

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE
FAKULTA LESNICKÁ A DŘEVAŘSKÁ
Katedra ekologie lesa



Lesnický management a ochrana biodiverzity

DISERTAČNÍ PRÁCE

Vedoucí disertační práce: prof. Ing. Miroslav Svoboda, Ph.D.

Autor práce: Ing. Petr Kjučukov

Praha 2022

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem disertační práci na téma „Lesnický management a ochrana biodiverzity“ vypracoval samostatně na základě konzultací se školitelem a s použitím literárních pramenů, které náležitě cituji. Souhlasím, aby tato práce byla zveřejněna v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb., o vysokých školách.

V Praze dne 4. ledna 2022

Ing. Petr Kjučukov

Poděkování

Touto cestou děkuji zejména vedoucímu mé disertační práce, prof. Ing. Miroslavu Svobodovi, Ph.D., za veškeré konzultace, odborné vedení a mnohaletou spolupráci, které přispěly nejen k tvorbě disertační práce, ale především k prohloubení mého vzdělání. Stejně tak děkuji ostatním kolegům a přátelům z Katedry ekologie lesa ČZU v Praze za cenné konzultace a spolupráci. Dále bych chtěl poděkovat státnímu podniku Lesy České republiky, především pak kolegům z Lesního závodu Konopiště, za podporu a umožnění aplikace principů ekologického lesnictví v praxi. Za konzultace a pomoc patří dík Martinu Kyselovi a Zbyňku Klosemu. Nakonec děkuji mé manželce Hance a dětem Viktorovi, Anežce a Teodorovi za trpělivost a zázemí, bez nichž by tato práce nikdy nevznikla.

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta lesnická a dřevařská

ZADÁNÍ DISERTAČNÍ PRÁCE

Ing. Petr Kjučukov

Lesní inženýrství
Pěstování lesa

Název práce

Lesnický management a ochrana biodiverzity

Název anglicky

Forest management and biodiversity conservation

Cíle práce

Cílem disertační práce je shromáždit a syntetizovat dosavadní poznatky o vztahu lesnického managementu a ochrany biodiverzity v ČR (resp. ve středoevropském prostoru). Ochranou biodiverzity se v této práci uvažuje zejména ochrana ohrožených druhů organismů a biotopů. Zvláštní pozornost bude věnována koncepci ekologického lesnictví (ecological forestry, ecological silviculture), možnostem jeho aplikace a vypracování konkrétního návrhu uplatnění v ČR. Disertační práce by měla primárně sloužit jako vědecky podložená metodika pro optimalizaci lesnického managementu v ČR v zájmu ochrany biodiverzity.

Metodika

1. Diskutovaná literární rešerše a rozbor problematiky (případně zpracováno jako publikovaný článek)
2. Zpracování a analýza dotazníkového šetření mezi českými experty na biodiverzitu (případně zpracováno jako publikovaný článek)
3. Analýza nároků zákonem zvláště chráněných druhů rostlin ČR (případně zpracováno jako publikovaný článek)
4. Analýza možností uplatnění ekologického lesnictví v ČR se zaměřením na pásmo bučin
5. Zpracování návrhu směrnic ekologického lesnictví pro konkrétní lesní majetek
6. Syntéza výsledků a závěr; shrnutí doporučení pro praxi

Doporučený rozsah práce

100 stran

Klíčová slova

lesnický management, ochrana biodiverzity, střední Evropa, ekologické lesnictví

Doporučené zdroje informací

- Angelstam, P.K., Anufriev, V.M., Balčiauskas, L., Blagovidov, A.K., Borgegard, S.O., Hodge, S.J., Majewski, P., Ponomarenko, S.V., Shvarts, E.A., Tishkov, A.A. (1997). Biodiversity and sustainable forestry in European forests: How East and West can learn from each other. *Wildlife Society Bulletin*. 25 (1): 38-48
- Hofmeister, J., Hošek, J., Brabec, M., Dvořák, D., Beran, M., Deckerová, H., Burel, J., Kříž, M., Borovička, J., Bělák, J., Vašutová, M., Malíček, J., Palice, Z., Srovátková, L., Steinová, J., Černajová, I., Holá, E., Novozámská, E., Čížek, L., Iarema, V., Baltaziuk, K., Svoboda, T. (2015). Value of old forest attributes related to cryptogam species richness in temperate forests: A quantitative assessment. *Ecological Indicators*. 57 (4) 497-504
- Hunter, M. (1999). *Maintaining Biodiversity in Forest Ecosystems*. Cambridge University Press.
- Kopecky, M., Hedl, R., Szabo, P. (2013). Non-random extinctions dominate plant community changes in abandoned coppices. *Journal of Applied Ecology*. 50 (1): 79-87
- Kraus, D., Krumm, F., 2013. Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity. European Forest Institute. ISBN 978-952-5980-06-6
- Lindenmayer, D.B., Margules, Ch., R., Botkin, D. B., 2000. Indicators of Biodiversity for Ecologically Sustainable Forest Management. *Conservation Biology* 14, 941-950.
- Mason, F., Zapponi, L. (2015). The forest biodiversity artery: towards forest management for saproxylic conservation. *iForest Biogeosciences and Forestry*
- Müller, J., Bütler, R. (2010). A review of habitat thresholds for dead wood: a baseline for management recommendations in European forests. *European Journal of Forest Research*. 129
- Paillet, Y., Berges, L., Hjalten, J., Odor, P., Avon, C., Bernhardt-Roemermann, M., Bijlsma, Rienk-Jan, De Bruyn, L., Fuhr, M., Grandin, U., Kanka, R., Lundin, L., Luque, S., Magura, T., Matesanz, S., Mészáros, I., Sebastia, M.T., Schmidt, W., Standovár, T., Tóthmérész, B., Uotila, A., Valladares, F., Vellak, K., Virtanen, R. (2010). Biodiversity Differences between Managed and Unmanaged Forests: Meta-Analysis of Species Richness in Europe. *Conservation Biology*, 24 (1): 101-112
- Spiecker, H., 2003. Silvicultural management in maintaining biodiversity and resistance of forests in Europe-temperate zone. *Journal of Environmental Management*. 67, 55-65.

Předběžný termín

2021/22 LS – FLD – Obhajoba DisP

Vedoucí práce

prof. Ing. Miroslav Svoboda, Ph.D.

Garantující pracoviště

Katedra ekologie lesa

Elektronicky schváleno dne 22. 10. 2021

prof. Ing. Miroslav Svoboda, Ph.D.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 1. 11. 2021

doc. Ing. Jiří Remeš, Ph.D.

Předseda oborové rady

Elektronicky schváleno dne 15. 11. 2021

prof. Ing. Róbert Marušák, PhD.

Děkan

V Praze dne 09. 01. 2022

Abstrakt

Disertační práce se zaměřuje na vztah ochrany biodiverzity a lesnického managementu ve střední Evropě, primárně pak v České republice. Práce přináší aktuální shrnutí a analýzu příčin ohrožení lesní biodiverzity, zásadních faktorů podporujících lesní biodiverzitu, a z toho plynoucích východisek pro lesnický i ochranářský management. Analýza byla realizována pomocí literární rešerše (review), dotazníkového šetření mezi českými biology a případovou studií zaměřenou na nároky zákonem zvláště chráněných druhů rostlin České republiky. Dále práce předkládá dosud chybějící metodický podklad pro aplikaci ekologického lesnictví v České republice, včetně podrobného návrhu opatření na konkrétním lesním majetku. Práce svými výsledky potvrdila, že dosavadní lesní hospodaření v České republice ohrožuje biologickou rozmanitost lesů, neboť generuje homogenní lesní prostředí a eliminuje důležité habitaty. Pozornost by měla být upřena zejména na ukončení pěstování holosečně těžných monokultur stanovištně nepůvodních dřevin. Je nutné se věnovat obnově pestré skladby domácích druhů dřevin, ochraně habitatu starých lesů a jejich struktur (zejména starých stromů a mrtvého dřeva), jakož i obnově prostředí světlého lesa. Zásadní je strukturní diverzita a komplexnost lesního prostředí, přítomnost škály sukcesních stadií, zejména raných a pozdních, a kontinuita habitatů v čase a prostoru. Tyto aspekty úzce souvisejí s přírodními disturbancemi, jejichž význam je pro diverzitu lesních ekosystémů klíčový. Ve vyšších nadmořských výškách je zásadním nástrojem ochrany lesní biodiverzity velkoplošná bezzásahovost. Význam mají ale i maloplošné rezervace a mikrorezervace napříč krajinou. Z hlediska recentních velkoplošných narušení kulturních porostů ve střední Evropě suchem, vichřicemi a podkorním hmyzem je v zájmu obnovy ekosystémů a ochrany biodiverzity potřebné na vhodných místech zajistit částečnou retenci souší a dalšího biologického dědictví těchto narušení a využít přirozené sukcese při obnově narušených ploch. V nížinách a lužních lesích vyžaduje obnova světlých lesů aplikaci historických forem hospodaření (nízké a střední lesy, lesní pastva, ořez stromů, na vhodných místech řízené vypalování). Součástí světlých lesů musí být staré a habitatové stromy. Středoevropské lesnické hospodaření by zvláště ve středních a vyšších polohách mělo integrovat principy ekologického lesnictví, zesíleně v lesích s vyšším významem mimoprodukčních funkcí a v lesích ve vlastnictví státu. Ekologické lesnictví by zde mělo při těžbě imitovat efekty smíšeného režimu přírodních disturbancí nízké a střední severity, s kontinuální retencí struktur charakteristických pro staré lesy. Konvenční

středoevropské přírodě blízké lesnictví nezohledňuje dostatečně ochranu biodiverzity, zvláště pokud je zúženo na plošně aplikovaný výběrný hospodářský způsob. Vykazuje nicméně perspektivu pro další rozvíjení a obohacení o nástroje ekologického lesnictví, tak aby účinně mitigovalo vlivy klimatické změny a úbytek biodiverzity.

Klíčová slova: lesnický management, ochrana biodiverzity, střední Evropa, ekologické lesnictví

Abstract

The thesis focuses on the relationship between biodiversity protection and forestry management in Central Europe, primarily in the Czech Republic. The work provides an up-to-date summary and analysis of the causes of threats to forest biodiversity, the key factors supporting forest biodiversity, and the resulting starting points for forestry and conservation management. The analysis was carried out using a review, a questionnaire survey among Czech biologists and a case study focused on the requirements of plant species that have special legal protection in the Czech Republic. Furthermore, the work presents the still missing methodological basis for the application of ecological forestry in the Czech Republic, including a detailed proposal of measures on specific forest property. The results of the work confirmed that the current forest management in the Czech Republic threatens the forest biodiversity, as it generates a homogeneous forest environment and eliminates important habitats. Particular attention should be paid to ending the management of even-aged monocultures and clear-cutting. It is necessary to focus on the restoration of a diverse native tree species composition, the protection of old-growth forests habitats and their structures (especially old trees and dead wood), as well as the restoration of the open forest environment. The structural diversity and complexity of the forest environment, the presence of a range of successive stages, especially early and late, and the continuity of habitats in time and space are crucial. These aspects are closely linked to natural disturbances, which play a key role for the forest ecosystem diversity. At higher altitudes, large-scale non-intervention is an essential tool for protecting forest biodiversity. However, small reserves and micro-reserves across the landscape are also important. In view of recent large-scale disturbances of cultural stands in Central Europe by drought, storms and bark beetles, it is important to ensure partial retention of a biological legacies of these disturbances and to respect a natural succession to restore disturbed areas. In the lowlands and floodplain forests, the restoration of open forests requires the application of historical forms of management (coppice and coppice-with-standards, forest grazing, pollarding, controlled burning in suitable places). Open forests must include old and habitat trees. Central European forest management should integrate the principles of ecological forestry, especially in the middle and higher elevations, predominantly in forests with a higher importance of non-productive functions and in state-owned forests. The logging should emulate the effects of a mixed regime of low and medium severity natural disturbances, with continuous retention of structures

characteristic of old-growth forests. Conventional Central European close-to-nature forestry does not take sufficient account of biodiversity protection, especially if it is narrowed down to a widely applied selection system. However, it shows the prospect of further development and enrichment with ecological forestry tools in order to effectively mitigate the effects of climate change and biodiversity loss.

Key words: forest management, biodiversity protection, central Europe, ecological forestry

Obsah

1. Úvod	13
2. Aktuálnost řešení a cíle práce	13
3. Metodika	14
3.1 Analýza příčin ohrožení lesní biodiverzity, zásadních faktorů podporujících lesní biodiverzitu a východisek pro lesnický i ochranářský management	14
3.2 Metodický materiál pro aplikaci ekologického lesnictví v České republice	15
4. Klíčové faktory pro ochranu lesní biodiverzity ve střední Evropě: review	15
5. The effects of forest management on biodiversity in the Czech Republic: an overview of biologists' opinions	33
6. Analýza seznamu zvláště chráněných druhů rostlin České republiky ve vztahu k lesům a lesnictví	65
7. Částečná retence souší v disturbovaných hospodářských lesích jako nástroj zmírnění krize biodiverzity a změny klimatu – aktuální zkušenosti ze střední Evropy	86
7.1 Úvod	86
7.2 Význam přírodních disturbancí pro biodiverzitu	86
7.3 Poučení z přirozených a přírodě blízkých lesů střední Evropy	87
7.4 Nahodilá těžba	88
7.5 Jsou kulturní hospodářské lesy perspektivní z hlediska posílení biodiverzity a regenerace po disturbanci?	89
7.6 Konkrétní případ nárůstu biodiverzity a obnovy ekosystému po narušení	89
7.7 Doporučení pro částečnou retenci	91
7.8 Závěr	92
8. Minimum pro ochranu biologické rozmanitosti v českých lesích	94
8.1 Jaké biotopy chybějí a čím jsou eliminovány?	94
8.2 Ekologické lesnictví	96
8.3 Tradiční management	96
8.4 Minimum pro biodiverzitu	97
9. Ekologické lesnictví	99
9.1 Úvod	99
9.2 Základní principy	100
9.3 Hrubý filtr biologického dědictví v krajině a systém TRIAD	103
9.4 Ekologické lesnictví a adaptace na klimatickou změnu	104
9.5 Základní doporučení pro uplatnění ekologického lesnictví ve středních a vyšších polohách České republiky	105

9.5.1	Imitovaný disturbanční režim.....	105
9.5.2	Retence – kontinuita	109
9.5.3	Umělá tvorba struktur (zejména mrtvého dřeva a mikrohabitatů)	110
9.5.4	Prostorová variabilita	111
9.5.5	Načasování	112
9.6	Rámcová směrnice pro aplikaci ekologického lesnictví na území „Samechov“, LČR s.p., Lesní závod Konopiště	112
9.6.1	Preambule.....	112
9.6.2	Základní údaje o území	113
9.6.3	Hlavní cíle aplikace ekologického lesnictví v území	115
9.6.4	Konkrétní doporučení pro různé typy porostů	116
9.6.5	Ponechávání dřevní biomasy	117
9.6.6	Způsob značení ponechaných stromů a mrtvého dřeva	118
9.6.7	Stručná rámcová směrnice formou fotodokumentace	118
9.6.8	Plán opatření ekologického lesnictví pro území Samechov dle porostních skupin	122
10.	Diskuse	135
10.1	Rešeršní a analytická část: kapitoly 1. – 8. disertační práce	135
10.2	Ekologické lesnictví: kapitola 9.	136
10.2.1	Odůvodnění aplikace ekologického lesnictví v České republice	136
10.2.2	Porovnání ekologického lesnictví s jinými přístupy	138
10.2.2.1	Ekologické lesnictví a přírodě blízké lesnictví	138
10.2.2.2	Ekologické lesnictví a retenční lesnictví	140
10.2.3	Aplikace ekologického lesnictví v České republice – ekonomické hledisko	141
10.2.4	Aplikace ekologického lesnictví v České republice – provozní hledisko .	143
10.2.5	Základní doporučení pro uplatnění ekologického lesnictví ve středních a vyšších polohách České republiky	144
10.2.6	Návrh aplikace ekologického lesnictví na lokalitě Samechov	145
11.	Závěr	146
	Literatura	148

1. Úvod

Lesy hostí až 80 % všech suchozemských druhů organismů (www.worldwildlife.org), a jsou tak klíčovým nositelem pevninské biodiverzity. Biodiverzita bývá zpravidla vnímána právě jako druhová bohatost (*species richness*) (Kolář et al., 2012), přičemž v současnosti probíhá její celoplanetární úbytek působený lidskou činností. Řešení panující krize biodiverzity, šestého známého hromadného vymírání druhů v dějinách Země (a prvního zapříčiněného člověkem), je pro lidstvo zásadní výzvou (Ripple et al., 2017). Ochranou biodiverzity je pak uvažována primárně snaha o uchování druhů ohrožených vymřením a biotopů ohrožených zánikem, nikoli maximalizace početnosti druhů v daném společenstvu (Hunter, 1999).

V obecné rovině jsou největší hrozbou pro světovou biodiverzitu ztráta a degradace přírodních stanovišť, následované jejich exploatací a způsobem užívání (např. Moreno-Mateos et al., 2017; Fazan et al., 2020; MacKinnon et al., 2020). Pro lesy je uvedený fenomén vysoce aktuální (Schmiedinger et al., 2012, Ripple et al., 2017), a ačkoli je tempo vymírání nejvyšší v tropech (Štorch, 2011), nevyhýbá se krize biodiverzity ani zbytku světa, včetně středoevropského prostoru a lesnický rozvinutých zemí (Grove, 2002; Spiecker, 2003; Nic Lughadha et al., 2020).

Navzdory snahám o zlepšení situace jsou dosavadní kroky považovány za nedostatečné (Blicharská et al., 2011), a je proto žádoucí aktualizovat vědecké poznatky o klíčových aspektech ochrany lesní biodiverzity a stále účinněji je implementovat do lesnické praxe.

2. Aktuálnost řešení a cíle práce

Disertační práce se zaměřuje na vztah ochrany biodiverzity a lesnického managementu ve střední Evropě, primárně pak v České republice. Jde o problematiku vysoce aktuální, stojící v popředí zájmu ekologické a lesnické vědy. Úbytek biodiverzity se spolu s globální klimatickou změnou staly celospolečenskými tématy a výzvami, s narůstající snahou o jejich zvládnutí, a to i politickými a socioekonomickými nástroji. V tomto kontextu je velmi důležité revidovat a optimalizovat způsob nakládání s přírodními zdroji, zejména zemědělství, lesnictví a vodohospodářství, tak, aby bylo zastaveno, či alespoň zmírněno lidskou činností působené ochuzování ekosystémů o diverzitu životních forem a biotopů, včetně diverzity genetické.

Hlavní cíle disertační práce jsou tyto:

- Aktuální shrnutí a analýza příčin ohrožení lesní biodiverzity, zásadních faktorů podporujících lesní biodiverzitu, a z toho plynoucích východisek pro lesnický i ochranářský management, jak biodiverzitu chránit a podpořit při nakládání s lesy, a to i v kontextu recentních rozsáhlých disturbancí středoevropských kulturních lesů.
- Metodický materiál pro aplikaci forem lesnického managementu spadajících do koncepce ekologického lesnictví, pro něž dosud v České republice schází odborný podklad a praktická zkušenost.

3. Metodika

3.1 Analýza příčin ohrožení lesní biodiverzity, zásadních faktorů podporujících lesní biodiverzitu a východisek pro lesnický i ochranářský management

Analýza byla realizována pomocí literární rešerše (review), dotazníkového šetření uskutečněného mezi českými biology a případové studie zaměřené na seznam druhů rostlin zvláště chráněných českým zákonem a vztah těchto druhů k lesům a lesnictví. Všechny tyto dílčí analýzy byly zpracovány formou vědeckých článků, jejichž plné znění je součástí disertační práce, a proto v této kapitole není jejich metodika blíže popsána. Text rešeršního článku (review) je v disertační práci uveden bez úvodu, neboť tento úvod je identický s úvodem samotné disertační práce.

Analytická část disertační práce je doplněna esejistickou kapitolou mající charakter *opinion paper*, zabývající se problematikou recentních bezprecedentních disturbancí hospodářských lesů ve střední Evropě; v této kapitole je diskutována a obhajována potřeba částečné retence souší při obnově lesa v zájmu ochrany biodiverzity. Opodstatnění tohoto přístupu je demonstrováno na aktuálních empirických zkušenostech z porostů borovice lesní (*Pinus sylvestris*) středního Povltaví (Česká republika) narušených suchem.

Analytická část disertační práce je zakončena syntézou ve formě upraveného textu autora publikovaného popularizačního článku, shrnujícího minimální nároky na lesnický management pro ochranu biodiverzity.

3.2 Metodický materiál pro aplikaci ekologického lesnictví v České republice

Na základě analytické části disertační práce je věnována bližší pozornost koncepci ekologického lesnictví, které je na plnohodnotném zohlednění ochrany biodiverzity založeno, ale v České republice dosud není dostatečně literárně, ani v aplikační praxi uchopeno.

Rešeršní formou jsou předloženy a popsány základní principy ekologického lesnictví a diskutována jejich aplikační perspektiva v České republice. Disertační práce se zaměřuje zejména na lesy středních a vyšších poloh s potenciální dominancí buku lesního (*Fagus sylvatica*). Byla vybrána lokalita o výměře 63 ha ve vlastnictví České republiky a v právu hospodařit Lesů České republiky, s.p., pro aplikaci ekologického lesnictví. Pro předmětné území byla v disertační práci zpracována rámcová směrnice zohledňující porostní i krajinné měřítko. Dále byl zpracován návrh konkrétních opatření pro všechny porostní skupiny daného území, jako podrobný podklad pro zahájení aplikace ekologického lesnictví v praxi a implementaci do nově vznikajícího lesního hospodářského plánu.

Zvolené způsoby řešení a naplnění cílů disertační práce jsou vyhodnoceny v závěrečné diskusi.

4. Klíčové faktory pro ochranu lesní biodiverzity ve střední Evropě: review

Petr Kjučukov

Abstract

It is desirable to update scientific knowledge on key aspects of forest biodiversity protection and to implement it more effectively into forestry practice. A review was prepared across the Web of Science Core Collection database, searching in the "Topic" section, using a key words string: *((biodiversity OR "biological diversity") AND ("forest management" OR forestry) AND "central Europe")*. Particular attention should be paid to ending the clear-cutting and monocultures cultivation, as the most significant forms of intensive management. It is necessary to focus on the restoration of a varied tree species

composition with respect for succession, the protection of old-growth forest habitats and their structures, as well as the restoration of open forests and the renewal of historical management forms (e.g. coppicing and forest grazing) especially in lowlands. In the interest of biodiversity, a combination of integrative and segregative management can be highly recommended. Reserves are essential as habitats for the most endangered species, but their role must be supported and complemented by integrative management in commercial forests. Such integrative management should emulate natural disturbances regime, predominantly that with mixed severity.

Klíčová slova: biodiverzita, lesnický management, střední Evropa, staré lesy, světlé lesy, sukcesní stadia

Základní východiska

Příčiny ohrožení biodiverzity

Ve střední Evropě bývá za hlavní příčinu ohrožení biodiverzity považováno plošné intenzivní pěstování stejnověkových monokultur komerčních dřevin, zejména smrku ztepilého (*Picea abies*) a borovice lesní (*Pinus sylvestris*), těžných holosečným způsobem (např. Emmer et al., 1998; Spiecker, 2003; Axelsson et al., 2007; Felton et al., 2010; Paillet et al., 2010). Dalšími podstatnými a hospodařením způsobenými faktory jsou nedostatek nejrůznějších forem odumřelé dřevní biomasy (mrtvého dřeva), starých a biotopových stromů (např. Bobiec et al., 2005; Bače et Svoboda, 2016; Vítková et al., 2018; Zumr et Remeš, 2020), eliminace prostředí světlého lesa (např. Čížek et al., 2016) a odstraňování tzv. biologického dědictví přirozených disturbancí nahodilými těžbami (Grove, 2002; Lindenmayer, 2006).

Alternativy managementu na ochranu biodiverzity

Základní čtyři alternativy managementu cílicího na ochranu lesní biodiverzity definoval Götmark (2013): (1) *Minimální intervence*, umožňující kontinuální sukcesi a disturbance s vývojem starého (tzv. old-growth) lesa. (2) *Tradiční management*, vytvářející specifické lesní struktury podporující biodiverzitu (včetně druhů červeného seznamu), spojené s historickou kulturní krajinou. (3) *Netradiční management*, aktivně vytvářející tzv. “old-growth” charakteristiky v lesích (například tzv. ekologické

lesnictví). (4) *Druhový management*, konkrétně specializovaný zejména na podporu ohrožených a indikátorových druhů.

Různé přístupy a nástroje ochrany biodiverzity se liší intenzitou managementu od čistě segregativních (bezzásahových) až po čistě integrativní, podmíněné aktivním managementem. V krajinném měřítku bývá doporučována kombinace segregace a integrace (Kraus et Krumm 2013), přičemž optimální povaha a míra této kombinace je dosud předmětem výzkumu.

Základní okruhy vzešlé z review

Byla zpracována review, jejíž stěžejní část vychází ze zadání řetězce těchto klíčových slov do vyhledávače vědecké databáze Web of Science Core Collection, sekce "Topic": *((biodiversity OR "biological diversity") AND ("forest management" OR forestry) AND "central Europe")*.

Tímto postupem bylo vyfiltrováno 142 vědeckých článků. Nerelevantní články, které se obsahem netýkaly biodiverzity, lesnického managementu a Evropy, byly z review vyřazeny. Zbylo 111 publikací, tvořících základ review, které byly následně prostudovány, jejich hlavní závěry shrnuty a za pomoci další doplňující literatury diskutovány a syntetizovány. Studované publikace bylo možné na základě jejich zaměření a výstupů rozdělit do těchto základních okruhů:

klimatické změny - dřevinná skladba - intenzita hospodaření - fenomén starého (old-growth) lesa a jeho struktur včetně mrtvého dřeva - sukcese - fenomén světlého lesa a tradiční management - segregace a integrace.

Klimatické změny

Probíhající klimatické změny a jejich dynamika, jež jsou do značné míry antropogenního původu, ovlivňují a ohrožují dochovanou biodiverzitu (Kolář et al., 2012). Za primární hrozbu bývá považováno oteplování a sucho (Trnka et al., 2016). Globální oteplování představuje riziko působením změn ve společnostech, zejména v jižní a severní Evropě, jak ukazuje na příkladu rostlinstva Alkemade et al. (2011). Oteplováním jsou ohroženy rovněž horské ekosystémy, například společenstva ptáků (Fumy et Fartmann, 2021) nebo měkkýšů (Müller et al., 2009), ale i druhy nížin, například v důsledku vysychání mokřadů (Sperle et Bruelheide, 2021).

Koncepce ochrany přírody a management lesů je nutné neustále vyhodnocovat v závislosti na klimatické změně, a to i při míře nejistoty očekávaných změn (Milad et al., 2011). V kontextu klimatických změn je patřičné přestat les vnímat jako prostředí s dlouhodobě víceméně konstantními podmínkami. Management lesů by měl rozvíjet nástroje k mitigaci účinků klimatické změny, jakož i k adaptaci na ni (Hlásný et al., 2016).

Dřevinná skladba

Vliv dřevinné skladby na biodiverzitu

Dřevinná skladba je jednou ze základních charakteristik lesů, kterou je možné managementem významně ovlivňovat. Ve střední Evropě byla člověkem přirozená dřevinná skladba zásadně změněna ve prospěch komerčně výhodných druhů (smrk a borovice), s negativními dopady na biodiverzitu. Smíšené porosty biodiverzitu podporuje a má důležitý vliv na složení společenstev (Leidinger et al., 2021). Je proto doporučeno například vnášet buk lesní (*Fagus sylvatica*) do smrkových monokultur (Ammer et al., 2008). Dřevinná skladba ovlivňuje typ humusu, čímž způsobuje kvalitativní rozdíly mezi půdními habitaty a jejich společenstvy, například chvostoskoků (Russell et Gergocs, 2019). Jiná studie ukazuje, že sekundární jehličnaté monokultury na mokřinách a rašelinách neslouží jako biotop epigeické fauně (brouci, pavouci) autochtonních listnatých lesů (Finch, 2005). V zájmu ochrany biologické rozmanitosti je nezbytné stávající dřevinnou skladbu změnit v souladu s lesnickou typologií (Buriánek, 1998). Ztěžovat tento záměr může okus zvěře, což je aktuálně pro lesnický management velký problém (Fuchs et al., 2021).

Diverzita dřevin mimo jiné zmírňuje vlivy silících disturbancí (Hlásný et al., 2017; Slowinski et al., 2019; Montzka et al., 2021; Sebald et al., 2021), a tím je v hospodářských lesích vedle ekologických benefitů přínosná i ekonomicky (Knoke et al., 2005). Kromě prosté změny dřevinné skladby je však zásadní též obnova strukturální komplexnosti lesního prostředí. Například studie mrchožroutů – chrobákovitých ukázala, že i monokulturní těžená plantáž může poskytovat vhodný biotop, pokud je zachována diverzita podrostu (Von Hoermann et al., 2020). Ve studii ze stárnoucích borových lesů západní Evropy ukazuje Kint (2005), že snahy o jejich proměnu se omezují na dřevinnou skladbu a přehlížejí strukturální diverzitu a dynamiku prostředí. Uvedený aspekt se týká i porostů introdukovaných dřevin; výzkum nočních motýlů (Kadlec et al., 2018) srovnal porosty s přirozenou skladbou a porosty trnovníku akátu (*Robinia pseudoacacia*). Motýlů

vázaných na dřeviny bylo v akátině méně, ale těch vázaných na podrost zase více, protože akátina byla rozvolněná, s bohatším podrostem a keři, než srovnávaný autochtonní porost, který byl zapojený a tmavý. Potvrzuje se tím, že nejen dřevinná skladba, ale i struktura prostředí jsou pro biodiverzitu důležité.

Zmíněná otázka aplikace introdukovaných cizokrajných dřevin ve střední Evropě, například douglasky tisolisté (*Pseudotsuga menziesii*) či dubu červeného (*Quercus rubra*), je specifická a problematická. Introdukci exotů a priori nelze považovat za vhodný nástroj na podporu biodiverzity (Hunter, 1999; Kolář et al., 2012), neboť tyto druhy mohou působit negativní změny v autochtonních společenstvech. Příkladem je prokázaný negativní vliv dubu červeného na brusnici borůvku (*Vaccinium myrtillus*) (coby důležitý potravní zdroj a úkryt) v polských borech (Woziwoda et al., 2019). Na druhou stranu, aplikace introdukovaných dřevin je zvažována v rámci adaptačních opatření na klimatickou změnu (Vacek et al., 2021). V souvislosti s globálním oteplováním bývá například již nyní ve střední Evropě navrhováno pěstování dřevin, které mohou časem samy domigrovat z Evropy jižní, zejména jihoevropských druhů dubů. U některých autorů lze nalézt na obhajobu introdukovaných dřevin i argumenty ekologické. Například Gerlach et al. (2012) přináší zjištění, že opad jihoevropských dubů byl v rámci pokusu přijímán dekompozitory obdobně (i lépe) než opad dubů domácích. V případě již zmíněného akátu Sádlo et al. (2017) poukazuje na neproveditelnost plošné eradikace, což směřuje k využití této dřeviny v městské či hospodářské krajině a eliminaci v cenných biotopech. Využití introdukovaných dřevin v městském prostředí obhájí Sjöman et al. (2016).

Typ smíšení

Ve střeoevropských hospodářských lesích je patrně nejčastějším typem smíšení kombinace smrku ztepilého a buku lesního (Schwaiger et al., 2018). Na základě analýzy zohledňující produktivitu porostu, diverzitu prostředí a stav podzemní vody Schwaiger et al. (2018) doporučuje smíšení těchto dvou dřevin s podílem buku na výčetní základně 50 % (tj. 70–80 % růstového prostoru, v závislosti na věku). Vélková et al. (2021) na základě výzkumu ptačí diverzity kulturních smrčín uvádí, že tyto monokultury slouží druhům smrčín i mimo optimum smrku, a nejsou proto z hlediska biodiverzity “pouští”; doporučuje však, aby tyto porosty obsahovaly po celé obmýtí listnaté stromy. Naopak Heinrichs et al. (2019) na základě německé studie doporučuje pro ochranu rostlinné biodiverzity akcentovat krajinné hledisko a spíše zachovat mozaiku čistě bukových (resp.

listnatých) a čistě jehličnatých kultur pro zachování gama diverzity, než realizovat všude smíšení na porostní úrovni. Tento přístup podporuje i Sebold et al. (2021), jenž uvádí, že smíšení dřevin mezi porosty je pro biodiverzitu nejméně tak účinné, jako smíšení uvnitř porostu, navíc s hospodářskými výhodami meziporostního smíšení (snížená nutnost hlídat kompetici dřevin, logistická úspora, dřevní kvalita). Lze konstatovat, že při míšení dřevin by mělo být zohledněno více prostorových měřítek (Sebold et al., 2021) a typy smíšení kombinovat.

Intenzita hospodaření

Při srovnání různých typů využití půdy ve střední Evropě vychází jako druhově nejchudší intenzivní zemědělství a lesnictví (Koellner et Scholz, 2008), což svědčí o kontextu celkové krize nakládání s krajinou (Dullinger et al., 2013). Právě do lokalit s dlouhou historií zemědělství je doporučeno směřovat snahy na ochranu biodiverzity (Valsecchi et al., 2010).

Moderní lesní hospodaření, zvláště v intenzivních formách, podporuje generalisty (Lange et al., 2014; Weithmann et al., 2020) a může přispívat k eutrofizaci ekosystému (Galle et al., 2019), modifikaci půdního prostředí (Von Hoermann et al., 2018), k fragmentaci habitatů (Mikoláš et al., 2015) i k homogenizaci habitatů (Schaeublin et Bollmann, 2011). Před rizikem další intenzifikace hospodaření za účelem těžby dřeva a podpory bioenergie v Evropě varuje Mozgeris et al. (2021).

Fenomén starého lesa

Vědecké publikace, jejichž výstupy lze zahrnout pod téma starého lesa (*old-growth forest*), se zabývají zejména vztahy mezi biodiverzitou a strukturálními prvky (strukturální komplexností) lesa, významem mrtvého dřeva, biotopových stromů a mikrobiotopů, jakož i přirozenými disturbancemi a jejich efekty. Starým lesem se neuvažuje pouze terminální stádium lesního porostu, ale spíše les nepostrádající strukturální prvky generované dlouhodobým vývojem a různými sukcesními stadii, včetně stadia iniciálního (po disturbanci), s kontinuitou velmi staré biomasy.

Význam starých lesů pro biodiverzitu

Pro ochranu lesní biodiverzity, například početné skupiny terestrických brouků, je nutná ochrana zbývajících starých lesů, přírodě bližší hospodaření a prodloužení obmýtí

(Lange et al., 2014; Weithmann et al., 2020). Studie z Maďarska srovnávající lesní květenu různých typů lesů v pásmu bučin ukázala, že vzácné rostliny s nízkou migrační schopností a časným kvetením nalézají biotop převážně ve starých lesích, nikoli v nově vzniklých a mladých lesích (Kelemen et al., 2014). Důležitost habitatu starého lesa a jeho ochrany před těžbou je potvrzována i pro ochranu emblematických druhů, například orla křiklavého (*Clanga pomarina*) (Mozgeris et al., 2021).

Bylo zjištěno, že výskyt tzv. old-growth prvků v hospodářském lese podporuje biodiverzitu, přičemž četnost a diverzita mikrobiotopů na stromech významně narůstá s jejich výčetní tloušťkou (Asbeck et al., 2019). K obdobným výsledkům (větší pravděpodobnost mikrohabitátů s nárůstem tloušťky a doby od poslední těžby) došel i Marziliano et al. (2021) pro Mediterán. S tloušťkou stromů, obzvláště buků, narůstá druhová bohatost lišejníků (Hofmeister et al., 2016). Již v 19. století přitom z odborné a vědecké diskuse v Německu vyplynulo, že intenzifikace hospodaření způsobuje úbytek starých a doupných stromů (Moelder et al., 2017).

Z ekonomického hlediska je zajímavé, že strukturální diverzita (komplexnost) posiluje produktivitu; studie srovnávající na Slovensku bukový prales s bukovým produkčním lesem přinesla zjištění, že oba typy prostředí měly obdobnou produktivitu, která neklesala s terminální sukcesní fází pralesa (Glatthorn et al. 2018). Vysoká strukturální diverzita sice snižuje produktivitu v raných sukcesních stadiích, ale v pozdějších stadiích ji naopak zvyšuje (Zeller, Pretzsch 2019).

Mrtvé dřevo

Význam celé škály forem odumřelé stromové biomasy je pro biodiverzitu naprosto klíčový. Současné obhospodařované lesy Evropy obsahují mrtvého dřeva a mikrohabitátů výrazný nedostatek (Dieler et al., 2017), přičemž na horách a ve střední Evropě je v lesích mrtvého dřeva více ve srovnání s Velkou Británií a Mediteránem (Puletti et al., 2017). Navýšit množství a diverzitu mrtvého dřeva je nutné například pro podporu druhové diverzity dřevožijných hub (Blaser et al., 2013) nebo hmyzu (Fuhrer, 1996).

Kromě kvantity jsou velmi důležité též kvalitativní vlastnosti mrtvého dřeva, například jeho oslunění pro saproxylický hmyz (Kappes et Topp, 2004). Při ochraně strakapouda bělohřbetého (*Dendrocopos leucotos*) bylo zase zjištěno, že je třeba dbát na tloušťku mrtvého dřeva a přítomnost dutin vytvořených saproxylickými brouky, tj. chránit konkrétní habitat saproxylických brouků (Ettwein et al., 2020). Výzkum saproxylických brouků ve středoevropských bukojedlových lesích porovnal tři typy stanoviště lišící se

množstvím mrtvého dřeva; nebyly mezi nimi významné rozdíly v abundanci a druhové bohatosti, nicméně silné mrtvé dřevo, dřevo v poslední fázi rozkladu a mrtvé bukové dřevo v blízkosti odchyťových pastí významně ovlivnily zastoupení ohrožených druhů brouků (Procházka et Schlaghamerský, 2019). Ačkoliv je silné mrtvé dřevo pro biodiverzitu důležitější než tenké (Bače et Svoboda, 2016), a právě silné mrtvé dřevo v hospodářských lesích především schází, ani tenké mrtvé dřevo není bezcenným biotopem. Byl například prokázán pozitivní vliv bukových větví na diverzitu dvoukřídlých a brouků (Schiegg, 2001).

Přírozené disturbance

Přírozené disturbance lesních porostů, včetně disturbancí velkoplošných, jsou na severní polokouli běžné a zásadním způsobem podporují biodiverzitu lesa (Thorn et al., 2017). Přírodní narušení vzniklá působením větru, bouří, námrazy, sněhu, požárů, podkorního hmyzu apod. vytvářejí důležité mikrohabitaty (Fischer et al., 2013) a zajišťují strukturní diverzitu prostředí. Například švýcarská studie využívající dálkový průzkum Země, zaměřená na tetřeva hlušce (*Tetrao uragallus*), jeřábka lesního (*Tetrastes bonasia*), datlíka tříprstého (*Picoides tridactylus*) a kulíška nejmenšího (*Glaucidium passerinum*), tedy deštníkové a vlajkové druhy, shledala překryv strukturně komplexních stanovišť s biotopy těchto druhů; jako důležitá se ukázala vertikální a horizontální struktura porostu včetně nepravidelného zápoje, výskytu mezer a ekotonů (Zellweger et al., 2013). Jiná švýcarská studie definuje jako hlavní strukturní znaky lokalit výskytu tetřeva hlušce polootevřený zápoj, víceetážové porosty, ekotony a přítomnost vřesovcovitých (Suter et al., 2002). K obdobným výsledkům dospěl Mikoláš et al. (2017) v karpatských pralesích, kde disturbance se smíšenou intenzitou podporují výskyt deštníkových druhů (primárně tetřeva hlušce) vytvářením diverzifikovaného biotopu. Strukturní diverzita lesa se ukázala jako zásadní faktor i při výzkumu alpské populace jeřábka lesního, se zdůrazněným významem porostních mezer s raně sukcesními stadii po kůrovcových disturbancích (Schaeublin et Bollmann, 2011). Význam přírozené lesní dynamiky a jejího dědictví pro diverzitu lišejníků ukazuje Langbehn et al. (2021). Přírozené disturbance byly recentně zkoumány též v národních parcích Šumava a Bavorský les, kde bylo zjištěno zvýšení strukturní diverzity a biodiverzity po velkoplošných narušeních způsobených periodickými vichřicemi a gradací lýkožrouta smrkového (*Ips typographus*) (Thorn et al., 2017). Přírodní disturbance jsou tedy klíčový faktor formující strukturu lesního ekosystému.

Pro pochopení efektů přírodních narušení na ekologii lesa je realizován extenzivní výzkum přirozených a přírodě blízkých lesů Evropy, ve snaze rozpoznat režim disturbancí v různých typech prostředí. V horských smrkových pralesích ukrajinských Karpat byl popsán historický smíšený režim disturbancí, který se vymyká konvenčně uvažované dvojestupňové škále maloplošných a velkoplošných událostí. K výměně porostu zde dochází cca po 50 až 300 letech v závislosti na síle disturbancí – v daných podmínkách hlavně bouří, méně gradací kůrovcovitých a rovněž občasných extrémních zim (Trotsiuk et al., 2014). Také evropské bučiny jsou historicky ovlivněny disturbancemi se smíšenou závažností (severitou); převládají maloplošná narušení, ale objevují se i události s vysokou a velmi vysokou severitou (Frankovič et al., 2021).

Poznatky o režimech přirozených disturbancí by měly nacházet uplatnění v lesním hospodaření sledujícím kromě těžby dřeva též ochranu biodiverzity a heterogenitu lesa (Frankovič et al., 2021). Pro lesnický management zohledňující ochranu biodiverzity v prostředí bučin doporučuje Trotsiuk et al. (2014) imitovat smíšený režim disturbancí s pestřejší škálou severity na porostní úrovni. Imitaci disturbancí a užívání jejich principů při managementu doporučuje i Wohlgemuth et al. (2002) či Thorn et al. (2017). Uvedený princip se dostává do kolize s nahodilými těžbami, které standardně v lesním hospodářství bývají aplikovány po přirozeném narušení porostu (Lindenmayer, 2006). Nahodilá těžba odstraňuje důležité mikrohabitaty tzv. biologického (postdisturbančního) dědictví. Tomuto problému lze při aplikaci nahodilé těžby částečně čelit ponecháváním vývrátových koláčů s bazální částí vyvráceného kmene, ochranou půdy použitím lanovek namísto harvestorů a traktorů, ponecháním osluněných suchých větví pokácených stromů, ponecháním tzv. sterilních souší a velkých přeživších stromů, maximální snahou o nepoškození přirozeného zmlazení a při asanaci ponechávaného kůrovcového dřeva použitím drážkování kmene, nikoli odkorňování (Thorn et al., 2017).

Kontinuita habitatu

Habitaty a mikrohabitaty starého (*old-growth*) lesa je při snaze o zachování a podporu biodiverzity nezbytné zohlednit v patřičném časo-prostorovém kontextu. Zachování populací ohrožených druhů vyžaduje kontinuitu jejich biotopu v čase a prostoru (Grove, 2002; Moelder et al., 2017; Eckelt et al., 2018). Například druhová bohatost hub obecně narůstá s kontinuitou lesa (Hofmeister et al., 2014), což platí i pro mechorosty, lišejníky, brouky, noční motýly či některé skupiny půdních organismů (Hofmeister et al., 2019). Přerušování kontinuity, izolace a postupný či periodický zánik habitatů ohrožuje zejména

druhy s nízkou migrační schopností, jejichž výskyt tak může vypovídat o setrvačnosti tzv. extinkčního dluhu, nikoli o kvalitě biotopu (např. Čížek et al., 2016; Miklin et al., 2018).

Sukcese

Pro efektivní ochranu lesní biodiverzity při lesnickém managementu bývá doporučováno chránit přirozenou sukcesi a její jednotlivá stadia. Nejvýrazněji je biodiverzita podpořena v prolnutí pozdních a raných sukcesních stadií (Swanson et al., 2010; Hilmers et al., 2018; Langbehn et al., 2021; Mikoláš et al., 2021). Tato problematika souvisí s již zmiňovanou heterogenitou prostředí a je zásadní i pro aktuální obnovu hospodářských porostů po závažných narušeních suchem, větrem a gradacemi lýkožroutů. Sekundární sukcese a dynamika přirozené obnovy by měly být upřednostňovány před umělým zakládáním lesních porostů, jak dokládá vědecká literatura. Například po orkánu Kyrill, jenž významně disturboval lesy v roce 2007, byla realizována studie porovnávající různé strategie obnovy po nahodilé těžbě smrku z hlediska výskytu ptáků. Porovnány byly výsadby smrku, nepůvodních jehličnanů, buku a sukcese břízy a dalších dřevin. Bylo zjištěno, že vysázené lokality hostí generalisty, kdežto sukcesně obnovené lokality jsou pestřejší a hostí i vzácné druhy (Kamp et al., 2020). U specifických biotopů pískoven zjistila Řehouňková et al. (2016) horší vliv na biodiverzitu v případě lesnické rekultivace než sukcesního zarůstání.

Nezbytné je zachování všech sukcesních stadií v krajině (Hilmers et al., 2018), přičemž konvenční lesnické hospodaření potlačuje nejvíce jak pozdní sukcesní stadia (Schmiedinger et al., 2012), tak stadia raná (Swanson et al., 2010). Je to dáno tím, že naprostá většina porostů v rámci těžební úpravy nedospěje do staršího než mýtního věku, a dále že nahodilá těžba a rychlý obnovní postup s dominancí umělé obnovy eliminuje sukcesi v disturbovaných lesích.

Fenomén světlého lesa a tradiční management

Světlé lesy

Moderní lesnické hospodaření generuje plně zapojené, homogenizované lesní porosty a potlačuje historicky běžné formy prosvětleného lesa, jenž je klíčovým habitatem například pro saproxylický hmyz (Horák et Rébl, 2013). Světlý les nemá zcela přesnou definici, ale bývá tak označováno kontinuum mezi úplným bezlesím a hustým lesním porostem (Čížek et al., 2016). Škála přechodů mezi lesem a bezlesím v současné krajině

chybí. Potřebu obnovy světlých lesů se starými a biotopovými stromy pro podporu saproxylického hmyzu akcentuje též Miklin et al. (2018) ve studii z území soutoku řek Moravy a Dyje na jižní Moravě, kde jsou saproxylický hmyz a staré stromy běžnější tam, kde byl před 80 lety dle leteckých snímků otevřený zápoj. Důležité je zjištění, že efekt zhoustnutí korunového zápoje na biotu je o několik desítek let zpožděný, a může tak zůstat neodhalen. Zkoumání vlivu managementu na pozemní lišejníky v suchých acidofilních borech (vysázených, vzniklých z přirozené obnovy i neobhospodařovaných) přineslo výsledek, že nejvýznamnější vliv má zápoj; vysázené bory jsou hustší a nejsou tolik vhodné pro pozemní lišejníky (Kosuthová et al., 2013).

Lesnický management by se tedy měl, obzvláště v lesích nižších poloh, v zájmu ochrany biodiverzity zaměřit na prosvětlení lesa variabilním otevřením zápoje (Leugner et Matějka, 2016). Efektivní je podpora prostředí světlého lesa zejména na jižních svazích (Streitberger et al., 2012). Vedle renesance tradičních (historických) forem managementu, o nichž bude pojednáno v následující podkapitole, může být vhodným nástrojem tvorba světlin, jak ukázala studie na výskyt pavouků v bývalé pařezině – tvorba světlin zde má potenciál zastavit pokles biodiverzity v dřívě světlých lesích, přičemž nejvyšší diverzitu vykazoval střed gradientu (ekoton); různé části bioty přitom mají na gradientu prosvětlení různé hodnoty optima (Košulič et al., 2016). Prospěšnost tvorby světlin byla prokázána též pro výskyt zvonků (*Campanula sp.*) (Braun-Reichert et al., 2021). Pozitivní vliv neizolovaných malých holosečí s ponechanými výstavky na diverzitu rostlin v nížinných lesích ukazuje Lanta et al. (2019). I v případě drobných hlodavců konstatuje Krojerová-Prokešová et al. (2016) podporu biodiverzity relativně malými holosečemi. Tvorbu světlin a malých holosečí je nicméně nutno vnímat v kontextu dalších důležitých aspektů podpory strukturální diverzity lesa, zejména ve smyslu imitace přirozené disturbance a retence jejího dědictví, ochrany půdy, přirozeného zmlazení a sukcese. Uvedený přístup nelze ztotožnit s konvenčním holosečným hospodařením, které je z hlediska ekologie lesa velmi rizikové (Buriánek, 1998; Paillet et al., 2010).

Velmi perspektivně se jako doplnění lesnického managementu podporujícího světlý les jeví správně nastavená forma údržby ochranných pásem elektrovodů, které ze své povahy napomáhají migraci a propojení specifických biotopů na krajinné úrovni. Polská studie potvrzuje význam koridorů elektrovodů pro hmyz, neboť zvyšují diverzitu druhů lesních i otevřených stanovišť (Plewa et al., 2020).

V kontextu klimatické změny lze konstatovat, že snížení zakmenění a zápoje lesních porostů může mít kromě podpory biologických funkcí lesa potenciál jako opatření adaptace na sucho (Boczon et al., 2017).

Tradiční management

V souvislosti s nezbytnou obnovou prostředí světlého lesa bývá apelováno na renesanci tradičních (resp. historických) managementů, od nichž se moderní lesnictví, zaměřené na maximální a trvale udržitelnou dřevní produkci vysokého lesa, odchýlilo (Šlach et al., 2021). Mezi tyto dříve běžné formy managementu, jež se pomístně uchovaly přibližně do poloviny 20. století, patří zejména pařezení (les nízký a střední), lesní pastva, ořez stromů (pollarding) a vypalování. S ohledem na dlouhodobý předindustriální vliv člověka na nížinné lesy lze na tyto managementy do jisté míry pohlížet jako na součást disturbančního režimu těchto lesů (Zaniewski et al., 2020; Aszalós et al., 2021).

V doubravách je doporučena obnova středního lesa pro podporu světlomilných oligotrofních rostlin (Vild et al., 2013). Obnovu pařezení v nížinách v zájmu ochrany vzácných rostlin akcentuje též Müllerová et al. (2015). Nízký a střední les může vykazovat i vyšší diverzitu dřevin než les vysoký (Vacek et al., 2019). Porovnání současné vegetace v nížinném lese České republiky s vegetací v 50. letech 20. století ukazuje posun k stinnějším druhům, pokles alfa diverzity a rozvoj nitrofilních, introdukovaných a invazních rostlin; jako důvody tohoto trendu jsou rozpoznány zrušení pařezení, eutrofizace (depozice dusíku a jeho přenos ze zemědělství) a tlak divokých prasat (Vojík et Boublík, 2018). Na polské straně Slezska se v 19. století hojně pařezilo v dubových lesích, hlavně pro získávání třísla (na 16 tisících hektarech). S poklesem této výroby se pařeziny změnilly na vysoký les; teplomilná dubová vegetace tak může být považována za výsledek dřívějšího managementu, a jeho renesance je proto doporučována pro ochranu tohoto habitatu (Szymura, 2012). Szymura et al. (2014) dále pro ochranu slezských lesostepních doubrav s jeřábem břekem (*Sorbus torminalis*) upozorňuje na nutnou ochranu před okusem zvěří a na živnějších stanovištích (tj. tam, kde rozvolnění není dané extremitou stanoviště a suchem) doporučuje nějaký druh aktivního managementu – nízký a střední les. Pařezení rovněž podporuje lesní motýly (Fartmann et al., 2013). Dosažení světlého lesa pařezením a lesní pastvou na jižních svazích v zájmu ochrany okáče jilkového (*Lopinga achine*), jenž vyžaduje specifickou strukturu lesa a živnou rostlinu (*Carex alba*), doporučuje Streitberger et al. (2012).

Pařezení (střední les) je považováno za vhodný management též pro lužní lesy kolem nížinných řek (Machar, 2014).

Z hlediska optimalizace logistiky lesnického provozu je zajímavé, že pařezení lze realizovat na vhodných, relativně snadno dostupných lokalitách i harvestorem, s dobrým výkonem a bez problémů s těžbou vícekmennů (Suchomel et al., 2011).

Rizikem lesa nízkého (pařezin) může být menší množství mrtvého dřeva oproti lesu vysokému, pokud při intenzivním pařezení není pamatováno na jeho zachování (Puletti et al., 2017).

Segregace a integrace

V zájmu ochrany lesní biodiverzity jsou aplikovány či doporučovány jak bezzásahové formy managementu (segregace), tak konkrétní nástroje zakomponované do hospodářské praxe (integrace). Oba přístupy mohou být též kombinovány (Kraus et Krumm, 2013). Ve střední Evropě převažuje spíše integrativní přístup, na rozdíl například od severozápadu USA; v rámci konvergence obou trendů se předpokládá do budoucna nárůst jejich kombinace (Simončič et al., 2015).

Někteří autoři zastávají spíše integrativní přístup. Dieler et al. (2017) v metaanalýze porovnávající biodiverzitu obhospodařovaných a neobhospodařovaných lesů neshledal prokazatelný rozdíl a přiklání se k integrativnímu přístupu ve smyslu jemného hospodaření se zdůvodněním, že člověk coby součást střeoevropského ekosystému pomáhá diverzitě prostředí. Schulze (2018) na příkladu německé flóry dochází k závěru, že není žádný důkaz pro to, že udržitelný management snižuje biodiverzitu. Dokládá vyšší diverzitu v klasicky obhospodařovaných lesích oproti rezervacím a přírodě blízkým lesům. Týž autor obhajuje management i v jiné studii zaměřené na rostliny (Schulze et al., 2016), jakož i ve studii zabývající se ptáky, v níž vyvozuje, že v centrální Evropě a na severovýchodě USA trvalé zalesnění a hospodaření posilují diverzitu ptáků (Schulze et al., 2019).

Většina prací nicméně zdůrazňuje význam neobhospodařovaných lesů. Srovnání diverzity členovců mezi pralesními a hospodářskými bučinami na západní Ukrajině ukázalo, že saproxylicí brouci byli početnější v pralese, kde bylo oproti hospodářskému lesu až dvacetkrát více mrtvého dřeva. Prales byl tak vyhodnocen jako zdrojový habitat pro šíření saproxylického hmyzu do přilehlých lesů (Chumak et al., 2015). Uvedená rozdílnost v kvantitě habitatu mrtvého dřeva kromě toho dokládá, že integrativní

management by se neměl omezovat pouze na zjemnění těžby a podporu přirozené obnovy dřevin, ale též na retenci stromů ponechaných k dožití a odumřelé dřevní biomasy (Storch et al., 2020). Význam rezervací pro tesařikovité demonstruje v polské studii Karpinski et al. (2021). Porovnání ptáčích diverzity v obhospodařovaných i bezzásahových dubobukových lesích v Karpatech (na Slovensku a v Polsku) ukázalo, že jemnějším, například podrostním hospodařením, se obecně diverzita nesnižuje, nicméně vzácné druhy se vyskytovaly jen v rezervaci; je proto doporučeno posílit síť rezervací a přírodě blízkých lesů, přednostně v nepříznivých a hůře dostupných lokalitách (z důvodu snížení dopadu na ekonomiku a provoz), snížit fragmentaci habitatů a navýšit množství mrtvého dřeva (Leso et al., 2019). Bezzásahovost je doporučována též pro ochranu habitatu horských smrčů (Machar et al., 2016).

Řada druhů je vázána striktně na lesy, v nichž se nehospodaří, a proto je pro biodiverzitu klíčová ochrana těchto lesů, včetně jejich zbytků a fragmentů, které by měly být co nejméně izolovány (Eckelt et al., 2018; Hofmeister et al., 2019). Případně zjištěný nízký ochranný efekt rezervací může být pouze zdánlivý či dočasný. Rezervace často obsahují původně obhospodařované lesy, které nemají dostatečně rozvinutou dynamiku různých sukcesních stadií (většinou jsou ve fázi optima) a obsahují malé množství mrtvého dřeva (Leidinger et al., 2020; Schall et al., 2021). Albrich et al. (2021) však ukazuje, že ačkoliv plný návrat ke komplexnímu prostředí pralesa může po ukončení hospodaření trvat stovky let, řada důležitých strukturních atributů se obnovuje velmi rychle, tudíž i bezzásahová ochrana dřívě obhospodařovaných lesů je důležitým nástrojem. Zvláště horské lesy vykazují vysokou rezilienci a vyvíjejí se k pralesním podmínkám jak po dřívějším hospodaření, tak po závažných disturbancích. Disturbance navíc proces restrukturalizace ekosystému zásadně urychlují. Je proto odůvodněné nevykloučovat z přísné ochrany ani lesy původně hospodářské, tím spíše, že biologicky hodnotné lesy s dlouhou kontinuitou není vždy jednoduché bezpečně rozpoznat od lesů kulturních (např. Hofmeister et al., 2021). Dále je třeba uvážit, že rezervace ve střední Evropě, ačkoli jich je poměrně hodně, bývají dosti malé (Karpinski et al., 2021). Velkoplošná ochrana lesů je nutná nejen pro zmírnění krize biodiverzity, ale i krize klimatické, prostřednictvím sekvestrace uhlíku Mikoš et al. (2021). Bezzásahová forma ochrany by se přitom neměla omezovat jen na zralé porosty s vysokou estetickou hodnotou, ale musí zohledňovat celou škálu sukcesních stadií, včetně poněkud přehlíženého raného stadia, tj. mladých lesů po disturbanci (Swanson et al., 2010).

Potřebné jsou tedy jak striktní rezervace (kde jsou endogenní i exogenní disturbance hlavní řídicí silou) pro přežití nejohroženější bioty, tak i přírodě blízké hospodaření a modifikace managementu, neboť rezervace samy o sobě pro uchování biodiverzity nestačí (Wohlgemuth et al., 2002; Leidinger et al., 2020).

Výzvou pro lesnický obor je optimalizovat management v podstatné části obhospodařovaných lesů tak, aby byl skutečně integrativní a přírodě blízký ve vztahu k ochraně biodiverzity. V USA jsou za tímto účelem rozvíjeny koncepce tzv. ekologického lesnictví (*ecological forestry* či *ecological silviculture*), založeného zejména na těžbě imitující rozsahem, variabilitou a intervalem přirozené disturbance, dále na retenci důležitých struktur (biologického dědictví) těženého porostu a na dosažení strukturální komplexnosti lesa na porostní i krajinné úrovni (Hunter, 1999; Keeton, 2006; Franklin et al., 2007; Palik et al., 2020).

Ve středoevropském prostředí je v kontrastu se staletým intenzivním hospodařením, založeným na pěstování stejnověkých porostů a jejich pasečné obnově, rozvíjeno tzv. přírodě blízké lesnictví (*close-to-nature forestry*), zaměřené právě na odklon od pasečných hospodářských forem a stejnověkých kultur (Remeš, 2018). Trend přírodě blízkého hospodaření je markantní upuštěním od holosečí, maximálním využitím přirozené obnovy dřevin, vertikální diferenciací porostů a často aplikací výběrného hospodářského způsobu (Ferkel, 2020). Podle programových prohlášení sdružení Pro Silva Europea je mimo jiné strategickým cílem přírodě blízkého hospodaření zacházení s lesními ekosystémy v jejich celistvosti, udržení lesů v optimálním zdravotním stavu a zajišťování produkce při skutečné biologické automatizaci (www.prosilvabohemica.cz).

Přes svá nesporná pozitiva by plošné zavedení přírodě blízkého hospodaření v současném středoevropském pojetí mohlo představovat pro lesní biodiverzitu rovněž rizika. Extenzivní aplikace obvyklého nepasečného hospodaření snižuje horizontální heterogenitu prostředí v rámci krajiny, jak ukázal na studii ze Slovinska, kde jde o dominantní typ managementu Nagel et al. (2017). Nejen homogenita prostředí, ale i homogenita hospodaření totiž snižuje biodiverzitu (Wohlgemuth et al., 2002).

Palik et al. (2020) srovnává koncepce ekologického a přírodě blízkého hospodaření a poukazuje na to, že přírodě blízké hospodaření se zaměřuje na zralé porostní stadium na úkor dalších vývojových stadií, upřednostňuje stín snášející dřeviny a necílí primárně na ponechávání biologického dědictví – starých stromů a mrtvého dřeva. Je nicméně

potřeba zmínit, že pro zachování těchto struktur (starých stromů a mrtvého dřeva) je nepasečné, úžeji výběrné hospodaření perspektivnější než pasečné (Demeter et al., 2020).

Co se lesnického managementu zohledňujícího retenci biologicky cenných struktur týče, je nejen v Evropě poměrně hojně aplikováno tzv. retenční lesnictví (*retention forestry*), cílící na ponechávání stromů, skupin stromů a mrtvého dřeva během těžby (Gustafsson et al., 2012). Vědecké metaanalýzy potvrdily příznivější efekt retenčního lesnictví na biodiverzitu jak oproti holosečnému hospodaření (Fedrowitz et al., 2014), tak oproti jemnému (výběrnému) hospodaření (Mori et Kitagawa, 2014). Nástroj ponechávání stromů a dalších struktur během těžby však může být aplikován ve všech těžebních přístupech, jak ukazuje Gustafsson et al. (2020). Retenční hospodaření samo o sobě nicméně nezohledňuje další důležité aspekty ochrany biodiverzity (Palik et D'Amato, 2017). Lze konstatovat, že ve smyslu ochrany biodiverzity zapadají přístupy přírodě blízkého či retenčního hospodaření aplikované ve střední Evropě do konceptu ekologického lesnictví (Palik et al., 2020), ovšem nepokrývají jeho celou šíři. Implemetace zásad ekologického lesnictví do středoevropského prostoru je perspektivní a nebyla doposud v místních podmínkách podrobně rozpracována a realizována.

Závěr a syntéza

Z aktuální vědecké literatury zabývající se ochranou lesní biodiverzity ve středoevropském regionu vyplývá, že pozornost by měla být věnována zejména ukončení pěstování holosečně těžných monokultur, coby nejvýraznější formy stovky let uplatňovaného intenzivního hospodaření. Je nutné se věnovat obnově pestré dřevinné skladby, ochraně habitatu starých (tzv. *old-growth*) lesů a jejich struktur, jakož i obnově prostředí světlého lesa a renesanci historických forem managementu.

O smíšení porostů by mělo být usilováno na porostní i krajinné úrovni. Z hlediska ochrany biodiverzity má prokazatelně smysl zvyšovat zastoupení nedostatkových dřevin jak jejich rozptýleným vnosem do hospodářských monokultur (např. vnosem buku lesního do hospodářských smrčín), tak usilím o zachování a vznik celých porostů s přirozenou dřevinnou skladbou (tj. v nižších polohách zejména porostů listnatých). Při těchto snahách by v kontextu ochrany biodiverzity měla být primárním nástrojem přirozená obnova a sukcese namísto umělé výsadby. Využití introdukovaných dřevin nelze *a priori* doporučit pro posílení biodiverzity z důvodu rizik, která takový krok představuje pro společenstva lesní bioty. V kontextu klimatických změn je nicméně užiti

introdukovaných dřevin v některých případech diskutováno coby adaptační opatření, například u jižněji žijících druhů, jejichž spontánní domigrování je s globálním oteplováním pravděpodobné. Nelze rovněž pomíjet skutečnost, že pro celkovou lesní biodiverzitu není podstatná pouze dřevinná diverzita, ale též strukturní komplexnost lesního prostředí, a to i v lesích s výrazným zastoupením stanovištně nepůvodních, či přímo exotických dřevin. Biologickou “pouští” tak nutně nejsou ani smrkové monokultury mimo přirozený areál smrku, ani například akátiny. I tyto lesy mohou mít vysoký ekologický potenciál, zvláště při zvýšení strukturní diverzity – typicky hospodářské lesy střední Evropy, které recentně prošly disturbancemi v důsledku sucha, vichřic a gradace podkorního hmyzu.

Se zmíněnou strukturní diverzitou a komplexností lesního prostředí souvisí nutná ochrana starého (*old-growth*) lesa, a to jak ve smyslu ochrany dochovaných starých lesů a pralesů, tak zachování a podpory jejich typických strukturních prvků v lesích hospodářských při integrativním managementu. Ochrana starých lesů je důležitá též v kontextu klimatické krize, neboť tyto lesy přispívají k sekvestraci uhlíku. Pro biodiverzitu je zásadní existence starých a mohutných stromů, na nichž s narůstajícím stářím a rozměry přibývá mikrohabitatů. Dále jsou zásadní rozličné formy mrtvého dřeva, z nichž je pro lesní biotu obzvláště důležité rozměrné a osluněné mrtvé dřevo. Podstatná je přitom kontinuita uvedených habitatů v čase a prostoru.

Strukturní diverzita prostředí významně souvisí s efekty přirozených disturbancí (abiotických i biotických) a s jejich tzv. biologickým dědictvím. Ve středoevropských lesích středních a vyšších poloh, zjednodušeně v bučinách a smrčinách, byl z hlediska severity disturbancí zjištěn primárně smíšený režim, vyznačující se četnějšími maloplošnými narušeními, doplněnými ve větších časových intervalech událostmi závažnějšího rozsahu. Lesnické hospodaření zohledňující ochranu biodiverzity by mělo tento režim přirozených disturbancí imitovat při těžbě, například kombinací jednotlivého a skupinového výběru či nepravidelnou probírkou, a to v různých délkách obmýtí, včetně velmi dlouhých intervalů na části lesního celku. Zároveň je nutné v ekosystému ponechávat důležité strukturní prvky (stromy k dožití, mrtvé dřevo apod.) a respektovat všechna sukcesní stadia, zejména pozdní a raná, na jejichž prolínání je vázána velká část biodiverzity.

V nižších polohách, v doubravách a lužních lesích, by mělo dojít k renesanci tradičních (historických) forem managementu, zejména pařezení (les nízký a střední) nebo lesní pastvy, které lze z důvodu velmi dlouhého lidského osídlení uvažovat jako součást

dynamiky nížinných lesů. Tradiční management je hojně doporučovaný nástroj k obnově prostředí světlého lesa, které je nezbytné pro velkou část lesní bioty. Ke zvýšení efektivity tradičního managementu pro teplomilné a světlomilné druhy se doporučuje jeho aplikace na svazích jižní expozice. Při pařezení je nutné pamatovat na zachování mrtvého dřeva pro saproxylické druhy (výstavky, vysoké pařezy apod.). Doplnkovými nástroji na podporu světlého lesa je tvorba světlin a vhodně nastavená údržba koridorů nadzemních elektrovodů.

Z hlediska volby mezi integrativními a segregativními formami managementu lze jednoznačně doporučit jejich kombinaci. Rezervace jsou podstatné coby habitat pro nejohroženější druhy organismů, ovšem jejich role musí být podpořena a doplněna integrativním managementem v hospodářských lesích. Zvláště horské lesy jsou vhodné pro bezzásahový režim, neboť vykazují vysokou míru rezilience a směřování k diverzifikovanému prostředí jak po skončení hospodaření, tak po disturbancích. V nížinách nabývá na významu již výše zmíněný aktivní management, včetně jeho tradičních forem.

Význam efektů přirozených distrubancí a škály sukcesních stadií pro biodiverzitu je základním východiskem při rozsáhlých narušeních hospodářských lesů střední Evropy. Reakce lesnického managementu, má-li zohledňovat lesní biologickou rozmanitost, musí aplikovat retenci vzniklých souší na vhodných místech a umožnit sekundární sukcesi na významné části disturbovaných ploch.

5. The effects of forest management on biodiversity in the Czech Republic: an overview of biologists' opinions

Petr Kjučukov^{1*}, Jeňýk Hofmeister¹, Radek Bače¹, Lucie Vítková¹, Miroslav Svoboda¹

¹Department of Forest Ecology, Faculty of Forestry and Wood Sciences, Czech University of Life Sciences Prague, Kamýcká 129, 165 00 Praha 6 – Suchdol, Czechia

Abstract

Europe has been dominated by cultural landscape and rather intensively managed forests and it is thus no surprise that the ongoing global biodiversity crisis as well as the consequences of climate change have been expected here. In recent years, forestry in Central Europe has been going through a crisis caused by extensive disturbances primarily in commercial monocultures; this phenomenon is particularly striking in the Czech Republic. Given the seriousness of the situation, it is essential to review and optimise the current forest management practices in relation to biodiversity protection. Therefore, a survey among Czech biologists was conducted in an effort to give specific feedback to foresters and other stakeholders based on scientific and empirical knowledge of the survey respondents. The survey assessed the forest habitat (in terms of light conditions and the structure of the forest environment), forest management tools and conceptual approaches in relation to specific species and groups of organisms. The respondents negatively perceived the current forestry practices, especially in terms of creating homogeneity across the forest environment and eliminating important habitats. Structurally diverse old-growth forests as well as the open forests with the presence of old and habitat trees were emphasised by the survey respondents as essential types of environments. Large-scale non-intervention within protected areas is necessary to support the presence of old-growth forests. On the other hand, there is an urgent need to restore open forests which requires (but not exclusively) the active efforts of man. These two basic appeals are essential in order to diversify the landscape through a combination of segregative and integrative forest management tools that aim to support biodiversity.

Keywords: Biodiversity, Forest management, Czech Republic, Questionnaire survey

5.1 Introduction

The biodiversity of temperate forests in Central Europe has been influenced by human activities since the onset of forest formation in the postglacial era (Norton, 1996; Schworer et al., 2015). Numerous forest species had thus become extinct a long time ago – and this is not only the case of significant big mammals such as wolves, bears or aurochs (Grove, 2002). The trend of biodiversity decline has been accelerating during the last two centuries when the human activities resulted in distinctive and consistent exploitation and transformation of Central European landscapes (e.g. Wallenius et al., 2010; Müller et al., 2013; Eckelt et al., 2018) which has been taken into an account by the latest strategic documents of the European Union; e.g. EU Biodiversity Strategy for 2030 (European Commission, 2020). The enforcement of appropriate management measures or changes in forest management in particular areas faces difficulties in proving relationships between a specific forest management type and the presence or absence of particular species (Bengtsson et al., 2000; Lindenmayer and Laurance, 2012; Sverdrup-Thygeson et al., 2014).

Conflicting beliefs such as forest management being negative for biodiversity against forest management being considered as sustainable (also in terms of ecological functions) managing for biodiversity and thus negatively affecting forest productivity have been apparent.

Important factors such as spatial and temporal continuity of forest sites have been recognised by experts and their empirical observations (Nordén et al., 2014; Hofmeister et al., 2019). However, research on professional opinions and views on the use of particular forest management practices (and the influence of management on biodiversity) has been lacking with several exceptions (e.g. Vítková et al., 2014; Mairota et al., 2016; Filyushkina et al., 2018). Furthermore, Central European forestry has been facing a multi-layered (operational, economic, ecologic) crisis caused by widespread disturbances (primarily bark beetle outbreaks) in commercial forests (Seidl et al., 2017). This unprecedented situation requires important administrative decisions, taking into the consideration global climate change and biodiversity crisis. Endangered biodiversity itself is a serious reason for the revision of forest management approaches, despite the lack of knowledge and uncertainties (Roberge and Angelstam, 2004).

Therefore, the aim of this study was to carry out a survey that would provide information regarding biologists' opinions on the effects of forest management on forest biodiversity. We further aimed to emphasise the challenges we have been facing in the

field of forest biodiversity protection in Europe by means of summarising professional opinions. The study focuses on whether and how current forestry management threatens biodiversity, what habitats and ecosystem features and structural elements deserve the most attention, and what forms and management tools are currently most relevant to support biodiversity in the Czech Republic. Additionally, we aimed to suggest changes in the approach to forest management that would lead towards a substantial mitigation of biodiversity decline and help raise crucial questions supporting further research and discussion on this topic.

5.2 Materials and methods

5.2.1 Administration system and sampling

Experts and professionals in biodiversity of forest ecosystems affiliated to scientific and specialised institutions focusing on ecology, biology and biodiversity protection were sent a link to the survey. The expertise of the respondent in a specific field was required in order to complete the survey regarding the given biota. The survey was carried out between October 2016 and June 2017. A link to an online survey was created using website www.surveymonkey.com and emailed to the following institutions in the Czech Republic: all university departments of natural sciences and forestry, the Czech Academy of Sciences, research institutes, professional and scientific societies, natural history museums, administration offices of all (4) Czech national parks and all (24) Czech protected landscape areas (the list of approached institutions is itemised in the Table 5.S1). A document including the definitions of key forestry terms accompanied the survey.

Each respondent was asked to complete the survey questions bearing in mind individual species or a group of organisms. The respondents were asked to complete the survey again in the case they wish to include another species or a group of species.

Although nearly a quarter of the surveys (i.e. 23 %) were completed for a particular genus or species, the majority was functionally or taxonomically defined group of organisms (the list of evaluated species and groups is itemised in the Table 5.S2). The received responses were consequently sorted according to taxonomical groups as follows: invertebrates (35), vertebrates (21), higher plants (26), fungi (7) and lichens (5). This subsequent classification eliminates any ambiguity in cases where respondents responded to functional groups without a nomenclature specification. One response was filled in for

nature in general and could not be included in the defined taxonomic group; nevertheless, it was included in the overall summary.

The survey was conducted in the Czech Republic where forests cover about 33 % of the land (i.e. 2.6 million ha). Almost three quarters of forests are commercial with the remaining part having non-productive functions. About 54 % of forests are state-owned. Almost 16 % of the area of the Czech Republic is occupied by large protected areas, while 24 % of forests are located in protected landscape areas and less than 4 % of forests are within national parks. Natural forests are reported to cover 1.1 % of forest land (Ministry of Agriculture of the Czech Republic, 2021). Approximately 60 % of the current forest stands are mainly coniferous, 11 % are mainly formed by deciduous species with the remaining 29 % being mixed-species (Ministry of Agriculture of the Czech Republic, 2021). Although coniferous monocultures dominate the Czech forestry estate, the representation of deciduous stands has been slowly increasing over time (Ministry of Agriculture of the Czech Republic, 2021). Even-aged silvicultural systems, especially the clearcutting and less so also the shelterwood system, dominate in the Czech Republic (Aszalós et al., 2021). In addition, a high level of salvage loggings whose volume exceeded the annual increment has taken place in recent years.

5.2.2 Questionnaire description

The full detail of the survey is shown in the Appendix 5.1. First of all, the respondents were asked to evaluate whether they believe the forest management in the Czech Republic threatens, supports or remains neutral towards the species group or taxon of their choice (question 2.3). Afterwards, they assessed the most significant, and in scientific literature widely discussed, attributes of forest management (question 2.4): the presence of non-native tree species composition, most commonly used forest management systems (i.e. clear-cutting system, shelterwood system), the removal of biological legacies (e.g. deadwood) and old-growth forests, the use of chemical treatments (e.g. pesticides, herbicides, pheromones, fertilisation, etc.) and the use of heavy-duty machinery, the removal of naturally regenerated pioneer tree species, the homogeneity across forest ecosystem, high density within closed stands or abandonment of historical management approaches (e.g. coppicing or forest grazing). These attributes were assessed on the range: positive, neutral, ambivalent, negative.

In the second part of the survey, the respondents were asked to rank various types of habitats and structural features (question 2.5) according to their light conditions, stand

age, structural complexity but also according to the degree of human influence (i.e. its type and extent). The habitats were sorted according to the following categories during the data processing and visualisation of the results: age, canopy, deadwood dimensions, deadwood environment, deadwood position, forest origin, forest patch, mixture degree, old tree environment, structure. The list of assessed habitats and features is shown in the Appendix 5.1. The habitat types were assessed on the following scale: key, usable, unexplored relation, unusable.

The respondents further evaluated the main management tools practised in both forestry and nature conservation (e.g. regeneration methods, various forest stand types, various natural reserve types, retention methods, historical management types, etc.) on the following scale: key, suitable, ambivalent, unexplored relation, unsuitable, harmful). A Table with a short description of the assessed management tools is given in the Appendix 5.2. The respondents were also asked about their preferred protection concepts – minimal intervention vs. active management, segregation vs. integration (segregation is defined here as the protection of biodiversity in natural reserves whereas integration represents the application of biodiversity protection tools as a part of forest management).

The scale of answers in the first two survey parts (e.g. key, suitable, ambivalent, unexplored relation, unsuitable, harmful) were chosen according to the Likert scale. The respondents used the scale to assess the relationship between the assessed management tools or habitats and the long-term survival and protection of the given biota.

In the third part of the survey the respondents were asked to express whether the assessed groups or taxa can be considered as an umbrella species (or group of species) for another biota. This question was open-ended to allow the respondents to specify the relation. At the end of the survey, the respondents were asked to provide additional comments or feedback.

5.2.3 Data processing

The respondents' answers to particular questions were sorted according to their frequency and proportion. The taxonomic groups (due to the variation in respondents' specialisation) were unevenly represented in the total set of received answers. Therefore, the aggregated proportion of the responses for the whole set was calculated as the mean of the percentages achieved for a given response within individual taxonomic groups. All taxonomic groups were evaluated with the same weight.

Box plots were used to visualise results of questions related to forest management aspects (question 2.4) and forest management tools (question 2.6). The questions yielding a categorical range of answers i.e. from positive to negative (question 2.4) and from key to harmful (question 2.6) were transformed into marks with the range 1 – 4 and 1 - 5, respectively. The response ‘unexplored relation’ in question 2.6 was excluded from the analysis because of uncertain character of a potential mark. The weighted average of the assigned marks for each taxonomic group was calculated individually for evaluated factors. The sets of all mean marks were classified according to their affiliation to individual factors and according to individual taxonomic groups.

The importance of individual qualitative characteristics of forest sites and management tools in relation to biodiversity was discussed in a continuous prose. The study focused on apparent trends based on numerical majority or rarity of the given responses.

Preliminary survey results were presented as a pilot study in Kjučukov and Svoboda (2017).

5.3 Results

5.3.1 Characteristics of the respondents

The survey was completed by 83 respondents (specifically by 46 scientists, 12 natural history museum experts, ten members of nature conservation administration, 15 nature conservation practitioners); 78 of them completed the survey once, three respondents completed it for two separate groups, one respondent completed it for three separate groups and one for eight separate species. Some respondents provided incomplete answers and their responses were therefore excluded from the analysis. Altogether, 95 completed surveys were analysed.

Ninety-four per cent of the respondents (i.e. 78 respondents) had a university degree and 80 % (i.e. 66 respondents) of the respondents were men. We consider the group of respondents to be a representative sample of the Czech professionals and experts on endangered biota.

5.3.2 The influences of forest management

The biodiversity of evaluated species was reported to be endangered (in general) by the application of forest management practices in 84 % of the completed surveys. However, one survey respondent (expert on birds) stated that forest management generally supports biodiversity. The respondents mentioned a neutral relationship

between biodiversity and the application of forest management in 15 % of the responses. The degree to which forest management endangered particular taxonomic groups varied with the highest being reported for lichens and invertebrates and the lowest for fungi (Fig. 5.1).

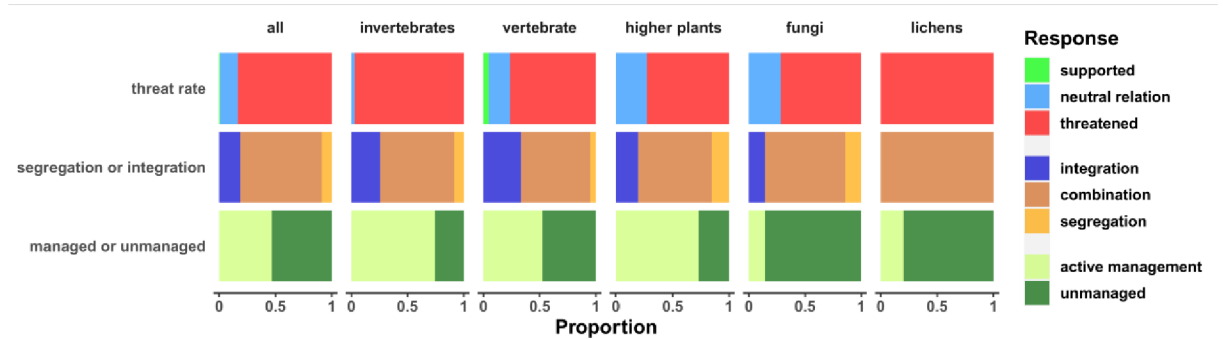


Fig. 5.1 The conglomerated visualization of three evaluated general questions: The rate of threat to biodiversity generated by forest management (scale: supported, neutral relation, threatened), the choice among conceptual biodiversity protection approaches (integrative tools, segregative tools, their combination), and the choice between managed and unmanaged forests maintaining biodiversity protection. The total numbers of responses vary amongst taxonomic groups. The group ‘all’ shows the mean values of the proportions for the answers obtained within individual taxonomic groups.

Overall, homogeneity across forest sites due to the use of forest management was most frequently stated as having a negative impact on individual species groups by the survey respondents. This trend was apparent in the overall summary (i.e. 88 %) but also in the case of individual species groups; i.e. higher plants (81 %), invertebrates (91 %), vertebrates (95 %) and lichens (100 %). The elimination of old-growth forests and veteran trees was reported only as a negative factor influencing the species group of fungi (100 %). The lack of light in managed stands (i.e. the absence of open forest) resulting from the use of forest management was another factor stated as negatively influencing the species in question (66 %). This concerned vertebrates (76 %), invertebrates (77 %), higher plants (77 %) and lichens (100 %). However, the lack of light was not evaluated as negative in the case of the group of fungi by any respondents.

The respondents considered the presence of non-native tree species composition as negative in three quarters of the responses. As for the practice of particular forest management system, clear-cutting in even-aged forest stands was most frequently ranked as having a negative influence on biodiversity of stated species in 79 % responses but was reported as ambivalent in 15 %. The use of chemical treatments and heavy-duty machinery was evaluated by the survey respondents as having a negative influence on the

species groups (81 %) which was similar as in the case of post-disturbance salvage logging and deadwood removal (82 %); these factors were not assessed positively by any respondents.

The utilisation of shelterwood system was graded as the most positive factor since only 27 % of the responses mentioned it as having a negative influence. In addition, the shelterwood system was pronounced as having the most positive and ambivalent influence in 20 % and 19 % of responses, respectively. Nonetheless, 80 % of the responses showed shelterwood system as having a negative impact on the group of lichens. The exclusion of natural regeneration formed by pioneer species was considered neutral in 42 % of cases. The abandonment of historical forest management types was evaluated negatively (46 %), especially concerning invertebrates (77 %), although it was seen as rather neutral (29 %) or ambivalent (43 %) for fungi and completely neutral (100 %) for lichens. The respondents' answers are shown in full in Figure 5.2.

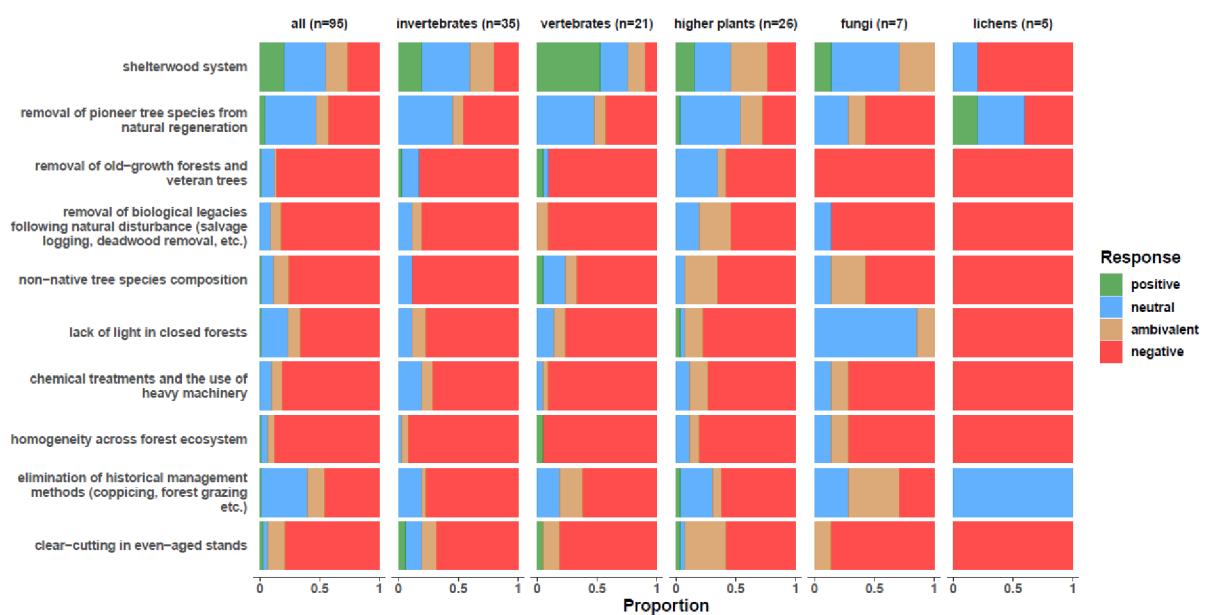


Fig. 5.2 Frequency of responses evaluating particular factors of forest management in terms of their influence on species (scale: positive, ambivalent, neutral, negative). The complete set of all responses as well as the responses for individual taxonomic groups are presented. The total numbers of responses vary amongst taxonomic groups. The group ‘all’ shows the mean values of the proportions for the answers obtained within individual taxonomic groups.

Data processing using boxplots visualized (in an alternative way) the negative evaluation of most commonly used forest management aspects (Fig. 5.3) with the homogeneity across the forest ecosystem being the most pronounced aspect. The factor ‘the elimination of historical management methods’ and ‘the removal of naturally

regenerated pioneer tree species' were both evaluated as ambivalent. The shelterwood system was the most widely accepted compared to the average mark. In terms of individual taxonomic groups (due to the specialisation of respondents), the evaluation was somewhat milder for higher plants and fungi in comparison to the average mark, on the contrary, lichens were evaluated as the most negative (Fig. 5.4).

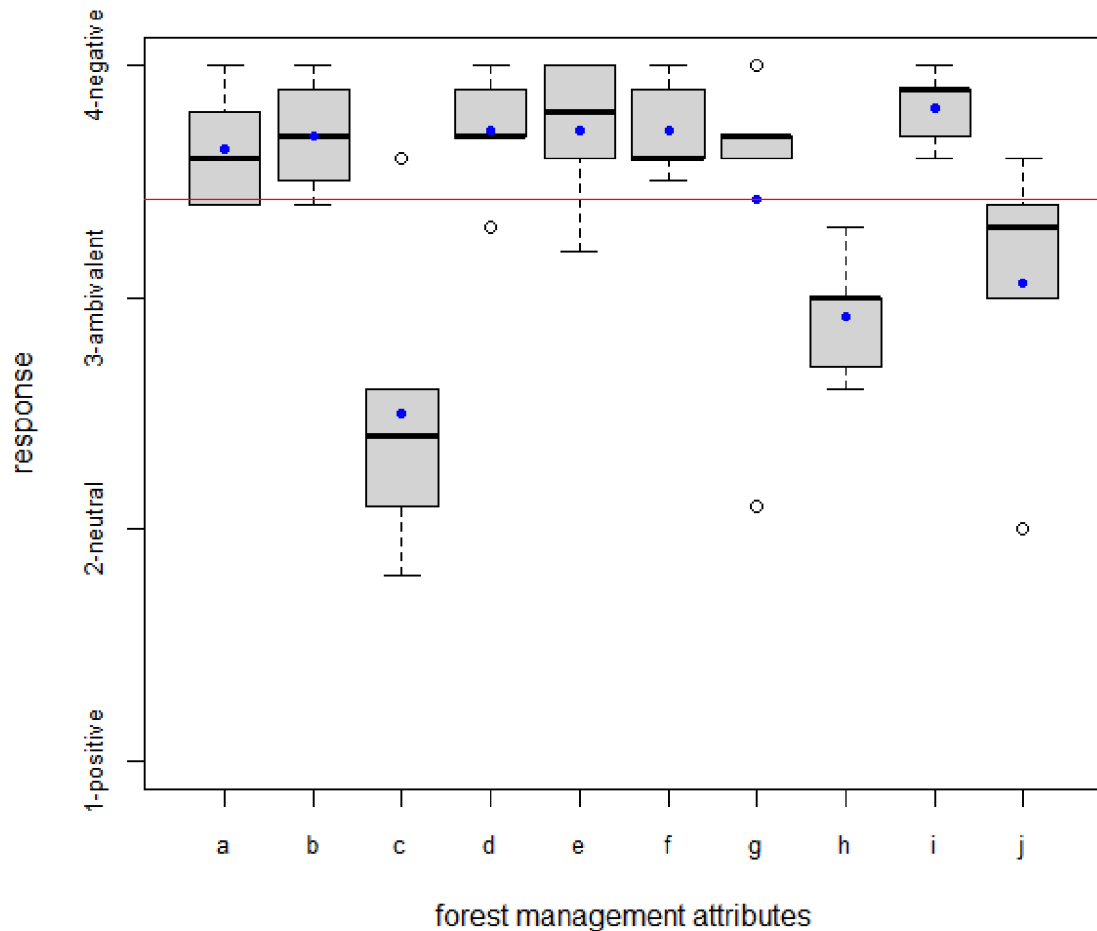


Fig. 5.3 Boxplots showing the markings of forest management factors by the survey respondents. The marks (y-axis) are based on the following scale: 1 - positive, 2 - neutral, 3 – ambivalent and 4 - negative. The boxplots are created from the weighted averages of marks assigned to taxonomic groups and grouped according to their affiliation to individual factors. Factors (x-axis) are coded as follows: a) non-native tree species composition, b) clear-cutting in even-aged stands, c) shelterwood system, d) the removal of biological legacies following natural disturbance (salvage logging, deadwood removal, etc.), e) the removal of old-growth forests and veteran trees, f) chemical treatments and the use of heavy machinery, g) the lack of light in closed forests, h) the removal of pioneer tree species from natural regeneration, i) homogeneity across forest ecosystem, j) the elimination of historical management methods (coppicing, forest grazing etc.). The blue points represent the mean values and the red line shows the overall mean mark.

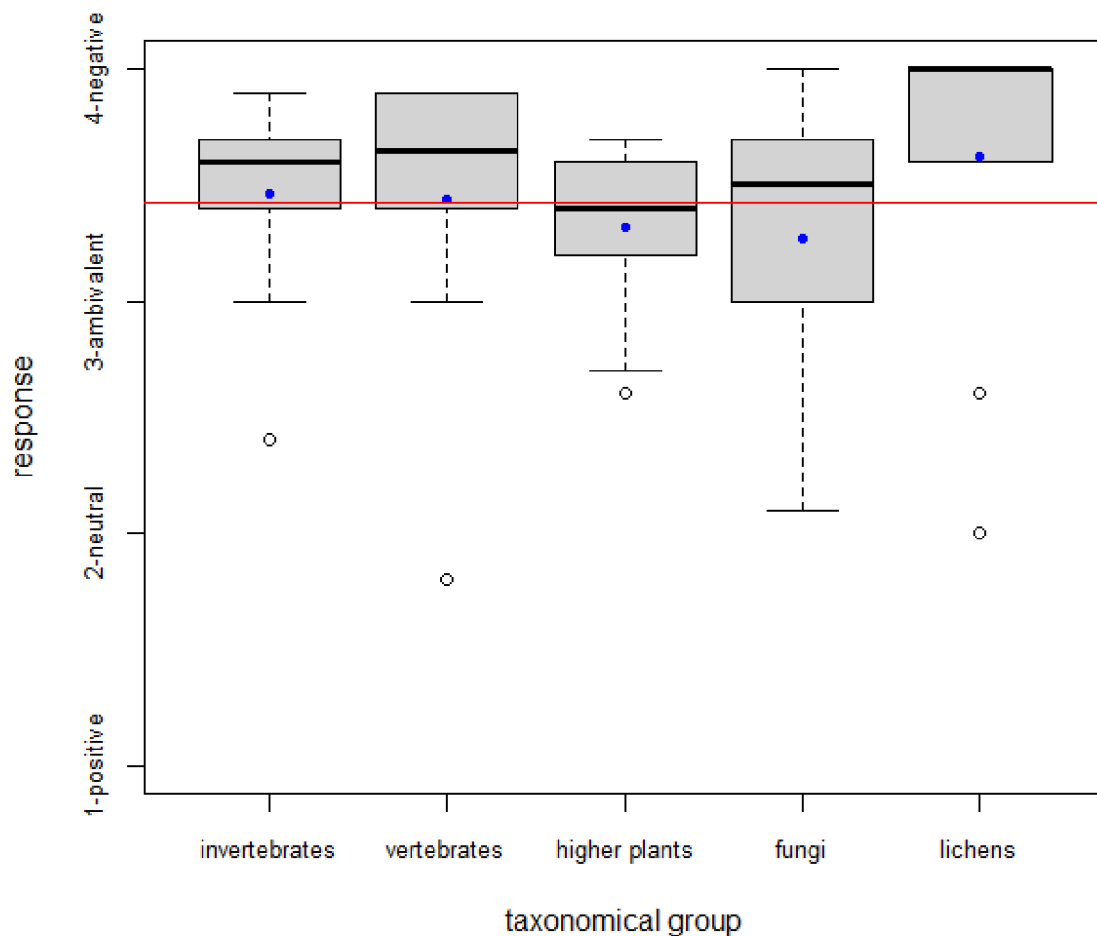


Fig. 5.4 Boxplots showing the markings of forest management factors by the survey respondents according to individual taxonomic groups. The marks (y-axis) are based on the following scale: 1 - positive, 2 - neutral, 3 – ambivalent and 4 - negative. The boxplots are created from the weighted averages of marks assigned to individual factors divided according to taxonomic groups (x-axis). The blue points represent the mean values and the red line shows the overall mean mark.

5.3.3 Key habitats

Old-growth forest was stated as the key habitat in almost three quarters of the responses (i.e. 74 %). This was followed by the primary forests or spontaneously developed forests (72 %), structurally rich forests (65 %), open forest (63 %) and large deadwood (also 63 %). We highlight the importance of open forest since it is the only habitat which was not evaluated by any respondent as unusable for a particular species group. Frequencies of responses sorted according to specific criteria (age, canopy complexity, forest origin, species mixture, forest structure, forest size, deadwood presence and its properties) show particular contrasts between extreme positions of

defined scales. In other words (with respect to average proportions of responses evaluating the habitats as key), the respondents preferred old-growth forests (74 %) to young forests (6 %), open forests (63 %) to closed forests (5 %), mixed-species stands (45 %) to monocultures (2 %), structurally rich forests (65 %) to forests of simple structure (1 %), large deadwood parts (63 %) to small ones (17 %) and sun-exposed old trees (48 %) to shaded ones (39 %) (with the exception of fungi). Regarding the forest stand type, the forest of seed origin was preferred in 29 % of the responses as the key habitat to the coppice with standards (19 %) and to the coppice (15 %). The importance of forests of seed origin was stressed by the respondents in 60 % of lichens and 29 % of fungi. In addition, the forest edge was also found to be an important biotope; i.e. key in 44 % and usable in 46 % of the responses. The clear-cut areas and gaps were ranked as the key habitats for biodiversity in 19 % of all responses. The respondents' answers are shown in full in Figure 5.5.

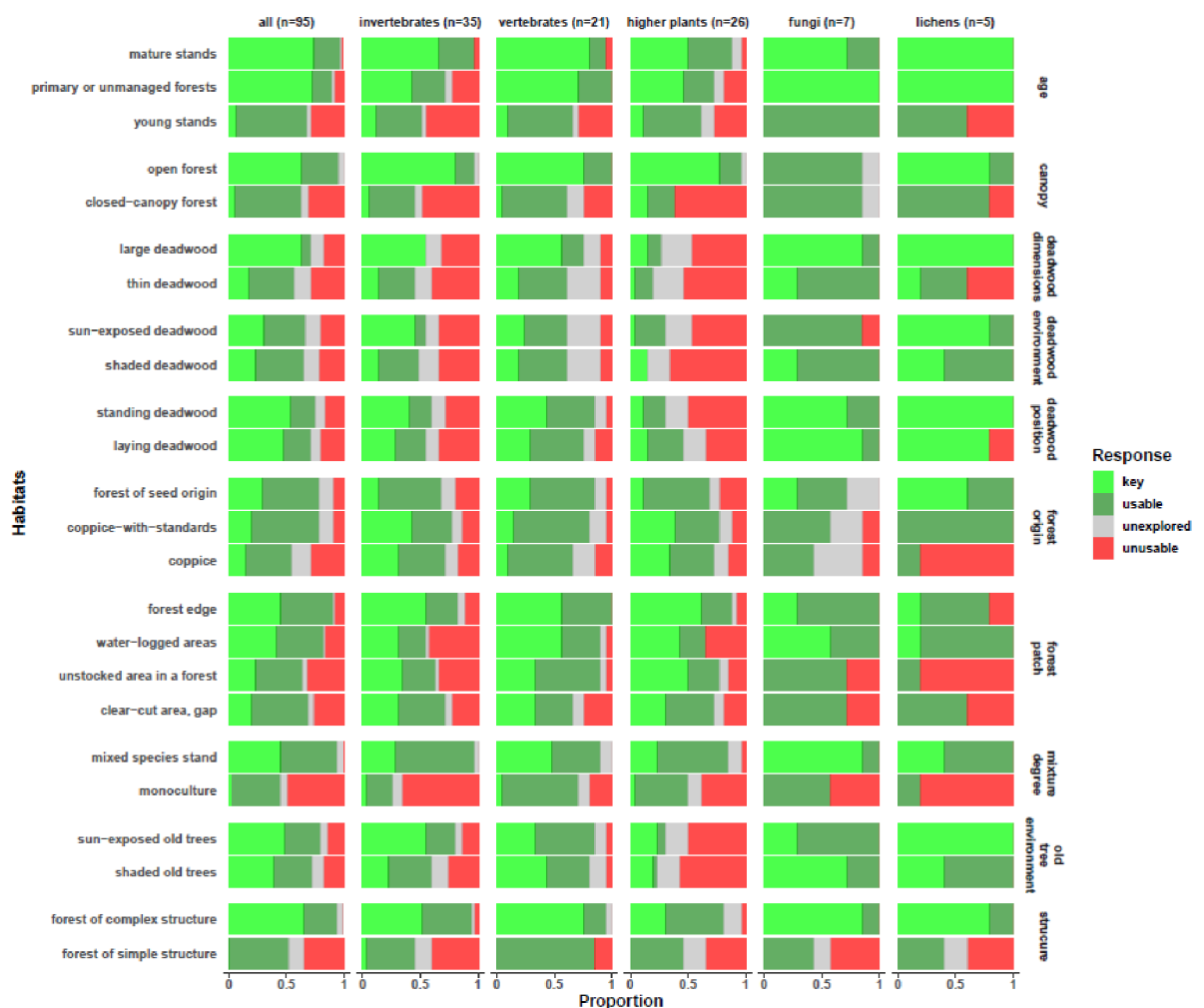


Fig. 5.5 Evaluation of different habitat types in terms of their importance for particular biota (scale: key, usable, insufficiently known relation, unusable). The complete set of all responses as well as the responses for individual taxonomic groups are presented. The total numbers of responses vary amongst taxonomic groups. The group 'all' shows the mean values of the proportions for the answers obtained within individual taxonomic groups.

5.3.4 Key management tools

Diverse forest stand structure and diversity in general were considered as key factors in 56 % of the responses. These were followed by the large unmanaged reserves (54 %), the long-term retention of entire forest stands (52 %) and the presence of near-natural tree species composition (51 %). In the case of higher plants, the respondents observed an importance in reduction of stand density (evaluated as key in 54 %). The clear-cutting system and the maintenance of the current tree species composition were seen as negative in 70 % and 38 %, respectively. In the case of biodiversity protection, clear-cutting system was not evaluated as key by any respondent and was marked as suitable only in five cases. Uneven-aged forest management and the use of selection systems were most frequently (66 %) marked as suitable and as key in 9 % of the responses. Although the influence of historical forest management types (e.g. forest grazing and coppicing) were perceived as positive in 8 and 13 %, respectively and as ambivalent in 24 and 16 %, respectively, they were seen as unsuitable in 6 and 14 % of the responses, respectively. In addition, it is important to note that forest grazing and coppicing was considered as insufficiently known in 26 and 24 % of the responses, respectively. The respondents' answers are shown in full in Fig. 5.6. The clear-cutting system and the current tree species composition were shown to have been negatively evaluated (Fig. 5.7). Coppicing and forest grazing were perceived as having a neutral effect. On the contrary, close to nature tree species composition, large non-intervention reserves, retaining micro-reserves and small-scale disturbances within the forests, long-term retention of entire forest stands, the efforts to achieve spatial diversity and connectivity of habitats were evaluated above the mean. The evaluation of individual taxonomic groups was balanced with a slightly higher urgency for changes in the management of lichens (Fig. 5.8).

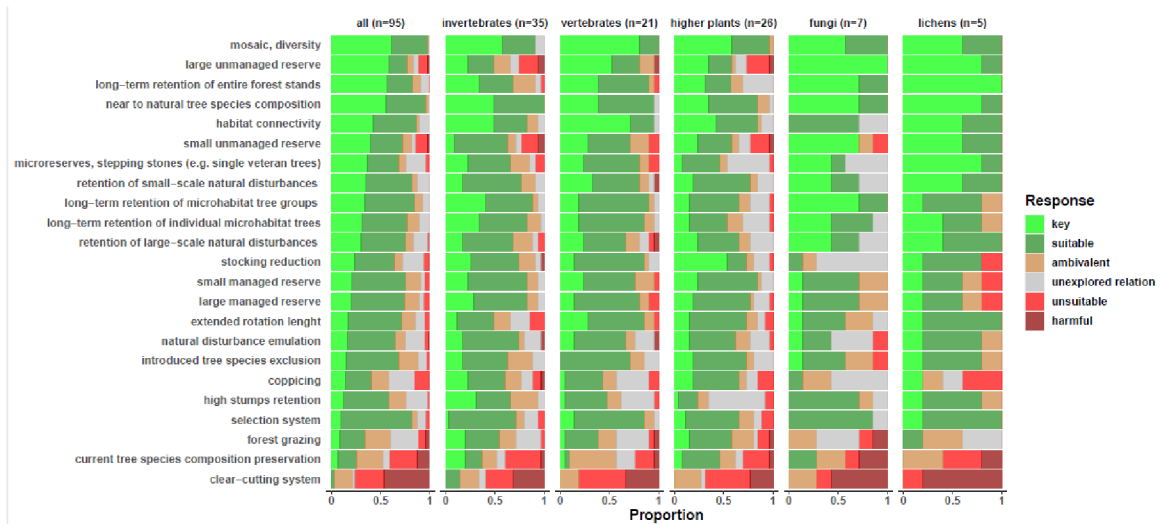


Fig. 5.6 The evaluation of different types of management measures in terms of their influence on biota (scale: key, suitable, ambivalent, insufficiently known relation, unsuitable, harmful). The complete set of all responses as well as the responses for individual taxonomic groups are presented. The total numbers of responses vary amongst taxonomic groups. The group 'all' shows the mean values of the proportions for the answers obtained within individual taxonomic groups.

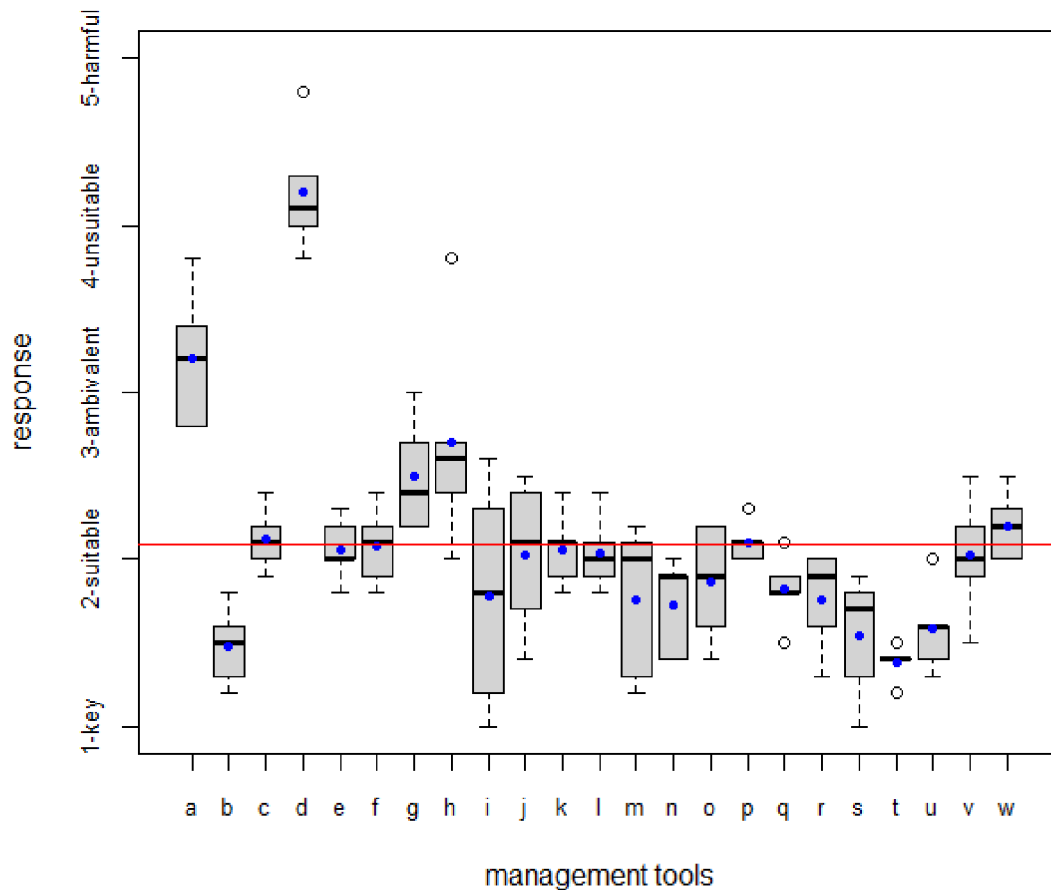


Fig. 5.7 Boxplots showing the markings of forest management factors by the survey respondents. The marks (y-axis) are based on the following scale: 1 – key, 2 – suitable, 3 – ambivalent, 4 – unsuitable and 5 – harmful. The boxplots are created from the weighted averages of marks assigned to taxonomic groups and grouped according to their affiliation to individual factors. Factors (x-axis) are coded as follows: a) current tree species composition preservation, b) near to natural tree species composition, c) introduced tree species exclusion, d) clear-cutting system, e) selection system, f) extended rotation length, g) coppicing, h) forest grazing, i) large unmanaged reserve, j) small unmanaged reserve, k) large managed reserve, l) small managed reserve, m) micro-reserves and stepping stones (e.g. single veteran trees), n) retention of small-scale natural disturbances, o) retention of large-scale natural disturbances, p) natural disturbance emulation, q) long-term retention of individual microhabitat trees, r) long-term retention of microhabitat tree groups, s) long-term retention of entire forest stands, t) mosaic and diversity, u) habitat connectivity, v) stocking reduction, w) high stumps retention. The blue points represent the mean values and the red line shows the overall mean mark.

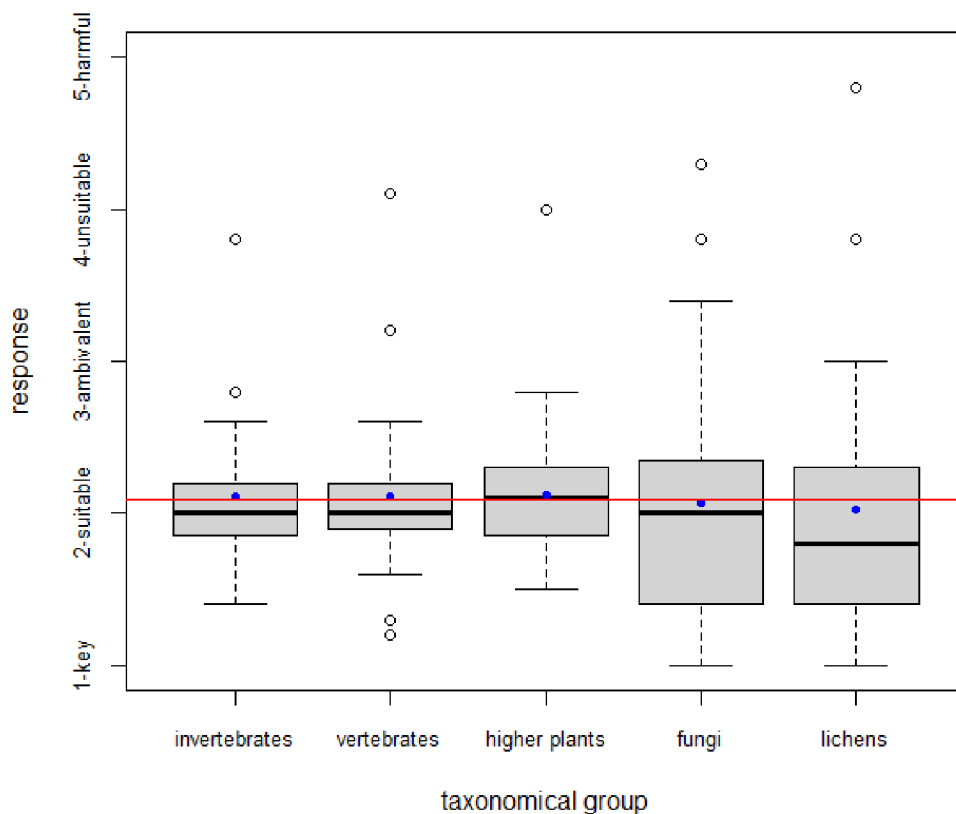


Fig. 5.8 Boxplots showing the markings of forest management factors by the survey respondents according to individual taxonomic groups. The marks (y-axis) are based on the following scale: 1 – key, 2 – suitable, 3 – ambivalent, 4 – unsuitable and 5 – harmful. The boxplots are created from the weighted averages of marks assigned to individual factors divided according to taxonomic groups (x-axis). The blue points represent the mean values and the red line shows the overall mean mark.

5.3.5 Conceptual approaches

Most of the responses (73 %) showed the combination of segregation and integration approach to be the most important in terms of forest biodiversity protection. The importance of integration and segregation separately reached 19 and 9 % of the responses, respectively. Minimal intervention (53 %) was favoured (on average) over active forest management approaches (47 %) considering the conceptual forest management approaches. The minimal intervention was strongly preferred for lichens and fungi in 80 % and 86 % of the responses, respectively. (Fig. 5.1).

5.3.6 The umbrella species

Three quarters of the responses found the assessed species or species groups to be umbrella species. The proportion varied among individual groups: higher plants (65 %), fungi (71 %), invertebrates (77 %), lichens (80 %) and vertebrates (81 %).

5.4 Discussion

5.4.1 The influences of forest management

The survey results pointed out towards numerous detrimental effects of current management practices on forest biodiversity. Such survey has not been published for the Central European area; however, its focus is closest to the study conducted for northern European boreal forests by Filyushkina et al. (2018). The respondents consider forest management practices to be one of the major causes of rare species endangering. This finding contradicts the self-presentation of European forestry as a sustainable and efficient management system based on a long tradition (Bengtsson et al., 2000; Schelhaas et al., 2018; Freer-Smith et al., 2019). Although the relationship between forest management and biodiversity decline has been widely acknowledged by the scientific community (e.g. Grove, 2002; Paillet et al. 2010; Chaundhary et al., 2016), this perception has not been appropriately reflected in practice. This was consistent with the respondent's perspective in our study. If we highlight the most harmful aspect of the current forest management, the respondents agreed on the homogeneity of the forest habitats. Although the effort for sustainable management have been growing in the past few decades throughout Europe, even-aged, single-storeyed monocultures dominated by commercial and exotic conifers that are clear-felled at the end of the rotation are still an important component of commercial forestry (e.g. Emmer et al. 1998; Spiecker 2003; Axelsson et al., 2007; Felton 2010; Paillet et al., 2010; etc.). Moreover, the management of such

commercial forests is based on the use of intensive technologies, chemical treatments and heavy mechanization that are considered as another negatively impacting factor (Worrell and Hampson, 1997). The survey study focusing on boreal forests also found a negative impact of intensive forest management on biodiversity (Filyushkina et al., 2018). On the other hand, it is necessary to see the decline of forest biodiversity in the context of global biodiversity crisis resulting from socio-economic pressures towards not only forests but towards the entire landscapes and environment (Dullinger et al., 2013; Essl et al., 2015).

Forest management is mostly represented by logging that has a negative influence on biodiversity, which has been well-documented, but often difficult to prove in a short-term perspective, especially in the case of less extensive management types such as the selection and shelterwood systems (Lindenmayer and Laurance, 2012). Our respondents stated less extensive harvest forms as not threatening to biodiversity to such an extent as the clear-cutting. Shelterwood system was also considered to be more negative than positive (on average) but the prevalence of negative evaluations over the positive ones was rather low. The positive evaluations of shelterwood system may follow theoretically-based expectation of supporting light condition variability rather than real conditions in these forest stands. It reveals possible weaknesses of the expert evaluation based on empiric experience without data representing the real forest stands. Consequently, underestimating the negative effects of forest management on biodiversity often relies on expert opinions instead of on data collected from a representative network of managed forest stands (Brockerhoff et al., 2008; Freer-Smith et al., 2019). It is also important to note that even continual application of low impact (e.g. selection) felling can substantially change the vegetation structure and have negative effects on a range of forest organisms (Lindenmayer and Laurance, 2012). With the exception of intensive plantation, we do not have sufficiently robust data based on regularly managed forests covering different environmental gradients that would support the expert observations. In addition, there is a sufficient amount of evidence showing the negative effects of post-disturbance salvage logging on biodiversity with biological legacy destruction (especially deadwood removal) (Grove, 2002; Franklin 2007; Thorn et al., 2018). Therefore, the impact of forest management practices on biodiversity shall not be underestimated, both in intensive and low impact forms.

Although the pioneer species significantly contribute to forest biodiversity (e.g. Swanson et al., 2010), the exclusion of naturally regenerated pioneer species (the preparatory phase in forest development) was stated as having a negative and neutral

influence in 43 % and 42 % of the responses, respectively. The reason for such attitude is likely to be the fact that many rare or threatened species are relicts of primeval forests related to climax communities where the pioneer species regeneration is supposed to take place following logging. Another reason could be a rather frequently occurring spontaneous reforestation of non-forest areas within the landscape. However, the initial forest succession in open habitats has different implications for biodiversity as opposed to the secondary succession in forest stands with a continuous forest cover (Nordén et al., 2014; Hofmeister et al., 2019; Janssen et al., 2019). Sparse occurrence of the early successional stages that has lasted for decades in Europe (including nature protected areas focused on the over-mature forest remnants) may have also caused the underestimation of their importance in scientific perception as a consequence of ‘shifting baseline syndrome’ (Papworth et al., 2009; Soga and Gaston, 2018). This phenomenon describes and explains the limits of human experience that cannot exceed the length of human life. Consequently, a part of the species bound to early succession stages of forest vegetation can be seen as the species of forest edges (Imbeau et al., 2003). The biotope of forest edges was evaluated as important by the survey respondents for instance for the group of vertebrates.

5.4.2 The key habitats

The survey results show the importance of two habitats; i.e. the old-growth forest (including the primary and unmanaged forests) and the open canopy forest. The importance of old-growth forests is also evidenced by a similar survey study conducted for boreal forests (Filyushkina et al., 2018). The respondents preferred the open forests to those of closed canopy ones and the old-growth forests to the young ones from a biological point of view. The open forests were stressed mainly in relation to higher plants and invertebrates whereas the old-growth forests (unmanaged reserves) in relation to fungi and lichens. Since there is a lack of information about these habitats, we believe the respondents emphasised them due to their species richness, which is, however, endangered and has an uncertain future. The decline of open forests as well as that of old-growth forests has been well presented in literature (e.g. open forests: Widerberg et al., 2012; Kopecký et al., 2012; Miklín and Čížek 2014; and old-growth forests: Hofmeister et al. 2015; Mason and Zapponi 2015; Seibold et al. 2015), which is similar for the loss of species bound to these precious disappearing environments (Seibold et al. 2015; Horák and Rébl, 2013; Vodka et al. 2009; Bengtsson et al., 2000). In relation to open forests, it

has to be mentioned that the survey confirmed the importance of water-influenced sites, permanent forest-free areas, as well as to a certain form of glades and cleared areas.

As far as the old-growth forests are concerned, it is known that the areas of several or tens of hectares in Central Europe, which are common sizes of current forest reserves, are insufficient for an adequate functioning of their dynamics (Abrego et al., 2015). A lot of fungi, lichen or insect species use very specific substrates with a relatively short lifespan (Halme et al., 2013; Hofmeister et al., 2016; Eckelt et al., 2018). The restoration of population after its decline is a problematic and a long-lasting process due to larger distances amongst individual sites. The lack of suitable environment can be seen as an issue in protected areas that do not exceed tens of hectares during the critical period that causes extinction of local populations bound to native tree species (Dvořák et al., 2017).

The negative impact of simply-structured commercial monocultures on biodiversity is apparent. Commercial monocultures (primarily in a sense of plantations) replacing more complex forests have to be distinguished from natural species-poor and other specific native ecosystems which was also noted by the survey respondents. In other words, native broadleaved stands (e.g. dominated by *Fagus sylvatica* L.) should not be replaced by Norway spruce (*Picea abies* (L.) H. Karst) and Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) monocultures. This finding is again in line with the results of a survey study based in northern European forests (Filyushkina et al., 2018).

The presence of key microhabitats such as deadwood is essential for the forest biodiversity (e.g. Filyushkina et al., 2018; Vítková et al., 2018) and this was consistent with our respondents' answers; i.e. they considered the large deadwood more important than small deadwood, the sun-exposed deadwood than the shaded and the standing over the lying. These results support the assumption that although any deadwood is needed in the forest ecosystem, the large fragments are essential (Grove, 2002). It is important to note that forest management approaches such as salvage logging or elimination of deadwood that are commonly used forest management practices were not evaluated as positive by any of the survey respondents.

The forest of seed origin was given priority over other stand types (i.e. coppice with standards and coppice). Nevertheless, the loss of historical management methods (e.g. coppicing) was considered as having a negative effect on biodiversity according to the survey respondents. Therefore, the restoration of historical forest management types in suitable locations within the landscape can be considered as an important tool for slowing down the biodiversity loss (Horák and Rébl, 2013; Douda et al., 2016; Máliš et al., 2020),

which is confirmed by a survey study dealing with coppicing in NATURA 2000 locations (Mairota et al., 2016). However, the presence of specific features such as microhabitat trees (Kraus et al., 2016) or high stumps when opening the forest canopy has to be preserved. After all, the sun-exposed old trees were preferred by the survey respondents over the shaded mostly due to their importance for invertebrates.

5.4.3 The key management tools

The results indicated that it is important for biodiversity protection to achieve a rich mosaic of connected habitats within the landscape and to support the native tree species composition in the managed forests. The landscape mosaic, according to the survey respondents should contain elements of large unmanaged reserves where whole stands or their parts are retained in a long-term and where the application of active management also aims at restoration and preservation of the open forests; e.g. by reducing the stand density especially in lowlands (Beneš et al., 2006; Šebek et al., 2015).

Other management tools (forest grazing, coppicing, removing introduced tree species, high stumps creation, etc.) were evaluated as suitable. These tools were stated as being ambivalent, insufficiently researched, unsuitable or harmful. Such answers can be explained by the respondents' emphases on the need of mosaic and diversity all the way up to the landscape scale. That is why the active management tools should be combined. The application of a single management tool could lead to a large-scale forest homogenisation with an insufficient presence of necessary habitats. This also includes the selection system (Nagel et al., 2017) which was marked by the respondents as key only in eight responses although this forest management tool is considered the core of close-to-nature silviculture (Remeš, 2018). At the same time, the use of selection system in uneven-aged stands was considered as suitable by the majority of the survey respondents; its advantages in comparison to the clear-cutting system in even-aged stands are apparent (e.g. Demeter et al., 2020; Atlegrim and Sjöberg, 2004). However, the survey results also show that the clear-cutting system also has its use in forest management. Logging the entire stand and removing the biomass is substantially different from the effects of natural disturbance and such differences should not be confused (Lindenmayer and Laurance, 2012). On the other hand, small-scale clear-cut areas and gaps, especially with retention of biologically valuable structures can host precious biota (Šebek et al., 2015; Gustafsson, 2020). The clear-cut areas, moreover, sometimes serve as refugia for endangered biota of agricultural landscape (Ram et al., 2020).

The benefits and novelty of this study can be further recognised in the context of unusual disturbances of commercial forests in Europe caused primarily by climatic effects, the spread of bark beetles and the effects of previous forest management (de Groot et al., 2019; Hlásný et al., 2019). An unprecedented number of managed forests in Central Europe has been subjected to large-scale natural disturbances caused mainly by bark beetle outbreaks, droughts and windstorms (Netherer et al., 2019; Senf et al., 2020). Moreover, an increased occurrence and severity of these disturbances particularly in conifer forests has been predicted in relation to climatic changes (Seidl et al., 2017). Since snags and windthrown trees are usually cleared as a part of salvage logging and large clear-cut areas are formed, it is necessary to retain (on a landscape level) those snags that do not threaten health and safety since extensive salvage logging not only supports further disturbances but also causes additional damage to biodiversity (Lindenmayer, 2006; Thorn et al., 2020).

Natural disturbances are widely recognised as a key factor for forest biodiversity (i.g. Stanturf et Madsen, 2002; Keeton, 2006; Nagel et al., 2014; Mikoláš et al., 2017). The biological legacies that remain in the ecosystem following the natural disturbance are very important not only for species survival but also for the consequent recovery of the ecosystem after the disturbance (Franklin et al., 2007, Gustafsson et al., 2020). This biological legacy is formed mainly by the opening and exposing the habitat to sun, by the presence of surviving trees, standing dead trees, snags and uprooted trees, lying deadwood as well as by the preserved natural regeneration and the presence of various successional stages. The intersection of the late and early succession stages is often considered a biodiversity hotspot (Hilmers et al., 2018) and occurs after disturbance. Mimicking the effects of natural disturbances is based in ecological forestry (e.g. Hunter, 1999; Keeton, 2006; Palik et al., 2020) where the concept of forest management seeks to protect and support biodiversity in addition to production.

Such notion was supported by our study where the survey respondents positively evaluated the abandonment of salvage logging after both small- and large-scale natural disturbances. The post-disturbance presence of biological legacies in forest stands provides an opportunity (at least temporary) for the creation of an open forest and for natural regeneration - however, vast clear-cuts have been created instead.

5.4.4 *The conceptual approaches*

This study's results confirmed the necessity to combine segregative and integrative tools in order to protect species in the hotspots of their presence as well as within the landscape matrix (Lindenmayer et al., 2000; Kraus and Krumm, 2013). Integrative and ecological forest management practices striving for complexity and structural diversity of the forests (Palik et al., 2020; Gustafsson et al., 2012; Keeton, 2006) shall be used outside strict natural reserves and commercial plantations (Lindenmayer and Laurance, 2012).

These efforts may be concerning due to the loss of viable production. The need for research into the effects of various forest management approaches, including conservation practices, on ecology and the economy stems from an expert survey conducted in Hungary (Mihók et al., 2015). Our study does not focus on the economic aspects; nevertheless, combining management adjustments supporting biodiversity with timber production function is feasible (Hanson et al., 2012). In addition, forest management approaches focusing on biodiversity are of high potential in terms of other ecosystem functions such as carbon sequestration and adaptation to climate change that are highly topical and of growing economic importance (Ford et Keeton, 2017; D'Amato et Palik, 2021).

Minimal intervention with nature protection in mind is commonly considered to be a basic (or the best) form of forest ecosystem management (Jonášová and Prach, 2008; Paillet et al., 2010; Thorn et al., 2018; Mikoláš et al., 2019). The survey confirmed this for example in the case of *Trogossitidae* demanding large reserves in connection with natural disturbances. It is beyond doubt that some forests shall be left to spontaneous development as they form an indispensable environment for a range of endangered species such as fungi and lichens. However, this approach should not be the only one since other retention forms (e.g. group retention of old broadleaved trees) can substantially support biodiversity of endangered species.

The fact that most respondents whose expertise is on invertebrates and higher plants preferred active management can be explained by an urgent need of open forests recovery. The efforts to replace or restore the presence of large herbivores, wildfires or historical management types requires an active management approach, especially in lowlands. Forest management should consider the millennia-lasting human activities (Colombaroli and Tinner, 2013).

It has to be mentioned that some respondents found (according to their feedback) the general choice between minimal intervention and active management very difficult. For example, one respondent assessing saproxylic beetles of higher altitudes confirmed the minimal intervention preference but pointed out that forest grazing supports biodiversity in the Alps. The preferences for non-intervention and active management were, on average, very balanced. The question where and in which situation shall be the biodiversity supported by either minimal intervention or active management is considered as essential for further research and discussions regarding the effects of forest management practices on biodiversity.

5.4.5 The umbrella species

A substantial part of specific biota or even whole habitats can be effectively protected by focusing on umbrella species (Angelstam et al., 2001). Studies relating to these species are often applied (e.g. Roberge and Angelstam, 2006; Mikusinski et al., 2007; Mikoláš et al., 2015) and especially those including more umbrella species are suitable (Roberge and Angelstam, 2004). The fact that majority of surveyed species and species groups were assessed as so-called umbrella improved the survey scope. The survey findings are therefore more justified in terms of serving as a basis for decision-making. Respondents may have been somewhat biased in answering this question because of their specialisation. Nevertheless, a quarter of the respondents did not mark the species or group of species of their interest as umbrella species. On the contrary, respondent's specialisation allows for a better assessment of the given factor.

5.4.6 Advantages and disadvantages of the method adopted

The adverse impact of commercial forestry upon biodiversity is mostly difficult to be unambiguously proved within practical research, e.g. due to its delayed results. However, many of these influences can be suitably identified on the basis of personal experience of experts and professionals. The research focused on empirical knowledge of the biologists supported both by their research findings and overall view. Such data are inherently subjective however these allow revealing potentially significant factors influencing biodiversity which have not been paid sufficient attention so far.

Survey-based studies appear to be a suitable tool to fill the gaps between research and practice (Mihók et al., 2015). Surveys among biodiversity experts and experts on forest and conservation management, as well as on the importance of specific habitats and forest

environment characteristics, are lacking in Central Europe. The current study most resembles the study by Filyushkina et al. (2018) that evaluated the influence of different types of forest management on the biodiversity of boreal forests in northern Europe using the Delphi method. Evaluating expert opinions revealed similar results to ours since intensive forms of forest management were reported to threaten biodiversity, while species and structural diversity of forests, the presence of old-growth stands and deadwood habitats were important for biodiversity protection.

5.4.7 Study shortcomings

Since the study is based on the knowledge on endangered species and groups of organisms, the respondents are primarily biologists or experts in biodiversity but not foresters. This may be limiting since the respondents may not be fully familiar with details of forest management practices and terminology. However, we tried to overcome such constraint by including the explanation of basic forestry terms in the survey. We believe that experts on forest biota are well able to assess the effects of the environment and management on the given biota even without detailed knowledge of forest management practices and terminology.

Another shortcoming of the study may be the subjective interpretation of some assessed categories such as 'primary or unmanaged forest' or 'mature stands'. Potential differences, similarities, overlaps and contexts of the assessed categories could affect the respondents' understanding and answers. However, every effort was made to use self-explanatory terms that have long been established in the scientific and professional literature when creating the survey.

The restraints arising from a limited number of responses has to be taken into an account when assessing the results especially in relation to some particular groups of organisms. On the other hand, all the responses related to the groups with the lowest frequencies (fungi and lichens) comprised of a wide range of these groups. Uneven response frequencies and respondents' freedom in filling in made the statistical comparison between individual groups impossible. Such study approach can, to certain extent, help stakeholders to deal with biodiversity crisis in Central European forests and make decisions in practice.

5.5 Conclusion and recommendation

The conventional forest management practices used in many countries create conditions that lead to the risk of local extinction of a range of species. Therefore, it is necessary to revise current forestry approaches; recent improvements have not been sufficient. This finding should be a starting point for dealing with forest biodiversity crisis. Complex forest structure and habitat connectivity were considered by the survey respondents as a key factor to support biodiversity in contrast to uniform commercial forest (mostly monocultures) of simple stand structure. Changes in tree species composition and logging forms are important. The structural diversity of European commercial forests is low; e.g. with a lack of microhabitat trees and large segments of deadwood. Moreover, whole environment types are endangered - the survey respondents emphasised the importance of old-growth and open forest. Achieving a rich mosaic of sites on a landscape scale requires a range of management tools where active management aiming at biodiversity protection along with the designation of unmanaged areas with a minimal human intervention is applied. In the case of an active management, it is necessary to apply both historical management types (e.g. coppice with standards) but also specific forestry approaches, e.g. ecological silviculture (Palik et al., 2020), which was confirmed by the survey results. The open forest restoration calls for active management, especially in lowlands. The presence of specific structural features (e.g. sun-exposed microhabitat and veteran trees) in the open forests is essential. On the other hand, minimal intervention still remains the key conservation approach. The crucial survey finding is to balance the need of the active management with the minimal intervention; i.e. the urgency for large unmanaged reserves. Both the approaches are important in the context of a landscape. In a similar way, it is necessary to combine segregation and integration tools in order to protect the endangered species. The combination accommodates the much-needed diversity of forest environment, landscape mosaic, spatial interconnection and temporal continuity of individual habitats.

All the above-mentioned findings are applicable to the current Central European forestry crisis. The uniform commercial forests in Central Europe have been increasingly affected by severe natural disturbances which offer an opportunity for developing structurally more complex forests. Therefore, partial retention of certain biological legacies (e.g. snags) following natural disturbances (including landscape scale forest management) is considered fundamental similarly as the spatial distribution of such elements, which represents a challenge for further research. In addition, large natural

reserves are especially important in the perspective of minimal intervention approach. The combination of spatial and temporal arrangement of the above-mentioned management approaches is a crucial point for further research and decisions concerning landscape management that protects and enhances biodiversity.

Acknowledgements

This research has been supported by funding from the Czech University of Life Sciences Prague (EVA 4.0 project: CZ.02.1.01/0.0/0.0/16_019/0000803) (Radek Bače).

Supplementary materials

Table 5.S1 List of asked institutions

List of asked institutions		
1	University departments	Charles University, Faculty of Science
2		Masaryk University, Faculty of Science
3		University of South Bohemia in České Budějovice, Faculty of Science
4		Palacký University Olomouc, Faculty of Science
5		University of Ostrava, Faculty of Science
6		Czech University of Life Sciences Prague, Faculty of environmental Sciences
7		Czech University of Life Sciences Prague, Faculty of Forestry and Wood Sciences
8		Mendel University in Brno, Faculty of Forestry and Wood Technology
9		Department of Zoology, Fisheries, Hydrobiology and Apiculture, Faculty of AgriSciences, Mendel University in Brno
10	Czech Academy of Sciences	Czech Academy of Sciences
11		Institute of Botany of the Czech Academy of Sciences
12		Institute of Vertebrate Biology of the Czech Academy of Sciences
13		Biology Centre of the Czech Academy of Sciences
14	Research institutes	Forestry and Game Management Research Institute
15		Plant Diversity Analysis and Synthesis Centre
16		Forest Management Institute
17		The Silva Tarouca Research Institute for Landscape and Ornamental Gardening (RILOG)
18	Professional and scientific societies	The Czech Society for Ecology
19		Czech Society for Ornithology
20		Czech Society for Mycology
21		Czech Scientific Society for Mycology
22		Czech Bat Conservation Society
23		Czech Herpetological Society
24		Czech Society for Botany

25		Pro Silva Bohemica
26		Czech Union for Nature Conservation
27	Natural history museums	National Museum
28		Museum of South Bohemia in České Budějovice
29		Museum of West Bohemia
30		Museum of North Bohemia
31		Museum of Vysočina in Jihlava
32		Ostrava Museum
33		Moravian Museum
34		Museum of Eastern Bohemia in Hradec Králové
35	Administration offices of Czech national parks and protected landscape areas	Nature Conservation Agency of the Czech Republic
36		Šumava National Park and Protected Landscape Area (PLA) Administration
37		The Giant Mountains National Park Administration
38		The Bohemian Switzerland National Park Administration
39		Podyjí National Park Administration
40		The Beskids Mountains PLA Administration
41		The White Carpathians Mountains PLA Administration
42		The Blaník Hill PLA Administration
43		The Blanský Forest Mountains PLA Administration
44		The Brdy Highlands PLA Administration
45		The Broumov Region PLA Administration
46		The Bohemian Mittelgebirge Hills PLA Administration
47		The Bohemian Karst PLA Administration
48		The Český les Mountains PLA Administration
49		The Bohemian Paradise PLA Administration
50		The Jeseníky Mountains PLA Administration
51		The Jizera Mountains PLA Administration
52		The Kokořín Region - Mácha's Country PLA Administration
53		The Křivoklát Region PLA Administration
54		The Elbe Sandstones PLA Administration
55		The Litovel Morava River Basin PLA Administration
56		The Lužice Mountains PLA Administration
57		The Moravian Karst PLA Administration
58		The Eagle Mountains PLA Administration
59		The Pavlov Hills PLA Administration
60		The Odra River Basin PLA Administration
61		The Slavkov Forest Mountains PLA Administration
62		The Třeboň Basin PLA Administration
63		The Žďárské vrchy Hills PLA Administration
64		The Iron Mountains PLA Administration

Table 5.S2 List of evaluated species and groups

List of all responses - evaluated species/groups			
Basic taxonomical group	Partial group	Concrete response	Order No.
Higher plants	Vascular plants	forest wetland vegetation, e.g. <i>Menyanthes trifoliata</i>	1
		sandwort vegetation of pine stands, <i>Minuartia Smejkalii</i>	2
		herb layer	3
		thermophilic vegetation of open forests	4
		flora of Central Europe	5
		vascular plants	6
		vascular plants	7
		genus <i>Gnaphalium</i>	8
		thermophilic and heliophilous plant species of lowland open forests	9
		<i>Adenophora liliipholia</i>	10
		plant species of lowland open forests	11
		psammophytes	12
		plant species of peaty forests	13
		semi-thermophilic and thermophilic vascular plants	14
		terrestrial orchids	15
		thermophilic forest plant species	16
		higher plants in general	17
	Woody species	genus <i>Sorbus</i>	18
		genus <i>Sorbus</i> except <i>S. domestica</i> and <i>S. aucuparia</i>	19
		<i>Pinus uncinata ssp. uliginosa</i>	20
		species of fossil pollen	21
		<i>Chimaphila umbellata</i>	22
	Mosses	epiphytic and epixylic mosses	23
		epixylic mosses	24
		<i>Dicranum viride</i>	25
		mosses in general, especially the epiphytic and epixylic ones	26
Fungi	fungi	27	
	wood inhabiting fungi	28	
	macromycetes	29	
	macromycetes	30	
	lignicolous macromycetes	31	
	ectomycorrhizal and lignicolous fungi	32	
	ectomycorrhizal fungi	33	
Lichens	lichens	34	

		lichens	35
		epiphytic lichens	36
		epiphytic lichens of vital trees and deadwood	37
		primeval forest epiphytic lichens	38
Invertebrates	Spiders	<i>Araneae</i>	39
		<i>Araneae</i> , in part	40
	Insects	insects of open forests	41
		saproxylic insects	42
		saproxylic insects societies and succession	43
		<i>Hymenoptera, Symphyta</i>	44
		tree inhabiting ants	45
		<i>Formicidae</i>	46
		<i>Formicidae</i>	47
		<i>Syrphidae</i>	48
		<i>Heteroptera</i>	49
		<i>Cicadidae</i>	50
		<i>Odonata</i>	51
		<i>Carabidae</i>	52
		saproxylic beetles	53
		saproxylic beetles	54
		endangered saproxylic beetles	55
		endangered saproxylic beetles of broadleaved forests	56
		saproxylic beetles of lower altitude	57
		saproxylic beetles of higher altitude	58
		<i>Buprestidae</i>	59
		<i>Trogossitidae</i>	60
		<i>Trogossitidae</i>	61
		<i>Curculionoidea</i>	62
		<i>Lepidoptera</i>	63
		<i>Lepidoptera</i> in relation with forest disturbances	64
		<i>Scardia boletella</i>	65
		<i>Gastropacha populifolia</i>	66
		<i>Lopinga achine</i>	67
		<i>Parnassius mnemosyne</i>	68
	<i>Satyrrium ilicis, Jodia croceago</i>	69	
	<i>Boloria euphrosyne, Hamearis lucina, Limenitis camilla</i>	70	
<i>Hipparchia fagi</i>	71		
<i>Venusia blomeri</i>	72		
Molluscs	<i>terrestrial molluscs</i>	73	

Vertebrates	Mammals	<i>Rodentia</i>	74
		<i>Castor fiber</i>	75
		<i>Chiroptera</i>	76
		bats	77
	Birds	birds	78
		birds	79
		birds	80
		forest birds and mammals	81
		forest birds, especially owls and songbirds	82
		forest birds of the Beskids Mountains	83
		<i>Tetrao urogallus</i>	84
		<i>Tetrao urogallus, Bonasa bonasia</i>	85
		<i>Haliaeetus albicilla</i>	86
		forest owls	87
		forest gallinaceous	88
	Reptilian and Amphibian	amphibian	89
		amphibian	90
		reptilian and amphibian	91
		<i>Salamandra salamandra</i>	92
reptilian		93	
<i>Zamenis longissimus</i>		94	
Without specification	nature in general	95	

Appendix 5.1 An example of a survey released to the respondents

1. Definitions of key forestry terms:

- clearcutting
- standard (retained tree)
- coppice
- coppice-with-standards
- forest of seed origin
- rotation
- shelterwood system
- age class

2. Questions:

2.1. Please state your name and specialisation.

2.2. Please state the forest functional group/taxonomical group/taxa which you consider

- as the survey subject. If you specialise in more groups or species, choose the most endangered species or complete the survey individually for each species.
- 2.3. Please state whether (in general) forest management in the Czech Republic threatens, supports or remains neutral towards the group/taxa of your choice (choose one).
- 2.4. Please specify whether the following forest management aspects have a positive, neutral, ambivalent or negative effect on group/taxa of your choice:
- a) non-native tree species composition
 - b) clear-cutting in even-aged stands
 - c) shelterwood system
 - d) the removal of biological legacies following natural disturbance (salvage logging, deadwood removal, etc.)
 - e) the removal of old-growth forests and veteran trees
 - f) chemical treatments and the use of heavy machinery
 - g) the lack of light in closed forests
 - h) the removal of pioneer tree species from natural regeneration
 - i) homogeneity across forest ecosystem
 - j) the elimination of historical management methods (coppicing, forest grazing etc.)
- 2.5. Please assess whether the following habitats are key, usable, unusable or unexplored in relation to the group/taxa of your choice:
- a. mature stands
 - b. young stands
 - c. open forest
 - d. closed-canopy forest
 - e. unstocked area in a forest
 - f. water-logged areas
 - g. sun-exposed old trees
 - h. shaded old trees
 - i. large deadwood
 - j. thin deadwood
 - k. sun-exposed deadwood
 - l. shaded deadwood
 - m. standing deadwood
 - n. lying deadwood
 - o. mixed species stand
 - p. monoculture
 - q. primary or unmanaged forests
 - r. clear-cut area or gap
 - s. forest edge
 - t. coppice
 - u. coppice-with-standards
 - v. forest of seed origin
 - w. forest of complex structure
 - x. forest of simple structure
- 2.6. Please assess whether the following forest management tools are key, suitable,

unsuitable, harmful, ambivalent, unexplored in relation to biodiversity protection; i.e. the creation and conservation of habitat suitable for the group/taxa of your choice:

- a) current tree species composition preservation
- b) near to natural tree species composition
- c) introduced tree species exclusion
- d) clear-cutting system
- e) selection system
- f) extended rotation length
- g) coppicing
- h) forest grazing
- i) large unmanaged reserve
- j) small unmanaged reserve
- k) large managed reserve
- l) small managed reserve
- m) microreserves and stepping stones (e.g. single veteran trees)
- n) retention of small-scale natural disturbances
- o) retention of large-scale natural disturbances
- p) natural disturbance emulation
- q) long-term retention of individual microhabitat trees
- r) long-term retention of microhabitat tree groups
- s) long-term retention of entire forest stands
- t) mosaic and diversity
- u) habitat connectivity
- v) stocking reduction
- w) high stumps retention

2.7. Please select the most suitable conception for the group/taxa of your choice:

- a) segregation
- b) integration
- c) combination of both

2.8. What protection concept is more suitable for the group/taxa of your choice:

- a) active management
- b) minimal intervention

2.9. Can the group/taxa of your choice be considered as an umbrella species for another biota? If yes, please specify.

2.10. Please specify if you have any feedback or comments.

Appendix 5.2 A short description of the management tools

- a) **current tree species composition preservation** – *the preservation of current tree species composition, which has been substantially changed compared to the natural tree species composition in the Czech Republic (thanks to the long-term grant support and commercial species planting; especially Norway spruce and Scots pine)*
-
- b) **near to natural tree species composition** – *targeted conversion to (potential) natural tree composition using a wide range of native tree species*
-
- c) **introduced tree species exclusion** – *elimination of natural regeneration of non-native introduced tree species; in the Czech Republic especially *Pseudotsuga menziesii*, *Quercus rubra* and *Abies grandis**
-
- d) **clear-cutting system** – *clearcutting and biomass removal followed by artificial regeneration*
-
- e) **selection system** – *single tree or group tree selection with the use of natural regeneration with the absence of clear-cutting*
-
- f) **extended rotation length** – *prolongation of the interval between final harvestings in a given stand primarily to enable the development of old-growth forest characteristics*
-
- g) **coppicing** – *vegetative regeneration of trees with a good stump sprouting potential on a short rotation; historically a very widespread type of forest management, which has been almost abandoned with the practice of modern forestry*
-
- h) **forest grazing** – *grazing of farm animals leading to an open sparse grazing forest of low stocking; historically a very widespread type of forest management, which has been almost abandoned with the practice of modern forestry; it is currently prohibited in the Czech commercial forests*
-
- i) **large unmanaged reserve** – *an area of at least hundreds of hectares with a minimal human intervention (typically in the National Parks)*
-
- j) **small unmanaged reserve** – *an area of several up to tens of hectares with a minimal human intervention*
-
- k) **large managed reserve** – *an area of at least hundreds of hectares with an active conservation management*
-
- l) **small managed reserve** – *an area of several up to tens of hectares with an active conservation management*
-
- m) **microreserves and stepping stones** – *local structural elements and individual forest stands intentionally protected within commercial forests (typically habitat trees, stands with high biodiversity or coarse woody debris)*
-
- n) **retention of small-scale natural disturbances** – *a small-scale retention of biological legacies created by natural disturbances without the application of salvage logging (i.e. groups of dead or uprooted trees)*
-
- o) **retention of large-scale natural disturbances** – *a large-scale preservation of biological legacies created by natural disturbances without the application of salvage logging; for instance, as a part of non-intervention areas in National Parks*
-
- p) **natural disturbance emulation** – *forest management mimicking an appropriate regime and effects of natural disturbances in the given environment by means of specialised type and interval of harvesting and retention of specific structural elements used to enhance vertical and horizontal variability of the forest stand structure*
-
- q) **long-term retention of individual microhabitat trees** – *retention of individual trees with microhabitats (for example with cavities) to subsequently decay and form deadwood*
-
- r) **long-term retention of microhabitat tree groups** – *retention of tree groups containing microhabitats (for example with cavities) to decay and subsequently form deadwood*
-
- s) **long-term retention of entire forest stands** – *retention of entire forest stands containing microhabitats to survive, decay and regenerate*
-
- t) **mosaic and diversity** – *efforts to create diversity of the environment and structural complexity of the forest*
-
- u) **habitat connectivity** – *efforts to reduce habitat isolation within the landscape*
-
- v) **stocking reduction** – *establishing an open forest with reduced stocking*
-
- w) **high stumps retention** – *deliberate retention of high stumps in order to support deadwood creation*

6. Analýza seznamu zvláště chráněných druhů rostlin České republiky ve vztahu k lesům a lesnictví

Petr Kjučukov¹⁾, Petr Karlík¹⁾, Jeňýk Hofmeister¹⁾

¹⁾ Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta lesnická a dřevařská, Katedra ekologie lesa, Kamýcká 129, 165 00 Praha-Suchdol, Czech Republic

Abstract

In order to contribute to the optimization of forest management in the interest of biodiversity protection, we performed an analysis of the list of plant species specially protected by Czech legislation. The main goal of the study was to evaluate the importance of the forest for protected plant species, assess their environmental requirements, compare forest and non-forest species in the examined parameters and define the main needs of forest-related taxa in relation to forest management. The values of the analyzed variables were extracted mainly from the database of the Czech flora PLADIAS. The study showed that forest ecosystems are an important type of environment for specially protected plant species, although there are about twice as many non-forest protected species. Protected forest species are generally more common than non-forest species, belong to lower categories of protection and are less demanding on moisture and more demanding on nutrients (i.e. they are less oligotrophic) compared to ecological requirements of non-forest protected species. However, they are also sensitive to the eutrophication of the environment, which threatens especially during intensive management or overpreservation. Forest taxa are logically more shade-tolerant than non-forest taxa, but they show considerable variability in their shade tolerance. Most (almost 77 %) forest protected plant species show a link to the forest environment without a closed tree layer. Protected plant species in the Czech Republic (forest and non-forest) are more associated with the lowlands (thermophytic), but for non-forest species, a group of species associated with the alpine stage is also apparent. The findings show the need for management to strive for greater diversity and variability of the forest environment, especially in terms of variability of light conditions, the existence of open forests and finer transitions between forest and open land, especially in the lowlands. It is therefore appropriate to pay more attention to lowland forests, even from the point of view of territorial nature protection. Forest management should avoid intensive interventions in forest ecosystems

(unnatural wood composition, clear-cutting with subsequent planting of dense stands, etc.). The analysis of the frequency of occurrence of protected species, as well as their endangered categories according to the Red List, showed the continuing relevance of the current list of specially protected species because protected species are indeed mostly endangered and rare. It is appropriate to supplement the list rather than completely revise it.

Klíčová slova: chráněné druhy rostlin, ochrana biodiverzity, lesy mírného pásma, lesnický management, indikační hodnoty, Česká republika

Úvod

Čelíme globální krizi biodiverzity zapříčiněné zejména přímou destrukcí ekosystémů člověkem a jejich neudržitelným způsobem užívání (např. Ripple et al. 2017). Ochrana biologické rozmanitosti lesů, klíčového suchozemského ekosystému, je proto celosvětově v popředí zájmu ekologické a lesnické vědy. Vedle zmírňování dopadů klimatické změny patří mezi hlavní lesnické výzvy současnosti právě zastavení poklesu biodiverzity a její ochrana (např. EU Biodiversity strategy for 2030). Cílem této snahy by přitom neměla primárně být maximalizace počtu druhů organismů na stanovišti, ale uchování druhů a biotopů ohrožených zánikem (Hunter, 1999). Česká republika (ČR) patří mezi lesnický rozvinuté země a svou polohou a pestrostí přírodních podmínek představuje průsečík a reprezentativní území širšího regionu střední Evropy (Chytrý, 2012). Ani střeoevropským temperátním lesům se přitom nevyhnula krize biodiverzity, když zde celá řada druhů zcela či lokálně vyhynula v důsledku dlouhodobého působení člověka (Grove, 2002). V reakci na tuto situaci byla v české legislativě vybraným druhům organismů garantována zákonná ochrana (zákon č. 114/1992 Sb., vyhláška č. 395/1992 Sb.). S ohledem na status zvláště chráněných druhů je patřičné zabývat se podrobně nároky těchto druhů a vztahem mezi jejich ochranou a různými typy managementu v krajině. Nabízí se tak vyhodnocení seznamu zvláště chráněných druhů jako celku se zaměřením právě na problematiku druhů vázaných na lesní prostředí, což dosud nebylo provedeno. Hlavním cílem studie je vyhodnotit význam lesa pro zvláště chráněné druhy rostlin, posoudit jejich nároky na prostředí a u taxonů vázaných na les definovat hlavní hrozby a příležitosti plynoucí pro ně z lesnického hospodaření. Studie hledá odpovědi na konkrétní otázky, jaké chráněné druhy rostlin jsou vázané na les, resp. jak důležité jsou lesy pro rostlinnou diverzitu ČR, jaké charakteristiky lesních ekosystémů jsou pro tuto

diverzitu podstatné a jak optimalizovat lesnické hospodaření ve prospěch těchto druhů. Předmětem zkoumání bylo též porovnání lesních a nelesních druhů z hlediska posuzovaných aspektů. Obdobně byly mezi sebou porovnány skupiny druhů zařazené do různých kategorií ohrožení. Přáli bychom si, aby studie kromě uvedeného cíle sloužila též jako dílčí podklad pro případnou aktualizaci seznamu zvláště chráněných druhů a pro stanovování priorit ochrany přírody v ČR do budoucna.

Materiál a metodika

Taxony vstupující do analýzy

Předmětem studie je seznam zvláště chráněných druhů rostlin (ZCHD) uvedený ve vyhlášce č. 395/1992 Sb. Vyhláškový seznam obsahuje 487 rostlinných druhů, ovšem čtyři z těchto druhů (*Dianthus superbus*, *Lathyrus pannonicus*, *Pulsatilla vernalis*, *Veratrum album*) se vyskytují v ekologicky odlišných poddruzích. U těchto čtyř ZCHD jsme vyloučili variantu analyzovat hodnoty zkoumaných faktorů zprůměrované z hodnot jednotlivých poddruhů, neboť u tří z uvedených ZCHD (*Dianthus superbus*, *Lathyrus pannonicus*, *Pulsatilla vernalis*) jsou vlastnosti poddruhů různorodé i v hlavní veličině důležité pro studii – ve vazbě na les. Vymazání poddruhů by bylo korektní, protože vyhláška obsahuje pouze druhy, nikoli jejich poddruhy, ale pak by nebylo možné analyzovat vztah předmětných ZCHD k lesnímu prostředí. Proto bylo s poddruhy nakládáno jako se samostatnými druhy, a celkový analyzovaný seznam tak obsahuje 491 položek.

Z důvodu problematické či alternativní nomenklatury byl taxon *Dianthus segueiri* analyzován jako *Dianthus sylvaticus*, *Orchis laxiflora* pak jako *Orchis palustris*.

Vyhodnocované proměnné

Pro ZCHD byly shromážděny informace o jejich stupni ochrany a ohrožení dle české legislativy i červeného seznamu, dále vybrané ekologické charakteristiky a údaje o výskytu. Primárním zdrojem vstupních informací byla databáze české flóry a vegetace – Pladias (Wild et al., 2019; Chytrý et al., 2021; www.pladias.cz). V řadě dílčích případů však nebyla tato databáze zcela kompletní, a proto byly chybějící údaje doplňovány z dalších zdrojů. Konkrétně byly shromážděny údaje pro tyto atributy ZCHD:

- Zákonná ochrana s kategoriemi: *kriticky ohrožený (1)* - *silně ohrožený (2)* – *ohrožený (3)* (Vyhláška č. 395/1992 Sb.). Uvedené číslice v závorce představují kód použitý v analýze.

- Národní kategorie ohrožení podle Červeného seznamu cévnatých rostlin ČR (Grulich, 2017). Vyhynulé a nezvěstné taxony (A1, A2, A3) byly v analýze kódovány pod číslem 0, kriticky ohrožené taxony (C1b, C1r, C1t) pod číslem 1, taxony silně ohrožené (C2b, C2r, C2t) pod číslem 2, taxony ohrožené (C3) pod číslem 3, vzácnější taxony vyžadující další pozornost (C4a, C4b) pod číslem 4. Údaj o ohrožení dle červeného seznamu chybí u taxonů *Erythronium dens-canis*, *Genista sagittalis* a *Matteuccia struthiopteris*; jde o neofyty, a proto nebyly do aktuálního červeného seznamu zahrnuty. U ZCHD *Dactylorhiza fuchsii* byl z červeného seznamu použit údaj pro nejběžnější taxon *Dactylorhiza fuchsii* subsp., *fuchsii* var. *fuchsii*. U ZCHD *Lilium bulbiferum* byl z červeného seznamu použit údaj pro nejběžnější taxon *Lilium bulbiferum* var. *bulbiferum*.
- Životní forma s kategoriemi: *geofyt (1) – hydrofyt (2) – chamaefyt (3) – makrofanerofyt (4) – nanofanerofyt (5) – terofyt (6) – hemikryptofyt (7)* (Raunkiaer, 1934; Kaplan et al., 2019). Uvedené číslice v závorce představují kód použitý v analýze. V případě, že se daný ZCHD vyskytuje ve více životních formách, byla ve studii uvažována pouze ta dominantní (v literatuře se uvádí na prvním místě). Nebyla-li u konkrétního ZCHD uvedena životní forma v databázi Pladias, bylo vycházeno z Kaplan et al. (2019).
- Původnost v ČR s kategoriemi: *původní (1) – archeofyt (2) – neofyt (3) – pěstovaný v kultuře (4)* (Pyšek et al., 2012). Uvedené číslice v závorce představují kód použitý v analýze.
- Ellenbergovské indikační hodnoty (dále jen EIH), tj. nároky ZCHD na *světlo (EIH_L: 1-9)*, *teplotu (EIH_T: 1-9)*, *vlhkost (EIH_M: 1-12)*, *půdní reakci (EIH_R: 1-9)*, *živiny (EIH_N: 1-9)* a *salinitu (EIH_S: 0-9)* (Chytrý et al., 2018). Uvedené proměnné nabývají hodnot uvedených v závorce, přičemž vyšší hodnota poukazuje na vyšší nárok na daný faktor (více světla, více vlhkosti, bazičtější prostředí apod.). U ZCHD s EIH neuvedenými v databázi Pladias, resp. v publikaci Chytrý et al. (2018) byly hodnoty přejaty z publikace Rothmaler et al. (2005), a to konkrétně u taxonů: *Potentilla thuringiaca*, *Alchemilla fissa*, *Leontodon saxatilis*. V některých případech byly chybějící údaje (zejména o salinitě) dohledány na portálu FloraWeb (www.floraweb.de). Pro ZCHD *Sorbus bohemica* byly chybějící EIH nahrazeny hodnotami taxonu *Sorbus danubialis*. Pro ZCHD *Diphasiastrum xissleri* byl použit průměr EIH taxonů *Diphasiastrum alpinum* a *Diphasiastrum complamatum*. Pro ZCHD *Diphasiastrum xzeilleri* byl použit průměr EIH taxonů *Diphasiastrum complamatum* a *Diphasiastrum tristachyum*. Pro ZCHD *Hieracium alpinum* byly

použity EIH taxonu *Hieracium alpinum* agg. U ZCHD *Pilosella macrantha* byly zcela chybějící EIH odvozeny z ekologických charakteristik uváděných v Kaplan et al. (2019).

- Míra kontinentality byla převzata z databáze Pladias a pohybuje se na ordinální stupnici (1-9). Jde o veličinu, kterou zavedl Jäger (1968), a která byla následně využívána v rámci EIH (Ellenberg et al., 1991). Protože však byla tato veličina metodicky problematicky podchycena a chybně interpretována, došlo k její revizi a upřesnění (Berg et al., 2017).
- Vazba na lesní prostředí je v databázi Pladias hodnocena odděleně pro různé fytogeografické oblasti ČR. Jednak je stanovena pro termofytikum, dále pak dohromady pro mezofytikum a oreofytikum. Vazba ZCHD na lesní prostředí byla zaznamenána v kategoriích: *spontánně se v lesích nevyskytuje (0) – taxon vyskytující se zčásti v lese, ale převážně v nelesní vegetaci (1) - vyskytující se v lese i bezlesí (2) - vyskytující se hlavně v lesních lemech a na lesních světlinách včetně lesních cest, míst vývrátů, požářišť a pasek (3) - vyskytuje se hlavně v zapojeném lese (4)* (www.pladias.cz). Uvedené číslice v závorce představují kód použitý v analýze. Dle zaznamenaných údajů o vazbě na les byly ZCHD dále rozděleny na lesní (kódem 1) a nelesní (kódem 0), přičemž jako lesní byly označeny taxony, které alespoň v jedné fytogeografické oblasti (termofytikum či mezofytikum společně s oreofytikem) dosáhly nenulové hodnoty kódu vazby na lesní prostředí. Pro ZCHD vyskytující se hlavně v zapojeném lese byly z databáze Pladias zaznamenány ty lesní biotopy, v nichž je evidováno optimum výskytu daného taxonu. V případě, že v žádném z lesních biotopů nebylo vyznačeno optimum výskytu ZCHD, byly zaznamenány všechny lesní biotopy, v nichž se taxon vyskytuje.
- Výškový stupeň v ČR s kategoriemi: *nížiny (1) – pahorkatiny (2) – podhůří (3) – hory (4) - subalpínský stupeň (5)* (Skalický, 1988; Kaplan et al., 2019). Uvedené číslice v závorce představují kód použitý v analýze. V případě, že se taxon vyskytuje ve více výškových stupních, byl pro analýzu použit aritmetický průměr číselných kódů těchto výškových stupňů. Byly přitom zohledněny pouze výškové stupně, v nichž se taxony běžně vyskytují - v databázi Pladias jsou u některých taxonů uvedeny jako extrémy i výškové stupně, v nichž se taxon vyskytuje vzácně mimo své hlavní výškové rozpětí; tyto extrémy v analýze zohledněny nejsou. V případě chybějícího údaje o výškovém stupni v databázi Pladias byla v téže databázi zkoumána mapa výskytu taxonu a výškový stupeň byl následně odvozen z podrobnější klasifikace výškových

vegetačních stupňů (Skalický, 1988). Takto byl údaj o výškovém stupni odvozen pro patnáct ZCHD: *Leucjum aestivum*, *Laserpitium archangelica*, *Gentianella praecox* subsp. *bohemica*, *Gentiana verna*, *Lathyrus pannonicus*, *Tripolium pannonicum*, *Geranium lucidum*, *Cirsium brachycephalum*, *Notholaena marantae*, *Senecio rupestris*, *Euphrasia slovacica*, *Isoëtes lacustris*, *Isoëtes echinospora*, *Hierochloë repens*, *Iris aphylla*. Pro taxon *Dianthus superbus* subsp. *sylvestris* se informaci o výskytu nepodařilo zjistit žádným z uvedených způsobů. Jde o morfologicky obtížně odlišitelný ekotyp *Dianthus superbus* subsp. *superbus*, s lučným a lesním ekotypem. Byl tedy použit údaj o výskytu pro taxon *Dianthus superbus* subsp. *superbus*.

- Frekvence výskytu v základních polích a kvadrantech síťového mapování dle údajů o rozšíření taxonů v databázi Pladias. Tato hodnota představuje počet základních polí a kvadrantů síťového mapování středoevropské flóry na území ČR, v nichž byl taxon zaznamenán. Hodnota se v čase v závislosti na mapování mění; studie pracuje s hodnotami odečtenými v databázi Pladias v listopadu 2019.

Statistické zpracování dat

Vyhodnocení dat a tvorba grafů proběhla v programu STATISTICA 13.4. Normalita dat byla zjišťována z histogramů a exaktněji pak podle Kolmogorov-Smirnovova testu. V případě normálního rozdělení byla zkoumána analýza variance (ANOVA, F-value) hodnot spadajících do definovaných kategorií/výběrů (např. lesní a nelesní ZCHD). V případě nenormálního rozdělení alespoň části dat byl upřednostněn neparametrický test (Kruskalův-Wallisův H test). Výsledky statistických analýz jsou prezentovány zejména formou boxplotů, v nichž jsou uvedeny hlavní parametry analýzy – testové kritérium, počet stupňů volnosti a signifikance.

U EIH byly provedeny analýzy se dvěma datovými sadami – v té první byly použity všechny hodnoty EIH, které byly pro dané taxony k dispozici. V druhé sadě byly vyloučeny hodnoty, kdy se určitý druh projevuje v případě daného parametru (např. půdní reakce) jako generalista s širokou ekologickou amplitudou, a jeho zahrnutí do numerického výpočtu tak není ideální. Analýzy obou datových sad EIH poskytovaly z hlediska signifikance provedených testů stejné výsledky, a proto jsou v článku prezentovány výsledky jen pro první z nich.

Výsledky

Lesní a nelesní ZCHD

Z celkového počtu zkoumaných taxonů (491) má 164, tj. 33,4 %, vazbu na les. 126 ZCHD, tj. 25,7 % z celého analyzovaného souboru a 76,8 % z taxonů s vazbou na les, vyžaduje nebo využívá lesní prostředí bez plného zápoje dřevinné vegetace (les i bezlesí, lesní lemy, světliny včetně lesních cest, vývratiště, požářiště, paseky apod.). Bylo zjištěno 38 ZCHD, tj. 7,7 % z celého analyzovaného souboru a 23,2 % z taxonů s vazbou na les, vyskytujících se hlavně v zapojeném lese. Optimum jejich výskytu (a nebo pouze prostý výskyt, pokud druhy neměly uvedeno optimum výskytu v lese) bylo zaznamenáno celkem v patnácti biotopech, a to v souhrnu s osmdesáti záznamy (většina těchto druhů se vyskytuje ve více lesních biotopech) (tab. 6.1). Zde uvádíme jednotlivé zaznamenané biotopy, a to sestupně od nejvíce k nejméně zastoupeným; v závorce je uveden počet ZCHD s vazbou na zapojený les, které mají v daném biotopu optimum výskytu (popřípadě jen prostý výskyt): dubohabřiny (15), suťové lesy (12), květnaté bučiny (11), vápnomilné bučiny (8), perialpidské bazifilní teplomilné doubravy (6), lužní lesy (5), acidofilní smrčiny (4), acidofilní bučiny (3), boreokontinentální bory (3), smrkové kultury (3), borové a modřínové kultury (3), subkontinentální teplomilné doubravy (2), acidofilní doubravy (2), vysokobylinné smrčiny (2), rašelinné březiny (1). Lze tedy konstatovat, že z chráněných druhů vázaných na zapojený les využívá 31 % doubravy a dubohabřiny, 28 % bučiny, 15 % suťové lesy, 11 % smrčiny, 8 % bory a 8 % lužní a vodou ovlivněné lesy.

Tab. 6.1. Lesní ZCHD vyskytující se hlavně v zapojeném lese / lesní biotopy, v nichž ZCHD vykazují optimum výskytu, popřípadě prostý výskyt, pokud mají optimum mimo les.

<i>zvláště chráněný druh/protected species</i>	<i>lesní biotop, v němž má druh zaznamenáno optimum výskytu, nebo prostý výskyt, pokud druh nemá optimum v lese / preferred forest habitat</i>
<i>Allium victorialis</i>	vápnomilné bučiny, květnaté bučiny
<i>Aposeris foetida</i>	dubohabřiny, květnaté bučiny
<i>Arum maculatum</i>	dubohabřiny, lužní lesy, suťové lesy
<i>Asplenium scolopendrium</i>	suťové lesy
<i>Carex alba</i>	dubohabřiny
<i>Carex rhizina</i>	dubohabřiny, suťové lesy
<i>Cephalanthera damasonium</i>	perialpidské bazifilní teplomilné doubravy, dubohabřiny, suťové lesy, vápnomilné bučiny

<i>Cephalanthera longifolia</i>	dubohabřiny, suťové lesy, vápnomilné bučiny
<i>Cephalanthera rubra</i>	vápnomilné bučiny
<i>Corallorhiza trifida</i>	vápnomilné bučiny, rašelinné březiny
<i>Cyclamen purpurascens</i>	dubohabřiny, suťové lesy
<i>Cystopteris sudetica</i>	suťové lesy, bučiny, smrčiny
<i>Diphasiastrum complanatum</i>	boreokontinentální bory, smrkové, borové a modřínové kultury
<i>Epipactis albensis</i>	lužní lesy
<i>Epipactis leptochila</i>	dubohabřiny, květnaté bučiny
<i>Epipactis microphylla</i>	perialpidské bazifilní teplomilné doubravy, dubohabřiny, vápnomilné bučiny, květnaté bučiny, suťové lesy
<i>Epipactis purpurata</i>	dubohabřiny, květnaté bučiny
<i>Epipogium aphyllum</i>	květnaté bučiny, smrkové kultury
<i>Erythronium dens-canis</i>	dubohabřiny, suťové lesy, květnaté bučiny
<i>Euphorbia angulata</i>	subkontinentální teplomilné doubravy, perialpidské bazifilní teplomilné doubravy, dubohabřiny
<i>Festuca drymeja</i>	květnaté bučiny
<i>Galanthus nivalis</i>	lužní lesy
<i>Goodyera repens</i>	smrkové kultury, borové a modřínové kultury
<i>Chimaphila umbellata</i>	boreokontinentální bory
<i>Listera cordata</i>	acidofilní smrčiny
<i>Lunaria rediviva</i>	lužní lesy, suťové lesy, květnaté bučiny
<i>Lycopodium annotinum</i>	acidofilní bučiny, acidofilní smrčiny
<i>Matteuccia struthiopteris</i>	lužní lesy
<i>Melampyrum subalpinum</i>	acidofilní doubravy
<i>Melittis melissophyllum</i>	perialpidské bazifilní teplomilné doubravy, subkontinentální teplomilné doubravy, dubohabřiny, vápnomilné bučiny
<i>Mercurialis ovata</i>	perialpidské bazifilní teplomilné doubravy
<i>Moneses uniflora</i>	boreokontinentální bory, vápnomilné bučiny, acidofilní bučiny
<i>Polystichum braunii</i>	květnaté bučiny, vysokobylinné smrčiny
<i>Pyrola media</i>	acidofilní doubravy, acidofilní smrčiny, borové a modřínové kultury

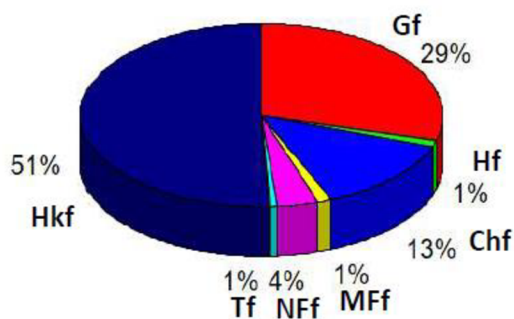
<i>Scrophularia vernalis</i>	dubohabřiny, suťové lesy, květnaté bučiny
<i>Soldanella montana</i>	acidofilní bučiny, acidofilní smrčiny, vysokobylinné smrčiny
<i>Taxus baccata</i>	suťové lesy
<i>Viola alba</i>	perialpidské bazifilní teplomilné doubravy, dubohabřiny

Původnost a životní forma

Dle předpokladu jsou ZCHD téměř výhradně taxony v české přírodě původní. Pět výjimek tvoří jednak neofyty s vazbou na les *Erythronium dens-canis*, *Genista sagittalis* a *Matteuccia struthiopteris*, a dále nelesní archeofyty *Lilium bulbiferum* a *Reseda phyteuma*.

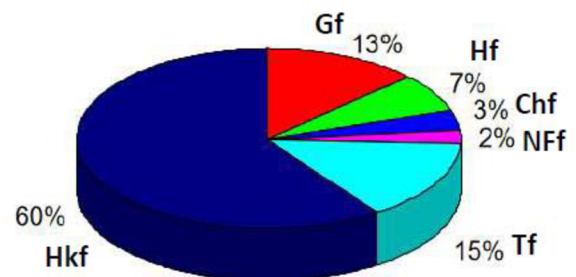
Z hlediska životních forem mezi lesními ZCHD dominují hemikryptoptyty, geofyty a chamaefyty. Oproti nelesním ZCHD je mezi lesními ZCHD podstatně větší podíl geofytů a chamaefytů, a naopak méně terofytů a hemikryptoftů (obr. 6.1).

a) lesní druhy / forest species
(N=164)



Životní forma / Life form

b) nelesní druhy / non-forest species
(N=327)



Životní forma / Life form

Obr. 6.1. Životní formy lesních a nelesních ZCHD

Captions

Gf - geophyte; Hf - hydrophyte; Chf - chamaephyte; MFf macrofanerophyte; NFf nanophanerophyte ; Tf therophyte ; Hkf hemikryptophyte

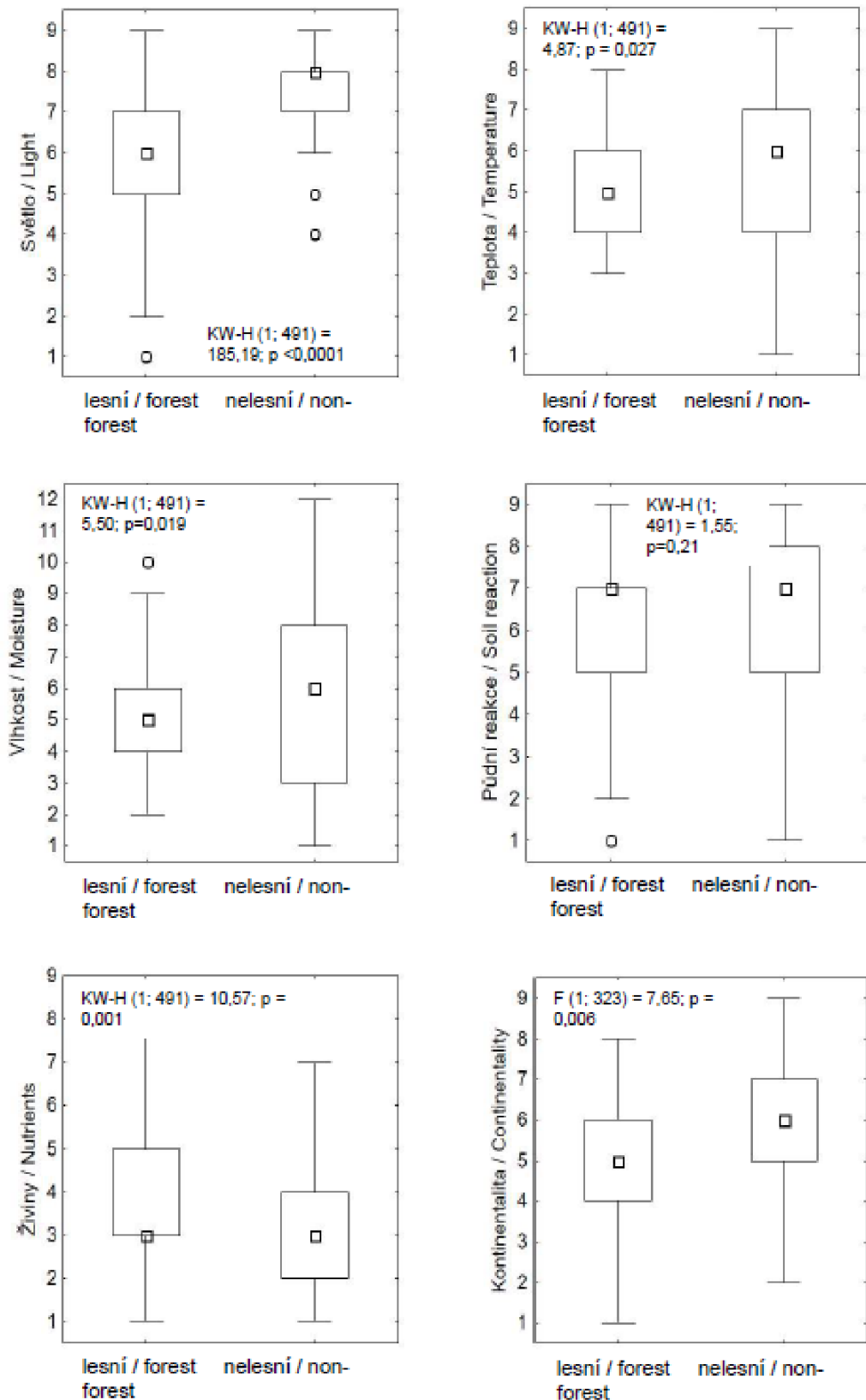
Vyhodnocení rozdílů v EIH a kontinentalitě mezi lesními a nelesními ZCHD

Analýza a porovnání lesních a nelesních druhů z hlediska Ellenbergovských indikačních hodnot a kontinentality jsou znázorněny na obr. 6.2. Lesní ZCHD jsou dle očekávání zřetelně stínomilnější, nežli nelesní ZCHD. Vazba na světlo je u lesních ZCHD rozdělena normálně, existuje tedy široká škála relativně světlomilných až výrazně stíntolerantních ZCHD. U nelesních ZCHD je rozdělení hodnot výrazně šikmé – naprostá většina nelesních druhů je velmi silně světlomilná, ale jsou mezi nimi i druhy snášející polostín. Podobný výsledek poskytuje i indikační hodnota pro teplo. V průměru jsou lesní ZCHD méně teplomilné než druhy nelesní. Nelesní ZCHD mají podstatně větší rozptyl hodnot směrem k oběma extrémům, nevyhovujícím již růstu lesa (chlad alpského bezlesí i horko skalních stepí), nicméně většina jich je spíše teplomilných. Oproti tomu mají lesní ZCHD typické normální rozložení hodnot pro EIH_T, kdy většina druhů preferuje průměrné teplotní poměry střední Evropy.

Podobně vykazují lesní ZCHD v průměru poněkud nižší nároky na vlhkost, přičemž většina z nich odpovídá svěžím půdním poměrům. I z hlediska tohoto faktoru mají nelesní ZCHD zřetelně větší rozptyl hodnot z důvodu zahrnutí druhů vázaných na primární bezlesí slatin a rašelinišť na straně jedné a druhů xerotermního primárního bezlesí na straně druhé. Mezi lesními a nelesními ZCHD neexistuje signifikantní rozdíl v jejich vazbě na půdní reakci. Charakteristické je, že obě skupiny druhů mají nenormální rozložení dat s výraznou kumulací hodnot v oblasti bazičtějšího prostředí.

Lesní i nelesní ZCHD ve výrazné většině upřednostňují oligotrofnější prostředí. Medián hodnot pro obě skupiny druhů je takřka identický a dosahuje EIH_N = 3 (ukazatele živinami chudých míst) a obě rozložení hodnot této veličiny jsou nenormální, přičemž nitrofilní ZCHD jsou vzácné. Lesní chráněné rostliny velmi náročné na živiny, jako např. druhy suťových lesů *Aconitum lycoctonum*, *Lunaria rediviva* či druhy lužních lesů, jako je *Galanthus nivalis* nebo *Leucojum aestivum*, jsou tedy z hlediska celku spíše výjimkou.

Dle očekávání se v lesích v naší geografické oblasti prakticky nevyskytují halofytní chráněné druhy. Pouhé čtyři druhy (*Carex buxbaumii*, *Senecio erucifolius*, *Symphytum bohemicum*, *Viola elatior*), které již řadíme pro potřeby tohoto článku do množiny druhů s vazbou na lesní prostředí, mají nejnižší stupeň tolerance k zasolení EIH_S=1 (tj. druhy snášející mírné zasolení). Mezi nelesními ZCHD je halofytů více a mívají i vyšší vazbu na zasolení.



Obr. 6.2. Porovnání lesních a nelesních ZCHD z hlediska indikačních hodnot a kontinuity

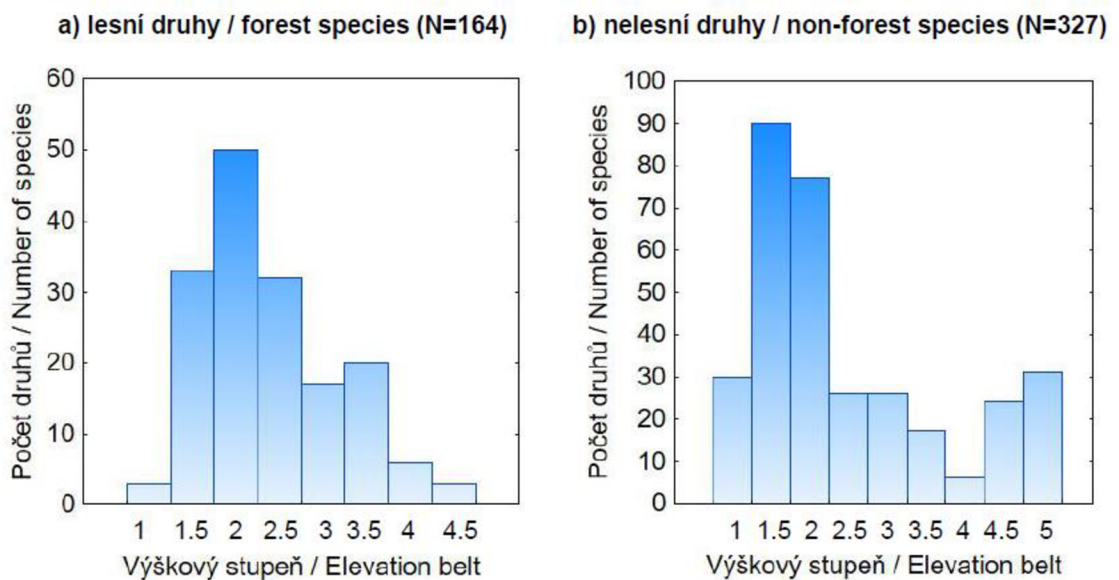
Captions

Comparison is visualised by boxplots with mentioned values of F-test (for normally distributed dataset) or Kruskal-Wallis H test (for abnormally distributed dataset). Higher value (y-axis) means higher demand.

Z hlediska kontinentality jsou nelesní ZCHD signifikantně více kontinentální. Patří mezi ně mnoho druhů některých typů staroholocenního bezlesí – především skalních a sprašových stepí, vnitrozemských písčín a slanisek, jejichž celkový areál je z povahy věci kontinentální (např. *Astragalus exscapus*, *Glaux maritima*, *Helichrysum arenarium*, *Jurinea cyanooides*, *Myricaria germanica*, *Stipa dasyphylla*). Lesní ZCHD jsou oproti tomu z hlediska kontinentality intermediární (medián indikační hodnoty pro kontinentalitu = 5).

Výškový stupeň, frekvence výskytu

Obecně platí, že lesní i nelesní ZCHD jsou častěji vázány na nížiny a pahorkatiny, se zřejmým efektem termofytika. Rozložení hodnot u obou typů ZCHD je výrazně nenormální a rozdíl mezi nimi je nesignifikantní ($H= 1,85$, $p=0,17$). Při pohledu na distribuci hodnot je u nelesních ZCHD nápadná úzká vazba na dva typy prostředí – nížiny včetně pahorkatin a vyšší horské polohy zahrnující alpínské bezlesí (obr. 6.3). Ani u lesních, ani u nelesních ZCHD neexistuje závislost kategorie ochrany na výškovém stupni. Nejpřísněji chráněné druhy se tedy vyskytují na celé škále výškového gradientu.



Obr. 6.3. Porovnání lesních a nelesních ZCHD z hlediska výškového stupně

Captions

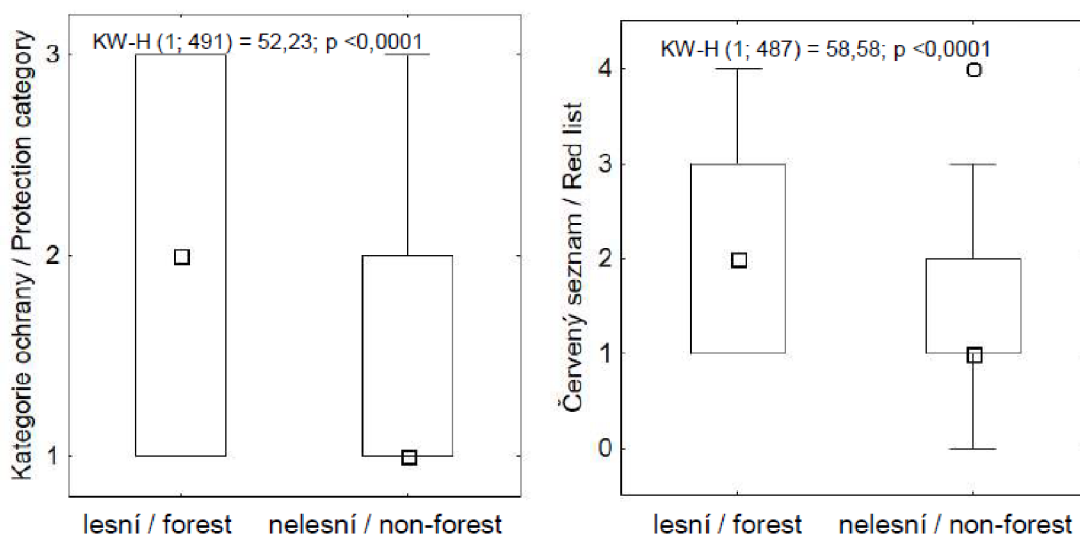
Number of both forest and non-forest protected species (y-axis) based on the stated elevation belts (x-axis); lowlands (1), hilly areas (2), foothills (3), mountains (4), subalpine areas (5)

Z hlediska frekvence výskytu ZCHD v síťových polích a síťových kvadrantech v rámci ČR pro obě tyto proměnné platí, že signifikantně výrazně hojnější jsou lesní ZCHD ($p < 0,001$). Distribuce hodnot je výrazně nenormální, kdy většina chráněných druhů jak lesních, tak nelesních má pouze málo výskytů.

Kategorie ochrany (ohrožení)

Míru ohroženosti vyjadřuje kategorie zákonné ochrany (1-3) a kategorie ohrožení dle červeného seznamu (0-4). U obou parametrů bylo vysoce signifikantní ($p < 0,001$), že lesní druhy patří obecně mezi druhy zařazené do nižší kategorie ochrany a ohrožení (tj. v rámci analýzy s vyšší numerickou hodnotou kódu). Nejohroženější druhy jsou tedy ve výrazné většině koncentrovány na bezlesí (obr. 6.4; obr. 6.6).

U lesních druhů jsme zkoumali, zda testované proměnné (EIH, výškový stupeň, počet obsazených síťových polí a kvadrantů) závisejí na kategorii ochrany. Dle očekávání byla signifikantní závislost počtu obsazených síťových polí a kvadrantů ZCHD na kategorii zákonné ochrany, a to jak u lesních, tak i nelesních druh. Tedy přísněji chráněné druhy jsou skutečně vzácnější. Nesignifikantní trend lze vidět též u distribuce druhů lesních ZCHD jednotlivých kategorií ochrany na výškovém gradientu, kdy lesní ZCHD kategorie 3 („ohrožené“ druhy dle Vyhlášky) vystupují častěji a výše do hor, nežli druhy kategorií ochrany 1 a 2. Ostatní analýzy poskytly nesignifikantní výsledky bez zjevných trendů.



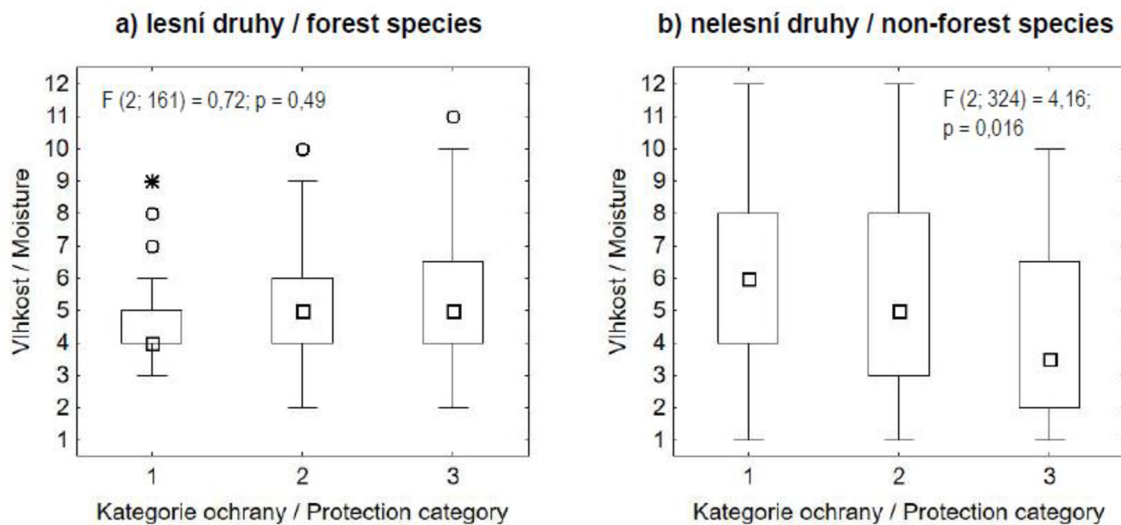
Obr. 6.4. Porovnání lesních a nelesních ZCHD z hlediska kategorie zákonné ochrany a kategorie ohrožení dle červeného seznamu

Captions

Comparison is visualised by boxplots with mentioned Kruskal-Wallis H test (abnormally distributed dataset). *Legal protection categories*: critically endangered (1), strongly endangered (2), endangered (3). *Red list categories*: extinct (0), critically endangered (1), strongly endangered (2), endangered (3), near threatened (4).

V případě nelesních druhů analýza závislosti vysvětlujících proměnných na stupni ochrany přináší jediný zaznamenaníhodný výsledek: s přísnější kategorií ochrany nelesních ZCHD signifikantně stoupá vlhkomilnost druhů ($F=4,16$, $p=0,016$). Mnoho nejvzácnějších ZCHD je vázáno na slatinné a rašelinné mokřady a na ohrožený biotop vlhkých písků (např. *Lindernia procumbens*, *Sedum villosum*, *Rhinchospora alba*, *Scheuchzeria palustris*, *Pinguicula vulgaris* subsp. *bohemica*, *Sesleria uliginosa*, *Schoenus nigricans*) (obr. 6.5).

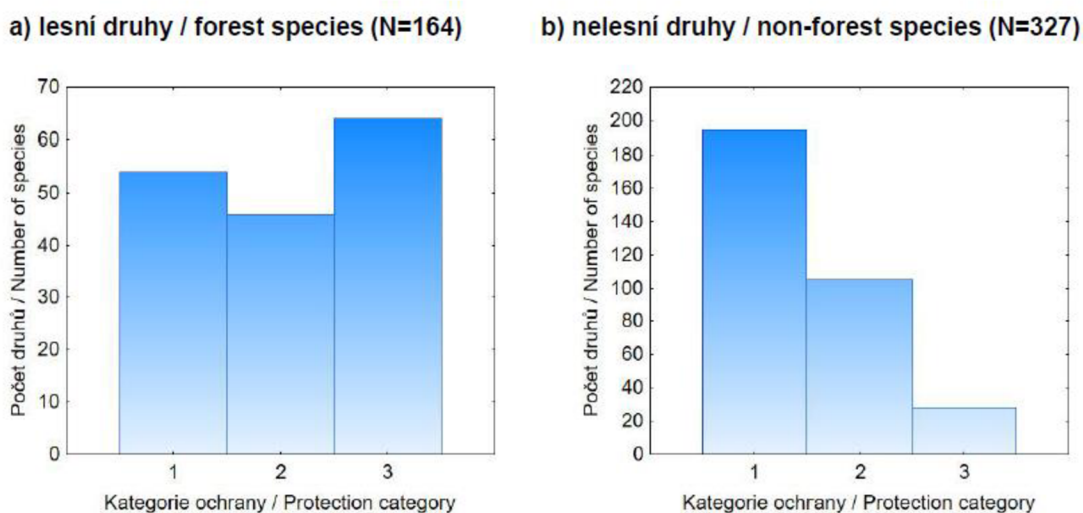
Kategorie ohrožení (ochrany) ZCHD dle vyhlášky je velmi silně korelována s kategorií ohrožení dle červeného seznamu ($r = 0.75$, $p < 0,001$).



Obr. 6.5. Porovnání lesních a nelesních ZCHD z hlediska nároků na vlhkost dle kategorie zákonné ochrany

Captions

Comparison is visualised by boxplots with mentioned values of F-test (for normally distributed dataset). Higher value (y-axis) means higher moisture requirements. *Legal protection categories* (x-axis): critically endangered (1), strongly endangered (2), endangered (3).



Obr. 6.6. Porovnání lesních a nelesních ZCHD dle kategorie zákonné ochrany

Caption

Comparison is visualised by histograms. *Legal protection categories (x-axis):* critically endangered (1), strongly endangered (2), endangered (3).

Diskuse

Vazba ZCHD na les

Definování lesního druhu je poněkud obtížné. V této studii jsme stanovili dosti mírné kritérium, dle něhož jsou lesními ty druhy, jež se vyskytují v lese, včetně taxonů, jejichž výskyt má těžiště v nelesní vegetaci (blíže kap. materiál a metodika). Tuto podmínku splnilo 164 z celkem 491 analyzovaných taxonů. Lesních druhů je tedy na seznamu ZCHD výrazná menšina. Pokud bychom v definici byli přísnější, skupina lesních druhů by se ještě dále výrazně zmenšila, což ukazuje tabulka 6.2.

Pouhých 38 ZCHD je vázáno přednostně na zapojený les. Přesto je jednoznačně nezbytné při nakládání s lesy v ČR zohledňovat ochranu vzácných rostlinných taxonů pro zamezení úbytku biodiverzity, neboť přibližně jedna třetina všech rostlinných ZCHD má vazbu na les, a to na les v nejširším slova smyslu, včetně jeho moderním hospodařením potlačených forem a různých sukcesních stadií.

Tab. 6.2. Počty ZCHD podle síly vazby na lesní prostředí. Vazba jednotlivých rostlinných taxonů byla excerpována z databáze Pladias a pro potřeby článku je kódována na pětičlenné stupnici (0-4).

Charakteristika druhů / Species characteristic	Vazba na les v termofytiku / Link with forest in Thermophyticum	Vazba na les v mezofytiku a oreofytiku / Link with forest in Meso/oreophyticum
Hodnota/Value 4 <i>Druhy vyskytující se hlavně v zapojeném lese / Species occurring mainly in the closed forest</i>	25	37
Hodnota/Value 4+3 <i>Druhy vyskytující se v zapojeném lese, ale také v lesních lemech a na lesních světlínách, včetně lesních cest, míst vývrátů, požářišť a pasek / Species occurring both in closed forests and forest edges, gaps, forest tracks, windthrows, fire sites, clearings</i>	40	47
Hodnota/Value 4+3+2 <i>Lesní druhy, včetně těch, jež se vyskytují zčásti i na bezlesí / Forest species, including those that occur in part in forest-free areas</i>	79	102
Celkem (1+2+3+4)/In total <i>Lesní druhy, včetně těch, jež se vyskytují převážně v nelesní vegetaci / Forest species, including those that occur predominantly in non-forest vegetation</i>	111	142

Z tabulky 6.2 by bylo možno vyvodit, že v mezofytiku a oreofytiku se historicky kladl poněkud větší důraz na ochranu „lesních druhů“, než v nižších polohách. Jen do jisté míry to však lze přiřknout efektu hor a horské květeny – z ryze lesních druhů se to týká např. *Diphasiastrum complanatum*, *Goodyera repens*, *Listera cordata*, *Lycopodium annotinum*, *Soldanella montana*, z druhů vyskytujících se v lese i na bezlesí pak typických atraktivních horských bylin, jako jsou *Gentiana asclepiadea* a *Huperzia selago*. Počty chráněných lesních druhů v mezofytiku a oreofytiku však ještě výrazněji navyšují druhy rašelinného fenoménu, vyskytující se od středních nadmořských výšek. Dále také musíme vzít v úvahu disproporčně mohutnější, výrazný vliv ochrany druhů nelesního stepního fenoménu v termofytiku. Ukazuje se tak význam reliktního bezlesí pro diverzitu střeoevropské flóry.

Životní forma lesních ZCHD

V českých lesích jsou zákonem chráněny zejména hemikryptofyty, geofyty a chamaefyty. Tedy vytrvalé rostliny vázané na vývoj a dynamiku přirozených lesů, především pak na přirozenou dřevinnou skladbu různých lesních společenstev. Mezi ZCHD tak najdeme typicky druhy jarního aspektu nebo drobné keříčky podrostu světlých lesů. Moderní lesní hospodářství ohrožuje tyto druhy razantními změnami dřevinné skladby, vzešlymi především z pěstování komerčních monokultur na místě smíšených lesů (Neuhäusl in Hejný, 1988). Lze rovněž konstatovat, že stovky let trvající hospodaření znevýhodňuje rostlinné druhy pozdně sukcesních stadií lesa (Schmiedinger et al., 2012), například ZCHD *Corallorhiza trifida* a *Epipogium aphyllum*. Totéž platí pro řadu druhů mechorostů (a lišejníků), z nichž však ani jeden v České republice doposud nepožívá zvláštní zákonnou ochranu.

Nároky lesních ZCHD na prostředí

Biodiverzita světlých lesů

Téměř 77 % lesních ZCHD je vázáno na otevřenější, nezapojené formy lesních ekosystémů (tab. 2). Soubor všech lesních ZCHD dosahuje průměrné indikační hodnoty pro světlo EIH_L = 6 (obr. 6.3) Analyzujeme-li skupinu 38 ZCHD vázaných na zapojený les, vykazují z hlediska nároku na světlo průměrnou indikační hodnotu EIH_L = 4. Analýza nároků zákonem chráněných rostlinných taxonů tak potvrzuje nezastupitelnost a ohrožení prostředí světlého lesa v rámci krajiny (např. Vild et al., 2013). To je v souladu s výsledky paleoekologického výzkumu holocénu, které dokládají, že dávné lesy byly výrazně světlejší, a to v důsledku disturbancí, působených například větrem, megaherbivory, ohněm a také člověkem, a mohly tak v sobě zachovat řadu organismů staroholocénní, převážně bezlesé krajiny (např. Pokorný, 2011; Roleček et al., 2015). Po posledním glaciálu, tedy během holocénu, lze stinné formy lesa v naší krajině předpokládat v hojnějším zastoupení až s rozšířením buku lesního a následně i habru obecného, tedy přibližně před šesti až pěti tisíci lety (Průša, 2001, Pokorný, 2011). Ovšem i bučiny a smrčiny (lesy středních až horských poloh) jsou diverzifikovány přirozenými disturbancemi se smíšeným režimem, zejména vichřicemi a gradacemi podkorního hmyzu, včetně velmi razantních událostí (např. Svoboda et al., 2012; Frankovič et al., 2021). Přirozené disturbance generují raná sukcesní stadia bez zástinu stromového patra, ohniska biodiverzity (včetně rostlinné) s vysokou strukturální diverzitou a produktivitou (Swanson et al., 2012). Respektování a obnova různých forem (přirozených i člověkem

podmíněných) světlého lesa by proto měla být důležitým koncepčním cílem zejména v oblastech se zvýšeným zájmem ochrany přírody. Lesní hospodaření je v tomto smyslu problematické svým praktickým i legislativním důrazem na pěstování plně zapojených porostů a rychlým zalesňováním většiny porostních světlin a mezer (zákon č. 289/1995 Sb.).

U lesních ZCHD byla zaznamenána široká škála nároků na světlo. Je proto zřejmé, že lesní ZCHD obecně potřebují podporu variability lesního prostředí, včetně pozdních a raných sukcesních stadií, jakož i dříve běžných (dnes však vzácných) přechodů mezi lesem a bezlesím (Sádlo et Karlík, 2002; Šebek et al., 2016). Tuto diverzitu nedokáže zastoupit střídání zapojeného porostu a holiny. Zejména v nížinách a pahorkatinách by uplatnění měly najít historické formy člověkem podmíněných disturbancí generujících různé typy světlého lesa, například lesní pastva, pařezení, pollarding či řízené požáry (Müllerová et al., 2015; Čížek et al., 2016; Vojík et Boublík, 2018). Ve vyšších polohách pak lze doporučit aplikovat lesnické postupy cílící na strukturální komplexitu lesa a imitující efekty přírodních disturbancí (Palik et al., 2020).

Pro zdůraznění významu výše zjištěné vazby lesních ZCHD na světlo by bylo vhodné provést další analýzy, které jsou však nad možností této studie. Bylo by žádoucí kromě souboru ZCHD analyzovat i soubor druhů červeného seznamu cévnatých rostlin a v dalším kroku i celou květenu ČR. Takovýmto způsobem by pak bylo vhodné zanalyzovat kromě indikační hodnoty pro světlo i další parametry. Určité srovnání lze již nyní učinit např. s klíčovým článkem Chytrého a kolektivu (Chytrý et al., 2018), kde je analyzována EIH_L pro reprezentativní soubor fytoecologických snímků z českých lesů. Průměrná hodnota tohoto datového souboru dosahuje zhruba $EIH_L = 5$, přičemž v naší analýze lesních ZCHD je to $EIH_L = 6$. Z toho vyplývá, že chráněné lesní druhy rostlin mají v průměru vyšší nároky na světlo, než běžnější zástupci.

Nároky ZCHD na živiny a půdní reakci

Přestože jsou lesní ZCHD celkově náročnější na živiny, rozhodně je nelze souhrnně označit za nitrofilní (vykazují střední hodnoty EIH_N). Proto je i pro ně problémem depozice atmosférického dusíku (Hofmeister et al., 2009; Vojík et Boublík, 2018). Stejně tak je i problémem eutrofizace, způsobená jednak přezvěšením a souvisejícím hromaděním výkalů zvěře na určitých místech, a dále intenzivním hospodařením. Ve vztahu k živinám u lesních ZCHD přitom nepanuje rozdíl mezi termofytkem a mezo/oreofytkem.

Výraznou vazbu lesních i nelesních ZCHD na bazičtější prostředí (vyšší hodnoty EIH_R) lze vysvětlit obecně vysokým zastoupením vápnomilných taxonů v celkové středoevropské diverzitě rostlin, jak bylo doloženo na příkladu německé flóry (Ewald, 2003). Tento fenomén nepochybně souvisí zejména s kvartérním vývojem krajiny, kdy byla vápnatá stanoviště rozšířena podstatně hojněji než dnes a plochy kyselého podloží byly v pleistocenních refugiích vzácné, což mohlo vyústit v masivnější vymírání acidofilních druhů (Ewald, 2003). K odvápnění půd došlo během nejvlhčí fáze poledového vývoje, cca před 8 tisíci lety. Další dramatická změna v charakteru půd, označována jako „lužická katastrofa“, nastala v českých podmínkách před 5–3 tisíci lety, kdy došlo k další acidifikaci půd a vyššímu vyplavování bází, a následně i k dramatickému ochuzení biodiverzity. Příčiny těchto změn jsou komplexní; jsou za ně považovány, vedle kulminace lidského osídlení, i přirozené geochemické změny vyvolané masivním rozšířením buku, (Ložek, 2007, 2011; Pokorný, 2011). Příznivé podmínky pro uchování lesní biodiverzity tak zůstaly zachovány v oblastech s karbonátovým geologickým podkladem, které jsou v ČR rozšířené především v oblasti teplejších pahorkatin, např. v Českém krasu či u Mikulova. Tato skutečnost opět podtrhuje potřebu aktivní ochrany spočívající v udržení vhodného způsobu hospodaření v nížinných lesích.

Kategorie ochrany a výskyt ZCHD

Lesní ZCHD jsou v průměru výrazně méně ohrožené než ZCHD nelesní, což dokládá jak kategorie jejich zařazení v červeném seznamu, tak i kategorie zákonné ochrany (obr. 6.4, 6.6). V rámci nelesních ZCHD je obsaženo nejvíce nejohroženějších druhů. Toto koresponduje se skutečností, že reliktní bezlesí mají delší kontinuitu než běžné lesy, a hostí tudíž i vyhraněnější a ohroženější biotu (Ložek, 2007, 2011).

Jelikož studie prokázala menší vyhraněnost lesních ZCHD z hlediska teploty, vlhkosti či zasolení, bez výskytu extrémů v uvedených parametrech, jeví se jako logické a obecně platné, že nejohroženějšími druhy jsou skutečně ty vázané na specifická bezlesí. Ať už jde o druhy nelesního alpského bezlesí, nelesních xerothermních stanovišť, primárního bezlesí slatin, rašelinišť a skal, stepí a vnitrozemských písečných dun.

Důležitým výstupem studie je zjištěná výrazně vyšší vazba ZCHD, lesních i nelesních, na nižší polohy (efekt termofytika). Z hlediska ochrany rostlinné diverzity v lesích ČR by se tak zvýšená pozornost měla věnovat právě nížinným lesům. Toto zjištění, ve spojení s výše diskutovanou potřebou zajištění diverzifikovaného lesního prostředí a světlého

lesa, dává za pravdu apelům na obnovu nížinných světlých lesů, včetně využití historických forem hospodaření a člověkem podmíněných disturbancí (Beneš et al., 2006; Horák et Rébl, 2013; Kopecký et al., 2013; Vild et al., 2013; Miklin et Čížek, 2014; Šebek et al., 2015, 2016). Zároveň je v daném kontextu patřičné zabývat se otázkou posílení územní ochrany přírody ČR, a to i velkoplošné, právě v nižších polohách. Důkladnou diskusí by však muselo projít nastavení péče o tato území, neboť ohrožené druhy rostlin v nížinách se patrně neobejdou bez aktivního managementu cílicího na jejich ochranu. Ke stejnému závěru dochází Härtel (2017), jenž dokládá, že národní parky a chráněné krajinné oblasti se v ČR nalézají převážně ve středních a vyšších nadmořských výškách a pouze částečně se překrývají s lokalitami bohatými na ohrožené druhy rostlin, které jsou situovány obzvláště v nížinách.

Na druhou stranu vyšší a chladnější polohy, obecně druhově chudší (Kolář et al., 2012), nelze ponechat z hlediska rostlinné biodiverzity mimo zájem, a to i s ohledem na skutečnost, že naší analýzou nebyla zjištěna závislost kategorie ochrany na nadmořské výšce (tj. neplatí, že by ZCHD v nížinách byly ohroženější než ZCHD ve vyšších polohách). Bližší zkoumání biotopových nároků souboru lesních ZCHD vázaných na zapojený les navíc prokázalo význam jak nížinných lesů (doubavy, dubohabřiny a lužní lesy), tak bučin, suťových lesů a smrčín.

Zjištění signifikantně vyšší hojnosti lesních ZCHD oproti nelesním dle frekvence výskytu v síťových polích a kvadrantech lze vysvětlit tím, že nejvzácnější (reliktní) druhy jsou obecně vázány na plošně omezené typy bezlesí.

Silná závislost stupně ochrany na počtu síťových polí a kvadrantů, a to jak u lesních, tak nelesních druhů, tj. nízká frekvence výskytu nejpřísněji chráněných a oficiálně nejohroženějších druhů, potvrzuje, že stanovení stupně ochrany při tvorbě současné vyhlášky bylo provedeno v zásadě správně. Tento závěr lze vyvodit i ze skutečnosti, že stupeň ohrožení ZCHD dle vyhlášky je silně korelován se stupněm ohrožení dle červeného seznamu, jenž je aktuálnější (ovšem bez právní závaznosti). Na základě provedené studie je tedy pro případ novelizace vyhlášky vymezující ZCHD vhodné tuto spíše aktualizovat a doplnit (například o mechrosty), než zcela koncepčně přepracovat.

Závěr

Studie ukázala, že lesní ekosystémy jsou důležitým typem prostředí pro ochranu ohrožených druhů rostlin, a tedy pro uchování rostlinné diverzity ČR. Ačkoliv je lesních ZCHD výrazně méně než nelesních, nejvzácnější rostlinné taxony jsou vázány na

specifická a extrémní bezlesí a lesní druhy jsou obecně běžnější než druhy nelesní, je na místě zabývat se stavem lesů a podobou lesnického hospodaření v zájmu ohrožených druhů rostlin. Les jako prostředí reprezentuje především průměrné podmínky a sám o sobě díky ekofyziologickým funkcím zmírňuje extrémy prostředí (chladí v létě a brání většímu promrzání půdy v zimě); s tím jsou v souladu i lesní ZCHD, konkrétně ve smyslu hodnot EIH pro teplotu a vlhkost. Z hlediska ekologických nároků jsou chráněné lesní druhy méně vyhraněné než druhy nelesní, ovšem i ony jsou citlivé k eutrofizaci prostředí, která hrozí zejména při intenzivním hospodaření.

Analyzovaná skupina zákonem zvláště chráněných druhů rostlin vázaných na les vykazuje širokou škálu nároku na světlo, přičemž v ní převažují taxony vyžadující či preferující typy prostředí bez plného zápoje stromového patra. Tato zjištění ukazují na potřebu vyšší pestrosti a variability lesního prostředí, včetně zajištění světlých lesů a jemnějších přechodů mezi lesem a bezlesím (tj. prostředí s dostatkem světla, ale nikoli zcela bez vlivu dřevin). Hrubá mozaika plně zapojených lesních porostů a úplného bezlesí v krajině vede k unifikaci prostředí a ke snížené nabídce vhodných biotopů. Lze proto jednoznačně doporučit, aby lesnické hospodaření a nakládání s lesy obecně více podporovaly diverzitu lesů, a to i zohledněním efektů přirozených disturbancí, raných i pozdních sukcesních stadií či aplikací historických způsobů hospodaření.

Chráněné druhy rostlin ČR (lesní i nelesní) jsou více vázány na nížiny (termofytikum). Proto je potřebné věnovat větší pozornost nížinným lesům, a to i z hlediska územní ochrany přírody. Neplatí však, že by zákonem chráněné druhy nížin vykazovaly vyšší stupeň ohrožení než chráněné druhy vyšších poloh, tudíž v zájmu ochrany biodiverzity je patřičné věnovat pozornost všem výškovým stupňům.

7. Částečná retence souší v disturbovaných hospodářských lesích jako nástroj zmírnění krize biodiverzity a změny klimatu – aktuální zkušenosti ze střední Evropy

7.1 Úvod

Evropské lesy procházejí v poslední době nebyvalými přírodními disturbancemi způsobenými především suchem, podkorním hmyzem a vichřicemi (Hlásný et al., 2019; Netherer et al., 2019; Senf et al., 2020). Komerční monokultury smrku ztepilého (*Picea abies*) a borovice lesní (*Pinus sylvestris*) byly v kulturní krajině značně narušeny, což je kromě abiotických a biotických činitelů důsledkem předchozího lesního hospodaření (de Groot et al., 2019). Na nízkou stabilitu hospodářských porostů upozorňují vědci již desítky let (Milad et al., 2011). V celosvětovém měřítku je dopad disturbancí v chráněných územích nižší ve srovnání s lesy výrazně změněnými člověkem (Sommerfeld et al., 2018), a navíc se závažnost disturbancí v jehličnatých lesích v důsledku klimatických změn stále zvyšuje (Seidl et al., 2017).

Zaměřuji se na Českou republiku, kde je v rámci střední Evropy největší podíl uměle vysázených hustých porostů s výjimečně vysokou dřevní zásobou (Moreno et al., 2017) a situace je zde obzvláště vážná. Lesnický mainstream volá po intenzifikaci nahodilé těžby a včasné zalesňování holin (<http://czechforest.cz>, 2021). Toto řešení je považováno za nevyhnutelné, a je dokonce dotováno státem (<http://eagri.cz>, 2021). Narušené porosty (zejména kůrovcem napadené smrky a uschlé borovice) jsou tak odstraňovány nahodilou těžbou a nahrazovány rozsáhlými holinami, jak jen to technické kapacity umožňují. Káceny jsou převážně stromy dosud osídlené kůrovcem, přičemž těžba starých souší se pouze oddaluje a realizuje následně. Tuto situaci považuji za historickou „křížovtku“ střeoevropského lesnictví, s možností využití příležitosti ke změnám managementu, ale i s rizikem opakování starých chyb.

7.2 Význam přírodních disturbancí pro biodiverzitu

Přírodní disturbance jsou široce uznávány jako klíčový faktor pro lesní biodiverzitu (např. Stanturf et Madsen, 2002; Keeton, 2006; Nagel et al., 2014; Míkoláš et al., 2017). Strukturní a biologické dědictví disturbancí poskytuje vhodné podmínky pro život mnoha druhům, včetně těch ohrožených (Hunter, 1999). Toto dědictví je tvořeno zejména

otevřením a osluněním stanoviště, přeživšími stromy, soušemi, zlomy a vývraty, ležícím mrtvým dřevem, zachovanou přirozenou obnovou dřevin atd. Průnik pozdní a počáteční sukcesní fáze bývá ohniskem biodiverzity v lesích (Hilmers et al., 2018), a dochází k němu právě po disturbanci. Jak již bylo zmíněno, narušení jsou důležitá i pro přirozenou obnovu (Franklin et al., 2007) a druhovou skladbu dřevin (Nagel et al., 2010; Nagel et al., 2014). Vývraty se vznikem jam a kup (*pit-mound*) navíc ovlivňují růst stromů (Šebková et al., 2012) i pedodiverzitu (Šamonil et al., 2014). Obecně se ukázalo, že role přírodních disturbancí je zásadní pro dynamiku a formování lesního ekosystému. Toto zjištění mění dosavadní představy o přirozených lesích. Na napodobování účinků přírodních disturbancí je založeno i ekologické lesnictví (např. Hunter, 1999; Keeton, 2006; Palik et al., 2020), tedy koncepce lesnického managementu usilující vedle produkce o ochranu a podporu biodiverzity.

7.3 Poučení z přirozených a přírodě blízkých lesů střední Evropy

Ve střední Evropě jsou známy zřejmé případy fungování a významu přírodních disturbancí. Doposud byly zkoumány zejména přírodní disturbanční režimy vyšších nadmořských výšek, např. v přirozených a polopřirozených horských smrčínách a také v lesích s dominancí buku. Například rozsáhlé větrné a kůrovcové disturbance ve dvou sousedních národních parcích (Národní park Šumava a Národní park Bavorský les na hranici České republiky, Německa a Rakouska) byly rozpoznány jako historicky klíčový faktor formující zdejší horské smrčiny (např. Bače et al., 2012; Svoboda et al., 2012; Čada et al., 2016; Thorn et al., 2017). Jádrové oblasti národních parků zůstaly bezzásahové a slouží jako jasný příklad přirozené dynamiky, diverzity a regenerace.

Byly získány též důkazy o zásadní roli disturbancí se smíšeným režimem pro ekosystémy karpatských smrkových (Janda et al., 2017) a bukových lesů (Frankovič et al., 2021), kde převládají maloplošná narušení, ale objevují se i události s vysokou a velmi vysokou severitou.

Neobhospodařované post-disturbanční lokality (vítr, kůrovec a laviny) v horských regionech Národního parku Vysoké Tatry (na hranici Slovenska a Polska), např. Tichá a Kôprová dolina jsou dalším vhodným příkladem (Barredo et al., 2021). Komplexnost, rozmanitost a přirozená obnova tohoto ekosystému je zjevná (William S. Keeton 2019 – osobní komunikace).

Dynamickou sukcesí a přirozenou obnovu bylo možné sledovat po lesním požáru, ke kterému došlo v roce 2006 v porostu s převahou borovice lesní v Národním parku České Švýcarsko (Česká republika). Předchozí monokulturu po požáru nahradily pionýrské dřeviny a objevily se ohrožené druhy (např. z říše hub) (Adámek et al., 2011).

7.4 Nahodilá těžba

V návaznosti na význam přírodních disturbancí je za jednu z hlavních hrozeb pro biodiverzitu lesů považována nahodilá těžba, odstraňující biologické dědictví disturbancí (Lindenmayer, 2006). V důsledku nahodilé těžby jsou ohroženy například saproxylické druhy (Grove, 2002). Nahodilá těžba se běžně používá po přírodních narušeních jak v hospodářských porostech, tak v chráněných územích za účelem prodeje dotčené dřevní hmoty a zabránění rozvoji škůdců (ve střední Evropě především k zastavení šíření kůrovců), a to i přesto, že efekt nahodilé těžby pro zamezení šíření škůdců je v některých situacích diskutabilní (Thorn et al., 2020). Po přírodních disturbancích vyšší severity dochází při nahodilé těžbě k rozsáhlým holosečím, méně však k zastavení kůrovce. Zdá se, že nahodilá těžba může dokonce podpořit a zvýšit riziko následných narušení, nemluvě o poškození biodiverzity, přirozené obnovy a půdy (Lindenmayer, 2006). I tyto aspekty lze snadno demonstrovat ve střední Evropě. Například rozsáhlá nahodilá těžba kůrovcem napadených smrků měla za následek vážné odlesňování a fragmentaci biotopů v Karpatech (Mikoláš et al., 2017), zejména v Národním parku Nízké Tatry (Barredo et al., 2021). Vysoce kontroverzní nahodilá těžba dřeva byla použita také v Bělověžském pralese (např. Orczewska et al., 2019).

V českých smrkových porostech způsobily recentní nahodilé těžby velké holiny, a tato snaha byla většinou „krok za“ kůrovcem. Masivní disturbance byly iniciovány extrémním suchem v roce 2015; zatímco v roce 2014 bylo celkové množství dřeva z nahodilé těžby 4,5 mil. m³, již v roce 2019 přesáhlo 30 mil. m³ (<https://uhul.cz>, 2020). V některých regionech se celé lesní oblasti změnilo v holiny, např. v Nížkém Jeseníku nebo na Českomoravské vrchovině.

Je pochopitelné, že majitelé lesů usilují o zmírnění šíření kůrovce a snaží se zachránit dřevní surovinu pro prodej. Na druhou stranu je celoplošná nahodilá těžba neprozíravá z hlediska ekologického, a v konečném důsledku i z hlediska ekonomického (poškození ekosystému coby výrobního prostředí, ztrátovost v době přesycení trhu dřívím). Je třeba také zmínit, že v mnoha případech nebyla nahodilá těžba včas zvládnuta například

z důvodu nedostatku technických kapacit. Zejména v takové situaci je třeba účelnost celoplošné opožděné těžby zvážit.

Nepodceňuji obavy o budoucí obhospodařovatelnost lesa a bezpečnost provozu v ponechaných narušených porostech. Nic však nebrání tomu, aby takové lesy byly po několika desetiletích znovu obhospodařovány. Kromě toho by šlo o retenci diferencovanou dle typu prostředí, kategorie lesa či vlastnictví.

7.5 Jsou kulturní hospodářské lesy perspektivní z hlediska posílení biodiverzity a regenerace po disturbanci?

Minimální nebo dokonce bezzásahový management chráněných území je v České republice, stejně jako v jiných regionech, kontroverzním tématem. V řadě případů lesníci a některé další zainteresované subjekty považují přístup minimálních zásahů za nevhodný pro kulturní, více či méně změněné a nepřírozené lesy (např. Ferkl, 2020). Bývá doporučováno odložit bezzásahovost v lesních rezervacích, dokud nebudou lesy přirozenější. Paradoxně tento strach z předčasné „svobody“ přírody snižuje přirozenost lesa stále více v důsledku opakovaných zásahů (Hofmeister, 2020).

Zaměříme-li se na narušené hospodářské lesy, nepochybně potřebujeme důkladný výzkum, abychom lépe porozuměli jejich specifické dynamice a vývoji po narušení. Obava o přirozenou obnovu dřevin může být na různých místech opodstatněná s ohledem na zabuřnění či vysoké stavy zvěře. Na druhou stranu již máme dostatečné empirické důkazy regenerace z postdisurbančních oblastí, hospodářské lesy nevyjímaje. Četné narušené porosty jsou již přirozeně obnoveny a vysoce diverzifikovány, což se týká jak smrkových, tak borových monokultur.

7.6 Konkrétní případ nárůstu biodiverzity a obnovy ekosystému po narušení

Empirická zjištění ilustruji na případě lesů s dominancí borovice lesní u řeky Vltavy ve Středočeském kraji. Zájmová oblast se nachází přibližně mezi přehradami Orlík a Slapy. Průběžný empirický monitoring místních lesů ukazuje, že narušení způsobené suchem podpořilo mnoho druhů organismů. Je pozorován nárůst početnosti datlovitých, hlavně datla černého (*Dryocopus martius*), tedy typicky deštníkové skupiny (Roberge et Angelstam, 2006). Tento jev nutně souvisí s velkým množstvím borových souší. Narušené lesy nabídly atraktivní (pravděpodobně dočasné) prostředí otevřeného lesa,

s pestrou škálou osluněných strukturních prvků (např. stojící i ležící mrtvé dřevo, zlomy, vývraty, přeživší jedinci různých druhů dřevin, volné plošky bezlesí). Takové podmínky zvyšují rozmanitost hmyzu, např. saproxylických brouků a samotářských včel. Sledovaný nárůst početnosti konkrétní bioty v narušených lesích je komentován v Boxu 7.1.

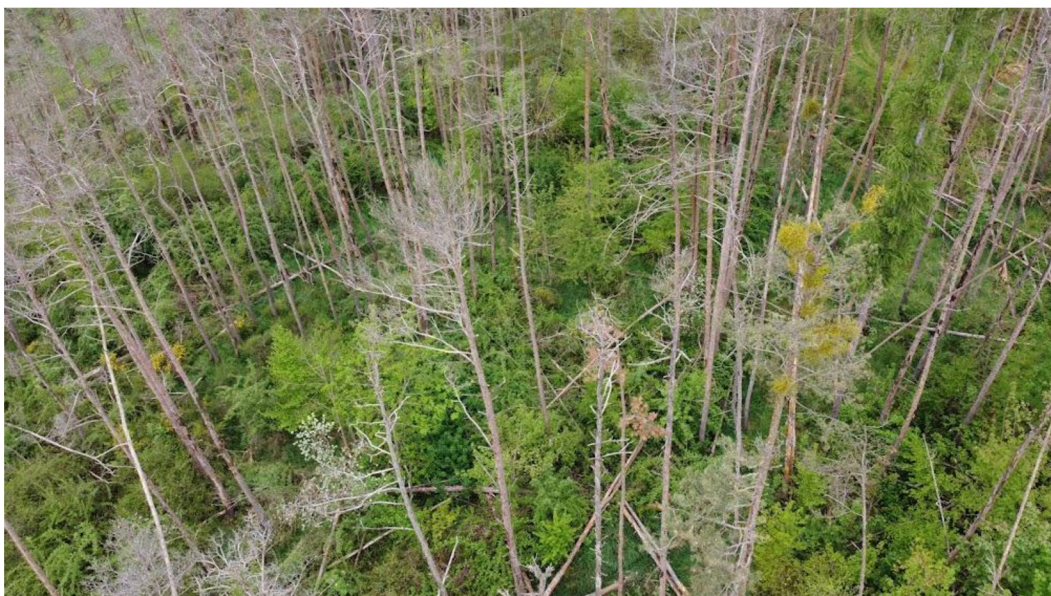
*Význam disturbancí v lesních porostech dobře ilustruje nárůst početnosti některých denních motýlů ve středním Povltaví. Početnost narůstá zejména u motýlů vázaných na ekotony a přechodové biotopy, případně světlé lesy. Návrat hnědáka kostkovaného (*Melitaea cinxia*) po téměř 30 letech, obří populace okáče strdivkového (*Coenonympha arcania*), rychle ubývajícího motýla (vymřel např. ve východních Čechách), výskyt soumračníka čárkovaného (*Hesperia comma*), motýla extenzivních pastvin, nebo všudypřítomný otakárek ovocný (*Iphiclides podalirius*) ukazují, že i les může být pro řadu motýlů biotopem. Přibývá i pozorování „lesních druhů“, tj. motýlů žijících v různých formách světlých lesů. Jedná se např. o ostruháčky (*Thecla betulae*, *Satyrrium w-album*, *Satyrrium pruni*), znatelný je nárůst početnosti perlet'ovce prostředního (*Arginnis adippe*), v roce 2021 byl v prosychajících lesích nově zastížen bělopásek dvouřadý (*Limentis camilla*). Proschnutí a s tím spojené prosvětlení porostů přineslo naději na přežití kriticky ohroženého okáče bělopásného (*Hipparchia hermione*), s velkou pravděpodobností by prospělo i okáči kluběnkovému (*Erebia aethips*), který ale v regionu vyhynul. Prosvětlení lesů zásadně zvýšilo i konektivitu prostředí, takže může docházet ke kolonizaci dalších lokalit. Všechny změny v biotopech jsou ve své podstatě efémerní a rychlé, je ale důležité, že probíhají ve velkém krajinném měřítku a umožňují druhům zvětšovat své areály výskytu a kolonizovat nové lokality, což je v současné době zřetelně pozorováno.*

Box 7.1 Citace: autorem textu je Martin Kysela (2021), osobní konzultace. Uvedená zjištění vycházejí z empirických pozorování a průběžného monitoringu. Text formálně revidován autorem disertační práce.

Dynamická přirozená obnova dřevin na mnoha místech akcelerovala (obr. 7.1). Příležitosti využil převážně dub zimní (*Quercus petraea*), ovšem podrost je rozmanitý, včetně nepříliš očekávaných druhů, např. třešně ptačí (*Prunus avium*), hrušně obecné (*Pyrus communis*) nebo jeřábu břeku (*Sorbus torminalis*).

Tento vývoj je s ohledem na vysokou populaci zvěře, včetně jelení, poměrně překvapivý. Přirozená obnova není všude stejně vydatná, ale většina porostů je strukturálně složitější a obsahuje znaky typické pro neobhospodařované lesy (stojící i ležící mrtvé dřevo, přeživší jednotlivé vzrostlé stromy, mladé stromky, keře atd.).

Bohužel dochází k poškozování některých dobře regenerovaných porostů (včetně přirozené obnovy) nahodilou těžbou, přípravou půdy a výsadbou.



Obr. 7.1 Obnova suchého borového porostu, Kamýk nad Vltavou.

Foto: Martin Kysela, 2021

Lesní porosty s uschlými borovicemi se jeví jako velmi vhodné pro retenci dědictví disturbancí. Jednak byly dosud poněkud přehlíženy z důvodu prioritizované těžby kůrovcem napadených smrků, a tak jejich přirozená obnova již probíhá. Rozklad mrtvého dřeva borovice je navíc poměrně rychlý, například oproti dubu až 1,6x (Bače et Svoboda, 2016), a proto opožděná těžba nedává ze dvou důvodů ekonomický smysl: dřevní hmota souší je již velmi nekvalitní a během růstu následného porostu přestane poměrně brzy představovat provozní překážku. Za další, borové lesy se často vyskytují na strmých svazích, které jsou obtížně přístupné jak pro techniku, tak pro veřejnost.

Kaňon Vltavy je vhodným územím pro začlenění částečné retence narušených porostů do mozaiky hospodářských a ochrannářských přístupů, kde lze vedle sebe aplikovat například dočasnou bezzásahovost a lesní pastvu v zájmu vzácné bioty (Kysela et al., 2021).

7.7 Doporučení pro částečnou retenci

Při retenci je třeba vzít v úvahu několik zásadních okolností. 1.) Abychom využili ekologické možnosti disturbancí, musíme zachovat biologické dědictví v časově a prostorově provázané síti (Kraus et Krumm, 2013), tedy nejen na izolovaných

zapomenutých místech. Biologicky důležité strukturní prvky lesů by měly vytvářet hrubý filtr v rámci krajinného matrixu (Hunter, 1999, 2005). 2.) Je potřebný diferencovaný přístup na krajinné úrovni. Retenci je vhodné soustředit do lesů s převažujícími zájmy ochrany přírody (chráněná území), lesů biologicky hodnotných již před disturbancí a do lesů v hůře přístupných lokalitách (např. kategorie lesů ochranných). Dále jsou pro daný koncept vhodné lesy ve vlastnictví státu, neboť v nich by měl být přirozeně zajišťován veřejný zájem bez dotčení soukromého vlastnictví. 3.) Na úrovni porostu by retence měla zabránovat vzniku rozsáhlých holosečí. V tomto smyslu je možným řešením mozaikovitá retence skupin souší s cílem plošné členitosti, a to tím spíše, že retence skupin stromů je i ekologicky opodstatněná (Vítková et al., 2018) a zohledňuje i bezpečnost provozu. 4.) Upřednostňovat lesní porosty s již existující přirozenou obnovou a rozvinutou sukcesí.

Stručná doporučení jsou uvedena v Boxu 7.2.

Kde preferovat částečnou retenci:

Lesy s převažujícími zájmy ochrany přírody

Lesy ve vlastnictví státu

Lesy s přirozenou obnovou

Nepřístupné lesy

Lesní porosty s méně hodnotnými sortimenty dřeva

Souše v rámci holín (pro zmírnění negativních účinků holoseče)

Jednotlivé souše uvnitř smíšených porostů

Kde se retence vyvarovat (nebo ji aplikovat se zvýšenou obezřetností):

Frekventovaná místa

Zabuřeněné porosty s nízkou sukcesní dynamikou

Lesní porosty s cennými sortimenty dřeva (v chráněných územích neopodstatněné)

Aktivní kůrovcové stromy (pokud ještě lze těžbou zabránit šíření)

Box 7.2 Provozní doporučení pro částečnou retenci

7.8 Závěr

Bezprecedentní přírodní disturbance evropských hospodářských lesů představují významnou příležitost ke zvýšení strukturální a biologické rozmanitosti homogenizovaných a biologicky degradovaných ekosystémů. Mělo by být proto částečně zachováno dědictví disturbancí. Situace je také příležitostí k efektivnější ochraně přírody,

oproštěné od příliš statických přístupů. Retence po narušení vyžaduje neobvyklé nástroje ochrany přírody, jako jsou dočasné rezervace v přechodných ohniscích biologické rozmanitosti. Částečná retence je klíčovým nástrojem ke zmírnění krize biodiverzity, ale i krize klimatické, neboť uhlík je v mrtvém dřevě fixován delší dobu než v produktech současného dřevozpracování (Profft et al., 2009), a také lesnické hospodářské a provozní krize.

Pro postdisturbanční retenci hovoří dosavadní vědecké poznatky o významu přírodních disturbancí pro biodiverzitu lesů i aktuální empirické zkušenosti z narušených hospodářských lesů v České republice. Jsou zapotřebí další vědecké studie, aby bylo možné hlouběji pochopit účinky disturbancí, reakci ekosystémů a optimalizovat hospodaření v lesích v rychle se měnících podmínkách. Hrozí však, že žádný narušený lesní porost brzy nezůstane nedotčen. Proto je nutné postupovat s předběžnou opatrností a činit odvážná opatření navzdory nedostatku znalostí. Současné aplikované řešení (tj. nahodilá těžba a rychlá, především umělá obnova) se svým účinkem omezuje na udržitelnost dřevoprodukční funkce lesů, ovšem není komplexním řešením v kontextu aktuálních velmi důležitých výzev – zastavení ztráty biodiverzity a zmírňování klimatických změn. Částečné zachování postdisturbančního biologického dědictví v evropské kulturní lesní krajině je plně v souladu s těmito výzvami.

Je potřeba hospodařit diferencovaně napříč krajinou. V centru pozornosti by měly být zejména lesy ve vlastnictví státu, lesy chráněné a lesy obtížně přístupné. V souladu s ochrannými snahami Evropské unie by měla být nahodilá těžba vyloučena či výrazně omezena v chráněných územích.

Retenci je velmi vhodné aplikovat jak v nepřístupných, tak v již přirozeně regenerovaných lokalitách. Souše by neměly být ponechávány v okolí stezek, vyhlídek a dalších frekventovaných míst, aby byla zajištěna bezpečnost veřejnosti. Neměly by se však brát v úvahu pouze izolované lokality, protože biologické dědictví po narušení a prvky strukturální diverzity lesa je nezbytné zajistit v propojené síti napříč krajinou. Na úrovni porostu by retence měla zabránit vzniku rozsáhlých holosečí. Pro segmentaci holin i pro zajištění bezpečnosti provozu a veřejnosti je proto primárně vhodná mozaikovitá retence skupin souší.

8. Minimum pro ochranu biologické rozmanitosti v českých lesích

Tato kapitola disertační práce je syntézou předešlých sedmi kapitol. Jde o zkrácenou a pro potřeby disertační práce upravenou verzi stejnojmenného popularizačního článku (Kjučukov et Svoboda, Lesnická práce 3/2018). Text předkládá minimální nároky na českou lesnickou praxi v zájmu ochrany biodiverzity, s oporou ve vědecké literatuře a autorských analytických výsledcích disertační práce.

8.1 Jaké biotopy chybějí a čím jsou eliminovány?

Nejen v hospodářských lesích, ale i v lesích chráněných území s mírným režimem scházejí jednak staré porosty a staré stromy (myšleno výrazně starší a mohutnější než mylně zralé), a dále struktury vzešlé z působení přírodních narušení – disturbancí, nazývané biologickým dědictvím disturbancí, především mrtvé dřevo (obzvláště mrtvé dřevo větších rozměrů, stojící i ležící, osluněné i zastíněné). Na tyto habitaty je vázán nespočet druhů organismů, např. saproxylický hmyz, dřevorožkladné houby, dutinové ptactvo, letouni a další. Pro jejich přežití je nezbytné, aby se popsané strukturní prvky a biologické dědictví (vlastní přirozeným lesům) vyskytovaly v krajině v provázané síti, tj. aby vytvářely základní kostru či tzv. hrubý filtr („coarse filter“). Tato síť by měla být tvořena rezervacemi (v prostředí České republiky velkoplošnými a maloplošnými chráněnými územími), potřebnými pro přežívání metapopulací ohrožených druhů, doplněnými mikrorezervacemi v hospodářských porostech pro umožnění šíření a migrace druhů. Takovou mikrorezervací může být například dopravně obtížně dostupný starý porost dřevin přirozené druhové skladby (ideálně s přítomností stadia rozpadu a mrtvého dřeva), nebo dokonce i jednotlivý biotopový strom (kupříkladu starý buk s dutinami ve smrkovém porostu). Popsané mikrorezervace bývají též označovány termínem nášlapné kameny (biodiverzity). Ve zrodu je také koncepce přechodných – dočasných rezervací v hospodářských porostech, kdy by kupříkladu po proběhnutí disturbancí byla vybraná část lesa s akumulací biologického dědictví a startující sukcesí ponechána bez zásahu. Po určité době (např. v pokročilejší fázi sukcese a při vzniku disturbance na jiném místě) by se tato přechodná rezervace vrátila do běžného hospodářského režimu, za současného vzniku dočasné rezervace jinde. Přechodné rezervace by mohly přirozenou dynamiku lesa a potřeby ohrožených druhů reflektovat do jisté míry lépe než některá maloplošná trvale

chráněná území, a spíše než nášlapným kamenům by byly podobné ledovým krám (tajícím a znovu vznikajícím).

Lesy, jež hojně obsahují zmíněné habitaty (ohniska disturbancí, mrtvé dřevo, staré stromy, doupné stromy, osluněné mezery apod.), nazývá vědecká literatura „old-growth forests“, ony habitaty pak často nesou název „old-growth elements“, „old-growth structure“ apod.; ustálené české ekvivalenty k těmto anglickým termínům doposud neexistují.

Onen tolik potřebný hrubý filtr habitatů či sít' *old-growth* elementů v hospodářských lesích bývají cíleně odstraňovány, neboť po staletí zakořeněné koncepce pěstování lesa vylučují z lesních porostů vše nekvalitní (nezdravé, poškozené, odumřelé, zlomené, přestárlé), nevyjímaje koncepce přírodě blízkých hospodářských postupů, které se sice zřikají holoseče a preferují využití přírodních procesů (především přirozené obnovy), ovšem v sanitární činnosti jsou neméně důsledné. Vedle nahodilé těžby, jež likviduje dědictví disturbancí, je vznik *old-growth* struktur znemožněn také periodickou celoplošnou obnovou porostů, v jejímž rámci minimum porostů a stromů zestárne natolik, aby se dané struktury vlastní starým lesům mohly vytvořit.

Biologická rozmanitost není ohrožena jen eliminací *old-growth* struktur nahodilou těžbou a z ekologického hlediska předčasnou obnovou porostů. Neméně závažným aspektem je též zánik faktoru prosvětlenosti a rozvolněnosti lesů, tolik běžného v přirozeně fungujících disturbovaných lesích, jakož i v kulturní předindustriální krajině; se světlými lesy ubylo mnoho druhů motýlů či světlomilných rostlin. Velké množství druhů organismů přichází o životní podmínky kvůli zásadnímu nedostatku starých osluněných stromů, které v minulosti byly v české krajině všudypřítomné (např. ve středních či pastevních lesích). Moderní lesní hospodářství v rámci optimalizace využití porostního prostoru pro dřevní produkci generuje porosty husté a tmavé, přičemž výrazné prosvětlení (snížení zakmenění), nemá-li pěstební (obnovní) opodstatnění, dokonce zakazuje lesní zákon. Tyto lesohospodářské postupy jsou z hlediska produkčních i řady tzv. mimoprodukčních funkcí lesa pochopitelné, ovšem svým důsledným a celoplošným uplatněním mají na strukturní a biologickou rozmanitost lesů výrazně negativní vliv. Toto konstatování neznamena výzvu k exploatačnímu předřování porostů či k podcenění zásad lesnické disciplíny ochrany lesa v hospodářských porostech. Jde o zdůraznění složitosti a komplexnosti lesa, kdy výlučná preference jednoho faktoru může vážně poškodit faktory jiné.

8.2 Ekologické lesnictví

Účelná ochrana biodiverzity vyžaduje kombinaci segregačních i integračních nástrojů, tj. jak existenci přírodních či přírodě ponechaných lesů, tak vědomou podporu strukturní komplexnosti hospodářského lesa. V tomto duchu vzniklo přibližně v 80. letech 20. století v Severní Americe tzv. ekologické lesnictví (*ecological forestry*, resp. *ecological silviculture*). Hlavním cílem ekologického lesnictví je emulovat režim přírodních disturbancí v dané lokalitě a zajistit odpovídajícím způsobem přítomnost biologického dědictví disturbancí a *old-growth* struktur ve svěřených porostech.

V krajinách dlouhodobě ovlivňovaných člověkem, jakou je i Česká republika, není často jednoduché přirozený režim disturbancí identifikovat. Relativně dobře je již popsána dynamika horských smrčín, kterou pravděpodobně determinuje smíšený režim disturbancí s událostmi menší i vysoké severity (zejména vichřice a gradace podkorního hmyzu). Stejně tak jsou úspěšně studovány evropské bučiny, kde byl rovněž zjištěn smíšený disturbanční režim, a to kombinace variabilních maloplošných událostí (vznik mezer), čas od času doplněných disturbancemi většího rozsahu.

8.3 Tradiční managementy

V některých lokalitách, zvláště v lesních ekosystémech nižších poloh, kde lidé hospodaří po tisíciletí, je složité přirozený režim disturbance definovat. Mnoho druhů organismů je v České republice ohroženo zánikem rozvolněných, prosvětlených lesních stanovišť, doplněných strukturními prvky starého lesa (např. celá plejáda ohrožených saproxylických druhů vyžaduje pro své přežití osluněné staré stromy). Je otázkou, do jaké míry a do jaké doby bývalo toto prosvětlení v lesích zajištěno přirozeně (požáry, vichřice, záplavy, působení velkých býložravců), či zda se ve větší míře rozvíjelo až působením člověka; podobná stanoviště do relativně nedávné minulosti existovala zásluhou zaniklých způsobů hospodaření (předně pařezení, zvláště ve formě středního lesa, a lesní pastva). Definování přirozené dynamiky nížinných lesů je také problematické s ohledem na diskutabilní podobu přirozené dřevinné skladby, prevenci požárů, regulaci vodních toků, nepřítomnost velkých býložravců apod. Objasnování přirozených režimů disturbancí (a jejich následné imitace) je kromě popsaných aspektů znesnadněno též přítomností invazních druhů, vysokými stavy spárkaté zvěře či změnami klimatu.

Vedle nástroje bezzásahovosti je tak rozhodně žádoucí pokusit se na vhodných místech nižších poloh o renesanci starých, tzv. tradičních způsobů hospodaření (střední

a nízký les, lesní pastva, ořez stromů – pollarding, na vhodných místech řízené vypalování), například v rámci péče o chráněná území. Je tedy potřebný i aktivní management (člověkem podmíněná narušení), přičemž hlavním a velmi urgentním nástrojem by mělo být uvolňování (zajištění oslunění) starých stromů.

8.4 Minimum pro biodiverzitu

Zaměříme-li se na skutečné minimum, které by měl lesní hospodář v zájmu ochrany biodiverzity vzít v úvahu, je nezbytné přemýšlet tvůrčím způsobem o těch přirozeně vznikajících lesních strukturách, které se mohou z hospodářského hlediska jevit nevyužitě, nadbytečně, či dokonce škodlivě a plevelně (viz Box 8.1).

Klíčové faktory pro ochranu (podporu) lesní biodiverzity v ČR

- Staré stromy (osluněné!)
- Mrtvé dřevo (silné!)
- Disturbance (biologické dědictví)
- Prosvětlení (přirozené disturbance a jejich emulace – spíše vyšší polohy, aktivní management – spíše nižší polohy)

Tyto klíčové faktory spolu vzájemně souvisejí. Staré stromy mohutní a postupně se stávají silným mrtvým dřevem. Jejich existence je umožněna bezzásahovostí (segregovaná v rezervacích, integrovaná v hospodářském lese). Staré stromy a mrtvé dřevo poskytují pestrou nabídku cenných biotopů. Atraktivitu těchto biotopů v řadě případů výrazně zvyšuje oslunění. Disturbance (narušení) zanechávají biologické dědictví a způsobují prosvětlení (oslunění). Ve středních a vyšších nadmořských výškách je prosvětlení generováno primárně přirozenými disturbancemi a jejich emulací při hospodaření, v nížinných lesích je nutné počítat s aktivním managementem – prosvětlení historicky podmíněné člověkem.

Box 8.1 Klíčové faktory pro ochranu lesní biodiverzity

Z ekonomického hlediska je výhodou, že velmi často bývá to biologicky nejhodnotnější dřevo zároveň tím nejméně kvalitním ve smyslu produkčním. Je potřebné usilovat o diverzitu managementu i prostředí. Na vhodných místech je patřičná renesance lesa středního a nízkého, dost možná s ekonomickou výhodností.

Časově i prostorově kontinuální výskyt struktur a prvků přirozeného lesa, využití a imitace přírodní dynamiky, jsou pro ochranu biodiverzity v hospodářském lese

zásadními nástroji. Ochrana ohrožených druhů a biotopů v našich podmínkách je nevyhnutelně spojena se zachováním biologického dědictví přirozených (resp. přirozeně fungujících) lesů. S ohledem na dlouhodobé ovlivnění přírody člověkem (zvláště v nižších polohách) však nelze zapomínat ani na biologické dědictví kulturní, předindustriální krajiny. Úplné jádro tkví ve čtyřech termínech: staré stromy, mrtvé dřevo, disturbance, prosvětlení.

9. Ekologické lesnictví

Tato část disertační práce předkládá odborný metodický podklad pro aplikaci severoamerického konceptu ekologického lesnictví v České republice.

9.1 Úvod

Ekologické lesnictví (*ecological forestry* či *ecological silviculture*), v jisté době nazývané též *new forestry* (Franklin, 1989), vzniklo a je rozvíjeno v Severní Americe (Franklin 1989; Seymour et Hunter, 1992; Franklin et al., 1997). Velmi zjednodušeně řečeno, jde o napodobování dynamiky přirozeného lesa při lesnickém hospodaření; odtud též další užívaný výraz *natural dynamics silviculture* (Aszalós et al., 2021). Výraz *ekologické lesnictví* patrně poprvé použili Spurr et Cline (1942), ovšem Batavia et Nelson (2016) upozorňují, že v dané době šlo o spíše utilitární myšlenku, vycházející z úvahy, že napodobování přírody přinese vyšší výnos než intenzivní management. Zde je patrná paralela s ekonomicky motivovanými kořeny nepasečného hospodaření ve střední Evropě (Remeš, 2018). Kontext eticky opodstatněného vnímání lesa jako komplexního, integrovaného systému a zohlednění ochrany biodiverzity vnesl do problematiky ekologického lesnictví Franklin (1989). Moderní ekologické lesnictví je generované souběžným rozvojem ekologické vědy a ochránářské etiky (Sample, 2018) a tvoří alternativu k přístupům cílícím primárně na produkci komodit (D'Amato et Palik, 2021). Jde o lesnický přístup založený především na emulaci přirozených disturbancí, retenci tzv. biologického dědictví a zachování ekologicky patřičných časových intervalů mezi zásahy (Batavia et Nelson, 2016; Palik et al., 2020; Gresh et Courter, 2021). S ohledem na klíčový koncept napodobování přirozených disturbancí se některé formy ekologického lesnictví nazývají přímo *natural disturbance-based forestry* (Keeton, 2006).

Napodobování režimu přirozených disturbancí, které v daném regionu předcházely antropogenním změnám krajiny, vychází z předpokladu, že původní druhy organismů se vyvíjely v určitém disturbančním režimu, a přečkají proto snáze lidské hospodářské zásahy, pokud tyto zásahy emulují klíčové charakteristiky přirozených disturbancí (Seymour et Hunter, 1992; Hunter, 1999). Významným impulzem pro promyšlení tohoto předpokladu v severoamerickém prostředí byla obnova lesních ekosystémů po erupci sopky Mount St. Helens v roce 1980 (Franklin et Donato, 2020).

9.2 Základní principy

Zatím nejucelenější publikací o ekologickém lesnictví je kniha *Ecological Silviculture* (Palik et al. 2020), obsahující též konkrétní ukázky a doporučení pro lesnickou praxi. Autoři upozorňují, že koncept ekologického lesnictví není přesným a vyčerpávajícím návodem, ovšem je důležitý svými principy, na jejichž základě by se mělo přistupovat k různým ekosystémům. Za hlavní principy ekologického lesnictví Palik et al. (2020) považují tyto:

- **kontinuita** (struktur, procesů a bioty daného stanoviště před těžbou a po těžbě)
- **komplexnost a diverzita** (vytváření a ochrana strukturální a kompoziční komplexnosti na celé prostorové škále při všech lesnických zásazích)
- **načasování** (lesnických zásahů v ekologicky patřičných intervalech, vycházejících z režimu přirozených disturbancí, tak aby se v ekosystému vyvinuly klíčové strukturní prvky)
- **kontext** (plánovat lesnické činnosti v kontextu krajinného měřítka)

Opodstatnění uvedených principů a výběr hlavních lesnických nástrojů k jejich uplatnění jsou uvedeny v tabulce č. 9.1, jež je převzata a upravena z D'Amato et Palik, 2021 a Palik et al. 2020:

Principy ekologického lesnictví a jejich opodstatnění	Praktické nástroje ekologického lesnictví k zachování základních principů
Kontinuita Přežití druhů vyžadujících podmínky starých porostů (Franklin et al., 1997) Větší diverzita zdrojů potravy a energie (Fedrowitz et al., 2014) Velké souše a mrtvé dřevo pro saproxylické a dutinové druhy (Lindenmayer et al., 2012)	Variabilita těžebních postupů (Gustafsson et al., 2012) se zachováním: poškozených jedinců, skupin dospělých stromů, diverzity dřevinné skladby a forem zápoje, velkých odumřelých stromů. Ochrana přirozené obnovy během těžeb (Bergeron et Harvey, 1997) Zajištění přítomnosti mrtvého dřeva strategickým rozmístěním ponechaných porostů a skupin stromů (Rudolphi et al., 2014) Úmyslná retence a ochrana post-disturbančních struktur (např. ohořelých či vyvrácených stromů) během nahodilé těžby (Thorn et al., 2020)

<p>Komplexnost a diverzita</p> <p>Diverzita habitatu a nik (Carey, 2003)</p> <p>Stromy různých rozměrů</p> <p>Mrtvé dřevo v různých stádiích rozkladu</p> <p>Prostorová heterogenita živého porostu</p> <p>Stromový a keřový podrost</p>	<p>Těžby s variabilní densitou pro vytvoření a ochranu mozaiky rozdílných úrovní zápoje a dostupnosti zdrojů na porostní úrovni (Roberts et Harrington, 2008)</p> <p>Usmrcování stromů pro aktivní zajištění mohutného mrtvého dřeva</p> <p>Tvorba velkých mezer s retencí „dědictví“ při výběrných a nepravidelných clonných těžbách (Raymond et al., 2009)</p>
<p>Načasování</p> <p>Příležitost pro druhy s pomalejším vývojem (Bartels et al., 2018)</p> <p>Habitaty pro specialisty mohutných stromů (živých i odumřelých) (Roberge et al., 2018)</p>	<p>Prodloužení obnůtí (Curtis, 1997)</p> <p>Prodloužení těžebních intervalů pro zvýšení trvání existence dlouhověkých dřevin; permanentní retence „dědictví“ v porostech obhospodařovaných výběrně</p>
<p>Kontext</p> <p>Konektivita napříč krajinou a gradienty habitatů (Montigny et MacLean, 2006)</p> <p>Refugia (Hunter, 2005)</p> <p>Diverzita struktur a skladby lesa v krajinném měřítku (Kuuluvainen et Grenfell, 2012)</p>	<p>Strategická zonace hospodářské intenzity napříč regiony a vlastnickými poměry, s využitím například TRIAD systému (Seymour et Hunter, 1992), pro zahrnutí:</p> <p>bezzásahových rezervací</p> <p>intenzivně obhospodařované (komerční) oblasti</p> <p>extenzivně obhospodařované oblasti s aplikací ekologického lesnictví</p>

Tab. 9.1 Převzato a upraveno dle: D'Amato et Palik, 2021 a Palik et al., 2020

Franklin et al. (2007) vymezil základní principy ekologického lesnictví poněkud odlišně, ale v podstatných ohledech obdobně; autorem části komentářů (ad 1, ad 2, ad 3) je Miroslav Svoboda (osobní konzultace, nepublikováno):

- 1.) Porozumění významu biologického dědictví, které vzniká v ekosystému po disturbanci, a zahrnutí tohoto dědictví do systému hospodaření, především při nahodilých a úmyslných těžbách.
- 2.) Rozpoznat význam procesů samovolného vývoje porostu po disturbanci, především mortalitu stromů na úrovni jedinců a její roli při vytváření heterogenity porostu, a zahrnutí těchto procesů do výchovy porostů.
- 3.) Rozpoznat význam regenerace porostu po disturbanci, ať už přirozené nebo umělé (těžba), pro vývoj komplexity lesního ekosystému (jak z hlediska procesu, tak z hlediska času) a zahrnout tyto poznatky do plánování managementových zásahů.

Ad 1.) Zahrnutí managementu biologického dědictví disturbancí do systému těžebních zásahů je první klíčový princip ekologického lesnictví. Toto biologické dědictví zahrnuje důležité strukturní prvky z existujícího porostu, jako jsou například staré stromy velkých dimenzí, odumírající stromy, souše a ležící tlející dřevo, vývrátové kupy apod. Strukturní prvky ve většině případů alespoň částečně přetrvávají jako dědictví i v případě velmi intenzivní disturbance. Zároveň mají důležitou roli z hlediska přirozeného prostředí různých druhů a výrazně ovlivňují prostředí a vývoj porostu po disturbanci. Jakmile jsou tyto prvky jednou z porostu odstraněny, není dlouhodobě možné je obnovit. Vyjmenované strukturní prvky zásadně, přímo i nepřímo, ovlivňují úroveň biologické diverzity v lese, a proto je logicky jejich management pro ekologické lesnictví klíčový.

Ad 2.) Zahrnutí přirozených procesů vývoje porostu, včetně lokálních disturbancí, do výchovných zásahů. Management již existujících porostů s cílem udržet nebo obnovit strukturální a kompoziční heterogenitu je druhým základním principem a cílem ekologického lesnictví. Netradiční využívání výchovných zásahů je jednou z cest k dosažení tohoto cíle. V případě ekologického lesnictví je cílem výchovných zásahů vytvoření strukturální a kompoziční heterogenity spíše než zaměření na přírůst a kvalitu vybraných jedinců, jak je tomu u standardních systémů hospodaření. Mezi konkrétní cíle takto uplatňovaných výchovných zásahů, které jsou v souladu s procesy přirozeného vývoje porostu, patří:

- výchovné zásahy zaměřené na rozvoj stromů velkých dimenzí a biotopových stromů,
- výchovné zásahy s proměnlivou intenzitou ke stimulování horizontální heterogenity porostu,
- výchovné zásahy zaměřené na podporu kompoziční heterogenity (druhovú skladba),
- vytváření porostních mezer na podporu rozvoje vertikální a horizontální heterogenity a na podporu rozvoje přirozené obnovy.

Lokální disturbance způsobené např. větrem, sněhem, zvěří, hmyzem nebo houbovými chorobami doplňují procesy přirozeného vývoje porostu (takovým procesem je především mortalita stromů v důsledku konkurence o zdroje). Z tohoto důvodu musí v případě ekologického lesnictví výchovné zásahy zahrnovat analogii k disturbancím, podobně jako standardní výchovné zásahy jsou analogií mortality stromů v důsledku konkurence.

Výchovné zásahy s proměnlivou intenzitou, **variable density thinning** – „VDT“ nebo **variable retention harvesting** – „VRH“, jsou jedním ze způsobů, jak napodobit

oba zmiňované procesy. V rámci tohoto typu výchovného zásahu existují bloky stromů, které jsou nedotčené zásahem, bloky stromů, kde byl proveden intenzivní zásah (porostní mezera) a bloky stromů, kde byl proveden zásah se střední intenzitou. Výsledkem je mnohem větší prostorová variabilita v hustotě stromů, a následkem toho také větší strukturní a kompoziční variabilita.

Ad 3.) Umožnění dostatečné doby regenerace ekosystému mezi těžebními zásahy.

Třetím principem ekologického lesnictví je dostatečná doba regenerace porostu mezi jednotlivými těžebními zásahy. Důvodem tohoto kroku je umožnění rozvoje komplexní strukturální a kompoziční heterogenity porostu. V případě ekologického lesnictví míra vývoje cílových strukturních prvků v porostu zásadně ovlivňuje tuto dobu obnovy a plánování dalších těžebních zásahů. Tento základní princip ekologického lesnictví bude pravděpodobně v rozporu s tradičním způsobem plánování těžebních (managementových) zásahů v klasických systémech hospodaření.

9.3 Hrubý filtr biologického dědictví v krajině a systém TRIAD

Biologické dědictví, které zůstává v ekosystému po odeznění disturbance, je velmi důležité pro následnou obnovu ekosystému po disturbanci (Lindenmayer, 2006; Franklin et al., 2007). Kontinuální udržování biologického dědictví v lesích by mělo vytvářet základní tzv. *coarse filter* (Hunter, 1999), tj. hrubý filtr v člověkem využívané krajině, resp. v lesích s managementem. Nezbytná je síť velkých rezervací, jakož i vytvoření tzv. mikrorezervací v porostech, jež zvyšují rezilienci lesních ekosystémů a podporují zmíněné velké rezervace. Síť mikrorezervací se rozvíjí různorodost struktury lesů a dostupnost mikrohabitatů (Mason et al., 2015). Zmíněnou mikrorezervaci můžeme vnímat na úrovni jednotlivého habitatového stromu, skupiny stromů i celého porostu. Je doporučováno mikrorezervace vyčleňovat na dostatečně velké ploše, např. v bučině alespoň 0,5 ha, protože zajištění dostatečné plochy a konektivity habitatu (mikrohabitatu) snižuje negativní okrajový efekt (Mason et al., 2015). Při posuzování biotopu a při vyhodnocování ekonomického a ekologického potenciálu konkrétního stromu lze využít metodu Marteloscopes (Kraus et al., 2016).

Dosavadní poznatky ukazují na vhodnost promyšleného rozdělení krajiny do tří typů managementu – systém TRIAD (triáda; viz též tab. 9.1):

- intenzivní (produkční) hospodaření
- ekologické (integrativní, přírodě blízké) hospodaření
- neobhospodařované (bezzásahové) lesy pro rozvoj plně přírodního prostředí

(Seymour et Hunter, 1992).

Systém triády vykazuje určité slabé stránky; je vhodný spíše pro souvislé lesnaté oblasti a představuje riziko částečné izolace ekologicky hodnotných území (Krumm et al., 2020). Přesto je považován jak z hlediska produkce, tak z hlediska ochrany biodiverzity za efektivnější než plošná aplikace jednoho typu hospodaření, byť i přírodě bližšího (Ranius et Roberge, 2011; Nagel et al., 2017).

9.4 Ekologické lesnictví a adaptace na klimatickou změnu

D'Amato et Palik (2021) obhajují čtyři základní principy ekologického lesnictví (kontinuita, komplexnost a diverzita, načasování, kontext) nejen z důvodů ekologických, ale též z hlediska jejich využitelnosti pro adaptaci na globální klimatickou změnu. Pro tento předpoklad uvádějí následující argumenty (převzato a upraveno dle D'Amato et Palik, 2021; Palik et al., 2020):

Kontinuita

- o zachování podmínek pro přirozenou obnovu v době nejistoty (Swanston et al., 2016)
- o zlepšení environmentálních podmínek stanoviště, například zastíněním podrostu a přítomností tlejícího dřeva (Park et al., 2014)
- o ochrana genetické diverzity (Buchert et al., 1997)
- o zachování ekologické paměti (Johnstone et al., 2016)

Komplexnost a diverzita

- o snížení náchylnosti k disturbancím (Churchill et al., 2013) prostřednictvím:
 - prostorové variability hořlavé biomasy, výškové heterogenity ve vztahu k větru, dřevinné diverzity ve vztahu k hmyzu a chorobám, heterogenity velikosti stromů ve vztahu k škůdcům a toleranci ke stresu
- o mnohočetné obnovní a vývojové dráhy (Boisvert-Marsh et al., 2020) s ohledem na diverzitu zdrojů semen a zachovalé přirozené obnovy
- o narůstající hojnost ekologických funkcí vyvažující úbytek druhů (Messier et al., 2019)
- o vysoká úroveň potenciálu mitigace (ukládáním uhlíku) oproti intenzivním lesnickým formám (Ford et Keeton, 2017)

Načasování

- o dlouhodobá podpora adaptačních alternativ díky přítomnosti stávajících druhů dřevin horní etáže (Depardieu et al., 2020)

- dlouhodobé zlepšování extrémních podmínek podrostu (Martinez Pastur et al., 2019)
- snížená pravděpodobnost sloučeného vlivu těžby a dalších stresorů či disturbancí (Paine et al., 1988)
- akumulace uhlíku (D'Amato et al., 2011)

Kontext

- snížení rizika působení stresorů (sucha) a disturbancí (hmyz, oheň, vítr) na krajinné úrovni (Seidl et al., 2018)
- široká škála adaptačního potenciálu (Park et al., 2014)
- širší škála podmínek pro přirozenou obnovu nových druhů díky lokální a krajinné strukturální heterogenitě (Messier et al., 2015)
- tvorba funkční sítě prostřednictvím strategického zachování a zavádění v budoucnu adaptovaných druhů napříč krajinou (Messier et al., 2019)

Ekologické lesnictví plně zapadá do kontextu aktuálně rozvíjených adaptačních strategií, které apelují na podporu multifunkčnosti lesů, variabilitu prostředí i managementu (Rotter et al., 2021). Jelikož ekologické lesnictví je založeno na imitaci přirozených disturbancí a retenci jejich biologického dědictví, je z hlediska mitigace globální klimatické změny důležité, že přirozená dynamika starých a disturbovaných lesů má pozitivní vliv jak na biodiverzitu, tak na sekvestraci uhlíku (Mikoláš et al., 2021). Ekologické lesnictví tak může přispívat nejen k adaptaci lesů a hospodaření na klimatickou změnu, ale i ke zmírňování efektů této změny.

9.5 Základní doporučení pro uplatnění ekologického lesnictví ve středních a vyšších polohách České republiky

9.5.1 Imitovaný disturbanční režim

Při tvorbě doporučení pro uplatnění ekologického lesnictví v České republice (ČR) se disertační práce zaměřuje na střední a vyšší polohy, respektive na lesy s potenciální dominancí buku lesního (*Fagus sylvatica*), neboť takové lesy by v ČR převažovaly, pokud by člověk nezměnil dřevinnou skladbu (Průša, 2001). Zároveň jsou přirozené lesy středních a horských poloh Evropy (bučiny a smrčiny) poměrně dobře prozkoumány z hlediska jejich disturbančního režimu. V nížinných lesích s dominancí dubů (*Quercus sp.*) není zatím přirozený režim disturbancí jasně definován, především z důvodu dlouhodobého vlivu člověka (Aszalós et al., 2021).

Dosavadní znalosti o přirozených disturbancích evropských lesů shrnuje ve své studii Aszalós et al. (2021). Z této studie vyplývá, že v temperátní zóně je hlavní příčinou narušení vítr. Škála intenzity, severity a reziduálních postdisturbančních struktur je přitom velmi variabilní a široká. Zřejmé nicméně je, že po disturbancích, a to i po těch silných, většinou přežívá část původního porostu. Nejsilnější disturbance se objevují v delším časovém intervalu – častější jsou narušení malé intenzity. V rámci nastíněné variability se tak v přirozených lesích na krajinné úrovni téměř vždy část porostů dožívá velmi vysokého stáří, s rozvojem komplexní struktury tzv. *old-growth* lesů. Orientační kategorizace evropských disturbancí dle jejich intenzity, severity a podílu přeživších struktur uvádí tabulka 9.2 (Aszalós et al., 2021).

Typ disturbance	Rozsah (m ²)	Frekvence (roky)	Reziduální struktury (podíl přeživšího porostu) (%)
Vysoká severita	10 ⁴ – 10 ⁷	150-1000	0-25
Střední severita	200-10 ⁶	100-500	25 -75
Nízká severita, rozptýlený efekt	200-10 ⁶	10-100	75-90
Nízká severita, agregovaný efekt (mezery)	20-200	1-10	80-85

Tab. 9.2 Kategorie přirozených disturbancí v evropských lesích. Rozsahem se rozumí plocha zasažená jednou událostí. Interval vyjadřuje počet let mezi dvěma podobnými událostmi, reziduální struktura představuje zbytkovou přeživší biomasu dřevin vztahenou k ploše. Převzato a upraveno z: Aszalós et al., 2021.

Pro aplikaci metod ekologického lesnictví ve středních a vyšších polohách je relevantní uvažovat přirozený režim disturbancí bučin. Výzkum evropských pralesů s převahou buku popisuje tento režim jako smíšený, s existencí průběžných maloplošných disturbancí, doplněných v delším časovém intervalu disturbancemi střední a vysoké severity (Frankovič et al., 2021).

Palik et al. (2020) uvádí pro ekologické lesnictví imitující režim disturbancí mírné a smíšené severity, tedy režim uplatnitelný v ČR, tato základní doporučení:

Režim mírných disturbancí se vznikem porostních mezer (gap-scale)

- tvorba prostorově heterogenní mozaiky strukturních a kompozičních podmínek na porostní a krajinné úrovni
- skupinově výběrná obnovní těžba na podporu různověkových porostů
- retence dědictví živých stromů a mrtvého dřeva jako integrální součást všech těžeb, včetně retence velkých úrovnových stromů a pokáceného nebo odumřelého dřeva uvnitř vytěžených mezer (skupin)
- tvorba škály velikosti vytěžených mezer
- obnovní těžba podporující celé spektrum dřevinné skladby
- vyznačení a ochrana významných stromů napříč porosty a krajinou
- dlouhodobý přechod od inerciálních nástrojů cílících na navýšení prostorové heterogenity až k skupinové těžbě ochraňující vnitroporostní mozaiku vývojových stadií a struktur

Režim disturbancí se smíšenou severitou

- retence disturbančního dědictví variabilního mezi porosty a v rámci krajiny
- těžba s variabilní retencí
- iniciace ploch bezlesí různé délky trvání namísto neprodleného plného zalesnění
- při umělé obnově užívat nižší hustotu výsadby
- zajištění obnovy celého dostupného spektra dřevin
- variabilní probírka v mladých porostech zahrnující husté i rozvolněné plochy a mezery, s ochranou habitatových stromů
- ve stejnověkových a zralých porostech může být uměle tvořeno chybějící mrtvé dřevo
- zásadně delší intervaly mezi obnovními těžbami by měly být spíše normou než výjimkou, z důvodu zajištění rozvoje podmínek závisejících na starých stromech
- variabilita a heterogenita.

Přirozené temperátní lesy se vyznačují nepravidelným a nerovnovázným rozdělením věku a zápoje dřevin, určeným disturbančním režimem (např. Nagel et al., 2014; Kraus et Krumm 2013). Ukazuje se rovněž, že nejen stanovištní podmínky, ale právě i disturbanční režim má vliv na koexistenci dřevin, typ smíšení porostu apod. (Nagel et al., 2014). V bučinách musíme kromě tzv. malého vývojového cyklu brát v úvahu právě i středně silné disturbance (Podlaski, 2008) a silné disturbance (Frankovič et al., 2021). Středně silné disturbance ve smíšených lesích s převahou buku si lze představit jako

silnější ztrátu zápoje porostu od cca 20 % ztráty v časovém intervalu přibližně jednou za 100 let až po cca 50 % ztrátu zápoje v časovém intervalu jednou za 400-500 let (viz obr. 9.1). Přes tato zjištění je stěžejním „disturbančním vzorem“ pro ekologické hospodaření českých středních poloh dynamika maloplošných událostí. Velmi důležitá je však **nepravidelnost a variabilita**.



Obr. 9.1 Ukázky středně silné disturbance ve dvou rezervacích s převahou buku (Slovinsko)

Foto: Nagel in Kraus et Krumm, 2013

Klíčovým „těžebně – imitačním“ nástrojem (těžbou imitující přirozenou disturbance v předemných podmínkách) je jednotlivě a skupinově výběrná těžba – **skupinový výběr**, odpovídající na porostní úrovni dynamice ztráty zápoje do 10% za decennium (Nagel et al., 2014). Středně silné disturbance mohou být imitovány nepravidelnou clonnou sečí s retencí, tj. clonnou sečí s nepravidelnou intenzitou a hustotou, s ponecháním vybraných částí a struktur původního porostu (Palik et al., 2020). Na základě poznatků o vzniku malých mezer v přirozených lesích doporučují, aby převážná většina vytvářených mezer byla menší než 500 m² (Rugani et al., 2013); výměra skupinové těžby do 0,05 ha je například aplikována též v rámci metody SCI (*Structural Complexity Enhancement*) (Kjučukov et al., 2019), vyvíjené profesorem Keetonem ve Vermontu (USA), v listnatých lesích amerického severovýchodu, podobných svou dynamikou evropským temperátním lesům. Aszalós et al. (2021) rozlišuje mezery vzniklé disturbancemi s nízkou severitou od výměry 200 m². Světlé mezery jsou důležité pro stín méně snášející dřeviny; např. javor (*Acer sp.*) vyžaduje světliny o výměře alespoň 400 m², aby se dostal do hlavní korunové vrstvy (Nagel et al., 2010). Podstatné je, aby při těžbě bylo zachováno či

vytvářeno tzv. biologické dědictví disturbance, tj. je nutno aplikovat záměrnou retenci struktur, které by v ekosystému přirozeného lesa setrvaly po narušení. Je třeba věnovat pozornost a priori tomu, co v lese po těžbě zůstane, nikoli jen tomu, co se z lesa odebírá (Gustafsson et al., 2012), čímž se ekologické lesnictví využívající výběrnou těžbu odlišuje od konvenčního výběrného hospodářského způsobu (Mori et Kitagawa, 2014).

9.5.2 Retence - kontinuita

Při snaze o posílení strukturální diverzity lesa je vhodné zaměřit se zejména na variabilitu výčetní tloušťky stromů v porostu, přítomnost stromů s výčetní tloušťkou větší než 40 cm, variabilitu porostní výšky, variabilitu ležícího a stojícího mrtvého dřeva, zastoupení různých stupňů rozkladu biomasy, diverzitu druhů dřevin, a to i v přirozené obnově (Storch et al., 2018). Za efektivní způsob zajištění škály mrtvého dřeva v ekologicky obhospodařovaném lese je považována dlouhodobá retence jednotlivých stromů, skupin stromů a již existujícího mrtvého dřeva (např. souší, hrubých zbytků dřeva, vyvrácených, zlomených a osluněných stromů), jakož i umělá tvorba mrtvého dřeva (Vítková et al., 2018). Obecně lze doporučit kombinovat rozptýlenou a shlukovitou retenci (Kraus et Krumm, 2013).

Velmi důležité jsou stromy s již vyvinutými mikrobiotopy (dutiny, mrtvé dřevo v koruně, plodnice hub apod.); četnost a diverzita mikrobiotopů jsou významně spojeny s pestrou dřevinnou skladbou a přítomností rozměrných souší (Kozák et al., 2018). Pro výběr biotopových stromů, jejichž biologická hodnota je vyšší než ekonomická, byla zpracována metodika Marteloscopes (Kraus et al., 2016).

Retenci lze nastavit též na základě konkrétních kvantitativních charakteristik; např. může být rozhodnuto o ponechání všech stromů o určité výčetní tloušťce a silnějších, všech stromů určitého věku a starších apod.

Specifickým biotopem jsou vývraty, resp. vývratové jámy a kupy (*pit – mound*). V hospodářském lese bývají tradičně eliminovány (uříznutí a odvoz kmene, načež se pařez s kořenovým balem často samovolně či s pomocí těžaře „zaklapne“ zpět). Výzkum přirozených lesů naznačuje netušený význam vývratové (disturbanční) dynamiky (*pit-mound dynamics*), jež může kontrolovat pedodiverzitu (rozložení půdních typů) v lese (Šamonil et al., 2014). Vývratové jámy a kupy jsou specifickými biotopy, které svým mikrorelíefem, kombinací eroze a sedimentu, jakož i mikrostanovištními podmínkami, kontinuálně ovlivňují růst a přirozenou obnovu stromů (Šebková et al., 2012).

9.5.3 Umělá tvorba struktur (zejména mrtvého dřeva a mikrohabitatů)

V homogenních porostech mladšího věku může panovat nedostatek přirozeně vzniklých habitatových stromů, mrtvého dřeva a dalších struktur, které se přirozenou cestou v prostředí objeví až za dlouhou dobu, což znamená „výpadek“ biotopu pro velké množství organismů. Chceme-li tento dluh zmírnit, mohou být některé struktury uměle vytvořeny samostatným zákrokem nebo při těžbě. Takovými metodami jsou například (viz obr. 9.2):

- kroužkování, tj. vytvoření stojící souše obvodovým proříznutím kambia živého stromu
- těžba stromu vyvrácením (pomocí lana a traktoru), načež je strom nebo jeho bazální část s vývratovou kupou ponechán na stanovišti
- ponechání silných korunových větví po těžbě stromu na stanovišti (rozprostřeně či soustředěných na hromadu)
- vytváření mikrohabitatů na ekonomicky méně hodnotných stromech (vývrt otvoru, vytvoření zlomu apod.); takto je možné připravit již relativně mladé jedince
- tvorba vysokých pařezů při těžbě
- umístit do porostu kmen (či jeho část) k zetlení, dovezený z jiné lokality
- záměrné poškození (rozbití homogenní struktury) porostu stromů nasměrovaným pádem těžného stromu.



a) ponechání báze vyvráceného kmene



b) ponechání vysokých pařezů a hromad klestu

Foto: Kjučukov, 2020 (ČR)



c) výběrná těžba a uměle vyvrácený strom d) souše vytvořená kroužkováním

Foto: Kjučukov, 2018 (USA)

Obr. 9.2 Příklady umělé tvorby biotopových prvků

9.5.4 Prostorová variabilita

Základními těžebními postupy jsou:

- *jednotlivě výběrná těžba*
- *skupinově výběrná těžba*
- *nepravidelná clonná seč*
vše s retencí.

Zásahy je nutné kombinovat tak, aby lesní prostředí vykazovalo nejen vertikální, ale i horizontální heterogenitu.

Zvláště v homogenních, biologicky a strukturálně ochuzených porostech je vhodné využít každý biotopový prvek (habitatový strom, existující mrtvé dřevo, vývrátové jámy a kupy apod.) jako východisko obnovy, kdy se těžební zásah orientuje např. na oslunění daného habitatového stromu, čímž je imitována přirozená disturbance s retencí biologického dědictví.

Mladé stejnověké monokultury lze diverzifikovat výchovnými zásahy (probírkami) s proměnlivou intenzitou. Cílem je zvýšení biologické hodnoty (podpora biotopů) a strukturní diferenciaci těchto porostů. To je důležité z hlediska prevence plošného rozpadu těchto porostů během následujících desetiletí.

Obnova porostu dřevin po těžbě (po imitaci disturbance) by měla být co nejvíce ponechána přirozenému sukcesnímu procesu, se zohledněním co nejširšího spektra domácích dřevin. Z důvodu maloplošného a podrostního charakteru zásahů se nepředpokládá kolize se zákonnými lhůtami pro zalesnění. Při užití umělé obnovy (např. z důvodu potřeby úpravy dřevinné skladby) by měla být tato realizována nepravidelně. Lze kombinovat hloučkovitou a rozvolněnou výsadbu či síji směsi dřevin o nižších hektarových počtech. Výsadba by neměla probíhat „od okraje k okraji“ obnovní plochy. Pestrosti prostředí prospějí plošky ponechané bez výsadby. Z části půjde i o plochy ponechaných (mikro)biotopů – ležících stromů či jejich částí, mokřin a dalších přirozených bezlesí, vývratových jam a kup atd.

9.5.5 Načasování

V rámci prostorové mozaiky je potřebné výrazně prodloužit dobu obmýtí u vybraných porostních skupin, skupin stromů a jednotlivých stromů, na podporu rozvoje strukturních prvků starých lesů (Palik et al., 2020). Tento filtr bude simulovat ty části přirozených lesů, jimž se daří přečkat menší disturbance a dočkají se svého fyziologického stáří nebo silnější disturbance (v přirozených lesích s převahou buku může tento interval trvat až 500 let). Dynamika mezer (menších disturbancecí o intenzitě narušení zápoje do 10% za decennium, tzv. *background mortality*) bude imitována výše popsanými těžbami výběrného či podrostního charakteru v nepravidelném uspořádání.

9.6 Rámcová směrnice pro aplikaci ekologického lesnictví na území „Samechov“, LČR s.p., Lesní závod Konopiště

9.6.1 Preambule

Demonstrační území Samechov se zakládá coby nezávazný záměr Lesního závodu Konopiště, aplikovat na jasně definované ploše způsob hospodaření vycházející z koncepce tzv. ekologického lesnictví. Hlavním cílem je modifikovat hospodaření tak, aby byly vedle produkce dříví plnohodnotně zohledněny všechny ekosystémové funkce lesa, zejména podpora biodiverzity a zmírňování klimatické změny.

9.6.2 Základní údaje o území

Název území: Samechov

Administrativní zařazení: LHC Konopiště - 1328, Lesy České republiky, státní podnik, Lesní závod Konopiště, polesí Komorní Hrádek

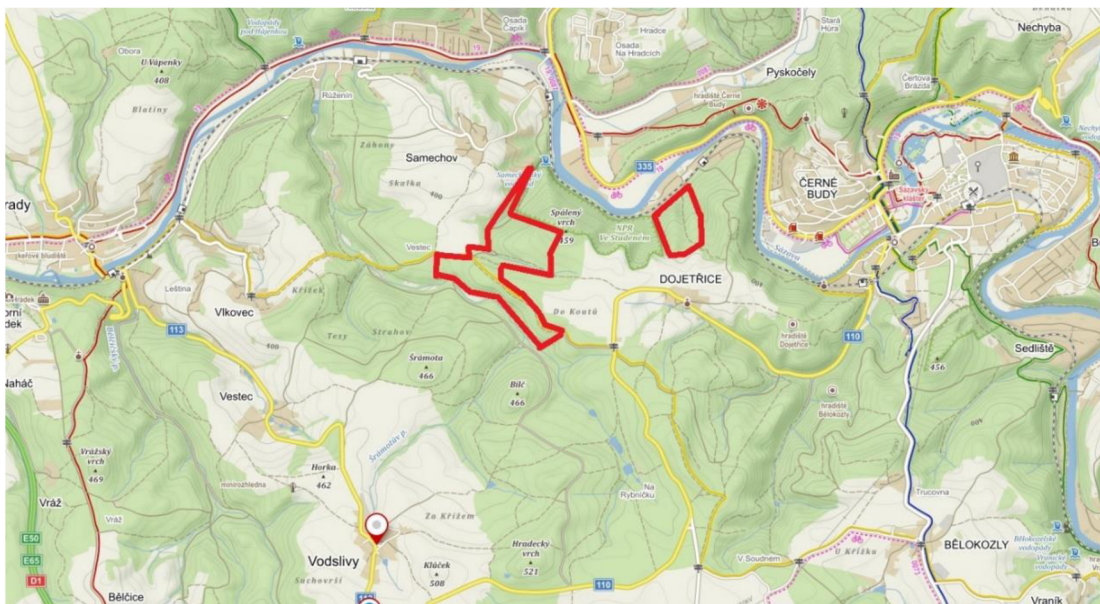
Výměra území: 63,25 ha (ve dvou částech – 48,58 a 14,67 ha)

Nadmořská výška: 320 – 459 m n. m.

Kategorie lesa: 10 – les hospodářský

Lesnická typologie: Převažují soubory lesních typů 3S – svěží dubová bučina a 3B – bohatá dubová bučina. V přirozené skladbě by dominoval buk lesní (cca 60 %), s příměsí dalších dřevin, zejména dubu zimního, jedle bělokoré, habru obecného a dalších (Průša, 2001).

Orientační zakres území v turistické mapě (podklad: Mapy.cz):



Základní polohopis území

Území Samechov, určené pro praktickou aplikaci ekologického lesnictví, se nalézá v přírodní lesní oblasti 10 – Středočeská pahorkatina, v katastrálním území Samechov (obec Chocerady, okres Benešov), mezi osadami Samechov a Dojetřice. Na severu téměř přiléhá k řece Sázavě, na jihu je ohraničeno Vodslivským potokem. Nejvyšším bodem území je Spálený vrch (459 m n. m.). Území sestává ze dvou částí o souhrnné výměře cca 63 ha, přičemž obě části přímo navazují na Národní přírodní rezervaci Ve Studeném. Na území tak zasahuje padesátimetrové ochranné pásmo zmíněné rezervace.

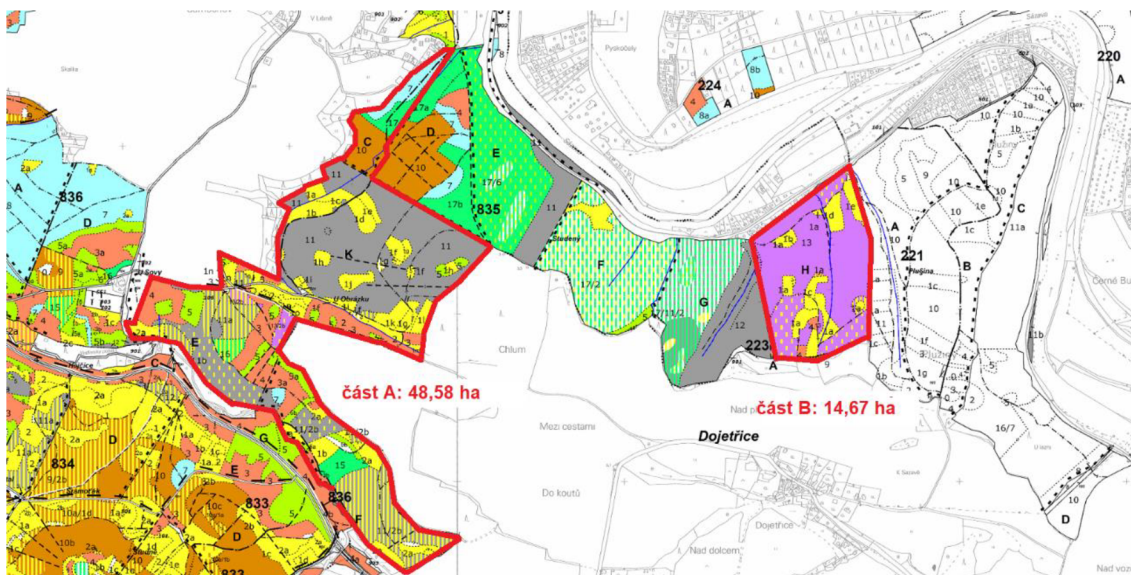
Předmětné území je poměrně členité. Zahrnuje svahy severní expozice spadající k řece Sázavě, dále svahy jižní, severní, východní i západní expozice podél bezejmenného přítoku Sázavy, jenž obtéká úpatí výše uvedeného Spáleného vrchu, významná část území se nalézá na poměrně příkrém svahu jihozápadní expozice nad Vodslivským potokem.

Jednotky prostorového rozdělení lesa

V demonstračním území Samechov jsou zaujaty tyto porosty (dle LHP pro LHC Konopiště; autor LHP: Lesprojekt Stará Boleslav, s.r.o.):

835 C, 835 H, 835 K, 836 E, 836 F.

Zákres území v porostní mapě (podklad: Lesprojekt Stará Boleslav, s.r.o.):



Stručná charakteristika lesů

V území se nalézá mozaika různých typů lesních porostů, které jsou zatím povětšinou plošně a věkově, částečně i druhově unifikované. Dřevinné složení je i přes poměrně velké zastoupení monokulturně založených porostů celkově pestré, včetně druhů potenciální přirozené skladby (BK, DB, JD, HB aj.), s dynamickou přirozenou obnovou. Pro potřeby této rámcové směrnice jsou vylišeny následující hlavní typy porostů:

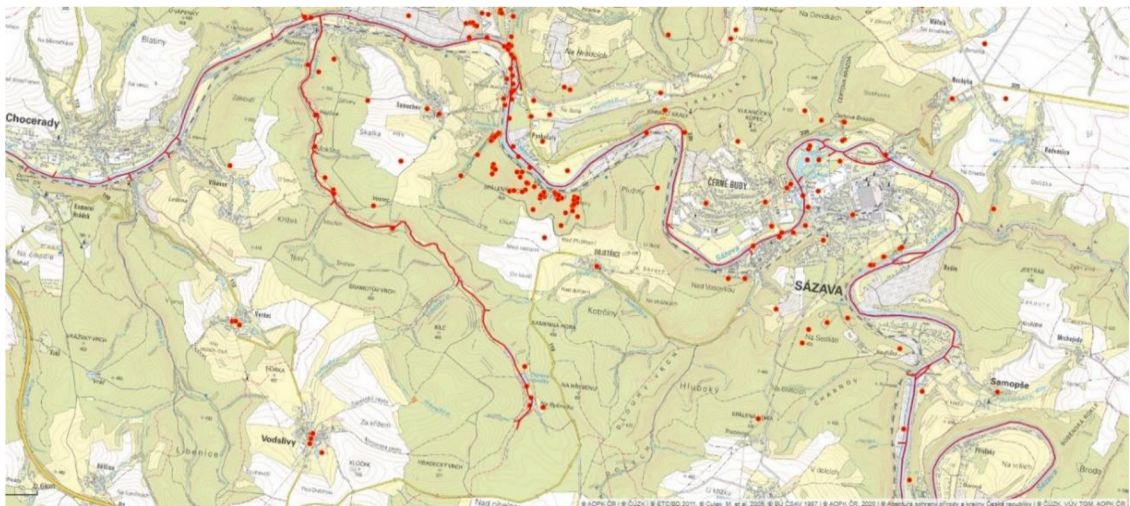
- holiny
- kultury, nárosty a mlaziny
- tyčkoviny, tyčoviny a mladé kmenoviny (vesměs monokulturně založené)
- druhově a věkově unifikované kmenoviny
- smíšené kmenoviny s přirozenou obnovou; dvouetážové porosty

9.6.3 Hlavní cíle aplikace ekologického lesnictví v území

- Výrazně zvýšit trvalou přítomnost velmi starých stromů a objem různých, zejména silných forem mrtvého dřeva.
- Posílit heterogenitu prostředí. Zejména narušit homogenitu hustých stejnověkových porostů a jemným variabilním hospodařením napodobovat přirozený režim disturbancí bučin.
- Udržet a podporovat pestrou dřevinnou skladbu včetně zajištění nové generace jedle.

Krajinný kontext

Důležitým aspektem ekologického lesnictví je jeho krajinný kontext. Území Samechov bylo vybráno mimo jiné z důvodu jeho návaznosti na „ostrov biodiverzity“ – pralesní útvar NPR Ve Studeném. Navíc se uvažuje se zachováním fragmentů starých bučin, coby „mikrorezervací“, v rámci lesního komplexu navazujícího jižním směrem na předmětné území – přes vrchy Bílč a Hradecký vrch až k silnici č. 110 (Ostředek – Sázava). Podpora ekologických funkcí lesa v rámci krajiny tak bude účinnější. Z následující mapy, v níž jsou vizualizovány nálezy ohrožených druhů organismů dle vyhlášky i červeného seznamu, je zřejmé, že ohniskem biodiverzity je v širším území kromě vodních toků právě NPR Ve Studeném:



Zdroj: Nálezová databáze AOPK ČR

9.6.4 Konkrétní doporučení pro různé typy porostů

a) Holiny

V území jsou momentálně holiny po nahodilých těžbách, zejména pak holina v kalamitou téměř zaniklém porostu 835K11. Na této konkrétní holině, jež navazuje na kultury – mlaziny a torzo kmenoviny, je vhodné část plochy oplotit (již realizováno) a vyčkat na přirozené zmlazení jedle (v těsné blízkosti se nalézají zbytky starého porostu s matečnicemi jedle) a dalších dřevin. Na neoplocené části odložit umělé založení porostu a vyčkat na přirozenou sukcesí celého dostupného spektra dřevin. Tímto postupem by mohlo dojít k druhové i prostorové diverzifikaci budoucího porostu (různé dřeviny, různá úspěšnost přirozené obnovy v rámci plochy i času).

b) Kultury, nárosty a mlaziny

Zachovat a podporovat diverzitu dřevin (včetně hospodářsky necílových). Výchovou standardně usměrňovat kvalitu produkce, ale vyvarovat se schematizace (plošné homogenity zásahů, plecích sečí apod.). Podporovat variabilitu a heterogenitu prostředí a struktury porostu. Odklon od unifikace, tak aby vznikla mozaika ploch různé růstové dynamiky, s přítomností hustých, a naopak světlých částí porostů. Tímto způsobem lze sice očekávat, že hustě založené monokultury smrku a borovice nebudou dopěstovány se stoprocentní úspěšností, ale budoucí porost bude vykazovat vyšší diverzitu, aniž by pozbyl komerční využitelnost. V případě pádu vyvrácených či odumřelých výstavků a zbytků porostů (zejména DB, JD, BO) co nejvíce těchto jedinců ponechat v mladých porostech k zetlení. Zároveň tímto dojde k narušení homogenity hustých mladých porostů.

c) Tyčkoviny, tyčoviny a mladé kmenoviny

Obdobné zásady jako u nejmladších porostů. Zachovat diverzitu dřevin. Při výchovných těžbách si počínat nepravidelně, mozaikovitě, s variabilitou menších ploch. Probírky neaplikovat plošně a schematicky, ale prolínat je s malými plochami různé intenzity zásahů (žádný, nebo naopak silnější zásah s tvorbou světlin). Již v mladém věku vybírat jedince, kteří mají perspektivu stát se v budoucnu biotopovým stromem, a věnovat jim obdobnou pozornost jako naopak jedincům kvalitním - nadějným dřevoprodukčně. Při výchovných a nahodilých těžbách ponechávat část biomasy na stanovišti (viz dále), vyjma aktivní či atraktivní kůrovcové hmoty.

d) Druhově a věkově unifikované kmenoviny

V homogenních smrkových a borových monokulturách zachovávat vtroušené dřeviny (například buky), uvolňovat je, a tím vytvářet výchozí místa obnovy. Porosty obnovovat postupně a jemně, formou skupinového výběru (výběry do 5 arů velikosti prvku). Obnova kolem vtroušených dřevin a od okrajů s perspektivou přirozené obnovy buku, jedle a dalších dřevin. Jedlové zmlazení je nutno chránit (nátěry, individuální oplůtky, popřípadě oplocenky). Ponechávat biotopové stromy a mrtvé dřevo v různých formách. Při výchovných a nahodilých těžbách ponechávat část biomasy na stanovišti (viz dále), vyjma aktivní či atraktivní kůrovcové hmoty.

e) Smíšené kmenoviny s přirozenou obnovou; dvouetážové porosty

Ponechávat staré jedle, buky, duby a biotopové jedince k dožití a rozpadu ve zvýšené intenzitě a přednostně ve skupinách. Ve spodní etáži aplikovat doporučení pro mladé porosty. Jemná, variabilní obnova jednotlivým a skupinovým výběrem (obnovní prvky do 5 arů), kolem jedlových matečnic silnější zásah pro podporu přirozené obnovy. Jedlové zmlazení je nutno chránit (nátěry, individuální oplůtky, popřípadě oplocenky), a to přednostně tam, kde je perspektivní jeho odrůstání (například v zástínu spodní mladé bukové etáže nemá ochrana jedle význam, pokud se do bukových nárostů na dané ploše nejprve nezasáhne). Při těžbách ponechávat část biomasy na stanovišti (viz dále), vyjma aktivní či atraktivní kůrovcové hmoty.

9.6.5 Ponechávání dřevní biomasy

Na 25 % území (16 ha) bude v každé fázi vývoje lesa a v každé situaci uvažováno k ponechání průměrně 20 % dřevní hmoty. Bude tak ponecháváno průměrně 20 % stromů k dožití při těžbě mýtní úmyslné, při nahodilých a výchovných těžbách bude ponecháváno průměrně 20 % hmoty k zetlení. Vyjádřeno v m³ při ponechání stromů k dožití ve fázi starého porostu (resp. ve fázi maximální zásoby) půjde v daných podmínkách o průměrně cca 80 m³/ha silné hmoty. V současné situaci se tato čtvrtina území překrývá s ekologicky hodnotnými porosty 835 H 13 a 836 F 11/2, v nichž splnění požadavku předpokládá ponechání většiny až všech starých jedinců buku, jedle a dubu, popřípadě úplnou retenci starých porostů na části plochy (řádově v jednotkách hektarů).

Na 65% území (41 ha) bude v každé fázi vývoje lesa a v každé situaci uvažováno k ponechání průměrně 10 % dřevní hmoty. Bude tak ponecháváno průměrně 10 % stromů k dožití při těžbě mýtní úmyslné, při nahodilých a výchovných těžbách bude ponecháváno

průměrně 10 % hmoty k zetlení. Vyjádřeno v m³ při ponechání stromů k dožití ve fázi starého porostu (resp. ve fázi maximální zásoby) půjde v daných podmínkách o průměrně cca 40 m³/ha silné hmoty.

Na zbývající ploše území (10 %) nejsou managementové zásahy vázány žádným minimálním limitem pro ponechávání biomasy dřeva.

Kromě uvedených kritérií budou na nepřístupných svazích vymezeny mikrorezervace malé výměry.

Nebude ponechávána kůrovcová aktivní či pro kůrovce atraktivní hmota.

9.6.6 Způsob značení ponechaných stromů a mrtvého dřeva

- Stromy ponechané k dožití a rozpadu se značí modrým trojúhelníkem ve výšce 1,3 m.
- Stromy cíleně neplánované k trvalému ponechání, které však náhle odumřou a nebudou zpracovány (souše, zlomy, vývraty), se značí prázdným kolečkem ve výšce 1,3 m.
- V případě ponechání odumřelých stromů, které je ale nutné pokácet z bezpečnostních důvodů (u cest), se těžba a ponechání vyznačuje kolečkem s tečkou uprostřed ve výšce 1,3 m.

9.6.7 Stručná rámcová směrnice formou fotodokumentace

Foto: Kjučukov, 2020

V kulturách, nárostech a mlazinách usilovat o zachování diverzity dřevinné skladby. Podporovat heterogenitu prostředí, střídání ploch různé růstové dynamiky, včetně světlin bez dřevin:



Výstavky ponechat k dožití a v případě pádu ponechat k rozpadu – narušení homogenních, hustých mladých porostů:



V homogenních monokulturních kmenovinách zahajovat postupnou obnovu maloplošně. Chránit vtroušené dřeviny, východiska obnovy volit kolem těchto vtroušených dřevin (uvolnění) a od krajů porostu pro podporu přirozené obnovy dostupného spektra dřevin. Již zde ponechávat mrtvé dřevo (vtroušení jedinci k dožití, souše, padlá hmota):



Ve smíšených starých porostech ponechávat podstatnou část stromů horní etáže k dožití a rozpadu, zejména JD, BK, DB, přednostně ve skupinách:



Dle situace co nejvíce ponechávat nově vzniklé mrtvé dřevo:



Při výchovných těžbách nejen standardně podporovat kvalitní jedince, ale zachovávat a podporovat i budoucí biotopové stromy:



Chránit všudypřítomné, ale zvěří limitované zmlazení jedle tam, kde je ochrana smysluplná. Nátěry, individuální oplůtky, na volnějších plochách oplocenky:



9.6.8 Plán opatření ekologického lesnictví pro území Samechov dle porostních skupin

Označení porostních skupin vychází z končícího LHP pro LHC Konopiště (doba platnosti od 1.1.2012 – 31.12.2021). Věk porostů dle LHP (zjištěný v roce 2011) je v plánu opatření navýšen o 10 let. Faktický popis porostů je aktualizován dle terénního šetření uskutečněného v říjnu 2021.

835 C 7, výměra 1,14 ha, LT: 3B2

Smíšená kmenovina KL, SM, JS, BK, MD stáří cca 73 let, ve svahu nad cestou vedoucí od Samechova při hranici NPR Ve Studeném. Ochranné pásmo NPR. Zatím buď ponechat bez těžby, a nebo nepravidelnou probírkou / clonnou sečí zvyšovat heterogenitu prostředí (porost je stejnověký a strukturně homogenní) a iniciovat ohniskově přirozenou obnovu. Při těžbě ponechávat část hmoty na stanovišti, zejména oddenky v případě hniloby a silné větve, dále ponechávat vývraty a zlomy, nepůjde-li o hmotu atraktivní pro kůrovce či cenný sortiment. Kvantita retence minimálně 10 %. Drobnou část porostu mezi cestou a potokem ponechat bez zásahu.

835 C 10, výměra 1,3 ha, LT: 3B2

Smíšená kmenovina SM, BO, DB, MD, BK stáří cca 103 let, ve svahu nad cestou vedoucí od Samechova při hranici NPR Ve Studeném. Ochranné pásmo NPR. Místy charakter suťového lesa. Rokli kolem potoka navazující na NPR ponechat bez zásahu, včetně malé skupiny sterilních kůrovcových souší SM (2 roky staré souše). Na vrcholu svahu (dále od NPR) nepravidelná clonná seč zvyšující heterogenitu prostředí a iniciující ohniskově přirozenou obnovu. Při těžbě ponechávat část hmoty na stanovišti, zejména oddenky v případě hniloby a silné větve, dále ponechávat vývraty a zlomy, nepůjde-li o hmotu atraktivní pro kůrovce či cenný sortiment. Kvantita retence minimálně 10 %.

835 C 17, výměra 0,8 ha, LT: 3J9

Smíšená kmenovina BK, MD, SM, HB stáří cca 173 let, ve svahu nad potokem a nad cestou vedoucí od Samechova při hranici NPR Ve Studeném. Ochranné pásmo NPR. Místy charakter suťového lesa s roklemi. Část porostu cca 0,45 ha mezi cestou a potokem (potok zde tvoří hranici NPR) ponechat bez zásahu!

Ve svahu nad cestou: aplikovat jemnou výběrnou těžbu SM a MD simulující maloplošné disturbance, bez nutnosti retence dřevní hmoty při těžbě. Iniciovat a podpořit přirozenou obnovu. Část listnatých dřevin ponechat k dožití a rozpadu v minimální kvantitě 10 % zásoby. Retenci primárně aplikovat v nepřístupných částech roklí pro zabránění erozi.

835 H 1 a, b, c, d, e, souhrnná výměra 2,85 ha, LT: 3B2

Většinou mlaziny stáří 10-20 let v rámci dílce 835 H. Dílec navazuje na NPR Ve Studeném z východní strany a částečně se na něm nalézá ochranné pásmo NPR. Obdobná expozice jako NPR – severní svah nad řekou Sázavou. Mlaziny jsou druhově velmi pestré – obsahují minimálně 8 dřevin (KL, BK, HB, JD, SM, BR, BO, DB). Zachovat a podporovat diverzitu dřevin (včetně hospodářsky necílových). Odlišná růstová dynamika jednotlivých dřevin dává předpoklad pro brzkou výškovou diferenciaci porostů. Výchovou standardně usměrňovat kvalitu produkce, ale výchovné těžby nesmí být plošně schematické a vést k uniformitě strukturní či druhové. Kromě kvalitních jedinců cíleně vybírat a šetřit též budoucí jedince biotopové. Mezi potenciálně biotopové stromy patří i jedinci poškození při nahodilých událostech a při těžbě, u nichž poškození zvyšuje pravděpodobnost brzkého výskytu mikrobiotopů. Neaplikovat a priori výřez tzv. nežádoucích dřevin, pokud nejde o jednotlivé uvolnění produkčně kvalitních jedinců. Podporovat variabilitu a heterogenitu prostředí a struktury porostu. Odklon od unifikace, tak aby vznikla mozaika ploch různé růstové dynamiky, s přítomností hustých, a naopak světlých částí porostů, tzn. používat mozaikovitě různou intenzitu zásahu na škále od nulových až po velmi silné zásahy. Při výchovných těžbách a při nahodilých narušeních porostu ponechávat minimálně 20 % hmoty, a to jak ležící k zetlení, tak stojící - poškozené přirozeně či těžbou. Případné mezery nezalesňovat. V případě pádu vyvrácených či odumřelých výstavků co nejvíce těchto jedinců ponechat v mladých porostech k zetlení, minimálně však 20 % hmoty (kromě smrkové hmoty atraktivní pro kůrovce). Zároveň tímto dojde k narušení homogenity hustých mladých porostů. Při těžbě sousedních vzrostlých stromů (např. SM, MD) lze pád některých z nich směřovat cíleně do hustých částí mlazin pro narušení homogenity mladého porostu. Dbát ovšem na to, aby nedošlo k plošnému rozvrácení mlaziny.

835 H 4, souhrnná výměra 0,18 ha, LT: 3B2

Tyčovina s převahou klenu, stáří cca 41 let. Dvě části v rámci dílce 835 H. Dílec navazuje na NPR Ve Studeném z východní strany. Obdobná expozice jako NPR – severní svah nad

řekou Sázavou. Při probírce si počínat nepravidelně, mozaikovitě, s variabilitou menších ploch. Po těžbě a po nahodilých událostech ponechávat minimálně 20 % hmoty, a to jak ležící k zetlení, tak stojící - poškozené přirozeně či těžbou. Vybírat a podporovat jednak jedince produkčně kvalitní, ale i jedince perspektivní ekologicky coby budoucí biotopové stromy. Mezi potenciálně biotopové stromy patří i jedinci poškození při nahodilých událostech a při těžbě, u nichž poškození zvyšuje pravděpodobnost brzkého výskytu mikrobiotopů.

835 H 13, výměra 11,64 ha, LT: 3B2

Smíšená kmenovina s pestrrou skladbou minimálně devíti dřevin, s převahou buku a smrku: BK, SM, HB, BO, JD, MD, BR, DB, KL, s dynamickou přirozenou obnovou na světlejších místech. Věk cca 132 let. Porostní skupina navazuje na NPR Ve Studeném z východní strany a částečně se na ní nalézá ochranné pásmo NPR. Obdobná expozice jako NPR – severní svah nad řekou Sázavou. Dynamická přirozená obnova. Během posledního decennia došlo k výrazným těžbám, zejména nahodilým ve smrku. Prakticky na všech vytěžených plochách jsou mlaziny do 10 let věku, které plynule navazují na starší, výše popsané mlaziny (835 H 1a-e). Zachovalé fragmenty staré bučiny, jež svým charakterem tvoří zřejmou návaznost na NPR. Stále poměrně hojně zastoupen SM, dále MD a BO. Tyto jehličnany, zejména MD, představují v krátkodobém horizontu výrazný ekonomický potenciál porostu. Mozaiku starého bukového lesa je třeba zachovat k dožití a následně k zetlení. Retence minimálně 20 % zásoby, zajištění převážně plošně ve formě zachování fragmentů staré bučiny. Šetřit biotopové prvky (zlomy, tlející dřevo, vývraty). Výběrně těžít SM, BO, MD, a to jednotlivě či skupinovitě do velikosti skupiny 5 arů. Na části plochy jsou obtížně přístupné svahy (rokle). Zde aplikovat maloplošnou bezzásahovost (mikrorezervace).

V mlazinách zachovat a podporovat diverzitu dřevin (včetně hospodářsky necílových). Odlišná růstová dynamika jednotlivých dřevin dává předpoklad pro brzkou výškovou diferenciaci porostů. Výchovou standardně usměrňovat kvalitu produkce, ale výchovné těžby nesmí být plošně schematicke a vést k uniformitě strukturní či druhové. Kromě kvalitních jedinců cíleně vybírat a šetřit též budoucí jedince biotopové. Mezi potenciálně biotopové stromy patří i jedinci poškození při nahodilých událostech a při těžbě, u nichž poškození zvyšuje pravděpodobnost brzkého výskytu mikrobiotopů. Neaplikovat a priori výřez tzv. nežádoucích dřevin, pokud nejde o jednotlivé uvolnění produkčně kvalitních jedinců. Podporovat variabilitu a heterogenitu prostředí a struktury porostu. Odklon od

unifikace, tak aby vznikla mozaika ploch různé růstové dynamiky, s přítomností hustých, a naopak světlých částí porostů, tzn. používat mozaikovitě různou intenzitu zásahu na škále od nulových až po velmi silné zásahy. Při výchovných těžbách a při nahodilých narušeních porostu ponechávat minimálně 20 % hmoty, a to jak ležící k zetlení, tak stojící - poškozené přirozeně či těžbou. Případné mezery nezalesňovat. V případě pádu výstavek co nejvíce těchto jedinců ponechat v mladých porostech k zetlení, minimálně však 20 % hmoty (kromě smrkové hmoty atraktivní pro kůrovce). Zároveň tímto dojde k narušení homogenity hustých mladých porostů. Při těžbě sousedních vzrostlých stromů (např. SM, MD) lze pád některých z nich směřovat cíleně do hustých částí mlazin pro narušení homogenity mladého porostu. Dbát ovšem na to, aby nedošlo k plošnému rozvrácení mlaziny.

835 K 1 a, b, c, d, e, f, g, h, i, j, k, l, m, n, o, souhrnná výměra 5,63 ha, LT: 3F1, 3B1, 3B2, 3S1, 3S2, 3K3, 3H1, 3D7 (pozn.: pořadí porostních skupin neodpovídá pořadí LT)
Většinou mlaziny stáří 10-20 let v rámci dílce 835 K, vzniklé uměle i přirozeně. Dílec navazuje na NPR Ve Studeném z jihozápadní strany a částečně se na něm nalézá ochranné pásmo NPR. Mlaziny jsou druhově velmi pestré (dynamická přirozená obnova dřevin) – KL, BK, HB, JD, SM, BR, BO, DB, JIV, JS, JL, JR). Zachovat a podporovat diverzitu dřevin (včetně hospodářsky necílových). Odlišná růstová dynamika jednotlivých dřevin dává předpoklad pro brzkou výškovou diferenciaci porostů. Výchovou standardně usměrňovat kvalitu produkce, ale výchovné těžby nesmí být plošně schematické a vést k uniformitě strukturní či druhové. Kromě kvalitních jedinců cíleně vybírat a šetřit též budoucí jedince biotopové. Mezi potenciálně biotopové stromy patří i jedinci poškození při nahodilých událostech a při těžbě, u nichž poškození zvyšuje pravděpodobnost brzkého výskytu mikrobiotopů. Neaplikovat a priori výřez tzv. nežádoucích dřevin, pokud nejde o jednotlivé uvolnění produkčně kvalitních jedinců. Podporovat variabilitu a heterogenitu prostředí a struktury porostu. Odklon od unifikace, tak aby vznikla mozaika ploch různé růstové dynamiky, s přítomností hustých, a naopak světlých částí porostů, tzn. používat mozaikovitě různou intenzitu zásahu na škále od nulových až po velmi silné zásahy. Při výchovných těžbách a při nahodilých narušeních porostu ponechávat minimálně 10 % hmoty, a to jak ležící k zetlení, tak stojící - poškozené přirozeně či těžbou. Případné mezery nezalesňovat. V případě pádu výstavek co nejvíce těchto jedinců ponechat v mladých porostech k zetlení, minimálně však 10 % hmoty

(kromě smrkové hmoty atraktivní pro kůrovce). Zároveň tímto dojde k narušení homogenity hustých mladých porostů.

835 K 2, souhrnná výměra 0,71 ha, LT: 3D7

Tyčovina stáří 22 let. Převaha SM, část BK, obsahuje i další dřeviny (KL, JR aj.). Obdobná doporučení jako pro porostní skupiny 835 K 1 a-o. Bez kvantitativních kritérií na retenci hmoty k dožití a zetlení.

835 K 4, souhrnná výměra 1,87 ha, LT: 3B2

Tyčoviny až slabé kmenoviny stáří cca 33 let. Více částí podél potoka. Dominuje SM, některé menší části habrové či bukové, doplňkově jiné dřeviny (JR, KL, MD, DB). Při probírce ve SM silnější, nepravidelný zásah, uvolňovat vrostlé buky. V listnatých částech vybírat a podporovat jednak jedince produkčně kvalitní, ale i jedince perspektivní ekologicky coby budoucí biotopové stromy. Mezi potenciálně biotopové stromy patří i jedinci poškození při nahodilých událostech a při těžbě, u nichž poškození zvyšuje pravděpodobnost brzkého výskytu mikrobiotopů. Probírka nepravidelná, v rámci mozaiky různá intenzita zásahu, též pro podporu přirozené obnovy. Bez kvantitativních kritérií na retenci hmoty k dožití a zetlení. V případě vzniku disturbance v porostu by mělo být částečně zachováno její biologické dědictví, například mezery a mrtvé dřevo, tj. nemělo by dojít ke zcela důslednému zpracování a rekonstrukci stavu. Takové situace budou posuzovány individuálně a s ohledem na prevenci proti šíření kůrovce.

835 K 5, souhrnná výměra 0,51 ha, LT: 3B2

Bukové kmenoviny ve více menších částech, stáří cca 53 let. Vybírat a podporovat jednak jedince produkčně kvalitní, ale i jedince perspektivní ekologicky coby budoucí biotopové stromy. Mezi potenciálně biotopové stromy patří i jedinci poškození při nahodilých událostech a při těžbě, u nichž poškození zvyšuje pravděpodobnost brzkého výskytu mikrobiotopů. Probírka nepravidelná, v rámci mozaiky různá intenzita zásahu. Při těžbě a při nahodilých narušeních porostu ponechávat minimálně 10 % hmoty, a to jak ležící k zetlení, tak stojící - poškozené přirozeně či těžbou.

835 K 11, souhrnná výměra 14,99 ha, LT: 3S1

Porostní skupina byla v končícím decenniu z převážné části změněna nahodilými těžbami na holiny či porosty do 10 let věku (kultury, nárosty, mlaziny). Porost navazuje na

jihozápadní část NPR. Ve Studeném a částečně se na něm nalézá ochranné pásmo NPR. V ochranném pásmu dbát ve zvýšené míře na retenci biomasy – již probíhá (ponechané vyvrácené jedle).

Ve zbylých homogenních smrkových a borových kmenovinách zachovávat vtroušené dřeviny (zejména BK, DB, JD), uvolňovat je, a tím vytvářet výchozí místa obnovy. Přírozená obnova se objevuje, a kromě JD i odrůstá. Porosty obnovovat postupně a jemně, formou skupinového výběru (výběry do 5 arů velikosti prvku). Obnova kolem vtroušených dřevin a od krajů porostu s perspektivou přírozené obnovy buku, jedle a dalších dřevin. Prosvětlování okrajů. V těchto zbylých kmenovinách není vzneseno kvantitativní kritérium na retenci biomasy k dožití a zetlení, ovšem je potřeba ponechávat veškeré zbylé JD (výstavky na hřebenu kopce), a to i v případě jejich vyvrácení. Stejně tak je potřeba ponechávat k zetlení jednotlivé borové souše.

Mlaziny jsou druhově velmi pestré (dynamická přírozená obnova dřevin) – KL, BK, HB, JD, SM, BR, BO, DB, JIV, JS, JL, JR). Zachovat a podporovat diverzitu dřevin (včetně hospodářsky necílových). Ve východní části homogenní borová mlazina – i zde jsou ale vtroušené jiné dřeviny. Odlišná růstová dynamika jednotlivých dřevin dává předpoklad pro brzkou výškovou diferenciaci porostů. Výchovou standardně usměrňovat kvalitu produkce, ale výchovné těžby nesmí být plošně schematické a vést k uniformitě strukturní či druhové. Kromě kvalitních jedinců cíleně vybírat a šetřit též budoucí jedince biotopové. Mezi potenciálně biotopové stromy patří i jedinci poškození při nahodilých událostech a při těžbě, u nichž poškození zvyšuje pravděpodobnost brzkého výskytu mikrobiotopů. Neaplikovat a priori výřez tzv. nežádoucích dřevin, pokud nejde o jednotlivé uvolnění produkčně kvalitních jedinců. Podporovat variabilitu a heterogenitu prostředí a struktury porostu. Odklon od unifikace, tak aby vznikla mozaika ploch různé růstové dynamiky, s přítomností hustých, a naopak světlých částí porostů, tzn. používat mozaikovitě různou intenzitu zásahu na škále od nulových až po velmi silné zásahy. Při výchovných těžbách ponechávat minimálně 10 % hmoty, a to jak ležící k zetlení, tak stojící - poškozené přírozeně či těžbou. Případné mezery nezalesňovat, zvláště v horní části kopce – hřeben Spáleného vrchu. Zde se nachází mozaika hlouček mlazin, výstavků, mladých solitérních jedinců a volných ploch. V rámci kontextu celého porostu není žádoucí tato mezernatá místa v nejbližších letech doplňovat. Prostor přispívá svou odlišnou dynamikou k horizontální pestrosti území. V případě pádu vyvrácených či odumřelých výstavků co nejvíce těchto jedinců ponechat v mladých porostech k zetlení; je jich tak málo, že je

možné výhledově ponechat všechny (zejména DB, JD). Tímto dojde k žádoucímu narušení homogenity hustých mladých porostů.

Na holině po poslední nahodilé těžbě, jež navazuje na kultury, mlaziny a zbytek kmenoviny, je část plochy oplocena - vyčkat na přirozené zmlazení jedle (v těsné blízkosti se nalézají zbytky starého porostu s matečnicemi jedle) a dalších dřevin (odklad zalesnění). Na neoplocené části odložit umělé založení porostu a vyčkat na přirozenou sukcesí celého dostupného spektra dřevin. Tímto postupem by mohlo dojít k druhové i prostorové diverzifikaci budoucího porostu (různé dřeviny, různá úspěšnost přirozené obnovy v rámci plochy i času).

Poznámka: v dílci jsou nevhodně situována myslivecká krmná zařízení, a to poblíž holin. Koncentrace zvěře v této lokalitě ohrožuje přirozenou obnovu dřevin, zejména JD.

836 E 2a, výměra 0,45 ha, LT: 3B2

Slabá smíšená tyčovina až kmenovina stáří cca 30 let, KL, BK, HB, KR. Sráz nad Vodslivským potokem, ponechat bez zásahu coby mikrorezervaci.

836 E 3, výměra 1,17 ha, LT: 3S3

Tyčovina až kmenovina stáří cca 33 let. Dominuje BK a BO, další dřeviny MD, KL, SM, JS. Severně od žluté turistické trasy buková část. Zde při probírce nepostupovat plošně a schematicky, ale střídat malé plochy různé intenzity zásahů. Již v mladém věku vybírat jedince, kteří mají perspektivu stát se v budoucnu biotopovým stromem, a věnovat jim obdobnou pozornost jako jedincům nadějným dřevoprodukčně. Mezi potenciálně biotopové stromy patří i jedinci poškození při nahodilých událostech a při těžbě, u nichž poškození zvyšuje pravděpodobnost brzkého výskytu mikrobiotopů. Při probírkových a nahodilých těžbách ponechávat část biomasy na stanovišti, a to minimálně 10 % hmoty, ležící (tlející) i stojící (poškozené).

Borová část je dosti prolámaná (patrně mokrým sněhem), na stanovišti se vyskytuje poměrně mnoho tenkého mrtvého dřeva bez ekonomické hodnoty. Toto ponechat – brzy zetlí. Vyskytuje se přirozená obnova listnáčů a smrku. Nyní skupinku ponechat bez zásahu coby v krajině nedostatkový biotop mladého disturbovaného lesa a raného stadia sukcese.

836 E 4, souhrnná výměra 1,75 ha, LT: 3S3

Mladá kmenovina stárí cca 41 let, ve dvou částech. Převážně SM, s jednotlivým a hloučkovitým podílem dalších dřevin (BO, HB, KL, DB). Šetřit listnáče a podporovat přirozenou obnovu probírkou s nepravidelnou intenzitou, místy s charakterem clonné seče. Střídat plochy s různou intenzitou zásahu. Včas zpracovávat kůrovce, sterilní souše ponechat v rozsahu alespoň 10 % vzniklé hmoty. V západní části dílce HB část. V listnatých částech při probírce nepostupovat plošně a schematicky, ale střídat malé plochy různé intenzity zásahů. Již v mladém věku vybírat jedince, kteří mají perspektivu stát se v budoucnu biotopovým stromem, a věnovat jim obdobnou pozornost jako jedincům nadějným dřevoprodukčně. Při probírkových a nahodilých těžbách ponechávat část biomasy na stanovišti, a to minimálně 10 % hmoty, primárně v listnatých porostech. Ponechávat jak hmotu ležící k zetlení, tak stojící jedince poškozené těžbou či přirozeně. Ve smrkové monokultuře bez kvantitativního kritéria na ponechání hmoty.

836 E 5, souhrnná výměra 1,24 ha, LT: 3S3

Mladé kmenoviny stárí cca 57 let. Ve více částech, které jsou zejména smrkové a borové. Doplněno jinými dřevinami (KL, MD, DB, BK, JD, JDO). Smrková část prakticky celá vytěžena (kůrovec), z části nezalesněno. Na části lze udělat oplocenku pro JD (popřípadě BK), na zbytku lze s ohledem na dynamiku přirozené obnovy v území, navzdory živnému stanovišti, doporučit vyčkat na přirozenou sukcesi a případně požádat o odklad zalesnění. Ze sterilních kůrovcových souší ponechat alespoň 10 % hmoty k zetlení - na kraji obnovní plochy pokácet a ponechat.

V borové části podporovat listnáče a další vtroušené dřeviny.

Severně od žluté turistické trasy jedna menší skupina buková. Šetřit budoucí biotopové stromy. Jinak momentálně bez opatření. V západní části skupina JDO – bez návrhu opatření.

836 E 11a, výměra 1,36 ha, LT: 3S3

Rozvolněná kmenovina BK a JD, méně SM, stárí cca 117 let. Podrost (spodní etáž) zejména BK – dynamický. Ponechávat staré jedle a buky, zejména mohutné a biotopové jedince, k dožití a rozpadu ve zvýšené intenzitě, minimální kritérium retence k dožití i hmoty při těžbě – alespoň 10 %, vyjma aktivní či atraktivní kůrovcové hmoty. Jemná, variabilní obnova jednotlivým a skupinovým výběrem (obnovní prvky do 5 arů), kolem jedlových matečnic silnější zásah pro podporu přirozené obnovy. Jedlové zmlazení je

nutno chránit (nátěry, individuální oplůtky, popřípadě oplocenky), a to přednostně tam, kde je perspektivní jeho odrůstání, tj. na volnějších plochách; v zástinu spodní mladé bukové etáže nemá ochrana jedle význam, pokud se do bukových nárostů na dané ploše nejprve nezasáhne.

V podrostu BK výchovou standardně usměrňovat kvalitu produkce, ale výchovné těžby nesmí být plošně schematické a vést k uniformitě. Kromě kvalitních jedinců cíleně vybírat a šetřit též budoucí jedince biotopové. Mezi potenciálně biotopové stromy patří i jedinci poškození při nahodilých událostech a při těžbě, u nichž poškození zvyšuje pravděpodobnost brzkého výskytu mikrobiotopů. Podporovat variabilitu a heterogenitu prostředí a struktury porostu. Odklon od unifikace, tak aby vznikla mozaika ploch různé růstové dynamiky, s přítomností hustých, a naopak světlých částí porostu, tzn. používat mozaikovitě různou intenzitu zásahu na škále od nulových až po velmi silné zásahy. Homogenní hustý bukový podrost lze v případě těžby jedinců horní etáže cíleně narušit směrovým kácením. Retence hmoty při výchovné těžbě alespoň 10 %. Ponechávat jak hmotu ležící k zetlení, tak stojící jedince poškozené těžbou či přirozeně.

836 E 11b, výměra 3,47 ha, LT: 3S3

Smíšená kmenovina (SM, BO, DB, HB, MD, JD), stáří cca 117 let. Část cca 1 ha na srázném, pro běžnou techniku nepřístupném svahu nad Vodslivským potokem ponechat bez zásahu coby mikrorezervaci. V horní části svahu je mezernatý porost (SM, BO, MD) s nadějnou přirozenou obnovou (BK, BO aj.). SM a BO možno postupně těžít výběrnými, nepravidelnými zásahy pro podporu přirozené obnovy. Jedlové matečnice ponechat. S ohledem na ponechání příkrého svahu nad potokem (cca 1 ha) a jedlových matečnic bez zásahu nejsou v tomto porostu stanovena další kritéria na ponechávání biomasy k dožití či po těžbě.

836 E 13/2b, výměra 0,66 ha, LT: 3B2

Z větší části vytěženo a zalesněno – SM kultura. Podporovat diverzitu dřevin – šetřit jakékoli vtroušené dřeviny.

836 E 16, výměra 0,49 ha, LT: 3S3

Kmenovina stáří cca 165 let s dominancí BO, méně SM, BK, JD, byla téměř celá vytěžena a zalesněna SM. Podporovat diverzitu dřevin – šetřit jakékoli vtroušené dřeviny.

Fragment starého porostu (BO a JD) možno jemným postupem dotěžit, ovšem JD ponechat. Po uvolnění JD matečnic vhodné umístit malou oplocenku pro podporu zmlazení JD. Retence hmoty při těžbě alespoň 10 %. Chránit přirozenou obnovu.

836 F 1 a, výměra 0,22 ha, LT: 3L1

Mladý porost stáří cca 18 let, převážně SM, doplněný dalšími dřevinami (HB, KL, OL, BK, JD). U Vodslivského potoka. Zachovat a podporovat diverzitu dřevin (včetně hospodářsky necílových). Výchovou standardně usměrňovat kvalitu produkce, ale výchovné těžby nesmí být plošně schematické a vést k uniformitě strukturní či druhové. Kromě kvalitních jedinců cíleně vybírat a šetřit též budoucí jedince biotopové. Mezi potenciálně biotopové stromy patří i jedinci poškození při nahodilých událostech a při těžbě, u nichž poškození zvyšuje pravděpodobnost brzkého výskytu mikrobiotopů. Při výchovných těžbách ponechávat minimálně 10 % hmoty k zetlení. Ponechávat jak ležící hmotu k zetlení, tak stojící jedince poškozené těžbou či přirozeně. Případné mezery nezalesňovat.

836 F 1b, výměra 0,45 ha, LT: 2S2

Mladý porost stáří cca 15 let, smíšený (JD, BK, HB, BO, KL aj.). Porost je hustý, ve svahu nad Vodslivským potokem. Je potřebné zachovat a podporovat diverzitu dřevin (včetně hospodářsky necílových). Odlišná růstová dynamika jednotlivých dřevin dává předpoklad pro brzkou výškovou diferenciaci porostů. Výchovou standardně usměrňovat kvalitu produkce, ale výchovné těžby nesmí být plošně schematické a vést k uniformitě strukturní či druhové. Kromě kvalitních jedinců cíleně vybírat a šetřit též budoucí jedince biotopové. Mezi potenciálně biotopové stromy patří i jedinci poškození při nahodilých událostech a při těžbě, u nichž poškození zvyšuje pravděpodobnost brzkého výskytu mikrobiotopů. Neaplikovat a priori výřez tzv. nežádoucích dřevin, pokud nejde o jednotlivé uvolnění produkčně kvalitních jedinců. Podporovat variabilitu a heterogenitu prostředí a struktury porostu. Odklon od unifikace, tak aby vznikla mozaika ploch různé růstové dynamiky, s přítomností hustých, a naopak světlých částí porostu, tzn. používat mozaikovitě různou intenzitu zásahu na škále od nulových až po velmi silné zásahy. Při výchovných těžbách ponechávat minimálně 10 % hmoty k zetlení. Ponechávat jak ležící hmotu k zetlení, tak stojící jedince poškozené těžbou či přirozeně. Případné mezery nezalesňovat.

836 F 2a, souhrnná výměra 1,24 ha, SLT: 3S3

Mladý porost s dominancí BK, ve směsi s HB a DB, stáří cca 24 let. Ve 4 částech v rámci dílce 836 F ve svahu mezi Vodslivským potokem a žlutou turistickou trasou. Při výchovných těžbách si počínat nepravidelně, mozaikovitě, s variabilitou menších ploch. Probírky neaplikovat plošně a schematicky, ale prolínat je s malými plochami různé intenzity zásahů (žádný, nebo naopak silnější zásah s tvorbou světlin). Silnější zásahy kolem jednotlivých JD matečnic. Stávající volnější plochy u JD možno využít pro oplocenku na ochranu přirozené obnovy JD. Světliny uměle nezalesňovat. Již v tomto mladém věku vybírat jedince, kteří mají perspektivu stát se v budoucnu biotopovým stromem, a věnovat jim obdobnou pozornost jako jedincům nadějným dřevoprodukčně. Mezi potenciálně biotopové stromy patří i jedinci poškození při nahodilých událostech a při těžbě, u nichž poškození zvyšuje pravděpodobnost brzkého výskytu mikrobiotopů. Při výchovné či nahodilé těžbě ponechávat minimálně 10 % hmoty na stanovišti. Ponechávat jak ležící hmotu k zetlení, tak stojící jedince poškozené těžbou či přirozeně.

836 F 3a, souhrnná výměra 1,01 ha, SLT: 3S3

Mladá borová kmenovina (stáří cca 39 let) s příměsí listnatých dřevin (KL, BK, DB, HB). Mezi Vodslivským potokem a žlutou turistickou trasou. Maximálně šetřit a podpořit listnatou příměs. Při výchovných těžbách si počínat nepravidelně, mozaikovitě, s variabilitou menších ploch. Probírka bude mít lokálně charakter clonné seče ve prospěch zmlazení listnáčů a JD. Uvolňovat nadějný jedince BK a DB (viz foto níže). Při těžbě ponechávat na stanovišti minimálně 10 % hmoty, a to jak ležící k zetlení, tak stojících stromů poškozených těžbou či přirozeně (do budoucna stojící mrtvé dřevo či biotopové stromy). Ve stejné minimální kvantitě ponechávat přirozeně vzniklé mrtvé dřevo.

836 F 3b, výměra 0,24 ha, LT: 3L1

Mladá kmenovina stáří cca 39 let, převážně SM, doplněný klenem. U Vodslivského potoka. Zachovat a podporovat diverzitu dřevin (včetně hospodářsky necílových). Výchovou standardně usměrňovat kvalitu produkce, ale výchovné těžby nesmí být plošně schematické a vést k uniformitě strukturní či druhové. Kromě kvalitních jedinců cíleně vybírat a šetřit též budoucí jedince biotopové. Při výchovných těžbách ponechávat minimálně 10 % hmoty k zetlení, a to jak ležící k zetlení, tak stojících stromů poškozených těžbou či přirozeně.

836 F 5a, souhrnná výměra 0,43 ha, SLT: 3S3

Mladá kmenovina BK, stáří cca 59 let, vtroušené další dřeviny (JD, DB, KL, JL). Ve 2 částech v rámci dílce 836 F ve svahu mezi Vodslivským potokem a žlutou turistickou trasou. Při výchovných těžbách si počínat nepravidelně, mozaikovitě, s variabilitou menších ploch. Probírky neaplikovat plošně a schematicky, ale prolínat je s malými plochami různé intenzity zásahů (žádný, nebo naopak silnější zásah s tvorbou světlin). Již v mladém věku vybírat jedince, kteří mají perspektivu stát se v budoucnu biotopovým stromem, a věnovat jim obdobnou pozornost jako jedincům nadějným dřevoprodukčně. Mezi potenciálně biotopové stromy patří i jedinci poškození při nahodilých událostech a při těžbě, u nichž poškození zvyšuje pravděpodobnost brzkého výskytu mikrobiotopů. Při výchovných a nahodilých těžbách ponechávat minimálně 10 % hmoty, a to jak ležící k zetlení, tak stojících stromů poškozených těžbou či přirozeně. Ve stejné minimální kvantitě ponechávat přirozeně vzniklé mrtvé dřevo.

836 F 5b, souhrnná výměra 0,39 ha, SLT: 3S3

Mladá kmenovina SM, stáří cca 59 let. Východní část zasáhl v roce 2021 kůrovec a je zde skupina sterilních souší. Celou skupinu či její část ponechat k rozpadu a sukcesi. V západní části je smrkový porost zatím zdravý - nyní bez konkrétních doporučení.

836 F 7, výměra 0,16 ha, SLT: 3D7

Kmenovina s převahou SM, s příměsí JD, stáří cca 77 let. Příkrý svah nad Vodslivským potokem, obtížně přístupné (lanovkový terén). Ponechat bez zásahu.

836 F 11/2b, výměra 5,94 ha, SLT: 3S3

Klíčový porost zájmového území. Svah nad Vodslivským potokem. Druhově pestré. V horní etáži staré cca 115 let rozvolněný porost BO, SM, DB, JD, HB, MD, BK. Ve spodní etáži staré cca 25 let dominuje BK, dále HB, KL, DB. Jedlové zmlazení všudypřítomné, což platí v celém dílci 836 F, ale pod tlakem zvěře neodrůstá z iniciálních stadií.

Ponechat prakticky všechny staré JD, BK, DB a biotopové jedince k dožití a rozpadu. Přednostně ve skupinách. Retence biomasy ponecháním stromů k dožití, a stejně tak při jakékoli těžbě, minimálně 20 % hmoty. Ponechání všech JD, BK, DB z horní etáže přibližně odpovídá tomuto kritériu. Stejně tak ponechávat minimálně 20 % přirozeně

vznikajícího mrtvého dřeva. Stojící souše u cesty pokácet a ponechat k zetlení – směřovat pád kmene do husté mladé etáže pro narušení její homogenní struktury.

Jednotlivě a skupinově výběrně těžít BO, SM a MD. Jemná, variabilní obnova jednotlivým a skupinovým výběrem (obnovní prvky do 5 arů), kolem jedlových matečnic silnější zásah pro podporu přirozené obnovy. Jedlové zmlazení je nutno chránit (nátěry, individuální oplůtky, popřípadě oplocenky), a to přednostně tam, kde je perspektivní jeho odrůstání (například v zástinu spodní mladé bukové etáže nemá ochrana jedle význam, pokud se do bukových nárostů na dané ploše nejprve nezasáhne). Při těžbě cíleně narušovat homogenní spodní etáž BK (pádem stromu do hustých částí).

V případě výchovy spodní etáže si počínat nepravidelně, mozaikovitě, s variabilitou menších ploch. Probírky neaplikovat plošně a schematicky, ale prolínat je s malými plochami různé intenzity zásahů (žádný, nebo naopak silnější zásah s tvorbou světlín). Silnější zásahy kolem jednotlivých JD matečnic. Stávající volnější plochy možno využít pro oplocenku na ochranu přirozené obnovy JD. Světliny uměle nezalesňovat. Již v tomto mladém věku vybírat jedince, kteří mají perspektivu stát se v budoucnu biotopovým stromem, a věnovat jim obdobnou pozornost jako jedincům nadějným dřevoprodukčně. Mezi potenciálně biotopové stromy patří i jedinci poškození při nahodilých událostech a při těžbě, u nichž poškození zvyšuje pravděpodobnost brzkého výskytu mikrobiotopů. Při výchovné těžbě ponechávat minimálně 20 % hmoty na stanovišti, a to jak ležící k zetlení, tak stojících stromů poškozených těžbou či přirozeně.

836 F 15, výměra 0,96 ha, LT: 2S2

Kmenovina stáří cca 150 let s dominancí BO, méně BK, SM, HB, byla téměř celá vytěžena a zalesněna, částečně oploceno. Podporovat diverzitu dřevin – šetřit jakékoli vtroušené dřeviny.

Nedoplňovat mezery – horizontální variabilita, sukcese.

10. Diskuse

10.1 Rešeršní a analytická část: kapitoly 1. – 8. disertační práce

V rešeršní a analytické části disertační práce byly pomocí studia vědecké literatury, dotazníkového šetření a studie zabývající se českým seznamem zvláště chráněných druhů rostlin zkoumány podstatné faktory týkající se lesní biodiverzity a lesnického managementu v České republice a ve střední Evropě. Jednotlivé studie nejsou v této kapitole detailně diskutovány, neboť byly do disertační práce vloženy ve formě vědeckých článků se samostatnou diskusí výsledků.

Doplňková kapitola zabývající se otázkou retence souší v disturbovaných hospodářských porostech má povahu eseje (resp. *opinion paper*). Do disertační práce byla zařazena, neboť logicky navazuje na zásadní roli přírodních disturbancí, mrtvého dřeva a kontinuity habitatu pro lesní biodiverzitu. Rovněž z hlediska ochrany biodiverzity reflektuje vysoce aktuální téma plošného rozvratu hospodářských smrkových a borových lesů ve střední Evropě.

V základních ohledech zpracované studie korespondují s dosavadními vědeckými poznatky týkajícími se vztahu ochrany biodiverzity a lesnického managementu. Podtrhují nezbytnost upuštění od pěstování holosečně těžených monokultur a zdůrazňují význam strukturních prvků pozdních sukcesních stadií lesa, starých a habitatových stromů, mrtvého dřeva, prosvětlení a raných sukcesních stadií, význam přirozených disturbancí i fenomén světlého lesa podpořený zejména v nížinách historickými formami managementu (předně pařezení a pastva). Tyto poznatky jsou do jisté míry zohledněny i v aktuálních politických materiálech, například v Koncepti státní lesnické politiky do roku 2035 schválené usnesením vlády ČR č. 116 ze dne 17.2.2020 (MZe, 2020). Studie a širší záběr disertační práce jdou do značné podrobnosti a zajišťují dostatečně komplexní a aktuální kompilát na téma ochrany lesní biodiverzity. Novost a přínos této části disertační práce vyplývá zejména z těchto aspektů:

- Zohlednění nejnovějších poznatků; literární rešerše byla aktualizována v říjnu 2021.
- Podrobnost, širší a zaměření dotazníkového šetření týkajícího se lesní biodiverzity a managementu lesů je v ČR doposud bez ekvivalentu.
- Případová studie, zaměřená na ucelený soubor zákonem zvláště chráněných druhů rostlin ve vztahu k lesnímu prostředí a lesnictví, v ČR v daném formátu dosud nebyla realizována. Seznam zvláště chráněných druhů rostlin byl pro analýzu vybrán z důvodu návaznosti na širokou škálu biotopů, které tyto druhy využívají, kvalitu

a metodickou jednotnost zdrojových dat a zákonem deklarovanou ochranu předmětných druhů, která dodává výsledkům studie váhu.

- Esej týkající se retence souší v disturbovaných kulturních lesích reaguje na recentní bezprecedentní narušení středoevropských kulturních lesů z hlediska ochrany biodiverzity, čímž zvyšuje aktuálnost disertační práce a její upotřebitelnost v celospolečenské diskusi.

Uvedenými nástroji byl naplněn dílčí cíl disertační práce: aktuální shrnutí a analýza příčin ohrožení lesní biodiverzity, zásadních faktorů podporujících lesní biodiverzitu, a z toho plynoucích východisek pro lesnický i ochránářský management, jak biodiverzitu chránit a podpořit při nakládání s lesy, a to i v kontextu recentních rozsáhlých disturbancí středoevropských kulturních lesů. Analytická část disertační práce je zakončena závěrem shrnujícím minimum pro revizi a optimalizaci lesnického managementu v zájmu ochrany biodiverzity, s cílem předložit prahové nároky na lesnickou praxi.

10.2 Ekologické lesnictví: kapitola 9.

10.2.1 Odůvodnění aplikace ekologického lesnictví v České republice

Ze základních alternativ managementu cílicího na ochranu biodiverzity (Götmark, 2013) je pro lesnickou praxi velmi důležitá alternativa netradičního managementu, neboť zastřešuje celou škálu lesnických přístupů, včetně tzv. ekologického lesnictví. Bezzásahová alternativa se týká primárně rezervací, tradiční managementy jsou perspektivní zejména v nížinách a byly již pro Českou republiku metodicky ošetřeny, druhové managementy jsou naplňovány specializovanými záchrannými programy.

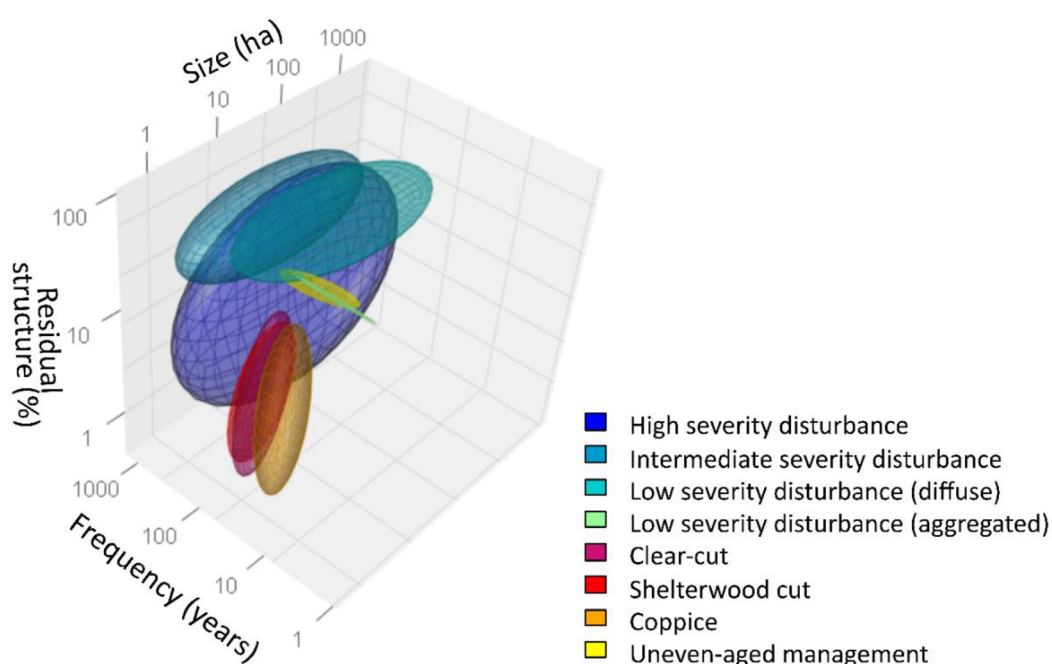
Z prvních osmi kapitol disertační práce vyplývají zásadní faktory pro ochranu lesní biodiverzity. Řada těchto dílčích faktorů byla v české odborné literatuře již podrobně zpracována. Nepasečnému hospodaření usilujícímu o nestejnověké porosty se podrobně věnuje např. Poleno (1997), Košulič (2010) nebo Remeš (2018). Management mrtvého dřeva metodicky zpracovali Jankovský et al. (2006) a Bače et Svoboda (2016). Integrativní systém retence habitatových stromů Marteloscope (program Integrate+) vyvinul Kraus et al. (2016) se vzorovými plochami i v České republice. Metodiku opatření na podporu saproxylického hmyzu zpracoval Krása (2015). Byla vydána metodika péče o světlé lesy včetně tradičních managementů (Čížek et al., 2016) i pro ořezávání stromů (pollarding) (Čížek et al., 2020). Lesnický systém cílicí na strukturální komplexnost lesa, imitující přirozené disturbance, však v českém prostředí doposud

metodicky ošetřen nebyl, a proto se disertační práce ve své aplikační části zaměřuje právě na toto téma.

Disertační práce se podrobně zaměřuje na koncept ekologického lesnictví a rozpracovává jej pro praktickou aplikaci v České republice. Za tím účelem též předkládá doporučení pro konkrétní lesní majetek. Ekologickým lesnictvím se disertační práce zabývá zejména z těchto důvodů:

- Jde o přístup lesnického managementu kladoucí si přímo za cíl chránit a podpořit biodiverzitu (Franklin et al., 1997; Palik et al., 2020).
- Ekologické lesnictví bylo doposud teoreticky rozvíjeno primárně v severoamerickém prostředí a jeho obecně uplatnitelné principy nejsou pro Českou republiku dostatečně metodicky rozpracovány.

Ekologické lesnictví je založeno na emulaci přirozených disturbancí, zejména ve smyslu intenzity, variability a načasování těžebních zásahů, dále pak ve smyslu struktur zachovaných po těžebních zásazích. Z hlediska těchto tří kritérií (intenzita, interval, reziduální struktura) jsou dosavadní nejběžnější hospodářské způsoby (holosečný zp., podrostní zp., výběrný zp., pařezení) aplikované v Evropě nedostatečné, neboť se jen velmi málo překrývají s režimem přirozených disturbancí v různých typech lesů, což dokládá nová důležitá studie na dané téma (Aszalós et al., 2021). Výrazně nižší pokrytí variability a vlastností přirozených disturbancí dosavadními typy hospodaření uplatňovanými v Evropě, je zřejmé z obrázku č. 10.1 (Aszalós et al., 2021).



Obr. 10.1 Znárodnění plošného rozsahu, frekvence (časového intervalu) a reziduálních strukturních atributů lesnických systémů a přírodních disturbancí v evropských boreálních a temperátních lesích. Osy byly logaritmicky transformovány. Obrázek v originální verzi převzat z: Aszalós et al., 2021.

V zájmu ochrany biodiverzity je proto patřičné hledat nové managementové přístupy zohledňující přirozenou lesní dynamiku.

10.2.2 Porovnání ekologického lesnictví s jinými přístupy

10.2.2.1 Ekologické lesnictví a přírodě blízké lesnictví

Ve střední Evropě je ekologické lesnictví dosud neetablovaným termínem. Snahy o ekologičtější hospodaření jsou v tomto regionu známy pod názvem přírodě blízké lesnictví (*close-to-nature forestry/silviculture*), které je právě ve střední Evropě rozvíjeno již od 19. století, coby alternativa k hospodaření založenému na stejnověkových monokulturách (Remeš, 2018), a to zejména v podmínkách středních a vyšších poloh (Vrška et Král, 2018), v přirozeném prostředí stín snášejších dřevin (primárně tzv. hercynské směsi jedle, buku a smrku). Přírodě blízké lesnictví odmítá pasečnou (zvláště pak holosečnou) obnovu porostů a cílí na maximální využití přírodních procesů, zejména přirozenou obnovu dřevin, její autoredukci a diferenciaci pod vlivem horní stromové etáže. Jde o systém zaměřený na produkci kvalitního dříví, ovšem pouze v rámci ekologického potenciálu stanoviště. Pozornost věnuje jednotlivým stromům a usiluje o biologickou automatizaci (Vrška et Král, 2018). Tyto cíle bývají naplňovány výběrným hospodářským způsobem, s nímž přírodě blízké hospodaření v konkrétních případech aplikace může splývat (Ferkl, 2020). Lesnické systémy založené na nestejnověkových porostech jsou v Evropě uplatňovány pouze na přibližně 10 % plochy obhospodařovaných boreálních a temperátních lesů, zatímco drtivá většina těchto lesů je obhospodařována pasečně (Aszalós et al., 2021).

Oba koncepty, ekologické lesnictví i přírodě blízké lesnictví, jsou diametrálně odlišné od pasečného hospodaření, ale liší se i vzájemně mezi sebou z hlediska faktorů důležitých pro ochranu biodiverzity. Hlavní rozdíly mezi ekologickým lesnictvím (EL) a přírodě blízkým lesnictvím (PBL) uvádějí Ettl et Vrška in Vrška et Král (2018):

- **Prostorové měřítko:** *EL pracuje v měřítku krajiny a zdůrazňuje podporu biodiverzity. PBL pracuje v měřítku jednotlivého stromu až porostu a snaží se integrovat víceúčelové využití lesa včetně péče o biodiverzitu.*

- **Využití přírodních procesů:** míra biologické automatizace: EL napodobuje přirozené procesy včetně přírodních disturbancí. PBL Využívá co nejvíce tvořivých sil přírody k dosažení co nejvyššího stupně biologické automatizace, ale po jasně definované hranici spojenou s kvalitou dříví, nenapodobuje vzhled přirozeného lesa.

- **Lokální objem biomasy:** U EL může být na jednotce plochy výrazně variabilní objem biomasy, porostní kryt může být více narušen, ekosystémové funkce mohou být naplněny variabilně. PBL Udržuje optimální množství biomasy (zásobu), porostní kryt a ekosystémové funkce.

- **Kontrola zdravotního stavu lesa:** U EL zdravotní stav lesa a jeho odolnost jsou spojeny s obnovou historických disturbančních režimů. PBL kontroluje zdravotní stav lesa a aplikuje těžbu mýtně zralých stromů.

- **Přirozenost lesa:** EL podporuje přirozené druhové složení lesa, biologické dědictví a přirozenou strukturní diverzitu. PBL podporuje přirozenou obnovu lesa a nestejnověkou strukturu s cílem udržet stabilitu porostu a trvalost a vyrovnanost výnosu.

- **Produkce dříví:** Pro EL není produkce dříví a optimalizace výnosu prioritou, ale je součástí přístupu. PBL se zaměřuje na produkci kvalitního dříví a udržení/zlepšení ekonomického výsledku v čase.

- **Cíle a postupy:** Pro EL je prioritou péče o biodiverzitu; sekundární cíle jsou plnění dalších funkcí lesů včetně limitované produkce. Pro PBL je prioritou péče o přírůst; sekundární cíle jsou plnění dalších funkcí lesů včetně péče o biodiverzitu.

- **Pěstební (výchovné) principy:** EL používá probírky s variabilní intenzitou s cílem narušit homogenní, zpravidla stejnověké porosty. PBL používá strukturující probírky, výběr jednotlivých stromů (maximalizace využití výběrných principů s ohledem na porostní typ a dřeviny, se kterými pracujeme).

- **Obnova porostu:** V případě EL nepravidelná seč clonná v mýtně zralých porostech. PBL používá skupinovitý výběr, pracuje s rozšiřujícími se porostními mezerami, kombinuje využívání výběrných principů a maloplošných podrostních prvků apod. (bádenská seč clonná apod.).

Přes svůj ekologický základ si přírodě blízké lesnictví neklade ochranu a podporu biodiverzity za hlavní cíl a svým případným zúžením na výběrné hospodaření může být pro komplexní biodiverzitu lesa rizikové snížením horizontální heterogenity lesa (Nagel et al., 2017; Remeš, 2018; Rotter et al., 2021). Konvenční přírodě blízké lesnictví může svou specializací na trvalou přítomnost lesního porostu vést ke snížení variability světelných podmínek, zejména může postrádat prvky s vyšší mírou oslunění a ranými sukcesními stadii typickými pro přírodní disturbance se smíšenou severitou. Zároveň průběžným kvalitativním výběrem (Ferkel, 2020) či těžbou stromů s cílovou tloušťkou (Poleno, 1997) eliminuje kontinuitu biologického a strukturního dědictví lesa, jakým jsou

například habitatové stromy a rozličné formy mrtvého dřeva. V tomto ohledu panuje mezi obvyklými střeoevropskými formami přírodě blízkého lesnictví a principy ekologického lesnictví nejzávažnější rozpor (Palik et al., 2020).

Na druhou stranu, zatímco model lesa věkových tříd založený na pěstování plošně a věkově oddělených monokultur, obhospodařovaného pasečně, je z hlediska ekologie lesa principiálně kontroverzní, přírodě blízké lesnictví do konceptu ekologického lesnictví zapadá, ale je coby management zohledňující biodiverzitu „pouze“ nedostatečně (Palik et al., 2020). Průnik ekologického a přírodě blízkého lesnictví lze spatřovat především v těžebním postupu, neboť jednotlivý a skupinový výběr stromů k těžbě je základem emulace disturbancí s nízkou severitou. Zatímco hospodářské způsoby založené na stejnověkových porostech (holosečný a podrostní způsob) vykazují ve svých efektech překryv s přirozenými disturbancemi pouze 7 %, systémy založené na nestejnověkovosti porostů (přírodě blízké hospodaření) dosahují překryvu s přirozenými disturbancemi až 53 % (Aszalós et al., 2021).

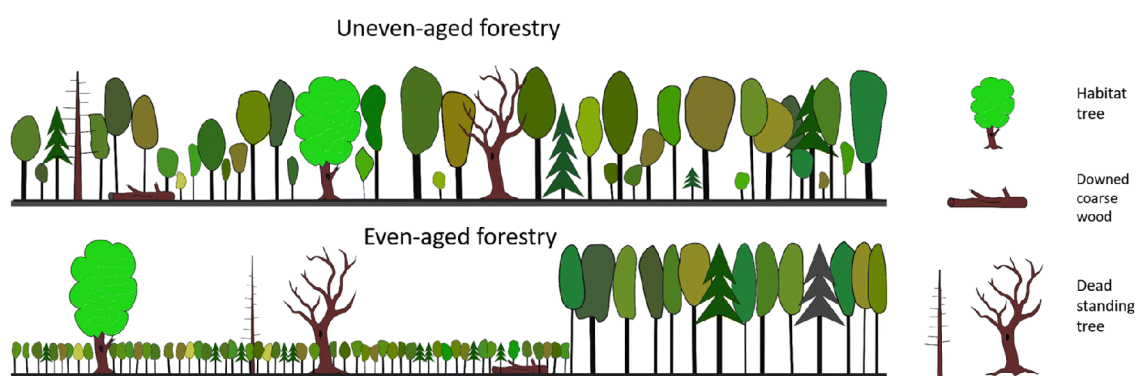
Přírodě blízké lesnictví je tak pro ochranu biodiverzity nesporně perspektivnější než pasečné hospodaření, ale má ve svých současných formách stále velké rezervy. Jeho výrazně produkčně orientované formy by měly být pro svou šetrnost a využití přírodních procesů ve větší míře uplatněny v intenzivně využívaných částech krajiny (Seymour et Hunter, 1992), zatímco v lesích se zvýšeným významem mimoprodukčních funkcí (ovšem bez rezignace na produkci) je potřebné modifikovat dosavadní přírodě blízký systém o principy ekologického lesnictví, tak aby oba přístupy konvergovaly.

Pro optimalizaci lesnického managementu v České republice v zájmu ochrany biodiverzity tak vyplývá zřejmá potřeba zabývat se implementací všech principů ekologického lesnictví, na což se disertační práce zaměřuje. Rozpad střeoevropských kulturních lesů, stav životního prostředí, globální klimatická změna a krize biodiverzity aktuálně ústí v zesílenou odbornou a společenskou diskusi. V reakci na tuto diskusi a celospolečenskou poptávku vznikají nové adaptační strategie, z nichž je patrné, že k obohacení tradičního přírodě blízkého lesnictví o principy ekologického lesnictví již minimálně v teoretické rovině dochází, například důrazem na diverzitu prostředí, sukcesních stadií a variabilitu managementu (Rotter et al., 2021).

10.2.2.2 Ekologické lesnictví a retenční lesnictví

Ekologické lesnictví bývá v některých případech redukováno na retenční lesnictví (*retention forestry*). Tato problematika je nastíněna v kapitole č. 4 disertační práce.

Retenční lesnictví cílí na ponechávání stromů, skupin stromů a mrtvého dřeva během těžby (Gustafsson et al., 2012). Tento přístup je volen primárně v zájmu ochrany biodiverzity a oproti ryze produkčnímu hospodaření má v tomto smyslu své opodstatnění a výsledky. Vědecké metaanalýzy potvrdily příznivější efekt retenčního lesnictví na biodiverzitu jak oproti holosečnému hospodaření (Fedrowitz et al., 2014), tak oproti výběrnému hospodaření (Mori et Kitagawa, 2014). Nástroj ponechávání stromů a dalších struktur během těžby však může být aplikován ve všech těžebních přístupech (viz obr. 10.2), jak ukazuje Gustafsson et al. (2020).



Obr. 10.2 Retence habitatových stromů a mrtvého dřeva při pěstování stejnověkého a nestejnověkého porostu. Obrázek převzat z: Gustafsson et al. (2020)

Retenční hospodaření samo o sobě však nezohledňuje další důležité aspekty ochrany biodiverzity (Palik et D'Amato, 2017), a to komplexnost prostředí, načasování těžebních intervalů, povahu těžebních zásahů v zrcadle efektů přírodních disturbancí, krajinný kontext. Lze konstatovat, že ve smyslu ochrany biodiverzity zapadá přístup retenčního hospodaření do konceptu ekologického lesnictví (Palik et al., 2020), ovšem stejně jako konvenční přírodě blížké lesnictví nepokrývá jeho celou šíři.

10.2.3 Aplikace ekologického lesnictví v České republice - ekonomické hledisko

Většímu rozšíření ekologického lesnictví může bránit obava z ekonomické ztráty spojené s prodlouženým obmýtím nebo s ponecháváním části zásoby porostu k dožití a rozpadu, což jsou nástroje s reálným vlivem na dřevoprodukční funkci. Tento vliv může být zmírněn diferencovaným managementem v rámci krajiny. V tomto smyslu shledává Vysloužilová (2016) či Vrška et Král (2018) aktuální perspektivu ekologického lesnictví

spíše pro zásahové zóny chráněných území než pro lesy hospodářské. Například na přibližně 16 % území České republiky se nachází velkoplošná zvláště chráněná území, v jejichž zónách s mírnějším stupněm ochrany může ekologické lesnictví (s ohledem na převažující zájem ochrany přírody) nalézat uplatnění. Management lze v rámci krajiny diferencovat též podle kategorie lesa a dle vlastnictví lesa; ekologické lesnictví je tak zejména perspektivní v lesích jiné kategorie než hospodářské a v lesích ve vlastnictví státu nebo univerzit.

Na druhou stranu, jelikož je ekologické lesnictví více konceptem než konkrétním návodem (Palík et al., 2020), mohou být jeho principy přiměřeně uplatňovány i v hospodářských lesích, kde je důraz na produkční funkci vyšší. Narůstající význam mimoprodukčních funkcí lesa a výzvy spojené s globální klimatickou změnou a poklesem biodiverzity mohou zájem o uplatnění ekologického lesnictví v hospodářských lesích umocnit (Vrška et Král, 2018).

Navíc, ani poměrně výrazné zohlednění principů ekologického lesnictví nemusí dramaticky snížit produkci, jak ukazuje ve své studii Hanson et al. (2012). Tato studie modelovala vliv více nástrojů ekologického lesnictví na výtěž dřeva v porovnání se standardním výběrným hospodářským způsobem v prostředí zralého, nestejnověkého lesa na severu USA (smíšený *hardwood*). Bylo zjištěno, že nástroje ekologického lesnictví snižují výtěž dřeva, přičemž toto snížení kolísalo od 9 % v případě ponechávání 7 stromů / ha k dožití, po 55% snížení produkce v případě kombinace retence silného mrtvého dřeva a navýšení maximální těžené tloušťky (tj. prodloužení obmýcí největších stromů těžených v rámci výběrů) na 80 cm. Jako nejefektivnější varianta se ve studii ukázala ochrana citlivých druhů před těžbou (v ČR by analogicky mohlo jít například o jedli bělokorou a málo zastoupené listnaté dřeviny) v kombinaci se zmíněným navýšením maximální těžené tloušťky u nejsilnějších stromů v rámci výběrů na 80 cm. Tato kombinace podpořila ekologické funkce a snížila dopad na výnos; uvedený přístup zajistil obnovu strukturálních parametrů starého lesa a znamenal ztrátu výnosu oproti konvenčnímu výběrnému způsobu cca 27-30 %. Důležitým zjištěním studie též bylo, že v prvních 60 letech aplikace ponechávání stromů k dožití (modelována byla retence v rozpětí 7 – 22 jedinců / ha) by došlo ke snížení výtěže pouze v rozsahu 2 – 8 %, v dalších cyklech pak ke snížení výtěže v rozsahu 9 – 26 %. Z toho je patrné, že současné rozhodnutí vlastníka lesa pro alespoň minimální aplikaci principů ekologického lesnictví nemusí v dlouhodobém hledisku znamenat příliš tíživé ekonomické dopady. Ekonomický dopad na aktuálního vlastníka lesa, jenž s aplikací principů ekologického lesnictví začíná,

bude pravděpodobně velmi nízký. Jeho následovníci se ve vzdálenější budoucnosti pak mohou sami rozhodnout, jaké funkce lesa upřednostní.

Je potřeba dodat, že upuštění od intenzivních forem pasečného hospodaření vykazuje pozitivní ekonomický efekt snížením pěstebních nákladů a zvýšením přírůstu i kvality dřevní suroviny (Ferkel, 2020), což může dále zmírňovat ztrátu na produkci zapříčinnou retencí biomasy při ekologickém lesnictví.

Ponechávání dřevní hmoty v lese pro podporu biodiverzity je spojeno s minimální ztrátou v dopravně nepřístupných terénech, při využití hmoty pionýrských dřevin a v případě nekvalitní hmoty netvárných a poškozených, přitom ale habitatových a biologicky hodnotných jedinců (Bače et Svoboda, 2016).

V ekonomickém kontextu je též třeba vzít v úvahu, že jestliže ekologické lesnictví cílí na komplexnost a multifunkčnost lesního ekosystému, musí se toto odrazit v jeho vyšší rezistenci a rezilienci vůči vnějším stresům (Rotter et al., 2021), ve výsledku tedy i ekonomicky příznivě. Jednostranný důraz na produkci lesních ekosystémů vyústil ve střední Evropě v posledních letech po nárůstu stresových vlivů na řadě míst v rozvrat kulturních porostů, které při souvisejícím propadu cen dříví generovaly mnohonásobně vyšší ztrátu, než jakou přináší ekologický management.

10.2.4 Aplikace ekologického lesnictví v České republice - provozní hledisko

Při aplikaci ekologického lesnictví ve středních a vyšších polohách České republiky nepředpokládám vážnější provozní problémy. Upuštění od systému založeného na stejnověkových, pasečně obnovovaných porostech, má ve středoevropském prostoru dlouhou tradici a odborné zázemí (Remeš, 2018). Koncepce ekologického lesnictví je založena na variabilitě těžeb a retence, tudíž poskytuje i provoznímu personálu značnou svobodu a nabídku řešení při zachování základních principů dané koncepce. Lze konstatovat, že například důsledný přechod z holosečného na výběrný hospodářský způsob se v porovnání s ekologickým lesnictvím jeví jako provozně a technologicky náročnější, přičemž i takový krok je zvladatelný a v praxi ověřený (Ferkel, 2020). Povahou těžebních operací ekologického lesnictví v českých podmínkách vychází z výběrných a clonných sečí, tudíž v tomto smyslu má zřejmou návaznost na etablovaný koncept přírodě blízkého hospodaření.

Z hlediska provozního zvládnutí retence, tj. ponechávání mrtvého dřeva a živých stromů k dožití, lze v základních aspektech vycházet z existující metodiky pro management mrtvého dřeva v hospodářských lesích (Bače et Svoboda, 2016). Tato

metodika doporučuje zaměřit se primárně na shlukovitou retenci v rámci obnovních prvků. Tento nástroj má nejen své provozní, ale i biologické opodstatnění, neboť koncentrace mrtvého dřeva podporuje biodiverzitu více než jeho roztroušený výskyt. Skupiny stromů není vhodné ponechávat v okolí cest, kde mohou ve fázi rozpadu představovat bezpečnostní riziko, ani v sousedství oplocenek (riziko škod) a na místech, kde by představovaly překážku pro těžebně-dopravní operace (Bače et al., 2016; Vítková et al., 2018).

Po zahájení praktikování ekologického lesnictví v českých podmínkách nicméně vyvstane potřeba pro doplňování studií vyhodnocujících jeho ekologické, ekonomické a provozní aspekty.

10.2.5 Základní doporučení pro uplatnění ekologického lesnictví ve středních a vyšších polohách České republiky

Disertační práce vychází z rámce ekologického lesnictví, které bylo vyvinuto a je v praxi ověřováno v severoamerickém prostředí (Palik et al., 2020). V České republice tento systém dosud nemá v plném rozsahu uplatnění a úvahy o jeho zavádění jsou zatím pouze v rovině teoretických návrhů (Brichta, 2016; Vysloužilová, 2016; Kjučukov et Svoboda, 2018; Vrška et Král, 2018; Kjučukov et al., 2019). Konceptu se v řadě ohledů blíží management v některých zvláště chráněných územích, zejména v zásahových částech Národního parku Šumava (Kozel, 2021), ovšem jen s částečnou metodickou a terminologickou vazbou na ekologické lesnictví. Obdobné je to i jinde v Evropě, kde je na řadě míst rozvíjeno retenční lesnictví (Gustafsson et al., 2020) nebo přírodě blízké lesnictví, často s povahou výběrného hospodaření (Nagel et al., 2017; Remeš, 2018; Ferkl, 2020), ale ekologické lesnictví se všemi svými principy není v evropské lesnické praxi dosud výrazněji reflektováno. Nejblíže předmětnému konceptu mají lesní majetky, v nichž je při hospodaření cíleně zohledněna podpora biodiverzity integrativní ochranou habitatových stromů (Kraus et al., 2016), nejznáměji patrně v bučinách bavorské lokality Ebrach (Mergner et Kraus, 2020). Tento a další příklady dobré praxe předkládají ve své publikaci Krumm et al. (2020).

Disertační práce se proto zaměřuje na možnosti praktické aplikace principů ekologického lesnictví v lesích středních a vyšších poloh České republiky, tedy v lesích s potenciální dominancí buku lesního. Důvodem této volby je rozsah předmětného typu prostředí v České republice (Průša, 2001), překryv s hlavní zájmovou zónou přírodě

blízkého lesnictví (Vrška et Král, 2018) a možnost praktického uplatnění v podobě pilotního projektu na lokalitě Samechov. Za referenční režim přírodních disturbancí pro navrhovaný management byl na základě vědecké literatury zvolen smíšený režim disturbancí nízké a střední severity.

10.2.6 Návrh aplikace ekologického lesnictví na lokalitě Samechov

Disertační práce navrhuje rámcovou směrnici a podrobný soubor opatření pro jednotlivé porosty na nově založeném demonstračním území Samechov, které náleží do vlastnictví České republiky a práva hospodařit státního podniku Lesy České republiky. Jde o pilotní projekt daného typu v hospodářských lesích České republiky. V práci jsou položeny základy pro zahájení předmětného typu hospodaření v konkrétních podmínkách. Předpokládá se navazující výzkum demonstračního území a komplexní vyhodnocování managementu, jenž je momentálně v iniciálním stadiu aplikace.

Tato část práce vychází z návrhu aplikace ekologického lesnictví ve středních a vyšších polohách (kap. 9.5), teoreticky pak z principů ekologického lesnictví (Palik et al., 2020), které jsou zohledněny tímto způsobem:

- **Kontinuita:** plánovaná retence biomasy a strukturních prvků daného stanoviště před těžbou a po těžbě.
- **Komplexnost a diverzita:** podpora celé dostupné škály dřevinné skladby, primárně z přirozené obnovy. Výchovné i obnovní těžby s variabilní intenzitou a retencí, vycházející z modelu disturbance nízké a střední severity. Zohlednění škály sukcesních stadií, včetně plošek bezlesí.
- **Načasování:** na části území výrazné prodloužení těžebních cyklů pro rozvoj struktury starého lesa.
- **Krajinný kontext:** návaznost na referenční území bukového pralesa v Národní přírodní rezervaci Ve Studeném, které je regionálním ohniskem biodiverzity. Dále též plánovaná retence fragmentů starých bučin v širším okolí.

Návrh prahových hodnot retence biomasy v území Samechov (diferencovaně v rámci území: na části minimálně 10 %, na části minimálně 20 %, na části bez prahové hodnoty) má oporu ve vědeckých pracích zabývajících se minimálními prahovými hodnotami biotopů a mikrobiotopů pro zachování související biodiverzity. Retence habitatových stromů a mrtvého dřeva by neměla klesat pod 5 - 10 % zásoby (Gustafsson et al., 2012). Pro kvantitu mrtvého dřeva odvodili prahové hodnoty Müller et Bütler (2010), a to 30 – 50 m³/ha v krajinném průměru. V zájmovém území ekologického lesnictví je přítom

nutné zohlednit průměrné až nadprůměrné prahové hodnoty, aby demonstrační aplikace plnila své poslání. Retence starých stromů a fragmentů starého lesa k dožití reflektují prokázaný vysoký biologický význam mohutných stromů s výčetní tloušťkou větší než 80 cm (Hofmeister et al., 2015).

11. Závěr

Dosavadní lesní hospodaření v České republice ohrožuje biologickou rozmanitost lesů, neboť generuje homogenní lesní prostředí a eliminuje důležité habitaty. Pozornost by měla být upřena zejména na ukončení pěstování holosečně těžných hustých monokultur stanovištně nepůvodních dřevin. Tento typ managementu je s nároky lesní bioty v přímém rozporu, a zároveň vykazuje velmi nízkou rezistenci a rezilienci vůči důsledkům klimatických změn.

Je nutné se věnovat obnově pestré skladby domácích druhů dřevin, ochraně habitatu starých lesů a jejich struktur, starých stromů a mrtvého dřeva, jakož i obnově prostředí světlého lesa. Zásadní je strukturní diverzita a komplexnost lesního prostředí, přítomnost škály sukcesních stadií, zejména raných a pozdních, a kontinuita habitatů v čase a prostoru. Tyto posledně jmenované aspekty úzce souvisejí s přírodními disturbancemi, jejichž strukturní a biologické dědictví je pro diverzitu lesních ekosystémů klíčové.

Ve vyšších nadmořských výškách je zásadním nástrojem ochrany lesní biodiverzity velkoplošná bezzásahovost. Význam mají ale i maloplošné rezervace a mikrorezervace napříč krajinou. V nížinách a luzích vyžaduje obnova světlých lesů aplikaci historických forem hospodaření (nízké a střední lesy, lesní pastva, ořez stromů, na vhodných místech řízené vypalování). Součástí světlých lesů musí být staré a habitatové stromy. Nezbytnost obnovy světlých lesů v nížinách potvrdila i případová studie – analýza nároků zvláště chráněných druhů rostlin České republiky. Táž studie prokázala potřebu větší variability podmínek lesního ekosystému, zejména světelných.

Středoevropské lesnické hospodaření by zvláště ve středních a vyšších polohách mělo integrovat principy ekologického lesnictví, zesíleně v lesích s vyšším významem mimoprodukčních funkcí (lesy zvláštního určení, lesy ochranné, lesy v chráněných územích) a v lesích ve vlastnictví státu a univerzit. Ekologické lesnictví by zde mělo při těžbě imitovat efekty smíšeného režimu přírodních disturbancí nízké a střední severity, s kontinuální retencí struktur charakteristických pro staré lesy. V tomto kontextu by těžba

měla být realizována jednotlivým a skupinovým výběrem, probírkami a clonnými těžbami s nepravidelnou intenzitou a retencí. Konvenční střeoevropské přírodě blízké lesnictví zatím nezohledňuje dostatečně ochranu biodiverzity, zvláště pokud je zúženo na plošně aplikovaný výběrný hospodářský způsob. Vykazuje nicméně perspektivu pro další rozvíjení a obohacení o nástroje ekologického lesnictví, tak aby účinně mitigovalo klimatickou změnu a úbytek biodiverzity.

Z hlediska recentních velkoplošných narušení kulturních porostů ve střední Evropě suchem, vichřicemi a podkorním hmyzem je v zájmu obnovy ekosystému a ochrany biodiverzity zajistit na vhodných místech částečnou retenci souší a dalšího biologického dědictví těchto narušení. Při obnově narušených ploch je nutné primárně využívat přirozené sukcese.

Literatura

- Abrego N., Bässler C., Christensen M., Heilmann-Clausen J. 2015. Implications of reserve size and forest connectivity for the conservation of wood-inhabiting fungi in Europe. *Biological Conservation*. 191, 469-477. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.07.005>
- Adámek M., Antonín V., Benda P., Jurek V., Marková I., Šteflová D., Švejnohová A., Trochta J. 2011. Havraní skála u Jetřichovic v národním parku České Švýcarsko. *Ochrana přírody*. 1/2011
- Albrich K., Thom D., Rammer W., Seidl R. 2021. The long way back: Development of Central European mountain forests towards old-growth conditions after cessation of management. *Journal of Vegetation Science*. 32(4). AN: e013052. DOI: 10.1111/jvs.13052
- Alkemade R., Bakkenes M., Eickhout B. 2011. Towards a general relationship between climate change and biodiversity: an example for plant species in Europe. *Regional Environmental Change* 11, 143–150. <https://doi.org/10.1007/s10113-010-0161-1>
- Ammer C., Bickel E., Kolling C. 2008. Converting Norway spruce stands with beech - a review of arguments and techniques. *Austrian Journal of Forest Science*. 125(1): 3-26.
- Angelstam P., Breuss M., Mikusinski G. 2001. Toward the assessment of forest Biodiversity at the scale of forest management units - a European landscape perspective. *European Forest Institute Proceedings*. 38: 59-74. ISBN:952-9844-86-7
- Asbeck T., Pyttel P., Frey J., Bauhus J. 2019. Predicting abundance and diversity of tree-related microhabitats in Central European montane forests from common forest attributes. *Forest Ecology and Management*. 432: 400–408. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.09.043>
- Aszalós R., Thom D., Aakala T., Angelstam P., Brümelis G., Gálhidy L., Hlásný T., Katzensteiner K., Kovács B., Knoke T., Larrieu L., Motta R., Müller J., Ódor P., Roženbergar D., Paillet Y., Silaghi D., Standovár T., Svoboda M., Szwagrzyk J., Toscani P., Keeton W.S. 2021. Natural disturbance regimes as a guide for sustainable forest management in Europe. *Ecological Applications*. Accepted.

- Atlegrim O., Sjöberg K. 2004. Selective felling as a potential tool for maintaining biodiversity in managed forests. *Biodiversity and Conservation*. 13: 1123-1133. <https://doi.org/10.1023/B:BIOC.0000018148.84640.fd>
- Axelsson R., Angelstam P., Svensson J. 2007. Natural forest and cultural woodland with continuous tree cover in Sweden: How much remains and how is it managed? *Scandinavian Journal of Forest Research*. 22 (6): 545-558. <https://doi.org/10.1080/02827580701806661>
- Bače R., Svoboda M. 2016. Management mrtvého dřeva v hospodářských lesích. Certifikovaná metodika. Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, v.v.i. 44 s. ISBN 978-80-7417-118-5
- Bače R., Svoboda M., Pouska V., Janda P., Červenka J. 2012. Natural regeneration in Central-European subalpine spruce forests: Which logs are suitable for seedling recruitment? *Forest Ecology and Management*. 266: 254-262. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.11.025>
- Barredo J.I., Brailescu C., Teller A., Sabatini F.M., Mauri A., Janouskova K. 2021. Mapping and assessment of primary and old-growth forests in Europe, JRC Science for Policy Report, Luxembourg.
- Bartels S.F., Macdonald S.E., Johnson D., Caners R.T., and Spence J.R. 2018. Bryophyte abundance, diversity and composition after retention harvest in boreal mixedwood forest. *J. Appl. Ecol.* 55(2): 947–957.
- Batavia Ch., Nelson M.P. 2016. Conceptual ambiguities and practical challenges of ecological forestry: a critical review. *Journa of Forestry*. 114(5): 572-581
- Beneš J., Čížek O., Dovala J., Konvička M. 2006. Intensive game keeping, coppicing and butterflies: The story of Milovický Wood, Czech Republic. *Forest Ecology and Management*. 237 (1-3), 353-365. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.09.058>
- Bengtsson J., Nilsson S.G., Franc A., Menozzi P. 2000. Biodiversity, disturbances, ecosystem function and management of european forests. *For. Ecol. Manage.* 132, 39–50. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00378-9](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00378-9)
- Berg C., Welk E., Jäger E.J. 2017. Revising Ellenberg's indicator values for continentality based on global vascular plant species distribution. – *Applied Vegetation Science*, 20: 482–493.
- Bergeron Y., Harvey B. 1997. Basing silviculture on natural ecosystem dynamics: an approach applied to the southern boreal mixedwood forest of Quebec. *For. Ecol. Manage.* 92(1): 235–242

- Blaser S., Prati D., Senn-Irlet B., Fischer M. 2013. Effects of forest management on the diversity of deadwood-inhabiting fungi in Central European forests. *For. Ecol. Manage.* 304, 42–48. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.04.043>
- Blicharska M., Angelstam P., Antonson H., Elbakidze M., Axelsson R. 2011. Road, forestry and regional planners' work for biodiversity conservation and public participation: a case study in Poland's hotspot regions. *Journal of Environmental Planning and Management*, 54: 1373-1395. DOI: 10.1080/09640568.2011.575297
- Bobiec A., Gutowski J.M., Laudenslayer W.F., Pawlaczyk P., Zub K. 2005. *The Afterlife of a Tree*. Warsaw. WWF Poland
- Boczon A., Kowalska A., Gawrys R. 2017. Soil-water determinants of forest management in the perspective of climate change. *Sylvan*. 161(9): 763-771.
- Boisvert-Marsh L., Royer-Tardif S., Nolet P., Doyon F., Aubin I. 2020. Using a trait-based approach to compare tree species sensitivity to climate change stressors in eastern Canada and inform adaptation practices. *Forests*, 11(9): 989
- Braun-Reichert R., Rubanschi S., Poschlod P. 2021. The importance of small natural features in forests-How the overgrowth of forest gaps affects indigenous flower supply and flower-visiting insects and seed sets of six *Campanula* species. *Ecology and Evolution*. 11(17): 11991-12002. DOI: 10.1002/ece3.7965
- Brichta J. 2016. *Principy ekologického lesnictví a možnosti uplatnění v ČR*. Česká zemědělská univerzita v Praze. Bakalářská práce.
- Brockerhoff E.G., Jactel H., Parrotta J.A., Quine C.P., Sayer J. 2008. Plantation forests and biodiversity: Oxymoron or opportunity? *Biodivers. Conserv.* 17, 925–951. <https://doi.org/10.1007/s10531-008-9380-x>
- Buchert G.P., Rajora O.P., Hood J.V., Dancik B.P. 1997. Effects of harvesting on genetic diversity in old-growth eastern white pine in Ontario, Canada. *Conserv. Biol.* 11(3): 747–758
- Buriánek V. 1998. The biodiversity and forest management in the Czech Republic. *Forestry Sciences*. 51 (18): 405-409
- Carey A.B. 2003. Biocomplexity and restoration of biodiversity in temperate coniferous forest: inducing spatial heterogeneity with variable-density thinning. *Forestry*, 76(2): 127–136.
- Colombaroli D., Tinner W. 2013. Determining the long-term changes in biodiversity and provisioning services along a transect from Central Europe to the Mediterranean. *Holocene*. 23, 1625-1634. <https://doi.org/10.1177/0959683613496290>

- Curtis R.O. 1997. The role of extended rotations. *In* Creating a forestry for the 21st century. Edited by K.A. Kohm and J.F. Franklin. Island Press, Washington, D.C. pp. 165–170
- Čada V., Morrissey R.C., Michalová Z., Bače R., Janda P., Svoboda M. 2016. Frequent severe natural disturbances and non-equilibrium landscape dynamics shaped the mountain spruce forest in central Europe. *Forest Ecology and Management*. 363: 169-178. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.12.023>
- Čížek L., Hauck D., Čamlík G., Šebek P. 2020. Ořezávané stromy – zapomenuté dědictví, historie, současnost a význam v ochraně přírody. agentura gevak s.r.o. 74 s. ISBN 978-80-86768-90-8
- Čížek L., Šebek P., Bače R., Beneš J., Doležal J., Dvorský M., Miklín J., Svoboda M. 2016. Metodika péče o druhově bohaté (světlé) lesy. Certifikovaná metodika. České Budějovice, Biologické centrum AV ČR, Entomologický ústav: 126 s.
- D'Amato A.W., Bradford J.B., Fraver S., Palik B.J. 2011. Forest management for mitigation and adaptation to climate change: insights from long-term silviculture experiments. *For. Ecol. Manage.* 262(5): 803–816
- D'Amato A.W., Palik B.J. 2021. Building on the last “new” thing: exploring the compatibility of ecological and adaptation silviculture. *Canadian Journal of Forest Research*. 51(2)
- De Groot M., Diaci J., Ogris N. 2019. Forest management history is an important factor in bark beetle outbreaks: Lessons for the future. *Forest Ecology and Management*. 433, 467-474. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.11.025>
- Demeter L., Bede-Fazekas A., Molnar Z., Csicsse, G., Ortmann-Ajkai A., Varga A., Molnar A., Horvath F. 2020. The legacy of management approaches and abandonment on old-growth attributes in hardwood floodplain forests in the Pannonian Ecoregion. *European Journal of Forest Research*. 139, 595–610. <https://doi.org/10.1007/s10342-020-01272-w>
- Depardieu C., Girardin M.P., Nadeau S., Lenz P., Bousquet J., Isabel N. 2020. Adaptive genetic variation to drought in a widely distributed conifer suggests a potential for increasing forest resilience in a drying climate. *New Phytol.* 227(2): 427–439
- Dieler J., Uhl E., Biber P., Müller J., Rotzer T., Pretzsch H. 2017. Effect of forest stand management on species composition, structural diversity, and productivity in the temperate zone of Europe. *European Journal of Forest Research*. 136(4): 739-766. DOI: 10.1007/s10342-017-1056-1

- Douda J., Boublík K., Doudová J., Kyncl M. 2016. Traditional forest management practices stop forest succession and bring back rare plant species. *Journal of Applied Ecology* 54 (3), 761-771. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12801>
- Dullinger S., Essl F., Rabitsch W., Erb K.-H., Gingrich S., Haberl H., Hülber K., Jarošík V., Krausmann F., Kühn I., Pergl J., Pyšek P., Hulme P.E. 2013. Europe's other debt crisis caused by the long legacy of future extinctions. *P. Natl. Acad. Sci. USA*. 110, 7342-7347. <https://doi.org/10.1073/pnas.1216303110>
- Dvořák D., Vašutová M., Hofmeister J., Beran M., Hošek J., Běťák J., Burel J., Deckerová H. 2017. Macrofungal diversity patterns in central European forests affirm the key importance of old-growth forests. *Fungal Ecology*. 27, 145 – 154. <https://doi.org/10.1016/j.funeco.2016.12.003>
- Eckelt A., Müller J., Bense U., Brustel H., Bußler H., Chittaro Y., Čížek L., Frei A., Holzer E., Kadej M., Kahlen M., Köhler F., Möller G., Mühle H., Sanchez A., Schaffrath U., Schmidl J., Smolis A., Szallies A., Németh T., Wurst C., Thorn S., Christensen R.H.B., Seibold S. 2018. “Primeval forest relict beetles” of Central Europe: a set of 168 umbrella species for the protection of primeval forest remnants. *J. Insect Conserv.* 22, 15–28. <https://doi.org/10.1007/s10841-017-0028-6>
- Ellenberg H., Weber H.E., Düll R., Wirth V., Werner W., Paulißen D. 1991. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. – *Scripta Geobotanica* 18: 1–248
- European Commission. 2020. EU Biodiversity strategy for 2030. https://ec.europa.eu/environment/strategy/biodiversity-strategy-2030_en
- Emmer I.M., Fanra J., Kobus A. Th., Kooijman A., Sevink J. 1998. Reversing borealization as a means to restore biodiversity in Central-European mountain forests - An example from the Krkonose Mountains, Czech Republic. *Biodiversity and Conservation*. 7 (2), 229-247. <https://doi.org/10.1023/A:1008840603549>
- Essl F., Dullinger S., Rabitsch W., Hulme P.E., Pyšek P., Wilson J.R.U., Richardson D.M. 2015. Delayed biodiversity change: No time to waste. *Trends Ecol. Evol.* 30, 375–378. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2015.05.002>
- Ettwein A., Korner P., Lanz M., Lachat T., Kokko H., Pasinelli G. 2020. Habitat selection of an old-growth forest specialist in managed forests. *Animal Conservation*. 23(5): 547-560. DOI: 10.1111/acv.12567
- European Commission. 2020. EU Biodiversity strategy for 2030. https://ec.europa.eu/environment/strategy/biodiversity-strategy-2030_en

- Ewald J. 2003. The calcareous riddle: Why are there so many calciphilous species in the Central European flora? *Folia Geobotanica*, 38: 357–366. DOI: 10.1007/BF02803244
- Fartmann T., Mueller C., Poniatowski D. 2013. Effects of coppicing on butterfly communities of woodlands. *Biological Conservation*. 159: 396-404. DOI: 10.1016/j.biocon.2012.11.024
- Fazan L., Song Y.-G., Kozłowski G. 2020. The Woody Planet: From Past Triumph to Manmade Decline. *Plants*. 9(11):1593. <https://doi.org/10.3390/plants9111593>
- Fedrowitz K., Koricheva J., Baker S.C., Lindenmayer D.B., Palik B., Rosenvald R., Beese W., Franklin J.F., Kouki J., Macdonald E., Messier C., Sverdrup-Thygeson A., Gustafsson L. 2014. Can retention forestry help conserve biodiversity? A meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*. 51: 1669–1679. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12289>
- Felton A., Lindbladh M., Brunet J., Fritz O. 2010. Replacing coniferous monocultures with mixed-species production stands: An assessment of the potential benefits for forest biodiversity in northern Europe. *Forest Ecology and Management*. 260 (6): 939-947. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.06.011>
- Ferkl V. 2020. Může být nepasečný – výběrný způsob alternativou pro naše lesy? Brno: Pro Silva Bohemica. ISBN 978-80-908071-0-5.
- Filyushkina A., Strange N., Löff M., Ezebilo E.E., Boman M. 2018. Applying the Delphi method to assess impacts of forest management on biodiversity and habitat preservation. *Forest Ecology and Management*. 409: 179-189. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.10.022>
- Finch O.D. 2005. Evaluation of mature conifer plantations as secondary habitat for epigeic forest arthropods (Coleoptera: Carabidae; Araneae). *Forest Ecology and Management*. 204 (1): 21-34
- Fischer A., Marshall P., Camp A. 2013. Disturbances in deciduous temperate forest ecosystems of the northern hemisphere: their effects on both recent and future forest development. *Biodiversity and Conservation*. 22(9): 1863-1893. DOI: 10.1007/s10531-013-0525-1
- Ford S.E., Keeton W.S. 2017. Enhanced carbon storage through management for old-growth characteristics in northern hardwood-conifer forests. *Ecosphere*, 8(4): e01721

- Franklin J.F. 1989. Toward a new forestry. *American Forests* 95: 37-44
- Franklin J.F., Berg D.R., Thornburgh D.A., Tappeiner J.C. 1997. Alternative silvicultural approaches to timber harvesting: Variable retention harvest systems. In *Creating a forestry for the 21st century*, ed. K.A. Kohm and J.F. Franklin, 111-139. Washington, DC: Island Press.
- Franklin, J.F., Donato, D.C. 2020. Variable retention harvesting in the Douglas-fir region. *Ecol Process* 9, 8. <https://doi.org/10.1186/s13717-019-0205-5>
- Franklin J.F., Mitchell R.J., Palik B.J. 2007. Natural disturbance and stand development principles for ecological forestry. Gen. Tech. Rep. NRS-19. Newtown Square, PA: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northern Research Station. 44 p. <https://doi.org/10.2737/NRS-GTR-19>
- Frankovič M., Janda P., Mikoláš M., Čada V., Kozák D., Pettit J.L., Nagel T.A., Buechling A., Matula R., Trotsiuk V., Gloor R., Dušátko M., Kameniar O., Vostarek O., Lábusová J., Ujházy K., Synek M., Begović K., Ferencík M., Svoboda M. 2021. Natural dynamics of temperate mountain beech-dominated primary forests in Central Europe. *Forest Ecology and Management* 479. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118522>.
- Freer-Smith P., Muys B., Bozzano M., Drössler L., Farrelly N., Jactel H., Korhonen J., Minotta G., Nijnik M., Orazio C. 2019. Plantation forests in Europe: challenges and opportunities. *From Science to Policy* 9. European Forest Institute. <https://doi.org/10.36333/fs09>
- Fuhrer E. 1996. Entomological aspects regarding the conversion of montane spruce forests in Central Europe. *Entomologia Generalis*. 21(1-2): 1-15.
- Fuchs Z., Vacek Z., Vacek S., Gallo J. 2021. Effect of game browsing on natural regeneration of European beech (*Fagus sylvatica* L.) forests in the Krusne hory Mts. (Czech Republic and Germany). *Central European Forestry Journal*. 67(3): 166-180. DOI: 10.2478/forj-2021-0008
- Fumy F., Fartmann T. 2021. Climate and land-use change drive habitat loss in a mountain bird species. *IBIS international journal of avian science*. 163(4): 1189-1206
- Galle R., Samu F., Zsigmond A.R., Galle-Szpisjak N., Urak I. 2019. Even the smallest habitat patch matters: on the fauna of peat bogs. *Journal of Insect Conservation*. 23(4): 699-705. DOI: 10.1007/s10841-019-00164-8

- Gerlach A., Russell D.J., Rombke J., Bruggemann W. 2012. Consumption of introduced oak litter by native decomposers (Glomeridae, Diplopoda). *Soil Biology & Biochemistry*. 44(1): 26-30. DOI: 10.1016/j.soilbio.2011.09.006
- Götmark F. 2013. Habitat management alternatives for conservation forests in the temperate zone: Review, synthesis, and implications. *Forest Ecology and Management*. 306: 292-307.
- Glatthorn J., Feldmann E., Pichler V., Hauck M., Leuschner C. 2018. Biomass Stock and Productivity of Primeval and Production Beech Forests: Greater Canopy Structural Diversity Promotes Productivity. *Ecosystems*. 21(4): 704-722. DOI: 10.1007/s10021-017-0179-z
- Gresh J.M., Courter J.R. 2021. In Pursuit of Ecological Forestry: Historical Barriers and Ecosystem Implications. *Frontiers in Forests and Global Change*. 4, AN: 571438. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2021.571438>
- Grove S.J. 2002. Saproxyllic insect ecology and the sustainable management of forests. *Annual reviews of Ecology and Systematics* 33: 1-23. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.33.010802.150507>
- Grulich V. 2017. Červený seznam cévnatých rostlin ČR [The Red List of vascular plants of the Czech Republic]. – *Příroda* 35: 75–132.
- Gustafsson L., Bauhaus J., Asbeck T., Augustynczyk A.L.D., Basile M., Frey J., Gutzat F., Hanewinkel M., Helbach J., Jonker M., Knuff A., Messier Ch., Penner J., Pyttel P., Reif A., Storch F., Winiger N., Winkel G., Yousefpour R., Storch. I. 2020. Retention as an integrated biodiversity conservation approach for continuous-cover forestry in Europe. *Ambio*. 49: 85-97. <https://doi.org/10.1007/s13280-019-01190-1>
- Gustafsson L., Baker S.C., Bauhus J., Beese W.B., Brodie A., Kouki J., Lindenmayer D.B., Löhmus A., Pastur G.M., Messier Ch., Neyland M., Palik B., Sverdrup-Thygeson A., Volney W.J.A., Wayne A., Franklin J.F. 2012. Retention forestry to maintain multifunctional forests: A world perspective. *BioScience*. 62(7), 633-645. <https://doi.org/10.1525/bio.2012.62.7.6>

- Halme P., Allen K. A., Auninš A., Bradshaw R. H. W., Brūmelis G., Čada V., Clear J. L., Eriksson A. M., Hannon G., Hyvärinen E., Ikauniece S., Iršenaite R., Jonsson B., G., Junninen K., Kareksela S., Komonen A., Kotiaho J. S., Kouki J., Kuuluvainen T., Mazziotta A., Mönkkönen M., Nyholm K., Oldén A., Shorohova E., Strange N., Toivanen T., Vanha-Majamaa I., Wallenius T., Ylisirniö A. L., Zin E. 2013. Challenges of ecological restoration: Lessons from forests in northern Europe. *Biological Conservation*. 167, 248 – 256. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.08.029>
- Hanson J.J., Lorimer C.G., Halpin C.R., Palik B.J. 2012. Ecological forestry in an uneven-aged, late-successional forest: Simulated effects of contrasting treatments on structure and yield. *Forest Ecology and Management*. 270: 94-107. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.01.017>
- Härtel H. 2017. Conservation of Botanical Diversity in the Czech Republic. In: Chytrý M., Danihelka J., Kaplan Z. et Pyšek P. (eds), *Flora and Vegetation of the Czech Republic*, pp. 401-444. Springer International Publishing.
- Heinrichs S., Ammer C., Mund M., Boch S., Budde S., Fischer M., Müller J., Schoning I., Schulze E.D., Schmidt W., Weckesser M., Schall P. 2019. Landscape-Scale Mixtures of Tree Species are More Effective than Stand-Scale Mixtures for Biodiversity of Vascular Plants, Bryophytes and Lichens. *Forests*. 10(1): AN 73. DOI: 10.3390/f10010073
- Hilmers T., Friess N., Bäessler C., Heurich M., Brandl R., Pretzsch H., Seidl R., Müller J. 2018. Biodiversity along temperate forest succession. *J. Appl. Ecol.* 55, 2756–2766. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13238>
- Hlásný T., Barka I., Kulla L., Bucha T., Sedmak R., Trombik J. 2017. Sustainable forest management in a mountain region in the Central Western Carpathians, northeastern Slovakia: the role of climate change. *Regional Environmental Change*. 17(1): 65-77
- Hlásny T., Krokene P., Liebhold A., Montagné-Huck C., Müller J., Qin H., Raffa K., Schelhaas M-J., Seidl R., Svoboda M., Viiri H. 2019. Living with bark beetles: impacts, outlook and management options. *From Science to Policy* 8. European Forest Institute. <https://doi.org/10.36333/fs08>

- Hlásný T., Marušák R., Novák J., Barka I. 2016. Adaptace hospodaření ve smrkových porostech České republiky na změnu klimatu s důrazem na produkci lesa. Certifikovaná metodika. Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, v.v.i. 15/2016. ISBN 978-80-7417-122-2
- Hofmeister J. 2020. Dynamika vývoje lesa a přístupů k její ochraně: nazrál čas k dalšímu kroku? *Ochrana přírody* 3/2020
- Hofmeister J., Hošek J., Brabec M., Dvořák D., Beran M., Deckerová H., Burel J., Kříž M., Borovička J., Běťák J., Vašutová M. 2014. Richness of ancient forest plant species indicates suitable habitats for macrofungi. *Biodiversity and Conservation*. 23: 2015-2031.
- Hofmeister J., Hošek J., Brabec M., Dvořák D., Beran M., Deckerová H., Burel J., Kříž M., Borovička J., Bělák J., Vašutová M., Malíček J., Palice Z., Syrovátková L., Steinová J., Černajová I., Holá E., Novozámská E., Čížek L., Iarema V., Baltaziuk K., Svoboda T. 2015. Value of old forest attributes related to cryptogam species richness in temperate forests: A quantitative assessment. *Ecological Indicators*. 57 (4), 497-504. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.05.015>
- Hofmeister J., Hošek J., Brabec M., Hermy M., Dvořák D., Fellner R., Malíček J., Palice Z., Tenčík A., Holá E., Novozámská E., Kuras T., Trnka F., Zedek M., Kašák J., Gabriš R., Sedláček O., Tajovský K., Kadlec T. 2019. Shared affinity of various forest-dwelling taxa point to the continuity of temperate forests. *Ecol. Indic.* 101, 904–912. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.01.018>
- Hofmeister J., Hošek J., Brabec M., Tenčík A. 2016. Human-sensitive bryophytes retreat into the depth of forest fragments in central European landscape. *European Journal of Forest Research*. 135, 539 – 549. <https://doi.org/10.1007/s10342-016-0953-z>
- Hofmeister J., Hošek J., Modrý M., Roleček J. 2009. The influence of light and nutrient availability on herb layer species richness in oak-dominated forests in central Bohemia. *Plant Ecology*, 205 (1): 57–75.
- Hofmeister J., Vondrák J., Malíček J., Palice Z., Šoun J. 2021. Ochrana biodiverzity horských smrčín za kůrovcové kalamity – lišejníky v NPR Boubínský prales. *Živa*. 4: 157
- Horák J., Rébl K. 2013. The species richness of click beetles in ancient pasture woodland benefits from a high level of sun exposure. *Journal of Insect Conservation*. 17 (2), 307-318. <https://doi.org/10.1007/s10841-012-9511-2>

- Hunter M. L. 1999. *Maintaining Biodiversity in Forest Ecosystems*. Cambridge University Press. ISBN: 9780511613029. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511613029>
- Hunter M. L. 2005. A mesofilter conservation strategy to complement fine and coarse filters. *Conservation Biology*. 19: 1025-1029.
- Chaudhary A., Burivalova Z., Koh L. P., Hellweg S. 2016. Impact of Forest Management on Species Richness: Global Meta-Analysis and Economic Trade-Offs. *Scientific Reports* 6. 23954. <https://doi.org/10.1038/srep23954>
- Chumak V., Obrist M.K., Moretti M., Duelli P. 2015. Arthropod diversity in pristine vs. managed beech forests in Transcarpathia (Western Ukraine). *Global Ecology and Conservation*. 3: 72-82. DOI: 10.1016/j.gecco.2014.11.001
- Churchill D.J., Larson A.J., Dahlgreen M.C., Franklin J.F., Hessburg P.F., Lutz J.A. 2013. Restoring forest resilience: from reference spatial patterns to silvicultural prescriptions and monitoring. *For. Ecol. Manage.* 291(0): 442–457
- Chytrý M. 2012. Vegetation of the Czech Republic: diversity, ecology, history and dynamics. *Preslia*, 84: 427–504.
- Chytrý M., Danihelka J., Kaplan Z., Wild J., Holubová D., Novotný P., Řezníčková M., Rohn M., Dřevojan P., Grulich V., Klimešová J., Lepš J., Lososová Z., Pergl J., Sádlo J., Šmarda P., Štěpánková P., Tichý L., Axmanová I., Bartušková A., Blažek P., Chrtek J. Jr., Fischer F. M., Guo W.-Y., Herben T., Janovský Z., Konečná M., Kühn I., Moravcová L., Petřík P., Pierce S., Prach K., Prokešová H., Štech M., Těšitel J., Těšitelová T., Večeřa M., Zelený D., Pyšek P. 2021. Pladias Database of the Czech Flora and Vegetation. *Preslia*, 93: 1–87. DOI: 10.23855/preslia.2021.001
- Chytrý M., Tichý L., Dřevojan P., Sádlo J., Zelený D. 2018. Ellenberg-type indicator values for the Czech flora. *Preslia*, 90: 83–103.
- Imbeau L., Drapeau, P., Mönkkönen, M. 2003. Are forest birds categorised as “edge species” strictly associated with edges? *Ecography*. 26 (4), 514-520. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0587.2003.03509.x>
- Jäger E. J. 1968. Die pflanzengeographische Ozeanitätsgliederung der Holarktis und die Ozeanitätsbindung der Pflanzenareale. – *Feddes Repertorium* 79: 157–335.

- Janda P., Trotsiuk V., Mikoláš M., Bače R., Nagel T.A., Seidl R., Seedre M., Morrissey R.C., Kucbel S., Jaloviar P., Jasík M., Vysoký J., Šamonil P., Čada V., Mrhalová H., Lábusová J., Nováková M.H., Rydval M., Svoboda M. 2017. The historical disturbance regime of mountain Norway spruce forests in the Western Carpathians and its influence on current forest structure and composition. *Forest Ecology and Management*. 388: 67-78. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.08.014>
- Jankovský L., Tomšovský M., Beránek J., Lička D. 2006. Analýza postupů ponechávání dřeva k zetlení z hlediska vlivu na biologickou rozmanitost. Ministerstvo životního prostředí ČR
- Janssen P., Bergès L., Fuhr M., Paillet Y. 2019. Do not drop OLD for NEW: conservation needs both forest continuity and stand maturity. *Front. Ecol. Environ.* 17, 370–371. <https://doi.org/10.1002/fee.2086>
- Johnstone J.F., Allen C.D., Franklin J.F., Frelich L.E., Harvey B.J., Higuera P.E., et al. 2016. Changing disturbance regimes, ecological memory, and forest resilience. *Front. Ecol. Environ.* 14(7): 369–378
- Jonášová M., Prach K. 2008. The influence of bark beetles outbreak vs. salvage logging on ground layer vegetation in Central European mountain spruce forests. *Biological Conservation*. 141 (6), 1525 – 1535. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.03.013>
- Kadlec T., Štrobl M., Hanzelka J., Hejda M., Reif J. 2018. Differences in the community composition of nocturnal Lepidoptera between native and invaded forests are linked to the habitat structure. *Biodiversity and Conservation*. 27(10): 2661-2680. DOI: 10.1007/s10531-018-1560-8
- Kamp J., Trappe J., Dubbers L., Funke S. 2020. Impacts of windstorm-induced forest loss and variable reforestation on bird communities. *Forest Ecology and Management*. 478. AN: 118504. DOI: 10.1016/j.foreco.2020.118504
- Kaplan Z., Danihelka J., Chrtěk J. Jr., Kirschner J., Kubát K., Štěpánek J., Štech M. (eds.) 2019. Klíč ke květeně České republiky. Praha, Academia: 1168 s.
- Kappes H., Topp W. 2004. Emergence of Coleoptera from deadwood in a managed broadleaved forest in central Europe. *Biodiversity and Conservation*. 13: 1905-1924
- Karpinski L., Maak I., Wegierek P. 2021. The role of nature reserves in preserving saproxylic biodiversity using longhorn beetles (Coleoptera: Cerambycidae) as bioindicators. *European Zoological Journal*. 88(1): 487-504. DOI: 10.1080/24750263.2021.1900427

- Keeton W. S. 2006. Managing for late-successional / old-growth characteristics in northern hardwood-conifer forests. *Forest Ecology and Management*. 235, 129-142. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.08.005>
- Kelemen K., Krivan A., Standovar T. 2014. Effects of land-use history and current management on ancient woodland herbs in Western Hungary. *Journal of Vegetation Science*. 25(1): 172-183. DOI: 10.1111/jvs.12046
- Kint V. 2005. Structural development in ageing temperate Scots pine stands. *Forest Ecology and Management*. 241(1-3): 237-250. DOI: 10.1016/j.foreco.2005.04.014
- Kjučukov P., Svoboda M. 2017. Kostelecké inspirování. Abstract collection of conference. 9. 27. ISBN 978-80-213-2790-0
- Kjučukov P., Svoboda M. 2018. Minimum pro ochranu biologické rozmanitosti v českých lesích. *Lesnická práce* 3/2018
- Kjučukov P., Málek J., Mikoláš M. 2019. Za inspirací do lesů Vermontu a New Yorku. *Lesnická práce* 1/2019
- Koellner T., Scholz R.W. 2008. Assessment of land use impacts on the natural environment - Part 2: Generic characterization factors for local species diversity in central Europe. *International Journal of Life Cycle Assessment*. 13(1): 32-48. DOI: 10.1065/lca2006.12.292.2
- Kolář F., Matějů J., Lučanová M., Chlumská Z., Černá K., Prach J., Baláž V., Falteisek L. 2012. Ochrana přírody z pohledu biologa. *Dokořán*. ISBN 978-80-7363-414-8
- Kopecký M., Hédli R., Szabo P. 2012. Non-random extinctions dominate plant community changes in abandoned coppices. *Journal of Applied Ecology*. 50 (1), 79-87. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12010>
- Kosuthova A.D., Svitková I., Pisut I., Senko D., Valachovič M. 2013. The impact of forest management on changes in composition of terricolous lichens in dry acidophilous Scots pine forests. *Lichenologist*. 45(3): 413-425. DOI: 10.1017/S002428291300011X
- Košulič M. st. 2010. Cesta k přírodě blízkému hospodářskému lesu. 1. vyd. Brno: FSC ČR, o.s. 452 s. ISBN 978-80-254-6434-2.
- Košulič O., Michalko R., Hůla V. 2016. Impact of Canopy Openness on Spider Communities: Implications for Conservation Management of Formerly Coppiced Oak Forests. *Plos One*. 11(2). AN: e0148585. DOI: 10.1371/journal.pone.0148585
- Kozák D., Mikoláš M., Svitok M., Bače R., Paillet Y., Larrieu L., Nagel T.A., Begovič K., Čada V., Diku A., Frankovič M., Janda P., Kameniar O., Keren S., Kjučukov P.,

- Lábusová J., Langbehn T., Málek J., Mikac S., Morrissey R.C., Nováková M. H., Schurrman J.S., Svobodová K., Synek M., Teodosiu M., Toromani E., Trotsiuk V., Vítková L., Svoboda M. 2018. Profile of tree-related microhabitats in European primary beech-dominated forests. *Forest Ecology and Management*. 429: 363-374. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.07.021>
- Kozel J. 2021. Ze světa lesních samot do světa přírody. *Ochrana přírody*. 3/2021: 9-13
- Knoke T., Stimm B., Ammer C., Moog M. 2005. Mixed forests reconsidered: A forest economics contribution on an ecological concept. *Forest Ecology and Management*. 213(1-3): 102-116. DOI: 10.1016/j.foreco.2005.03.043
- Kráska A. 2015. Ochrana saproxylického hmyzu a opatření na jeho podporu. Metodiky Agentury ochrany přírody a krajiny ČR. 156 s. ISBN 978-80-87457-98-6
- Kraus D., Krumm F. 2013. Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity. European Forest Institute. ISBN 978-952-5980-06-6
- Kraus D., Bütler R., Krumm F., Lachat T., Larrieu L., Mergner U., Paillet Y., Rydkvist T., Schuck A., Winter S. 2016. Catalogue of tree microhabitats – Reference field list. Integrate+ Technical Paper. 16p. <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.1500.6483>
- Krojerová-Prokešová J., Homolka M., Heroldová M., Barančková M., Banár P., Kamler J., Modlinger R., Purchart L., Zejda J., Suchomel J. 2018. *Forest Ecology and Management*. 408(137-147). DOI: 10.1016/j.foreco.2017.10.047
- Krumm F., Schuck A., Rigling, A. (eds). 2020. How to balance forestry and biodiversity conservation – A view across Europe. European Forest Institute (EFI); Swiss Federal Institute for Forest, Snow and Landscape Research (WSL), Birmensdorf. 640 p. ISBN: 978-3-905621-62-4. DOI: 10.16904/envidat.196
- Kuuluvainen T., Grenfell R. 2012. Natural disturbance emulation in boreal forest ecosystem management — theories, strategies, and a comparison with conventional even-aged management. *Can. J. For. Res.* 42(7): 1185–1203
- Kysela M., Konvička M., Pokorný J., Sedláček O. 2021. Paprsek naděje pro okáče bělopásného. *Ochrana přírody* 5/2021.
- Langbehn T., Hofmeister J., Svitok M., Mikoláš M., Matula R., Halda J., Svobodová K., Pouska V., Kameniar O., Kozák D., Janda P., Čada V., Bače R., Frankovič M., Vostarek O., Gloor R., Svoboda M. 2021. The impact of natural disturbance dynamics on lichen diversity and composition in primary mountain spruce forests. *Journal of Vegetation Science*. 32(5). <https://doi.org/10.1111/jvs.13087>

- Lange M., Tuerke M., Pasalic E., Boch S., Hessenmoeller D., Mueller J., Prati D., Socher S., Fischer M., Weisser W., Gossner M. 2014. Effects of forest management on ground-dwelling beetles (Coleoptera; Carabidae, Staphylinidae) in Central Europe are mainly mediated by changes in forest structure. *Forest Ecology and Management*. 329: 166-176
- Lanta V., Mudrak, O., Liancourt P., Bartoř M., Chlumska Z., Dvorsky M., Pusztaiova Z., Munzbergova Z., řebek P., řiřek L., Doleřal J. 2019. Active management promotes plant diversity in lowland forests: A landscape-scale experiment with two types of clearings. *Forest Ecology and Management*. 448: 94-103. DOI: 10.1016/j.foreco.2019.05.073
- Leidinger L., Blaschke M., Ehrhardt M., Fischer A., Gossner M., Jung K., Kienlein S., Kozak J., Michler B., Mosandl R., Seibold S., Wehner K., Weisser W.W. 2021. Shifting tree species composition affects biodiversity of multiple taxa in Central European forests. *Forest Ecology and Management*. 498. 119552. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119552>
- Leidinger J., Weisser W.W., Kienlein S., Blaschke M., Jung K., Kozak J., Fischer A., Mosandl R., Michler B., Ehrhardt M., Zech A., Saler D., Graner M., Seibold S. 2020. Formerly managed forest reserves complement integrative management for biodiversity conservation in temperate European forests. *Biological Conservation*. 242. AN: 108437. DOI: 10.1016/j.biocon.2020.108437
- Leso P., Kropil R., Kajtoch L. 2019. Effects of forest management on bird assemblages in oak-dominated stands of the Western Carpathians - Refuges for rare species. *Forest Ecology and Management*. 453. AN: 117620. DOI: 10.1016/j.foreco.2019.117620
- Leugner J., Matějka K. (eds.) et al. 2016. Katalog pěstebnıch opatření pro zvyřšení biodiverzity lesů v chraněných územıch. Vyzkumny ústav lesnıho hospodarství a myslivosti, v.v.i. 64 s. ISBN: 978-80-7417-109-3
- Lindenmayer D. 2006. Salvage harvesting – past lessons and future issues. *Forestry Chronicle*. 82 (1), 48 – 53. <https://doi.org/10.5558/tfc82048-1>
- Lindenmayer D.B., Laurance W.F., 2012. A history of hubris – Cautionary lessons in ecologically sustainable forest management. *Biological Conservation* 151, 11-16. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.10.032>
- Lindenmayer D.B., Laurance W.F., Franklin J.F. 2012. Global decline in large old trees. *Science*, 338(6112): 1305–1306

- Lindenmayer D.B., Margules Ch., R., Botkin D. B. 2000. Indicators of Biodiversity for Ecologically Sustainable Forest Management. *Conservation Biology* 14, 941-950. DOI:10.1046/j.1523-1739.2000.98533.x
- Ložek V. 2007. Zrcadlo minulosti. Česká a slovenská krajina v kvartéru. (The mirror of the past. The Czech and Slovak landscape in Quaternary) – Dokořán, Praha. 200 s. ISBN 978-80-7363-095-9
- Ložek V. 2011. Po stopách pravěkých dějů. O silách, které vytvářely naši krajinu. Praha, Dokořán: 181 s.
- MacKinnon K., Richardson K., MacKinnon J. 2020. Protected and other conserved areas: ensuring the future of forest biodiversity in a changing climate. *International Forestry Review*. 22: 93-103
- Machar I. 2014. The coppice forest management in the ecological networks in central Europe. *International Multidisciplinary Scientific GeoConference Surveying Geology and Mining Ecology Management, SGEM*. 2 (3): 455-460
- Machar I., Simon J., Rejšek K., Pechanec V., Brus J., Kilianova H. 2016. *Forests*. 7(11). AN: 285. DOI: 10.3390/f7110285
- Máliš F., Bobek P., Hédl R., Chudomelová M., Petřík P., Ujházy K., Ujházyová M., Kopecký M. 2020. Historical charcoal burning and coppicing suppressed beech increased forest vegetation heterogeneity. *Journal of vegetation science*. 32 (9). <https://doi.org/10.1111/jvs.12923>
- Martínez Pastur G.J., Rosas Y.M., Toro Manríquez M., Huertas Herrera A., Miller J.A., Cellini J.M., et al. 2019. Knowledge arising from long-term research of variable retention harvesting in Tierra del Fuego: where do we go from here? *Ecol. Processes*, 8(1): 24
- Marziliano P.A., Antonucci S., Tognetti R., Marchetti M., Chirici G., Corona P., Lombardi F. 2021. Factors affecting the quantity and type of tree-related microhabitats in Mediterranean mountain forests of high nature value. *iFOREST-Biogeosciences and Forestry*. 14: 250-259. DOI: 10.3832/ifor3568-014
- Mason, F., Zapponi, L. 2015. The forest biodiversity artery: towards forest management for saproxylic conservation. *iForest Biogeosciences and Forestry*. 9(2), 205-216. <https://doi.org/10.3832/ifor1657-008>
- McBride M. F., Garnett S. T., Szabo J. K., Burbidge A. H., Butchart S., H., M., Christidis L., Dutson G., Ford H. A., Loyn R., H., Watson D. M., Burgman M. A. 2012. Structured elicitation of expert judgments for threatened species assessment: a case

- study on a continental scale using email. *Methods in Ecology and Evolution* 3, 906-920. doi: 10.1111/j.2041-210X.2012.00221.x
- Mergner U., Kraus D. 2020. Learning from nature: Integrative forest management in Ebrach, Germany. In book: *How to balance forestry and biodiversity conservation? A view across Europe* (pp. 196-213). Swiss Federal Institute for Forest, Snow and Landscape Research WSL. ISBN: 978-3-905621-62-4
- Messier C., Bauhus J., Doyon F., Maure F., Sousa-Silva R., Nolet P., et al. 2019. The functional complex network approach to foster forest resilience to global changes. *For. Ecosyst.* 6(1): 21
- Messier C., Puettmann K., Chazdon R., Andersson K.P., Angers V.A., Brotons L., et al. 2015. From management to stewardship: viewing forests as complex adaptive systems in an uncertain world. *Conserv. Lett.* 8(5): 368–377
- Miklín J., Čížek L. 2014. Erasing a European biodiversity hot-spot: Open woodlands, veteran trees and mature forests succumb to forestry intensification, succession, and logging in a UNESCO Biosphere Reserve. *Journal for Nature Conservation.* 22 (1), 35-41. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2013.08.002>
- Miklín J., Šebek P., Hauck D., Konvička O., Čížek L. 2018. Past levels of canopy closure affect the occurrence of veteran trees and flagship saproxylic beetles. *Diversity and Distributions.* 24(2): 208-218. DOI: 10.1111/ddi.12670
- Mikoláš M., Svitok M., Bače R., Meigs G. W., Keeton W. S., Keith H., Buechling A., Trotsiuk V., Kozák D., Bollmann K., Begovič K., Čada V., Chaskovskyy O., Ralhan D., Dušátko M., Ferencík M., Frankovič M., Gloor R., Hofmeister J., Janda P., Kameniar O., Lábusová J., Majdanová L., Nagel T. A., Pavlin J., Pettit J. L., Rodrigo R., Roibu C.-C., Rydval M., Sabatini F. M., Schurman J., Synek M., Vostarek O., Zemlerová V., Svoboda M. 2021. Natural disturbance impacts on trade-offs and co-benefits of forest biodiversity and carbon. *Proc. R. Soc. B.* 288: 2021163120211631. <http://doi.org/10.1098/rspb.2021.1631>
- Mikoláš M., Svitok M., Bollmann K., Reif J., Bače, R., Janda P., Trotsiuk V., Čada V., Vítková L., Teodosiu M., Coppes J., Schurman J.S., Morrissey R.C., Mrhalová H., Svoboda M. 2017. Mixed-severity natural disturbances promote the occurrence of an endangered umbrella species in primary forests. *Forest Ecology and Management.* 405: 210-218. DOI: 10.1016/j.foreco.2017.09.006
- Mikoláš M., Svitok M., Tejkal M., Leitao P., Morrissey R., Svoboda M., Seedre M., Fontaine J. 2015. Evaluating forest management intensity on an umbrella species:

- Capercaillie persistence in central Europe. *Forest Ecology and Management*. 354, 26-34. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.07.001>
- Mikoláš M., Ujházy K., Jasík M., Wiezik M., Gallay I., Polák P., Vysoký J., Čiliak M., Meigs G. W., Svoboda M., Trotsiuk V., Keeton W. S. 2019. Primary forest distribution and representation in a Central European landscape: Results of a large-scale field-based census. 449, 117466. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117466>
- Mikusinski G., Pressey R. L., Edenius L., Kujala H., Moilanen A., Niemelae J., Ranius T. 2007. Conservation planning in forest landscapes of Fennoscandia and an approach to the challenge of Countdown 2010. *Conservation Biology*. 21 (6), 1445-1454. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2007.00833.x>
- Milad M., Schaich H., Bürgi M., Konold W. 2011. Climate change and nature conservation in Central European forests: A review of consequences, concepts and challenges. *Forest Ecology and Management*. 261(4): 829-843
- Moelder A., Schmidt M., Meyer P. 2017. Forest management, ecological continuity and bird protection in 19th century Germany: a systematic review. *Allgemeine Forst und Jagdzeitung*. 188(3-4): 37-56. DOI: 10.23765/afjz0002002
- Montigny M., MacLean D. 2006. Triad forest management: scenario analysis of forest zoning effects on timber and non-timber values in New Brunswick, Canada. *For. Chron.* 82: 496–511
- Montzka C., Bayat B., Tewes A., Mengen D., Vereecken H. 2021. Sentinel-2 Analysis of Spruce Crown Transparency Levels and Their Environmental Drivers After Summer Drought in the Northern Eifel (Germany). *Frontiers in Forests and Global Change*. 4. AN 667151. DOI: 10.3389/ffgc.2021.667151
- Moreno A., Neumann M., Hasenauer H. 2017. Forest structures across Europe. *Geoscience Data Journal*. 4: 17-28. <https://doi.org/10.1002/gdj3.45>
- Moreno-Mateos D., Barbier E., Jones P. *et al.* 2017. Anthropogenic ecosystem disturbance and the recovery debt. *Nat Commun* 8, 14163. <https://doi.org/10.1038/ncomms14163>
- Mori A.S., Kitagawa R. 2014. Retention forestry as a major paradigm for safeguarding forest biodiversity in productive landscapes: A global meta-analysis. *Biological Conservation*. 175: 65-73. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.04.016>
- Mozgeris G., Mortberg U., Pang X.-L., Trubins R., Treinys R. 2021. Future projection for forest management suggests a decrease in the availability of nesting habitats for

- a mature-forest-nesting raptor. *Forest Ecology and Management*. 491:AN: 119168.
DOI: 10.1016/j.foreco.2021.119168
- Müller J., Bässler C., Strätz Ch., Klöcking B., Brandl R. 2009. Molluscs and Climate Warming in a Low Mountain Range National Park. *Malacologia*. 51(1): 89-109.
<https://doi.org/10.4002/040.051.0106>
- Müller J., Jarzabek-Müller A., Bussler H. 2013. Some of the rarest European saproxylic beetles are common in the wilderness of Northern Mongolia. *Journal of Insect Conservation* 17, 989-1001. <https://doi.org/10.1007/s10841-013-9581-9>
- Müllerová J., Hédl R., Szabó P. 2015. Coppice abandonment and its implications for species diversity in forest vegetation. *Forest Ecology and Management* 343: 88-100.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.02.003>.
- Ministerstvo zemědělství ČR. 2020. Koncepce státní lesnické politiky do roku 2035 [online]. [Praha, Ministerstvo zemědělství: 32 s. [cit. 2020-12-29]. Dostupné na/Available on: http://eagri.cz/public/web/file/646382/Koncepce_statni_lesnicke_politiky_do_roku_2035.pdf
- Nagel T.A., Fir, D., Pisek R., Mihelic T., Hladnik D., de Groot M., Rozenbergar D. 2017. Evaluating the influence of integrative forest management on old-growth habitat structures in a temperate forest region. *Biol. Conserv.* 216, 101–107.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.10.008>
- Nagel T.A., Svoboda M., Kopal M. 2014. Disturbance, life history traits, and dynamics in an old-growth forest landscape of southeastern Europe. *Ecological Applications*. 24 (4): 663-679. <https://doi.org/10.1890/13-0632.1>
- Nagel T.A., Svoboda M., Rugani T., Diaci J. 2010. Gap regeneration and replacement patterns in an old-growth *Fagus–Abies* forest of Bosnia–Herzegovina. *Plant Ecol* 208, 307–318. <https://doi.org/10.1007/s11258-009-9707-z>
- Netherer S., Panassiti B., Pennerstorfer J., Matthews B. 2019. Acute drought is an important driver of bark beetle infestation in Austrian Norway spruce stands. *Front. For. Glob. Change*. 2, 39. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2019.00039>
- Neuhäusl R. 1988. Rostlinstvo. In: Hejný S. et al (eds.): *Květena České republiky*, Díl 1. Praha, Academia: 36–51.
- Nic Lughadha E., Bachman S.P., Leão T.C.C., Forest F., Halley J.M., Moat J., Acedo C., Bacon K.L., Brewer R.F.A., Gâteblé G., Gonçalves S.C., Govaerts R., Hollingsworth P.M., Krisai-Greilhuber I., de Lirio E.J., Moore P.G.P., Negrão R., Onana J.M., Rajaovelona L.R., Razanajatovo H., Reich P.B, Richards S.L., Rivers

- M.C., Cooper A., Iganci J., Lewis G.P., Smidt E.C., Antonelli A., Mueller G.M., Walker B.E. 2020. Extinction risk and threats to plants and fungi. *Plants, People and Planet* 2, 389-408
- Nordén B., Dahlberg A., Brandrud T.E., Fritz Ö., Ejrnaes R., Ovaskainen O. 2014. Effects of ecological continuity on species richness and composition in forests and woodlands: A review. *Écoscience* 21, 34–45. <https://doi.org/10.2980/21-1-3667>
- Norton T.W. 1996. Conservation of biological diversity in temperate and boreal forest ecosystems. *Forest ecology and management*. 85: 1-7. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(96\)03745-0](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(96)03745-0)
- Orczewska A., Czortek P., Jaroszewicz B. 2019. The impact of salvage logging on herb layer species composition and plant community recovery in Białowieża Forest. *Biodiversity and Conservation*. 28(2): 3407-3428. <https://doi.org/10.1007/s10531-019-01795-8>
- Paillet Y., Berges L., Hjalten J., Odor P., Avon C., Bernhardt-Roemermann M., Bijlsma Rienk-Jan, De Bruyn L., Fuhr M., Grandin U., Kanka R., Lundin L., Luque S., Magura T., Matesanz S., Mészáros I., Sebastia M.T., Schmidt W., Standovár T., Tóthmérész B., Uotila A., Valladares F., Vellak K., Virtanen R. 2010. Biodiversity Differences between Managed and Unmanaged Forests: Meta-Analysis of Species Richness in Europe. *Conservation Biology*, 24 (1): 101-112. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01399.x>
- Paine R.T., Tegner M.J., Johnson E.A. 1998. Compounded perturbations yield ecological surprises. *Ecosystems*, 1(6): 535–545
- Palik B., D'Amato A. 2017. Ecological forestry: Much more than retention harvesting. *Journal of Forestry-Washington*. 115(1): 51-53. DOI:10.5849/jof.16-057
- Palik B. J., D'Amato A. W., Franklin J. F., Johnson K. N. 2020. *Ecological Silviculture Foundations and Applications*, Waveland Press, Inc. ISBN 1-4786-3847-8
- Papworth S.K., Rist J., Coad L., Milner-Gulland E.J. 2009. Evidence for shifting baseline syndrome in conservation. *Conserv. Lett.* 2, 93–100. <https://doi.org/10.1111/j.1755-263x.2009.00049.x>
- Park A., Puettmann K., Wilson E., Messier C., Kames S., Dhar A. 2014. Can boreal and temperate forest management be adapted to the uncertainties of 21st century climate change? *Crit. Rev. Plant Sci.* 33(4): 251–285
- Pladias – databáze české flóry a vegetace. www.pladias.cz

- Plewa R., Jaworski T., Tarwacki G., Gil W., Horák J. 2020. Establishment and Maintenance of Power Lines are Important for Insect Diversity in Central Europe. *Zoological Studies*. 59. AN: 3. DOI: 10.6620/ZS.2020.59-3
- Podlaski R. 2008. Dynamics of Central European near-natural *Abies-Fagus* forests: Does the mosaic-cycle provide an appropriate model. *J Veg Sci* 19:173–182
- Pokorný P. 2011. *Neklidné časy. – Dokořán*, Praha. 370 s. ISBN 978-80-7363-392-9
- Poleno Z. 1997. *Trvale udržitelné obhospodařování lesů*. Ministerstvo zemědělství ČR
- Profft I., Mund M., Weber GE. et al. 2009. Forest management and carbon sequestration in wood products. *Eur J Forest Res* 128, 399–413. <https://doi.org/10.1007/s10342-009-0283-5>
- Procházka J., Schlaghamerský J. 2019. *Journal of Insect Conservation*. 23: 157-173. <https://doi-org.infozdroje.czu.cz/10.1007/s10841-019-00130-4>
- Průša E. 2001. *Pěstování lesů na typologických základech. - Lesnická práce, Kostelec nad Černými lesy*, 593 s, ISBN: 80-86386-10-4
- Puletti N., Giannetti F., Chirici G., Canullo R. 2017. Deadwood distribution in European forests. *Journal of Maps*. 13(2): 733-736. DOI: 10.1080/17445647.2017.1369184
- Pyšek P., Danihelka J., Sádlo J., Chrtěk J. Jr., Chytrý M., Jarošík V., Kaplan Z., Krahulec F., Moravcová L., Pergl J., Štajerová K., Tichý L. 2012. Catalogue of alien plants of the Czech Republic (2nd edition): checklist update, taxonomic diversity and invasion patterns. – *Preslia* 84: 155–255.
- Ram D., Lindstrom A., Pettersson L.B., Lars B., Caplat P. 2020. Forest clear-cuts as habitat for farmland birds and butterflies. *Forest Ecology and Management*. 473 (1–3), 119–133. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118239>
- Ranius T., Roberge JM. 2011. Effects of intensified forestry on the landscape-scale extinction risk of dead wood dependent species. *Biodivers Conserv* 20, 2867–2882. <https://doi.org/10.1007/s10531-011-0143-8>
- Raunkiaer C. 1934. *The life forms of plants and statistical plant geography*. – Clarendon Press, Oxford.
- Raymond P., Bédard S., Roy V., Larouche C., Tremblay S. 2009. The irregular shelterwood system: review, classification, and potential application to forests affected by partial disturbances. *J. For.* 107(8): 405–413

- Remeš J. 2018. Development and present state of close-to-nature silviculture. *Journal of Landscape Ecology*. 11(3), 17-32. <https://doi.org/10.2478/jlecol-2018-0010>
- Ripple W.J., Wolf C., Newsome T.M., Galetti M., Alamgir M., Crist E., Mahmoud M.I., Laurance W.F. 2017. World scientists' warning to humanity: A second notice. *BioScience* 67: 1026-1028. DOI: 10.1093/biosci/bix125
- Roberge J.M., Angelstam P. 2004. Usefulness of the Umbrella Species Concept as a Conservation Tool. *Conservation Biology*. 18 (1): 76-85. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2004.00450.x>.
- Roberge J. M., Angelstam P. 2006. Indicator species among resident forest birds - A cross-regional evaluation in northern Europe. *Biological Conservation*. 130 (1), 134 – 147. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.12.008>
- Roberge J.-M., Öhman K., Lämås T., Felton A., Ranius T., Lundmark T., and Nordin A. 2018. Modified forest rotation lengths: long-term effects on landscape-scale habitat availability for specialized species. *J. Environ. Manage.* 210: 1–9.
- Roberts S.D. and Harrington C.A. 2008. Individual tree growth response to variable-density thinning in coastal Pacific Northwest forests. *For. Ecol. Manage.* 255(7): 2771–2781
- Roleček J., Hájek M., Karlík P., Novák J. 2015. Reliktní vegetace na mezických stanovištích (Relict vegetation on mesic sites). *Zprávy České botanické společnosti* 50 (2): 201-245
- Rothmaler W., Jäger E. J. & Werner K. 2005: *Exkursionsflora von Deutschland, Bd. 4 Gefäßpflanzen: Kritischer Band*. 10. Aufl. – Elsevier München, 980.
- Rotter P. a kol. 2021. *Lesníkův průvodce neklidnými časy*. 212 s. Lesnická práce, s.r.o., Kostelec nad Černými lesy, ISBN 978-80-7458-128-1, VÚKOZ, v.v.i., ISBN 978-80-87674-41-3
- Rudolphi J., Jönsson M.T., Gustafsson L. 2014. Biological legacies buffer local species extinction after logging. *J. Appl. Ecol.* 51(1): 53–62
- Rugani T., Diaci J., Hladnik D. 2013. Gap Dynamics and Structure of Two Old-Growth Beech Forest Remnants in Slovenia. *PLoS ONE* 8(1): e52641. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0052641>
- Russel D.J., Gergocs V. 2019. Forest-management types similarly influence soil collembolan communities throughout regions in Germany – A data bank analysis. *Forest Ecology and Management*. 434: 49-62. DOI: 10.1016/j.foreco.2018.11.050

- Řehouňková K., Čížek L., Řehounek J., Šebelíková L., Tropek R., Lencová K., Bogusch P., Marhoul P., Maca J. 2016. Additional disturbances as a beneficial tool for restoration of post-mining sites: a multi-taxa approach. *Environmental Science and Pollution Research*. 23(14): 13745-13753
- Sádlo J., Karlík P. 2002. Krajinně-ekologické interpretace starých map prostřednictvím geobotaniky: příklad Josefského mapování, in: *Krajina 2002. Od poznání k integraci, Ústí nad Labem 2002*, pp. 58–62.
- Sádlo J., Vítková M., Pergl J., Pyšek P. 2017. Towards site-specific management of invasive alien trees based on the assessment of their impacts: the case of *Robinia pseudoacacia*. *Neobiota*. 35: 1-34. DOI: 10.3897/neobiota.35.11909
- Sample V.A. 2018. Normative and Ethical Foundations of Ecological Forestry in the United States. *Journal of Forestry*, 116 (4): 374–81, <https://doi.org/10.1093/jofore/fvy011>
- Sebald J., Thrippleton T., Rammer W., Bugmann H., Seidl R. 2021. Mixing tree species at different spatial scales: The effect of alpha, beta and gamma diversity on disturbance impacts under climate change. *Journal of Applied Ecology*. 58(8): 1749-1763. DOI: 10.1111/1365-2664.13912
- Seibold S., Brandl R., Buse J., Hothorn T., Schmidl J., Thorn S., Mueller J., 2015. Association of extinction risk of saproxylic beetles with ecological degradation of forests in Europe. *Conservation Biology*. 29 (2), 382-390. <https://doi.org/10.1111/cobi.12427>
- Seidl R., Albrich K., Thom D., Rammer W. 2018. Harnessing landscape heterogeneity for managing future disturbance risks in forest ecosystems. *J. Environ. Manage.* 209: 46–56
- Seidl R., Thom D., Kautz M., Martin-Benito D., Peltoniemi M., Vacchiano G., Wild J., Ascoli D., Petr M., Honkaniemi J., Lexer M. J., Trotsiuk V., Mairota P., Svoboda M., Fabrika M., Nagel T. A., Reyer Ch. P. O. 2017. Forest disturbances under climate change. *Nature Climate Change* 7, 395–402. <https://doi.org/10.1038/nclimate3303>
- Senf C., Buras A., Zang Ch.S., Ramming A., Seidl R., 2020. Excess forest mortality is consistently linked to drought across Europe. *Nature Communications*. 11, 6200. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-19924-1>

- Seymour R.S., Hunter M.L. 1992. New forestry in eastern spruce-fir forests: Principles and applications to Maine. Orono, ME: College of Forest Resources, University of Maine.
- Schaeublin S., Bollmann K. 2011. Winter habitat selection and conservation of Hazel Grouse (*Bonasa bonasia*) in mountain forests. *Journal of Ornithology*. 152(1): 179-192
- Schall P., Heinrichs S., Ammer C., Ayasse M., Boch S., Buscot F., Fischer M., Goldmann K., Overmann J., Schulze E.D., Sikorski J., Weisser W.W., Wubet T., Gossner M.M. 2021. Among stand heterogeneity is key for biodiversity in managed beech forests but does not question the value of unmanaged forests: Response to Bruun and Heilmann-Clausen. *Journal of Applied Ecology*. 58(9): 1817-1826. DOI: 10.1111/1365-2664.13959
- Schelhaas M.J., Fridman J., Hengeveld G.M., Henttonen H.M., Lehtonen A., Kies U., Krajnc N., Lerink B., Dhubháin Á.N., Polley H., Pugh T.A.M., Redmond J.J., Rohner B., Temperli C., Vayreda J., Nabuurs G.J. 2018. Actual European forest management by region, tree species and owner based on 714,000 re-measured trees in national forest inventories. *PLoS One* 13, 1–23. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0207151>
- Schiegg K. 2001. Saproxylic insect diversity of beech: limbs are richer than trunks. *Forest Ecology and Management*. 149(1-3): 295-304. DOI: 10.1016/S0378-1127(00)00563-6
- Schmiedinger A., Kreyling J., Steinbauer M.J., Macdonald S.E., Jentsch A., Beierkuhnlein C. 2012. A continental comparison indicates long-term effects of forest management on understory diversity in coniferous forests. *Canadian Journal of Forest Research* 26. <https://doi.org/10.1139/x2012-052>
- Schulze E.D. 2018. Effects of forest management on biodiversity in temperate deciduous forests: An overview based on Central European beech forests. *Journal for Nature Conservation*. 43: 213-226
- Schulze E.D., Aas G., Grimm G.W., Gossner M.M., Walentowski H., Ammer C., Kühn I., Bouriaud O., von Gadow K. 2016. A review on plant diversity and forest management of European beech forests. *European Journal of Forest Research*. 135(1): 51-67. DOI: 10.1007/s10342-015-0922-y
- Schulze E.D., Craven D., Durso A., Reif J., Guderle M., Kroiher F., Hennig P., Weiserbs A., Schall P., Ammer C., Eisenhauer N. 2019. Positive association between forest

- management, environmental change, and forest bird abundance. *Forest Ecosystems*. 6. AN: 3. DOI: 10.1186/s40663-019-0160-8
- Schwaiger F., Poschenrieder W., Biber P., Pretzsch H. 2018. Species Mixing Regulation with Respect to Forest Ecosystem Service Provision. *Forests*. 9(10): AN 632. DOI: 10.3390/f9100632
- Schworer C., Colombaroli D., Kaltenrieder P., Rey F., Tinner W. 2015. Early human impact (5000-3000 BC) affects mountain forest dynamics in the Alps. *Journal of ecology*. 103, 281-295. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12354>
- Simončič T., Spies T.A., Deal R.L., Boncina A. 2015. A Conceptual Framework for Characterizing Forest Areas with High Societal Values: Experiences from the Pacific Northwest of USA and Central Europe. *Environmental Management*. 56(1): 127-143. DOI: 10.1007/s00267-015-0482-4
- Sjoman H., Morgenroth J., Sjoman J.D., Saebo A., Kowarik I. 2016. Diversification of the urban forest-Can we afford to exclude exotic tree species? *URBAN FORESTRY & URBAN GREENING*. 18: 237-241. DOI: 10.1016/j.ufug.2016.06.011
- Skalický V. 1988. Regionálně fytogeografické členění (Regional phytogeographic division). In: Hejný S., Slavík B., Chrtek J., Tomšovic P. & Kovanda M. (eds), *Květena České republiky 1*: 103–121, Academia, Praha
- Slowinski M., Lamentowicz M., Lucow D., Barabach J., Brykala D., Tyszkowski S., Pienczewska A., Snieszko Z., Dietze E., Jazdzewski K., Obremaska M., Ott F., Brauer A., Marcisz K. 2019. Paleoecological and historical data as an important tool in ecosystem management. *Journal of Environmental Management*. 236: 755-768. DOI: 10.1016/j.jenvman.2019.02.002
- Soga M., Gaston K.J., 2018. Shifting baseline syndrome: causes, consequences, and implications. *Front. Ecol. Environ*. 16, 222–230. <https://doi.org/10.1002/fee.1794>
- Sommerfeld A., Senf C., Buma B. *et al.* Patterns and drivers of recent disturbances across the temperate forest biome. 2018. *Nat Commun* 9, 4355 <https://doi.org/10.1038/s41467-018-06788-9>
- Sperle T., Bruelheide H. 2021. Climate change aggravates bog species extinctions in the Black Forest (Germany). *Diversity and Distributions*. 27(2): 282-29
- Spiecker H. 2003. Silvicultural management in maintaining biodiversity and resistance of forests in Europe-temperate zone. *Journal of Environmental Management*. 67, 55-65. [https://doi.org/10.1016/S0301-4797\(02\)00188-3](https://doi.org/10.1016/S0301-4797(02)00188-3)

- Spurr S.H., Cline A.C. 1942. Ecological forestry in central New England. *Journal of Forestry* 40: 418-420.
- Stanturf J.A., Madsen P. 2002. Restoration concepts for temperate and boreal forests of North America and Western Europe, *Plant Biosystems - An International Journal Dealing with all Aspects of Plant Biology*, 136:2, 143-158, DOI: 10.1080/11263500212331351049
- Storch F., Dormann C.F., Bauhus J. 2018. Quantifying forest structural diversity based on large-scale inventory data: a new approach to support biodiversity monitoring. *For. Ecosyst.* 5, 34. <https://doi.org/10.1186/s40663-018-0151-1>
- Storch I., Penner J., Asbeck T., Basile M., Bauhus J., Braunisch V., Dormann C.F., Frey J., Gartner S., Hanewinkel M., Koch B., Klein A.M., Kuss T., Pregernig M., Pyttel P., Reif A., Scherer-Lorenzen M., Segelbacher G., Schraml U., Staab M., Winkel G., Yousefpour R. 2020. Evaluating the effectiveness of retention forestry to enhance biodiversity in production forests of Central Europe using an interdisciplinary, multi-scale approach. *Ecology and Evolution*. 10(3): 1489-1509. DOI: 10.1002/ece3.6003
- Streitberger M., Hermann G., Kraus W., Fartmann T. 2012. Modern forest management and the decline of the Woodland Brown (*Lopinga achine*) in Central Europe. *Forest Ecology and Management*. 269: 239-248. DOI: 10.1016/j.foreco.2011.12.028
- Suchomel C., Becker G., Pyttel P. 2011. Fully Mechanized Harvesting in Aged Oak Coppice Stands. *Forest Products Journal*. 61(4): 290-296. DOI: 10.13073/0015-7473-61.4.290
- Suter W., Graf R.F., Hess R. 2002. Capercailie (*Tetrao urogallus*) and avian biodiversity: Testing the umbrella-species concept. *Conservation Biology*. 16 (3): 778-788
- Svoboda M., Janda P., Nagel T.A., Fraver S., Rejžek J., Bače R. 2012. Disturbance history of an old-growth sub-alpine *Picea abies* stand in the Bohemian Forest, Czech Republic. *Journal of Vegetation Science* 23: 86-97. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2011.01329.x>
- Swanson E.M., Franklin J. F., Beschta R. L., Crisafulli Ch. M., DellaSala D. A., Hutto R. L., Lindenmayer D. B., Swanson F. J. 2010. The forgotten stage of forest succession: early-successional ecosystems on forest sites. *Frontiers in Ecology and the Environment* 9(2): 117-125. <https://doi.org/10.1890/090157>
- Swanston C.W., Janowiak M.K., Brandt L.A., Butler P.R., Handler S.D., Shannon P.D., et al. 2016. Forest adaptation resources: climate change tools and approaches for

- land managers, 2nd edition. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. NRS-GTR-87-2. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northern Research Station, Newtown Square, Pa
- Szymura T. H. 2012. How does recent vegetation reflects previous systems of forest management? *Polish Journal of Ecology*. 60(4): 859-862
- Szymura T., Szymura M., Pietrzak M. 2014. Influence of land relief and soil properties on stand structure of overgrown oak forests of coppice origin with *Sorbus torminalis*. *Dendrobiology*. 71: 49-58
- Šamonil P., Vašíčková I., Daněk P., Janík D., Adam D. 2014. Disturbances can control fine-scale pedodiversity in old-growth forests: is the soil evolution theory disturbed as well? *Biogeosciences*. 11: 5889-5905. <https://doi.org/10.5194/bg-11-5889-2014>, 2014.
- Šebek P., Bače R., Bartoš M., Beneš J., Chlumská Z., Doležal J., Dvorský M., Kovář J., Machač O., Mikátová B., Perlík M., Plátek M., Poláková S., Škorpík M., Stejskal R., Svoboda M., Trnka F., Vlašín M., Zapletal M., Čížek L. 2015. Does a minimal intervention approach threaten the biodiversity of protected areas? A multi-taxa short-term response to intervention in temperate oak-dominated forests. *Forest Ecology and Management*. 358, 80-89. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.09.008>
- Šebek P., Vodka Š, Bogusch P., Pech P., Tropek R., Weiss M., Zimová K., Čížek L. 2016. Open-grown trees as key habitats for arthropods in temperate woodlands: The diversity, composition, and conservation value of associated communities, *Forest Ecology and Management* 380: 172-181. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.08.052>.
- Šebková B., Šamonil P., Valtera M., Adam D., Janík D. 2012. Interaction between tree species populations and windthrow dynamics in natural beech-dominated forest, Czech Republic. *Forest Ecology and Management*. 280: 9-19. doi.org/10.1016/j.foreco.2012.05.030
- Šlach T., Volarík D., Maděra P. 2021. Dwindling coppice woods in Central Europe- Disappearing natural and cultural heritage. *Forest Ecology and Management*. 501: 119687. DOI: 10.1016/j.foreco.2021.119687
- Štorch D. 2011. Žijeme v době šestého masového vymírání? Odhady rozsahu současných změn biodiverzity po deseti letech. *Vesmír* 90: 568-572
- Thorn S., Bässler C., Brandl R., Burton P.J., Cahall R., Campbell J.L., Castro J., Choi C.Y., Cobb T., Donato D.C., Durska E., Fontaine J.B., Gauthier S., Hebert C.,

- Hothorn T., Hutto R.L., Lee E.J., Leverkus A.B., Lindenmayer D.B., Obrist M.K., Rost J., Seibold S., Seidl R., Thom D., Waldron K., Wermelinger B., Winter M.B., Zmihorski M., Müller J. 2018. Impacts of salvage logging on biodiversity: A meta-analysis. *J. Appl. Ecol.* 55, 279–289. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12945>
- Thorn S., Bässler C., Svoboda M., Müller J. 2017. Effects of natural disturbances and salvage logging on biodiversity – Lessons from the Bohemian Forest. *Forest Ecology and Management.* 388: 113-119. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.06.006>
- Thorn S., Chao A., Georgiev K. B., Müller J., Bässler C., Campbell J. L., Castro J., Chen Y.-H., Choi Ch.-Y., Cobb T. P., Donato D. C., Durska E., Macdonald E., Feldhaar H., Fontaine J. B., Fornwalt P. J., Hernández R. M., Hutto R. L., Koivula M., Lee E.-J., Lindenmayer D., Mikusiński G., Obrist M. K., Perlík M., Rost J., Waldron K., Wermelinger B., Weiß I., Zmihorski M., Leverkus A. B. 2020. Estimating retention benchmarks for salvage logging to protect biodiversity. *Nature Communications.* 11, 4762. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-18612-4>
- Trnka M., Balek J., Štěpánek P., Zahradníček P., Možný M., Eitzinger J., Žalud Z., Formayer H., Tutna M., Nejedlík P., Semerádová D., Hlavinka P., Brázdil R. 2016. Drought trends over part of Central Europe between 1961 and 2014. *Climate Research* 70:143-160. <https://doi.org/10.3354/cr01420>
- Trotsiuk V., Svoboda M., Janda P., Mikoláš M., Bače R., Rejžek J., Šamonil P., Chaskovskyy O., Korol M., Myklush S. 2014. A mixed severity disturbance regime in the primary *Picea abies* (L.) Karst. forests of the Ukrainian Carpathians. *Forest Ecology and Management.* 334: 144-153. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.09.005>
- Vacek Z., Cukor J., Vacek S., Linda R., Prokúpková A., Podrázský V., Gallo J., Vacek O., Šimůnek V., Drábek O., Hájek V., Spasič M., Brichta J. 2021. Production potential, biodiversity and soil properties of forest reclamations: Opportunities or risk of introduced coniferous tree species under climate change? *European Journal of Forest Research.* 140(5): 1243-1266. DOI: 10.1007/s10342-021-01392-x
- Vacek S., Vacek Z., Ulbrichová I., Bulusek D., Prokúpková A., Král J., Vančura K. 2019. Biodiversity dynamics of differently managed lowland forests left to spontaneous development in Central Europe. *Austrian Journal of Forest Science.* 136(3): 249-281

- Valsecchi V., Carraro G., Conedera M., Tinner W. 2010. Late-Holocene vegetation and land-use dynamics in the Southern Alps (Switzerland) as a basis for nature protection and forest management. *Holocene*. 20(4): 483-495. DOI: 10.1177/0959683609355178
- Vélová L., Véle A., Horák J. 2021. Land use diversity and prey availability structure the bird communities in Norway spruce plantation forests. *Forest Ecology and Management*. 480. AN: 118657. DOI: 10.1016/j.foreco.2020.118657
- Vild O., Roleček J., Hédl R., Kopecký M., Utinek D. 2013. Experimental restoration of coppice-with-standards: Response of understorey vegetation from the conservation perspective. *Forest Ecology and Management* 310: 234-241
- Vítková L., Bače R., Kjučukov P., Svoboda M. 2018. Deadwood management in Central European forests: Key considerations for practical implementation. *Forest Ecology and Management*. 429, 394-405. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.07.034>
- Vítková L., Dhubbáin, Á., N., Upton V. 2014. Forestry professionals' attitudes and beliefs in relation to, and understanding of continuous cover forestry. *Scottish Forestry*. 68 (3), 17-25. 20153044591
- Vodka Š., Konvička M., Čížek L. 2009. Habitat preferences of oak-feeding xylophagous beetles in a temperate woodland: implications for forest history and management. *Journal of Insect Conservation*. 13 (5), 553-562. <https://doi.org/10.1007/s10841-008-9202-1>
- Vojík M., Boublík K. 2018. Fear of the dark: decline in plant diversity and invasion of alien species due to increased tree canopy density and eutrophication in lowland woodlands. *Plant Ecology* 219: 749-758.
- von Hoermann C., Jauch D., Kubotsch C., Reichel-Jung K., Steiger S., Ayasse M. 2018. Effects of abiotic environmental factors and land use on the diversity of carrion-visiting silphid beetles (Coleoptera: Silphidae): A large scale carrion study. *PLOS ONE*. 13(5): DOI: 10.1371/journal.pone.0196839
- von Hoermann C., Weithmann S., Deissler M., Ayasse M., Steiger S. 2020. Forest habitat parameters influence abundance and diversity of cadaver-visiting dung beetles in Central Europe. *Royal Society Open Science*. 7(3). AN 191722. DOI: 10.1098/rsos.191722
- Vrška T., Král K. 2018. Lesnické lekce z dynamiky pralesů. *Lesnická práce* 7/2018

- Vyhláška č. 395/1992 Sb. Vyhláška ministerstva životního prostředí České republiky, kterou se provádějí některá ustanovení zákona České národní rady č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny.
- Vysloužilová B. 2016. Ekologické lesnictví – principy, zkušenosti a možnosti uplatnění v ČR. Česká zemědělská univerzita v Praze. Bakalářská práce.
- Wallenius T., Niskanen L., Virtanen T., Hottola J., Brumelis G., Angervuori A., Julkunen J., Pihlstrom M. 2010. Loss of habitats, naturalness and species diversity in Eurasian forest landscapes. *Ecological indicators*. 10 (6): 1093-1101. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2010.03.006>
- Weithmann S., Kuppler J., Degasperi G., Steiger S., Ayasse M., von Hoermann C. 2020. Local and Landscape Effects on Carrion-Associated Rove Beetle (Coleoptera: Staphylinidae) Communities in German Forests. *Insects*. 11(12). AN: 828. DOI: 10.3390/insects11120828
- Widerberg M., Ranius T., Drobyshev I., Nilsson U., Lindbladh M. 2012. Increased openness around retained oaks increases species richness of saproxylic beetles. *Biodiversity and Conservation*. 21 (12), 3035-3059. <https://doi.org/10.1007/s10531-012-0353-8>
- Wild J., Kaplan Z., Danihelka J., Petřík P., Chytrý M., Novotný P., Rohn M., Šulc V., Brůna J., Chobot K., Ekrť L., Holubová D., Knollová I., Kocián P., Štech M., Štěpánek J. & Zouhar V. 2019. Plant distribution data for the Czech Republic integrated in the Pladias database. – *Preslia* 91: 1–24
- Wohlgemuth T., Burgi M., Scheidegger C., Schutz M. 2002. Dominance reduction of species through disturbance - a proposed management principle for central European forests. *Forest Ecology and Management*. 166(1-3): 1-15. DOI: 10.1016/S0378-1127(01)00662-4
- Worrell R., Hampson A. 1997. The influence of some forest operations on the sustainable management of forest soils— a review. *Forestry: An International Journal of Forest Research*. 70 (1), 61–85, <https://doi.org/10.1093/forestry/70.1.61>
- Woziwoda B., Dyderski M.K., Jagodzinski A.M. 2019. Effects of land use change and *Quercus rubra* introduction on *Vaccinium myrtillus* performance in *Pinus sylvestris* forests. *Forest Ecology and Management*. 440: 1-11. DOI: 10.1016/j.foreco.2019.03.010

www.czechforest.cz

www.eagri.cz

www.floraweb.de

www.prosilvabohemica.cz

www.uhul.cz

www.worldwildlife.org

Zákon č. 114/1992 Sb. Zákon České národní rady o ochraně přírody a krajiny.

Zákon č. 289/1995 Sb. Zákon České národní rady o lesích.

Zaniewski P.T., Kozub L., Wierzbicka M. 2020. Intermediate disturbance by off-road vehicles promotes endangered pioneer cryptogam species of acid inland dunes. *Tuexenia*. 40: 479. DOI: 10.14471/2020.40.020

Zeller L., Pretzsch H. 2019. Effect of forest structure on stand productivity in Central European forests depends on developmental stage and tree species diversity. *Forest Ecology and Management*. 434: 193-204. DOI: 10.1016/j.foreco.2018.12.024

Zellweger F., Braunisch V., Baltensweiler A., Bollmann K. 2013. Remotely sensed forest structural complexity predicts multi species occurrence at the landscape scale. *Forest Ecology and Management*. 307: 303-312.

Zumr V., Remeš J. 2020. Saproxyličtí brouci jako indicator biodiversity lesů a vliv lesnického managementu na jejich rozhodující životní atributy: review. *Zprávy lesnického výzkumu*. 65(4): 242-257