Ökosystemleistung der jeweiligen Kategorie berichtet wurde.

3.2 Ökosystemleistungen und Waldbehandlung

In dieser komprimierten Darstellung werden schlaglichtartig nur die drei Ökosystemleistungskategorien Holzproduktion, Sozioökonomische Funktionen und Biodiversität betrachtet. Sämtliche untersuchten Leistungen mit den entsprechenden Ergebnissen sind ausführlich in BIBER et al. (2015) berichtet.

3.2.1 Holzproduktion

Erwartungsgemäß zeigen die Ökosystemleistungen der Gruppe Holzproduktion (*wood production*) einen starken Zusammenhang mit der Bewirtschaftungsintensität (Abbildung 3). Intensivierte Behandlung führt zu deutlichen Anstiegen der Holzproduktion, extensivierte Behandlung zu ebenso starken Einbußen. Wird die Waldregion als Kovariable einbezogen (Abbildung 3, links), werden zwei Ausnahmen deutlich: In den südeuropäischen Fallstudien führt weniger intensive Bewirtschaftung zu praktisch keiner Veränderung gegenüber *business as usual*. Im Westlichen Mitteleuropa (*Central West Europe*) führt weniger intensive Bewirtschaftung zuweilen auch zu einer höheren Holzproduktion, was daran liegt, dass die Wirtschaftler auch in Szenarien verringerter Intensität auf die ansteigenden Holzvorräte mit höheren Hiebssätzen reagieren.

Die Stadtnähe (*social environment*, Abbildung 3, Mitte) als Kovariable lässt überhaupt keinen Einfluss auf den Zusammenhang Bewirtschaftungsintensität-Holzproduktion erkennen. Ganz ähnlich verhält es sich mit der Kovariablen Artenzusammensetzung (Abbildung 3, rechts), jedoch wurden Einbußen der

Holzproduktion im Zusammenhang mit intensivierter Bewirtschaftung nur für nadelholzdominierte Waldlandschaften in Süd- und Nordeuropa gemeldet.

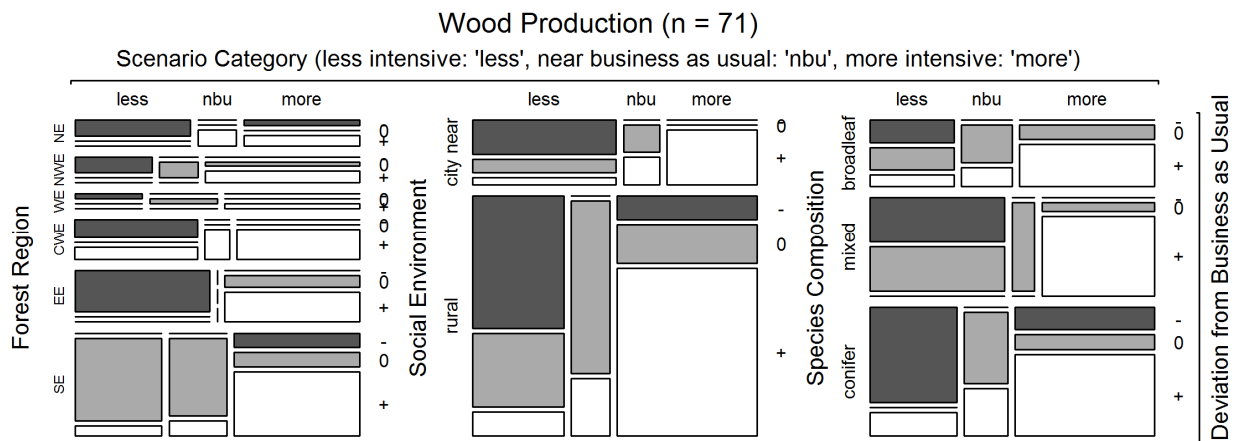


Abbildung 3: Sensitivität der Holzproduktion (wood production) auf Bewirtschaftungsintensität, gegliedert nach Waldregion (forest region), Stadtnähe (social environment) und Artenzusammensetzung (species composition). Die jeweilige Abweichung von business as usual (deviation from business as usual) ist in den Farben Dunkelgrau (- = Abnahme), Grau (0 = keine Veränderung) und Weiß (+ = Zunahme) dargestellt. Die Bewirtschaftungsintensität ist über die Szenariokategorien less intensive („less“), near business as usual („nbu“) und more intensive („more“) definiert. Die Kürzel der Waldregionen sind „SE“—Southern Europe, „EE“—Eastern Europe, „CWE“—Central Western Europe, „WE“—Western Europe, „NWE“—North Western Europe, „NE“—Northern Europe.

Zusammenfassend gilt, dass die Holzproduktion – mit wenigen regionalspezifischen Ausnahmen – deutlich mit der Bewirtschaftungsintensität ansteigt. Weder die Stadtnähe noch die Artenmischung zeigen einen Einfluss auf diesen Zusammenhang.

3.2.2 Sozioökonomische Funktionen

Neben Erholungsleistungen und Tourismus umfasst diese Gruppe auch Landschaftsästhetik und Jagd, wobei die beiden letzteren nur in wenigen Fallstudien untersucht wurden. Sozioökonomische Funktionen wurden nicht in den Nordwesteuropäischen Fallstudien betrachtet, und nur wenige Leistungen dieser Kategorie wurden aus Nordeuropa und Westeuropa berichtet. Im Gegensatz dazu wurden diese Funktionen besonders in Südeuropa und Osteuropa prominent behandelt. Die Ergebnisse sind stark regionalspezifisch (Abbildung 4, links). Weniger intensive Bewirtschaftung führt zu keinen Veränderungen in Südeuropa, während es in Osteuropa in etwa einem Drittel der Fälle zu einem Rückgang der sozioökonomischen Funktionen kommt. Im Westlichen Mitteleuropa (*Central Western Europe*) kommt es bei verringerter Bewirtschaftungsintensität in mehr als der Hälfte der Simulationen zu einem Rückgang der sozioökonomischen Funktionen. Intensivierte Bewirtschaftung wirkt sich in Südeuropa in drastischer Weise negativ auf die Bereitstellung sozioökonomischer Funktionen aus, während deren Sensitivität in Osteuropa im Vergleich dazu relativ gering ist. Dort zeigen bei intensivierter Bewirtschaftung mehr als die Hälfte der Szenarien keine Veränderung bzw. eine Steigerung gegenüber *business as usual*. Im westlichen Mitteleuropa führte intensiviert Bewirtschaftung häufiger zu einem Anstieg der sozioökonomischen Leistung als verringerte Intensität. Bei den wenigen für West- und Nordeuropa verfügbaren Szenarien führt Intensivierung zu einer Steigerung oder keiner Veränderung der sozioökonomischen Funktionen.

In stadtnahen Umgebungen ist die Häufigkeit von Rückgängen der sozioökonomischen Funktionen bei intensiverer und weniger intensiver Bewirtschaftung in etwa gleich (ca. 40 % der Fälle, s. Abbildung 4, Mitte). Jedoch gibt es – im Gegensatz zur weniger intensiven Bewirtschaftung – auch eine beträchtliche Anzahl von Fällen, in denen die Bereitstellung sozioökonomischer Leistungen mit der Intensivierung der Bewirtschaftung zunimmt. Die Umkehrung dieser Trends beobachten wir in ländlichen Umgebungen. Hier führt weniger intensive Bewirtschaftung in den meisten Fällen zu unveränderter oder gesteigerter Bereitstellung von sozioökonomischen Funktionen. Bei gesteigerter Bewirtschaftungsintensität treten weitaus häufiger, in nahezu der Hälfte der Fälle, Rückgänge dieser Funktionen auf.

Nadelholzdominierte Waldlandschaften zeigen in 50 % der Fälle gesteigerte sozioökonomische Funktionen wenn weniger intensive Bewirtschaftung zur Anwendung kommt; ein Rückgang kommt dabei in keinem Fall vor (Abbildung 4, rechts). In laubholzdominierten Regionen führt Extensivierung in den meisten Fällen zu keiner Änderung, wobei daneben sowohl Anstiege als auch Einbußen vorkommen. Der größte Anteil von Fällen, bei denen ein Rückgang der sozioökonomischen Funktionen mit geringerer Bewirtschaftungsintensität einhergeht, ergibt sich bei gemischtem Vorkommen von Laub- und Nadelhölzern. Dies liegt daran, dass attraktive Artkombinationen bei Extensivierung der Bewirtschaftung verloren gehen können. Intensivierte Bewirtschaftung führt bei Nadelholzdominanz häufig zu einem Rückgang der sozioökonomischen Funktionen, aber die Mehrheit der Fälle zeigt keine Veränderung oder Verbesserung. Bei Laubholzdominanz führt erhöhte Intensität in 50 % der Fälle zu Verlusten, während in nur sehr wenigen Fällen eine Verbesserung eintritt. Bei gemischtem Vorkommen von Laub- und Nadelhölzern ergibt eine Intensivierung in der Mehrzahl der Fälle eine Verschlechterung; *near business as usual* Szenarien verhalten sich erwartungsgemäß unabhängig von der Artenkombination indifferent.

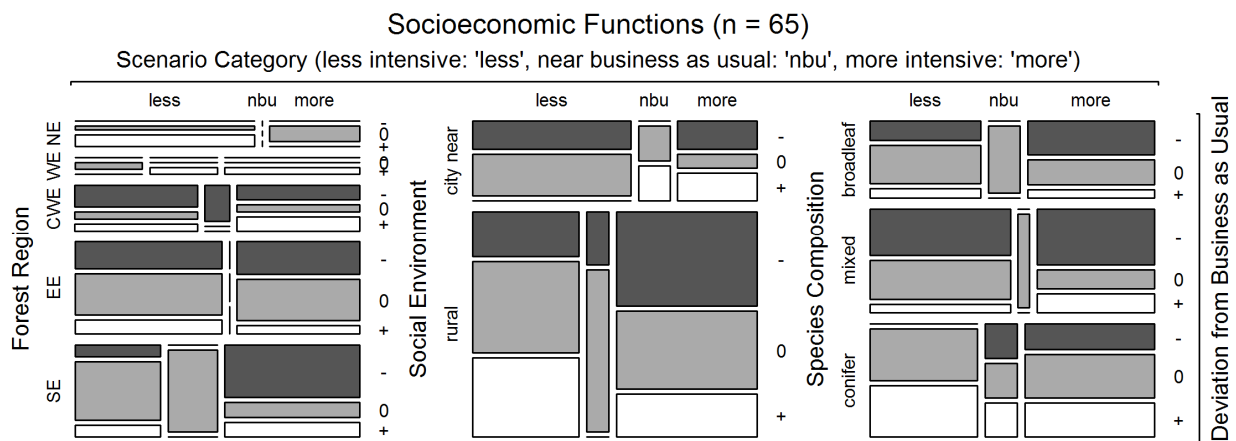


Abbildung 4: Sensitivität der Sozioökonomischen Funktionen (socioeconomic functions) auf Bewirtschaftungsintensität, gegliedert nach Waldregion (forest region), Stadtnähe (social environment) und Artenzusammensetzung (species composition). Die jeweilige Abweichung von business as usual (deviation from business as usual) ist in den Farben Dunkelgrau (- = Abnahme), Grau (0 = keine Veränderung) und Weiß (+ = Zunahme) dargestellt. Die Bewirtschaftungsintensität ist über die Szenariokategorien less intensive („less“), near business as usual („nbu“) und more intensive („more“) definiert. Die Kürzel der Waldregionen sind: „SE“—Southern Europe, „EE“—Eastern Europe, „CWE“—Central Western Europe, „WE“—Western Europe, „NWE“—North Western Europe, „NE“—Northern Europe.

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass die Bereitstellung sozioökonomischer Funktionen im Allgemeinen mit intensiverer Bewirtschaftung zurückgeht. Es gibt jedoch starke regionalspezifische Unterschiede, die in der regionalen Forstgeschichte, gesellschaftlichen Wahrnehmungen und Vorlieben begründet sind. Die Stadtnähe scheint sich auszuwirken, da eine geringere Bewirtschaftungsintensität in stadtnahen Fallstudiengebieten in keinem Fall die Bereitstellung sozioökonomischer Funktionen verbessert, während dies in ländlichen Gebieten häufig vorkommt. In Landschaften, in denen Nadel- und Laubhölzer gleichermaßen vorkommen, sowie in laubholzdominierten Gebieten, scheint *business as usual* im Hinblick auf diese Funktionen ein günstiger Mittelweg zu sein.

3.2.3 Biodiversität

Für die Ökosystemleistungen, die zur Gruppe der Biodiversität gehören, scheint es auf Ebene der europäischen Waldregionen zwei gegenläufige Trends zu geben (Abbildung 5, links). Erster ist eine deutliche Tendenz zu Einbußen der Biodiversität bei intensiverer Bewirtschaftung, der sich in Südeuropa, Osteuropa und Nordeuropa zeigt. Im westlichen Mitteleuropa (*Central Western Europe*) und Nordwesteuropa herrschen Verluste an Biodiversität bei weniger intensiver Bewirtschaftung vor, während bei Intensivierung die Biodiversität in der Mehrzahl der Fälle entweder unverändert bleibt oder sogar zunimmt. Lediglich die für Westeuropa erhaltenen Ergebnisse folgen keinem der beiden Trends.

In den untersuchten ländlichen Regionen beobachten wir einen sehr starken Trend: Mit weniger intensiver Bewirtschaftung nimmt die Biodiversität nur in wenigen Fällen ab, während unveränderte und zunehmende Biodiversität das Bild dominieren (Abbildung 5, Mitte). Intensivere Bewirtschaftung senkt die Biodiversität in etwa 60 % der Fälle, daneben treten jedoch nicht nur gleichbleibende Verhältnisse,

sondern auch Anstiege auf. Die stadtnahen Waldlandschaften zeigen keine derart deutlichen Trends, wobei geringfügig mehr Rückgänge der Biodiversität mit weniger intensiver Bewirtschaftung beobachtet wurden, während weder bei *near business as usual* noch bei Intensivierung Fälle mit gesteigerter Biodiversität vorkommen.

Im Hinblick auf die Artzusammensetzung im Zusammenspiel mit der Bewirtschaftungsintensität gibt es keine nennenswerten Unterschiede (Abbildung 5, rechts). Über alle drei betrachteten Gruppen der Artzusammensetzung sind Rückgänge der Biodiversität häufiger, wenn die Bewirtschaftung intensiviert wird, während weniger intensive Bewirtschaftung häufiger zu Zunahmen der Biodiversität führt.

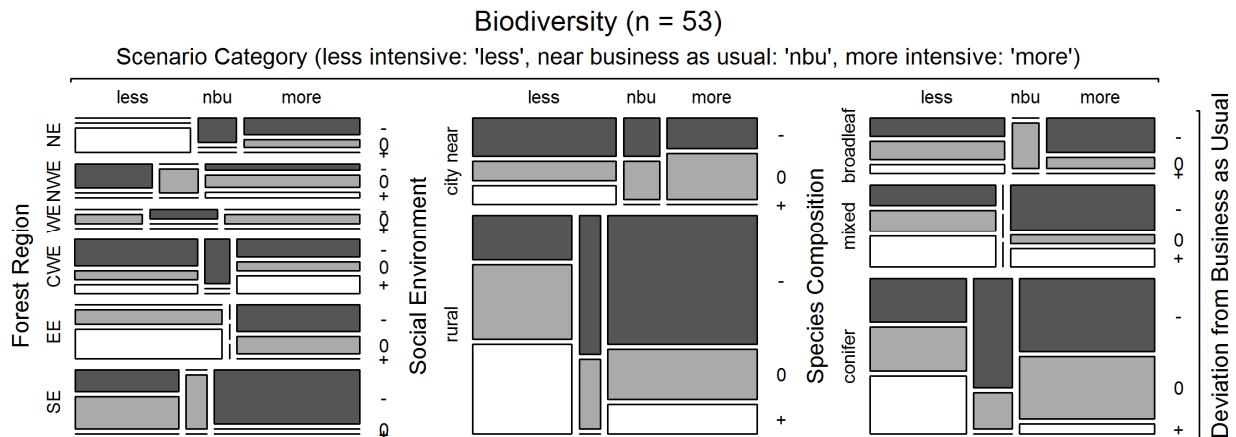


Abbildung 5: Sensitivität der Biodiversität auf Bewirtschaftungsintensität, gegliedert nach Waldregion (forest region), Stadtnähe (social environment) und Artzusammensetzung (species composition). Die jeweilige Abweichung von business as usual (deviation from business as usual) ist in den Farben Dunkelgrau (- = Abnahme), Grau (0 = keine Veränderung) und Weiß (+ = Zunahme) dargestellt. Die Bewirtschaftungsintensität ist über die Szenariokategorien less intensive („less“), near business as usual („nbu“) und more intensive („more“) definiert. Die Kürzel der Waldregionen sind: „SE“—Southern Europe, „EE“—Eastern Europe, „CWE“—Central Western Europe, „WE“—Western Europe, „NWE“—North Western Europe, „NE“—Northern Europe.

Zusammenfassend kann gezeigt werden, dass die regional gegenläufigen Trends der Biodiversität im Hinblick auf Bewirtschaftungsintensität sich nicht bei Unterscheidung der Stadtnähe und Artenkombinationen äußern. In den beiden letzteren Fällen führt eine intensiviertere Bewirtschaftung am häufigsten zu Rückgängen der Biodiversität, während eine Extensivierung häufig mit einer gesteigerter Biodiversität einhergeht. Dieser Trend ist am deutlichsten in ländlichen Umgebungen und in nadel- und laubholzdominierten Landschaften.

3.2.4 Verallgemeinerung

Die zuvor gezeigten und weitere von BIBER et al. (2015) durchgeführten Analysen erlauben eine generalisierte qualitative Reihung der Ökosystemleistungs-Kategorien im Hinblick auf ihre Sensitivität auf die Intensität der Bewirtschaftung (Tabelle 4). Holzproduktion, Waldressourcen und Biodiversität reagieren im Allgemeinen stark auf unterschiedliche Behandlungsintensitäten. Während die Holzproduktion ansteigt und die Waldressourcen abnehmen wenn die Intensität der Bewirtschaftung gesteigert wird, kann die Biodiversität sowohl mit Zunahmen als auch mit Abnahmen reagieren, je nach regionaler Forstgeschichte und gesellschaftlich-kulturellem Umfeld.

Lediglich in geringem Ausmaß sprechen die Schutzfunktionen und die sozioökonomischen Funktionen auf die Bewirtschaftungsintensität an, während die Nicht-Holzproduktion keinen erkennbaren Trend zeigt.

Tabelle 4: Sensitivität von Ökosystemleistungskategorien auf Bewirtschaftungsintensität im Überblick. Die Vorzeichen + und – zeigen an, ob eine Korrelation mit der Bewirtschaftungsintensität positiv oder negativ ist.

Ökosystemleistungs-Kategorie	Sensitivität auf Bewirtschaftungsintensität	
Holzproduktion (<i>wood production</i>)	stark	+
Waldressourcen (<i>forest resources</i>)	stark	–
Biodiversität (<i>biodiversity</i>)	stark	+ und – möglich
Schutzfunktionen (<i>protective functions</i>)	schwach	–
Sozioökonomische Funktionen (<i>socioeconomic functions</i>)	schwach	–
Nicht-Holzproduktion (<i>non-wood production</i>)	nicht vorhanden	

3.2.5 Tradeoffs, Synergien

Aufbauend auf den Sensitivitäten der Ökosystemleistungen im Hinblick auf die Bewirtschaftungsintensität (zusammengefasst in Tabelle 4), wird eine qualitative Zusammenfassung von Tradeoffs und Synergien möglich (Tabelle 5). Der Begriff „Tradeoff“ wird hier für Situationen verwendet, in denen ein Gewinn auf der Seite einer Ökosystemleistung mit einem Verlust bei einer anderen Leistung einhergeht. Wenn eine erhöhte Bereitstellung einer Ökosystemleistung mit einer erhöhten Bereitstellung einer anderen gekoppelt ist, dann wird der Begriff „Synergie“ verwendet.

Die Holzproduktion steht in einem starken Tradeoff-Verhältnis mit den Waldressourcen. Mit anderen Worten, es ist unwahrscheinlich, dass große Mengen Holz geerntet werden und gleichzeitig der stehende Vorrat sehr hoch ist. Im Hinblick auf Biodiversität und Holzproduktion ist je nach Waldregion sowohl ein deutlicher Tradeoff als auch eine starke Synergie möglich. Mit Ausnahme der Nicht-Holzproduktion, die mit keiner anderen Ökosystemleistung in einem klaren Zusammenhang steht, beobachten wir, dass die Holzproduktion generell einen schwachen bis mäßig starken Tradeoff mit anderen Ökosystemleistungen zeigt, wenn die Bewirtschaftungsintensität sich ändert. Abgesehen von der Holzproduktion weisen die meisten anderen Ökosystemleistungen eine schwache Synergie miteinander auf.

Tabelle 5: Tradeoffs (oberes, hellgrau schattiertes Dreieck) und Synergien (unteres, dunkelgrau schattiertes Dreieck) zwischen den untersuchten Kategorien von Ökosystemleistungen.

	Holzproduktion	Waldressourcen	Sozioökonomische Funktionen	Biodiversität	Schutzfunktionen	Nicht-Holzproduktion
Holzproduktion		stark	schwach	stark (regional-spezifisch)	schwach	
Waldressourcen				stark (regional-spezifisch)		
Sozioökonomische Funktionen		schwach		schwach (regional-spezifisch)		
Biodiversität	stark (regional-spezifisch)	stark (regional-spezifisch)	schwach (regional-spezifisch)		schwach (regional-spezifisch)	
Schutzfunktionen		schwach	schwach	schwach (regional-spezifisch)		
Nicht-Holzproduktion						

4 Diskussion

Aufbauend auf 20 europaweit verteilten Fallstudien kommt die vorliegende Studie zu Aussagen über die relative Bedeutung verschiedener Kategorien von Ökosystemleistungen und deren Sensitivität auf die Intensität der Waldbewirtschaftung. Letzteres wurde im Kontext der Kovariablen Waldregion, Stadtnähe und Artenzusammensetzung untersucht. Wengleich diese Kovariablen teilweise korrelieren und deswegen Vorsicht bei der Interpretation geboten ist, erscheinen Schlussfolgerungen betreffend Steuerungsmöglichkeiten, Tradeoffs und Synergien im Hinblick auf Waldökosystemleistungen möglich und zulässig.

Erwartungsgemäß zeigen die Ökosystemleistungen der Gruppen Holzproduktion (positive Korrelation) und Waldressourcen (negative Korrelation) und Biodiversität deutliche Zusammenhänge mit der Be-

wirtschaftungsintensität. Überraschend ist jedoch, dass die Korrelation der Biodiversität mit der Intensität der Bewirtschaftung sowohl negativ als auch positiv korreliert sein kann. Letzterer Befund wird von einer aktuellen Metaanalyse (VERSCHUYL et al. 2011) gestützt, während ersterer im Widerspruch dazu steht. Wir interpretieren dies so, dass eine negative Korrelation der Bewirtschaftungsintensität mit der Biodiversität in Regionen vorherrscht, wo eine Entwicklung von einer extensiven hin zu einer intensiven Forstwirtschaft stattfindet. Im Gegensatz dazu ist eine positive Korrelation mit Regionen verbunden, wo eine Entwicklung von einer auf gleichaltrigen, zumeist künstlich begründeten Reinbeständen beruhenden Forstwirtschaft hin zu einer naturnäheren Bewirtschaftung besteht. Die meisten anderen Kategorien von Ökosystemleistungen weisen nur schwache negative Korrelationen mit der Bewirtschaftungsintensität auf. Es konnten auch Tradeoffs und Synergien in der Bereitstellung verschiedener Ökosystemleistungen gezeigt werden. Auffällig ist auch hier, dass die Biodiversität als Folge des oben dargestellten Befundes je nach Region im Tradeoff oder in Synergie mit anderen Ökosystemleistungen, speziell der Holzproduktion sein kann.

Ein Punkt, der in der vorliegenden Studie nicht in Gänze abgedeckt werden konnte, ist das Risiko von Kalamitäten, speziell in überdichten Nadelholzbeständen. Solche Bestände können in manchen Regionen als Ergebnis einer eher extensiven Bewirtschaftung vorhanden sein und sind oft mit einer erhöhten Anfälligkeit auf Sturm- oder Schneeschäden und darauf folgenden Insektenkalamitäten belastet. Während solche Kalamitäten aus der Sicht von Waldeigentümern, die an einer stetigen Holzproduktion interessiert sind, selbstverständlich unerwünschte Einwirkungen darstellen, ist deren Auswirkung auf die Bereitstellung anderer Ökosystemleistungen alles andere als trivial.

Klimaänderungen und deren mögliche Auswirkungen wurden bewusst nicht in diese Studie einbezogen. Die überwiegende Mehrheit der verwendeten Modelle ist empirisch und bildet somit die Dynamik des Waldwachstums am besten unter den gegenwärtigen Bedingungen ab. Anstatt die Studie mit der zusätzlichen Unsicherheit von Klimaszenarien zu belasten (vgl. KRAMER & MOHREN 2001), wurden Simulationszeiträume gewählt, die kurz genug erschienen (größtenteils 30 Jahre), um substanzielle Einflüsse von Klimaänderungen ausschließen zu können. Europaweite Waldwachstums- und Waldbewirtschaftungsszenarien, die den Klimawandel berücksichtigen, verwenden gewöhnlich deutlich längere Zeitspannen (HANEWINKEL et al. 2013, SCHRÖTER et al. 2005). Wie eine aktuelle empirische Studie zeigt (PRETZSCH et al. 2014), hat der bereits zurückliegende Klimawandel (zusammen mit Düngeeffekten von erhöhten Stickstoffemissionen und erhöhtem CO₂-Angebot), das Waldwachstum in Mitteleuropa beschleunigt. Bemerkenswert erscheint, dass diese Studie andeutet, dass die typischen Waldstrukturen dennoch erhalten bleiben, sie werden lediglich schneller durchlaufen. Da die meisten hier untersuchten Ökosystemleistungen mit strukturellen Waldeigenschaften verbunden sind, kann dies als Argument für die Stabilität der vorgestellten Ergebnisse interpretiert werden. Nach bestem Wissen ist die hier berichtete Studie von BIBER et al. 2015 bisher die einzige ihrer Art, die ein derart breites Spektrum von Ökosystemleistungen auf europäischer Ebene abdeckt. Die Ergebnisse sind nicht unplausibel im Kontext anderer Großraumstudien, die sich auf ein engeres Feld von Ökosystemleistungen, häufig C-Budgets und Holzversorgung, konzentrieren (MOHREN 2003).

Neben der relativ großen Bandbreite von untersuchten Ökosystemleistungen ist methodische Heterogenität ein Kennzeichen der vorliegenden Studie. Die Waldwachstumsmodelle und DSS, die in den verschiedenen Ländern und Fallstudien zur Anwendung kamen und die Walddaten, mit denen der Initialzustand der einzelnen Szenarien beschrieben wurde, unterscheiden sich konzeptionell in erheblicher Weise. Gleichmaßen trifft dies auf die Indikatoren zu, die als Maße für die Bereitstellung einer bestimmten Ökosystemleistung verwendet wurden. Einerseits kann dies im Hinblick auf die Vergleichbarkeit der Ergebnisse problematisch erscheinen. Andererseits stellt dieses Vorgehen sicher, dass für jede Fallstudie das jeweils bestgeeignete Modell und die am besten geeigneten Indikatoren verwendet wurden, die genau zum regional verfügbaren Informationsangebot und zur regional vorhandenen Nachfrage an Information passen (vgl. PRETZSCH et al. 2008, Pretzsch 2002). Da jedes verwendete Modell auf die jeweils wichtigen Baumarten der jeweiligen Region zugeschnitten ist, dürfte eine deutlich genauere und relevantere Sammlung von Waldentwicklungsszenarien auf europäischer Ebene derzeit nur schwer zu erstellen sein. Die vorliegende Studie sollte jedoch nicht in Konkurrenz zu Großraumstudien gesehen werden, die nur ein einziges Modell verwenden (KARJALAINEN et al. 2003, NABUURS et al. 2001), sondern vielmehr als eine Bottom-up-Ergänzung des sonst üblichen Top-down-Ansatzes.

Es muss nochmals erwähnt werden, dass die der Studie zugrunde liegenden Behandlungsszenarien ursprünglich nicht definiert wurden, um die Bewirtschaftungssensitivität von Ökosystemleistungen zu untersuchen. Sie wurden vielmehr aus fallstudien-spezifischen gesellschaftlichen und politischen Rahmenszenarien entwickelt, von denen angenommen wurde, dass sie Einfluss auf das Verhalten der Waldeigentümer haben (INTEGRAL PROJECT CONSORTIUM 2014a). Als solche resultieren die Behandlungsszenarien aus einer bisher recht neuartigen Zusammenarbeit von Sozialwissenschaftlern und Waldwachstumsmodellierern. Ihre Definition, basierend auf regionalen Stakeholder-Workshops und auf der Expertise lokal erfahrener Sozial- und Naturwissenschaftler, stellte sicher, dass die Szenarien innerhalb eines plausiblen und deshalb relevanten Rahmens blieben. Trotz dieser komplexen Entwicklung stellte sich die Gruppierung der Szenarien nach der Intensität der Waldbewirtschaftung als ausgesprochen unkompliziert dar. Sie wird nachträglich unterstützt durch das durchwegs plausible Verhalten der Holzproduktion im Zusammenhang mit der Bewirtschaftungsintensität.

Darüber hinaus ist die Feststellung wichtig, dass die Fallstudiengebiete nicht auf Repräsentivität im Sinne einer Waldinventur abzielen. Stattdessen war Relevanz für das jeweilige Land das vorrangige Auswahlkriterium. Daher repräsentieren die Fallstudiengebiete Situationen, in denen typische und relevante Probleme zur Lösung anstehen. Dies korrespondiert mit der Auswahl der Modelle und Daten in der oben dargestellten Weise. So gesehen könnte die markanteste Schwäche der vorliegenden Studie – Heterogenität im Hinblick auf Methoden und Daten – gleichzeitig ihre bedeutendste Stärke sein.

5 Literatur

- BARREIRO S, GARCIA-GONZALO J, BORGES JG, TOMÉ M, MARQUES S (2013). SADfLOR Tutorial. A Web-based Forest and Natural Resources Decision Support System (Work in progress), FORCHANGE, ISA, Lisboa, 39 p.
- BIBER, P., BORGES J. G., MOSHAMMER, R., BARREIRO, S., BOTEQUIM, B, BRODRECHTOVÁ, Y., BRUKAS, V., CHIRICI, G., CORDERO-DEBETS, R., CORRIGAN, E., ERIKSSON, L. O., FAVERO, M, GALEV, E., GARCIA-GONZALO, J., HENGEVELD, G., KAVALIAUSKAS, M, MARCHETTI, M., MARQUES, S., MOZGERIS, G., NAVRÁTIL, R., NIEUWENHUIS, M., ORAZIO, C., PALIGOROV, I., PETTENELLA, D., SEDMÁK, R., SMRECEK, R., STANISLOVAITIS, A., TOMÉ, M., TRUBINS, R., TUCEK, J., VIZZARRI, M., WALLIN, I., PRETZSCH, H., SALLNÄS, O. (2015): How Sensitive Are Ecosystem Services in European Forest Landscapes to Silvicultural Treatment? *Forests* 2015, 6(5), 1666-1695.
- BORGES, J.G.; NORDSTRÖM, E.M.; GARCIA-GONZALO, J.; HUJALA, T.; TRASOBARES, A. (2014): *Computer-Based Tools for Supporting Forest Management. The Experience and the Expertise World-Wide*; Department of Forest Resource Management, Swedish University of Agricultural Sciences: Umeå, Sweden, 2014; p. 503.
- DUFOUR-KOWALSKI S, COURBAUD B, DREYFUS P, MEREDIEU C, DE COLIGNY F (2012): Capsis: an open software framework and community for forest growth modelling. *Annals of Forest Science* 69:221–233.
- FABRIKA M, ĎURSKÝ J (2005): Algorithms and software solution of thinning models for SIBYLA growth simulator. *Journal of Forest Science*, 51 (10):431-445.
- von GADOW, K.; PUKKALA, T.; TOMÉ, M. (2000): *Sustainable Forest Management (Managing Forest Ecosystems)*; Springer: Amsterdam, The Netherlands, 2000; pp. 386.
- GARCIA-GONZALO J, BORGES JG, PALMA J, ZUZIBARRETA-GERENDIAIN A (2014): A decision support system for management planning of Eucalyptus plantations facing climate change. *Annals of Forest Science* 71 (2), 187-199.
- GLÜCK, P. (1995): Criteria and Indicators for Sustainable Forest Management in Europe. In Proceedings of the XX IUFRO World Congress. Working Group S6, Tampere, Finland, 6–12 August 1995; p. 5.
- HANEWINKEL, M.; CULLMANN, D.A.; SCHELHAAS, M.J.; NABUURS, G.J.; ZIMMERMANN, N.E. (2013): Climate change may cause severe loss in the economic value of European forest land. *Nat. Clim. Change* 2013, 3, 203–207.
- HARTIGAN, J.; KLEINER, B. (1981): Mosaics for contingency tables. In *Computer Science and Statistics, Proceedings of the 13th Symposium on the Interface*, Pittsburgh, PA, USA, 12–13 March 1981; pp. 268–273.
- INTEGRAL Project Consortium. 2014a, Future-Oriented Integrated Management of European Forest Landscapes. Available online: <http://www.integral-project.eu> (accessed on 12 December 2014).
- INTEGRAL Project Consortium. 2014b, INTEGRAL 2nd Policy Brief: Future Scenarios of Forest Management in Europe. Available online: <http://www.integral-preoject.eu> (accessed on 12 December 2014).
- INTEGRAL Project Consortium. 2014c, INTEGRAL ForestWiki. Available online: <https://forestwiki.jrc.ec.europa.eu/integral/index.php/Category:Country> (accessed on 12 December 2014).

- KARJALAINEN, T.; PUSSINEN, A.; LISKI, J.; NABUURS, G.J.; EGGERS, T.; LAPVETELÄINEN, T.; KAIPAINEN, T. (2003): Scenario analysis of the impacts of forest management and climate change on the European forest sector carbon budget. *For. Policy Econ.* 2003, 5, 141–155.
- KRAMER, K.; MOHREN, G.M.J. (2001): *Long-Term Effects of Climate Change on Carbon Budgets of Forests in Europe*; Alterra-Report 194; Alterra: Wageningen, Netherland, 2001.
- KULIESIS A, PETRAUSKAS E (2000): Lietuvos miško naudojimo XXI amžiuje prognozė. (Lithuanian forest resources in the XXI century). Kaunas, 146 p.
- LE MOGUÉDEC G, DHÔTE J-F (2012): Fagacées: a tree-centered growth and yield model for sessile oak (*Quercus petraea* L.) and common beech (*Fagus sylvatica* L.) *Annals of Forest Science*, 69(2): 257-269.
- LEMOINE B (1991): Growth and yield of maritime pine (*Pinus pinaster* Ait): the average dominant tree of the stand. *Annales des Sciences Forestières*, 48, 593-611.
- MARACCHI, G.; SIROTKO, O.; BINDI, M. (2005): Impacts of present and future climate variability on agriculture and forestry in the temperate regions: Europe. *Clim. Chang.* 2005, 70, 117–135.
- MCPFE (1993): Resolution H1: General guidelines for the sustainable management of forests in Europe. In Proceedings of the 2nd Ministerial Conference on the Protection of Forests in Europe, Helsinki, Finland, 16–17 June 1993; p. 5.
- MEYER, D.; ZEILEIS, A.; HORNIK, K. (2006): The Strucplot Framework: Visualizing Multi-Way Contingency Tables with vcd. *J. Stat. Softw.* 2006, 17, 1–48.
- MOHREN, G.M.J. (2003): Large-scale scenario analysis in forest ecology and forest management. *For. Policy Econ.* 2003, 5, 103–110.
- NABUURS, G.J.; PÄIVINEN, R.; SCHANZ, H. (2001): Sustainable management regimes for Europe's forests—A projection with EFISCEN until 2050. *For. Policy Econ.* 2001, 3, 155–173.
- PRETZSCH, H.; BIBER, P.; SCHÜTZE, G.; UHL, E.; RÖTZER, T. (2014): Forest stand growth dynamics in Central Europe have accelerated since 1870. *Nature Communi.* 2014, doi:10.1039/ncomms5967.
- PRETZSCH H (2010): *Forest Dynamics, Growth and Yield*. Springer Verlag, Berlin, 664 p.
- PRETZSCH, H.; GROTE, R.; REINEKING, B.; RÖTZER, T.; SEIFERT, S. (2008): Models for forest ecosystem management: A European perspective. *Ann. Bot.* 2008, 101, 1065–1087.
- PRETZSCH, H. (2002): Application and evaluation of the growth simulator SILVA 2.2 for forest stands, forest estates and large regions. *Forstwiss. Cent.* 2002, 121, 28–51.
- PRETZSCH H, BIBER P, DURSKY, J (2002): The single tree-based stand simulator SILVA: construction, application and evaluation. *Abstract For. Ecol. Manage.* 162: 3-21.
- REMSOFT (2014): Forestry. Online at <http://www.remssoft.com/forestry.php>. Last visited 12 December 2014.
- SALLNÄS O (1990): A matrix growth model of the Swedish forest. *Studia Forestalia Suecica*, No.183.
- SCHALL, P.; AMMER, C. (2013): Quantifying forest stand management intensity in Central European forests. *Eur. J. For. Res.* 2013, 132, 397–397.
- SCHELHAAS MJ, EGGERS J, LINDNER M, NABUURS GJ, PUSSINEN A, PÄIVINEN R, SCHUCK A, VERKERK PJ, VAN DER WERF DC, ZUDIN S (2007): Model documentation for the European Forest Information Scenario model (EFISCEN 3.1.3). Alterra rapport 1559. EFI Technical Report 26.
- SCHRÖTER, D.; CRAMER, W.; LEEMANS, I.; PRENTICE, C.; ARAÚJO, M.B.; ARNELL, N.W.; BONDEAU, A.; BUGMANN, H.; CARTER, T.R.; GRACIA, C.A.; *et al.* (2005): Ecosystem Service Supply and Vulnerability to Global Change in Europe. *Science* 2005, 310, 1333–1337.
- SCHUMACHER S, BUGMANN H, MLADENOFF DJ (2004): Improving the formulation of tree growth and succession in a spatially explicit landscape model. *Ecological Modelling* 180:175-194.
- VERSCHUYL, J.; RIFFELL, S.; MILLER, D.; BENTLY WIGLEY, T. (2011): Biodiversity response to intensive biomass production from forest thinning in North American forests—A meta-analysis. *For. Ecol. Manag.* 2011, 261, 221–232.
- WIKSTRÖM P, EDENIUS L, ELFVING B, ERIKSSON LO, LÄMÅS T, SONESSON J, ÖHMAN K, WALLERMAN J, WALLER C, KLINTEBÄCK F (2011): The Heureka forestry decision support system: An overview. *Mathematical and Computational Forestry & Natural-Resource Sciences.* 3(2): 87-94.