

UNIVERZITA KARLOVA V PRAZE

Přírodovědecká fakulta

Ústav pro životní prostředí

Studijní program: Ekologie a ochrana prostředí

Studijní obor: BOZP



Martin DUŠÁTKO

VLIV LESNÍHO MANAGEMENTU NA BIODIVERZITU LESA

IMPACT OF SILVICULTURE ON FOREST BIODIVERSITY

Bakalářská práce

Vedoucí bakalářské práce: Doc. Ing. Miroslav Svoboda, Ph. D.

Praha 2014

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem závěrečnou práci zpracoval samostatně a že jsem uvedl všechny použité informační zdroje a literaturu. Tato práce ani její podstatná část nebyla předložena k získání jiného nebo stejného akademického titulu.

V Praze dne 28. 7. 2014

.....

podpis

Poděkování

Děkuji doc. Ing. Miroslavu Svobodovi, Ph.D. za ochotu ujmout se mé bakalářské práce a za rady a připomínky při její tvorbě.

Abstrakt

Lesy hostí přibližně 80 % druhů všech terestrických organismů. Ve 20. století lidský tlak na lesní ekosystémy drasticky narostl a představuje trvalou hrozbu pro světovou biodiverzitu. Cílem této práce je shrnout dosavadní znalosti o vlivech lesního managementu na organismy a identifikovat působící mechanismy. Nejstarší podoby lesního managementu byly hospodaření v nízkém a středním tvaru lesa s poměrně vysokou biodiverzitou spíše raných sukcesních stádií. Přejdem na klasické intenzivní lesnictví došlo k zastínění porostů a úbytku členitosti. V posledních desetiletích někde probíhá další intenzifikace managementu použitím rychle rostoucích dřevin, ale zároveň sílí uvědomění o potřebě nastolit v lesnictví dlouhodobě udržitelné podmínky. Hospodářský les má oproti přírodnímu lesu podstatně nižší průměrný věk stromů, vykazuje prostorovou homogenitu a nižší členitost, nevyskytují se v něm staré a odumřelé stromy, tedy prvky, na které je vázána vysoká diverzita organismů. Často dochází i ke změně druhového složení dřevin. Lidský management rovněž nabourává a oslabuje přírodní disturbanční režimy. V mnoha ekonomicky vyspělých státech jsou lesy fragmentovány již dlouho a v rozsáhlých zalesněných oblastech, které se zachovaly do 20. století, probíhá masivní odlesňování a fragmentace v dnešní době.

Lidské působení se většiny lesních druhů napříč taxony dotýká negativně, mezi dotčené skupiny patří saproxylické houby, stromové mechorostry, lišejníky, plži, saproxylicí brouci a zřejmě i ptáci hnízdící v dutinách.

Naproti tomu management otevírá nový prostor pro šíření generalistů a druhů otevřených stanovišť, takže celková diverzita se nemusí změnit a někdy dokonce vzroste. Analýza druhové skladby však indikuje méně specialistů, endemitů a lesních druhů v hospodářských lesích. Při introdukci exotických dřevin je i celková diverzita znatelně nižší.

Snahy o zlepšení poměrů mohou vést dvěma směry, buď skrze plošnou úpravu managementu hospodářských lesů při zachování jejich víceúčelovosti, nebo skrze koncentraci produkce v intenzivních plantážích a vyhrazení nových ploch pro ochranné účely. Obojí má své klady i zápory. Je ale známo, že biodiverzitu podporuje heterogenita prostředí, takže management, který na krajinné úrovni operuje s různými škálami intenzity i různými způsoby hospodaření, by v kombinaci s přírodními rezervacemi měl vytvořit vhodné podmínky pro nejvíce druhů.

Abstract

Forests host approximately 80 % of species of all terrestrial organisms. Human pressure on forest ecosystems drastically increased during 20th century and poses a constant threat to global biodiversity. The aim of this thesis is to summarize current knowledge of the effects of forest management on organisms and to identify underlying mechanisms. The oldest forms of forest management techniques were coppicing and coppicing with standards which enable relatively high biodiversity of species of early successional stages. Transition to classical intensive forestry caused shielding vegetation from the sun and decrease of heterogeneity. In recent decades some further intensification of management is practiced by using fast growing trees, but awareness of the need to establish sustainable forestry conditions strengthens. Managed forest contrary to natural one has substantially lower average age of trees, it shows spatial homogeneity and old and dead trees, elements that are tied to high diversity of organisms, do not occur. Species composition of woods changes often. Anthropogenic management also disrupts and weakens the natural disturbance regimes. In many economically developed countries forests have been fragmented for a long time and in vastly forested areas that have persisted to the 20th century massive deforestation and fragmentation occurs nowadays.

Human action affects most forest species across entire taxa negatively. Negatively affected groups include saproxylic mushrooms, tree bryophytes, lichens, gastropoda, saproxylic beetles and cavity-nesting birds most likely as well.

In contrast, management opens up a new space for the dispersion of generalists and species of open habitats, therefore the total diversity may not change, and it sometimes even increases. Analysis of species composition, however, indicates fewer specialists, endemites and forest species in managed forests. Total diversity is also significantly lower if exotic species of woods were introduced.

Efforts to improve conditions can lead in two directions, either through a blanket modification of management of production forests while maintaining their versatility, or through concentration of production in intensively managed plantations and setting aside more areas for conservation purposes. Both ways have their pros and cons. But it is well known that biodiversity is enhanced by heterogeneity of the environment, thus management operating at the landscape scale with different intensity ranges and variety of farming methods, in combination with natural reserves should create favorable conditions for most species.

Obsah:

1. Úvod	7
2. Druhy lesního managementu	7
2.1. Historické lesnické postupy	7
2.1.1. Úvod	7
2.1.2. Nízký les	8
2.1.3. Střední les	8
2.1.4. Pastevní les	9
2.2. Hospodářské způsoby a produkční lesnictví	9
2.2.1. Hospodářský způsob holosečný	9
2.2.2. Hospodářský způsob výběrný	10
2.2.3. Hospodářský způsob podrostní	11
2.2.4. Semenné výstavky	11
2.2.5. Plantáže rychle rostoucích dřevin	12
2.2.6. Plošná příprava půdy	12
2.3. Ekologicky šetrné lesnictví	12
2.3.1. Základní procesy v lese	13
2.3.1.a Disturbance	13
2.3.1.b Růst a sukcese	14
2.3.2. Les jako mozaika	14
2.3.3. Zásady ekologicky šetrného hospodaření	14
3. Principy vlivu managementu na biodiverzitu	15
3.1. Odlesňování	15
3.2. Fragmentace	16
3.3. Okrajový efekt	17
3.4. Krátká doba obmýtí	18
3.5. Mrtvé dřevo	18
3.6. Změna druhového složení	19
3.7. Redukce heterogenity	19
3.8. Změna abiotických faktorů	20
4. Biodiverzita v lese	20
4.1. Vliv managementu na organismy	22
4.2. Dotčené taxony	22
4.2.1. Choroše a ostatní saproxylické houby	22
4.2.2. Stromové mechorostry	23
4.2.3. Lišejníky	24
4.2.4. Byliny	25
4.2.5. Plži	26
4.2.6. Členovci	26
4.2.7. Plazi a obojživelníci	28
4.2.8. Savci	28
4.2.9. Ptáci	29
5. Diskuse k zahrnutí poznatků do managementu	31
5.1. Management na krajinné úrovni	33
6. Závěr	34
7. Literatura	36

1. Úvod

Světová populace se ročně rozrůstá zhruba o 80 milionů lidí (World Bank, 2014), většina z tohoto přírůstku připadá na rozvojové země, které všeobecně trpí špatnou ekonomickou situací. Zároveň celosvětově roste spotřeba energií a zdrojů na obyvatele, například v letech 2004 až 2011 činil meziroční nárůst podle Světové Banky lehce nad 1 % (World Bank, 2014). Obojí vede ke zvyšujícímu se tlaku lidstva na globální ekosystém. Moderní společnost se ale snaží omezit svou závislost na fosilních palivech a poohlíží se po obnovitelných zdrojích. Množí se plány na intenzivnější využívání dřeva jako zdroje energie (například Standing Forestry Committee, 2008), což by znamenalo další zintenzivnění lesního managementu. Světové lesy jsou však při své rozloze 30 % pevniny (FAO, 2011) domovem pro zhruba 80 % všech druhů terestrických organismů (World Wildlife Fund), takže mají klíčový význam pro ochranu biodiverzity. Nadměrné nebo neuvážené lidské zásahy v lesích znamenají ohrožení pro podstatně více druhů než v jiných biomech. Mnoho druhů lesních organismů čelí již dlouhodobě nepříznivé ekologické situaci a zintenzivnění managementu by pro ně bylo další ranou. Tato práce si klade za cíl přispět analýzou dostupných studií k poznání ekologických důsledků jednotlivých druhů lesního managementu, i k identifikaci postupů, které by pomohly nepříznivé vlivy omezit. První částí bakalářské práce je krátký přehled lesnických praktik a přístupů. Následuje analýza mechanismů, jimiž lesnictví mění strukturu a fungování lesů a tedy habitatovou hodnotu porostu pro organismy. Třetí částí je systematické zhodnocení vlivů na konkrétní taxony. Práci uzavírá diskuse nad možnými postupy ke zlepšení a jejich praktickou realizovatelností.

2. Druhy lesního managementu

2.1. Historické lesnické postupy

2.1.1. Úvod

Lidé dnešního typu působí na lesy od doby, kdy začínají využívat oheň a sbírat palivové dříví. V paleolitu se lidé živilí především lovem a sběrem a žili v malých skupinách, kterým les skýtal úkryt i obživu. Vzhledem k nepravidelně se vyskytující kořisti si, až na několik jezerních kultur, nevytvářeli trvalá sídla a průběžně se přesouvali. Jako neolitická revoluce se označuje období, kdy si lidé osvojili jako hlavní prostředek získávání potravy zemědělství. Podle stávající úrovně poznání se tak stalo na několika místech světa nezávisle na sobě v posledních zhruba 12 000 letech. S přechodem na zemědělství souvisí usedlý způsob života, podstatný nárůst populační hustoty a vazba na obdělávanou půdu (Barker, 2006). V zalesněných oblastech

osídlovali lidé nejprve plochy přirozeného bezlesí. V okolních porostech se pásala hospodářská zvířata a zamezovala tak přirozené obnově lesa. Zároveň s tím lidé využívali dřevo na topení a stavbu obydlí, což obojí vedlo k pozvolnému ústupu lesů z blízkého okolí sídel (Fanta, 2007). Rychlejší odlesňování probíhalo v okolí rudných dolů, protože tavení kovů spotřebovalo hodně palivového dřeva. Během raného středověku se osídlení soustředilo hlavně do nížin a velká část krajiny tak zůstávala prakticky bez lidského vlivu. Od 13. do 15. století však probíhala ve střední Evropě plánovitá kolonizace hor a podhůří, doprovázená intenzivním odlesňováním za pomoci vypalování. Les v blízkosti plánované usedlosti bylo třeba vymýtit, aby na jeho místě mohlo vzniknout pole. Nemalé plochy lesa padly za obět' i pálení dřevěného uhlí (Fanta, 2007). Les z krajiny vrcholného středověku poměrně rychle ustupoval.

S dále rostoucí hustotou osídlení sílil i tlak na les a nahodilost jednotlivých zásahů se stávala neúnosnou, protože lidé byli závislí na trvalém přísunu dřeva. Za těchto podmínek se vyprofilovaly určité postupy pro nakládání s lesem, které odpovídaly možnostem tehdejších lidí. Pro střední Evropu je jejich existence doložena nejpozději ve 14. století (Hédl et al, 2011).

2.1.2. Nízký les

Pro práci v lese mohl člověk v preindustriální době využít pouze svou vlastní sílu a sílu hospodářských zvířat. To jej nutilo vyvinout takový postup, který vyžaduje co nejméně vloženého úsilí. Porážet velké stromy a manipulovat s nimi bylo tehdy nesmírně obtížné. Proto byla snaha používat kmeny co nejslabší vhodné pro daný záměr. Na topení se využívaly především slabé kmínky a větve, které se obstarávaly takzvaným pařezinovým či výmladkovým hospodařením. Jeho principem je pokácet velké stromy a pařezy nechat obrůst mladými výhonky, které se po zesílení opakovaně pořežou a využívají. Doba obmýtí se pohybovala většinou mezi 7-15 lety a vzniklý porost se označuje jako nízký les. Okolí sídel bylo rozparcelováno tak, aby každý rok byla část porostu připravena ke sklizni a obyvatelstvo nemělo nedostatek životně důležitého dřeva. Výmladkový systém podporuje pouze ty druhy stromů, které dobře obráží, což byl například habr (*carpinus betulus*) a líska (*corylus avellana*), naopak buk (*fagus sylvatica*) a jehličnany obráží velmi špatně. Docházelo tedy ke změně druhového složení lesa (Hédl et al, 2011).

2.1.3. Střední les

Druhou podobou historického hospodaření je střední les. Jedná se o porost složený ze dvou etází. Spodní patro tvoří výmladky pařezinového původu, jde prakticky o nízký les i

s příslušně krátkou dobou obmýtí. Vrchní patro je naproti tomu tvořeno různě starými stromy semenného původu, které jsou obhospodařovány prořezáváním a závěrečnou holosečí s dobou obmýtí výrazně nad 100 let. Při holoseči se ponechají stát výstavky, čili stromy určené jako zdroje semen pro další generaci. Tento systém umožňuje značnou intenzitu hospodaření a výstavky zajistí přirozenou obnovu. Pro dřívější lidi byl velmi praktický, protože poskytuje palivové dřevo a zároveň i dřevo na stavbu a jiný užitek. Dvě nezávisle obnovované etáže přináší velkou heterogenitu sukcesních stádií, a tedy prostor pro vysokou biodiverzitu. Střední les svědčí zejména druhům vyhledávajícím prosluněnost a rozvolněnost (Utinek, 2009).

2.1.4. Pastevní les

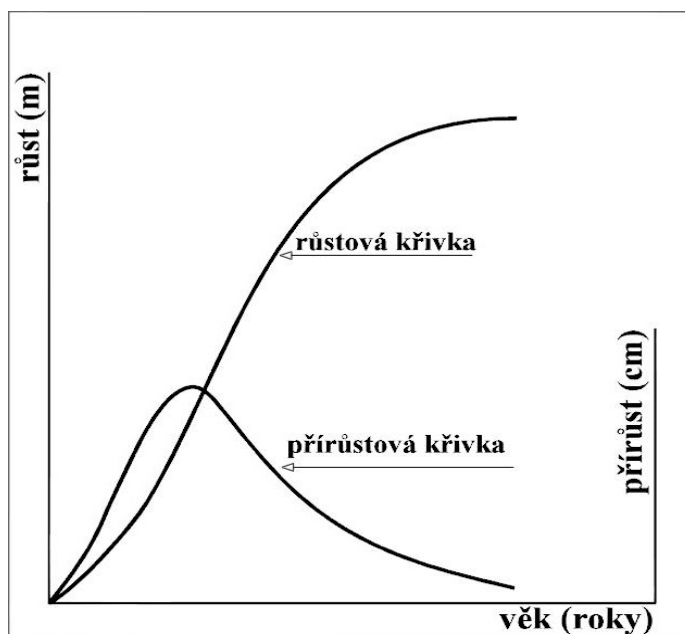
V minulosti bylo možné setkat se ještě s třetím typem lidmi vytvořeného lesa. Luk, jak je známe dnes, bylo ve středověku málo a dobytek byl běžně pasen v lese. To dlouhodobě zastaví přirozenou obnovu a dospělé stromy stárnou a postupně odumírají. Tak se vyvíjí pastevní les, což je jakási kombinace louky a řídce stojících starých stromů. Lesní pastvu a výmladkový porost nelze sloučit na jednom místě, protože dobytek by růstu výmladků zcela zamezil. Mladé pařeziny se dokonce ohrazovaly ploty, aby do nich nemohla ani divoká zvěř. Okolí vesnic, hlavně v nížinách a pahorkatinách, bylo tedy krom polí tvořeno mozaikou nízkého, středního a pastevního lesa (Hédl et al, 2011).

2.2. Hospodářské způsoby a produkční lesnictví

2.2.1. Hospodářský způsob holosečný

I přes existenci výše zmíněných přístupů k lesnímu managementu hrála ve starší historii významnou roli selektivní těžba vybraných jedinců (Poleno, 1998). Zároveň lesy nebyly obnovovány výsadbou semenáčků (spoléhalo se pouze na přirozenou obnovu) a obojí vedlo v některých regionech k trvalému snižování kvality lesa. Situaci se v 18. století snaží řešit evropské lesnické školy a léty zkoušení vyvíjí nové přístupy k zvýšení a zajištění pravidelnosti výnosů. Základním modelem lesnického hospodářství se stává vysoký les. Ve střední Evropě se široce rozšířil hospodářský způsob holosečný, který operuje s plochami stejnověkových jedinců - kohortami, v nichž se konkrétní zásah provádí zpravidla plošně (Poleno, 1998). Les roste ze semenáčků, vysázených v pravidelných rozestupech na vykácené ploše. V průběhu růstu se do vývoje porostu zasahuje pěstebními zásahy, tak zvanými probírkami, aby se optimalizoval stav ponechaných jedinců. Les má souvislou vrstvu korun a je jednopatrový a výrazně stinný, což je podstatný rozdíl oproti přírodnímu lesu i lesům ve středověku. Základním pojmem moderního

lesnictví je doba obmýetí, což je věk, jehož porost dosáhne před závěrečnou holosečí. Její délka se stanovuje skrze meziroční přírůstek dřevní hmoty, který se s věkem porostu mění. Zdaleka nejvyšší je ve středním věku, po jehož překročení rychle klesá, jak ukazuje obrázek 1. Ekonomicky nejvýhodnější je proto umístit dobu obmýetí do oblasti rychlého poklesu přírůstků, který se u různých druhů vyskytuje většinou ve věku kolem 100 let (Kantor et al. 2013).



Obr. 1. Průběh výškového růstu a objemového přírůstku stromu v závislosti na věku (Kantor et al. 2013). Převzato se souhlasem autorů.

Součástí inovátorských praktik se stal i výběr nejvýnosnějších druhů dřevin. Mezi ty patří především smrk ztepilý (*picea abies*), jehož monokultury od konce 18. století masově nahrazovaly původní a starší střeoevropské lesy. Jeho šíření posléze přineslo celou řadu ekologických i ekonomických důsledků (Kantor et al. 2013).

V současné české terminologii se rozlišuje holoseč maloplošná: do 1ha souvislé plochy a s omezenou maximální šířkou, a velkoplošná, kterou lze provádět jen s výjimkou ze zákona. Používá se rovněž seč kotlíková (či skupinová), obvykle oválného půdorysu s šířkou shodnou se střední výškou stromů. Za samostatný hospodářský způsob je označován i způsob násečný, jde o pruhy holosečně obmýcené, jejichž šířka také nepřekračuje střední výšku stromů (Poleno, 1998).

2.2.2. Hospodářský způsob výběrný

Tento způsob se vyvinul v 18. století v západní Evropě tak, že pro dosavadní neorganizovanou výběrovou seč byla nastavena omezující pravidla. Jednotkou zásahu je strom a

zásahy probíhají v krátkých intervalech na celé ploše lesa. Stromy o cílové tloušťce se odtěžují, zatímco mladší stromy rostou a tlačí se do vznikajících mezer. Porost je velmi komplexní, tvořený všemi věkovými kategoriemi, jejichž zastoupení by se nemělo v průběhu času drasticky měnit (Poleno, 1998). Vzhledem k tomu, že dynamika odumírání starých stromů je v přírodním lese jedním ze dvou stěžejních procesů, jde o les přírodě poměrně blízký. Vyloučení plošných disturbancí (ty jsou druhým stěžejním procesem) ale vede k omezení prostorové heterogenity. V České republice se tento hospodářský způsob nikdy výrazně neuplatnil (Poleno, 1998).

2.2.3. Hospodářský způsob podrostití

Provádí se pomocí clonné seče. Na začátku je lesnický zásah zvaný přípravná fáze, který výrazným prořezem způsobí částečné otevření korunového patra. Při něm má lesník možnost pozitivním výběrem ovlivnit druhou skladbu i kvalitu následného podrostití. V dalších letech se provádí několik prosvětlovacích sečí, jimiž se les dlouhodobě prosvětlí, a při zemi jsou nastoleny podmínky pro přirozenou obnovu porostu ze semen. Vyrůstá tak nová generace stromů krytá vzrostlým lesem. V holosečném hospodaření je přirozená obnova znemožněna, přitom však skýtá celou řadu výhod. Zlepšuje heterogenitu porostu přidáním jednoho patra. Mezi semenáčky probíhá přirozený výběr zdatnějších jedinců a při obnově z místních dřevin je zajištěn vhodný genofond i jeho uchování. Zároveň jsou náklady na obnovu porostu velmi nízké (Kantor et al. 2013).

Specifickým typem clonné seče je také seč okrajová. Provádí se na závětrné straně lesa a jejím principem je vytvoření dvoustupňového okraje. Pruh stromů se pasečně odtěží a na něj navazující pruh se prosvětlí a probíhá v něm clonná obnova. V dalším kole se tento pruh domýtlí a opět nový pruh se prosvětlí a takto se postupuje dál (Kantor et al. 2013).

Různé druhy sečí se v prostoru kombinují, zejména ve členitém terénu a při různé orientaci svahů vůči větru a slunci, aby se snížilo nebezpečí polomů.

2.2.4. Semenné výstavky

Obnovu ze semen je možné použít i při holosečném zásahu. V takovém případě je nutné ponechat na obmýcené ploše několik starých stromů - semenných výstavků, které se stanou zdrojem semen pro nálet. Výhodami jsou jako u clonné seče přirozený výběr, uchování genofondu a nízké náklady na obnovu (Kantor et al. 2013). Proto dnes mnoho hospodářských subjektů semenné výstavky používá.

2.2.5. Plantáže rychle rostoucích dřevin

Za plantáž se považuje jakýkoli porost, který vznikl výsadbou a ne přirozenou obnovou. Do této definice spadá velká část všech lesů na planetě. Různá druhová skladba a management však vedou i po vysázení k diametrálně odlišným lesům. Při původní dřevinné skladbě, nízké intenzitě managementu a dlouhé době obmýetí vzniká les, kterému je vlastní řada charakteristik přírodního lesa. Plantáž rychle rostoucích dřevin je ale plocha obdělávaná s maximální intenzitou pro maximální výnosy. Zvýšení výnosů se dosahuje pomocí krátké doby obmýetí, vysazení rychle rostoucích nepůvodních dřevin a použití chemických přípravků pro odstranění plevelu. Zejména nepůvodní druhová skladba je ale pevně spojena s negativními dopady plantáže na biodiverzitu, podobně jako minimální prostorová členitost. V posledních desetiletích plochy intenzivních plantáží rychle narůstají, v současné době pokrývají zhruba 4 % lesní půdy na světě s přírůstkem 40 % rozlohy za 15 let (FAO, 2010). Největší plochy těchto plantáží jsou v Číně, Spojených Státech Amerických a Rusku. Sklizeň se odehrává strojně a biomasa stromů je obvykle rozmělněna na energeticky využívanou štěpku. V České republice začala plocha intenzivních plantáží rychle narůstat po roce 2000, v roce 2012 činila zhruba 1500 ha (ihned.cz: Rychle rostoucí dřeviny se stávají hitem) a nejčastěji používanou dřevinou je klon topolu J-105 (Příhoda a Weger, 2013). Jako ekologické ospravedlnění intenzivního plantážnictví se uvádí možnost soustředit většinu dřevní produkce na malé plochy, a tak snížit tlak na ostatní lesy (Bremer a Farley, 2010).

2.2.6. Plošná příprava půdy

Jedná se o metodu používanou v intenzivním lesnictví. Jde o chemický nebo mechanický zásah, který na lokalitě odstraní rostliny konkurující vysazeným semenáčkům. Používají se herbicidy a nebo rozmělnění organických zbytků po těžbě a přeorání svrchní vrstvy půdy. Vznikne tak plocha bez porostu, na níž se sazenicemi nic nesoupeří o zdroje, a proto ty mohou rychle růst. Je to však extrémní zásah, který zlikviduje společenstvo na pasece, poškodí semennou banku a otevře lokalitu invazi ruderálních nitrofilních druhů jako třtina křovištní (*Calamagrostis epigejos*) nebo kopřiva dvoudomá (*Urtica dioica*) (Čížek, Roleček a Danihelka, 2007).

2.3. Ekologicky šetrné lesnictví

Trvale udržitelné, ekologicky šetrné nebo přírodě blízké lesnictví jsou pojmy používané několik posledních desetiletí. Jsou důsledkem významného posunu v chápání lesa od čistě

produktivního zdroje dřeva k lesu, který zastává také celou řadu dalších funkcí. Mezi nejvýznamnějšími jmenujme především potřebu obnovit a uchovat druhovou rozmanitost živočichů a rostlin les obývajících, udržet přirozeně probíhající ekologické procesy, zabránit degradaci půdy a porušení vodního režimu, příznivě působit na vzhled krajiny a být pro člověka zdrojem duchovní hodnoty a krásy při rekreaci (Hunter et al, 1999). Tyto uznané hodnoty vyžadují nastolení kompromisu s hospodářským využíváním. Základní myšlenkou přírodě blízkého hospodaření je pochopit procesy, které v lese přirozeně probíhají, a zahrnout je v co největší možné míře do lesního managementu. Při jejich výrazné změně lze totiž počítat se značnými environmentálními důsledky (Hunter et al., 1999). Nejprve se budeme krátce věnovat těmto procesům.

2.3.1. Základní procesy v lese

2.3.1.a Disturbance - les v kterémkoli vývojovém stádiu je vždy vystaven vlivům okolí, zejména klimatu. Jeho výrazný projev může způsobit náhlé narušení, neboli disturbance, porostu, potravních vztahů či dostupnosti živin. Disturbance mají v přirozeném vývoji lesa své nezastupitelné místo a podle převládajícího typu a intenzity narušování existují disturbanční režimy. Ohňový režim se vyskytuje v sušších klimatických podmínkách a v místech, kde snadno dochází k vznícení. Podrostní požáry se mohou vyskytovat i každoročně a vytvoří specifické prostředí, zatímco velký korunový požár se objeví jednou za čas, ale zahubí většinu stromů. Tam, kde nedochází k požárům, dominuje většinou větrný režim. V pozdním věku nebo při nevhodném utváření porostu jsou stromy méně odolné k namáhání a tedy náchylnější k vývrátům a zlomům. Při střední síle vyvrátí vichřice nejcitlivější jedince, čímž zvětší heterogenitu porostu, ale vzácné největší vichřice mohou zlikvidovat celý porost (Hunter et al., 1999, str. 98-103). Výraznou disturbance je kůrovcová kalamita, která často navazuje na lesní požár kvůli nahromadění mrtvého dřeva, a je hojná v porostech se zjednodušenou druhovou a věkovou skladbou. Disturbance se mezi sebou různě kombinují a svojí intenzitou a periodou vytváří charakteristiky disturbančního režimu. Silné i slabé disturbance ve vhodném poměru jsou důležité, protože obě umožňují existenci specifickým druhům, a tedy zvyšují biodiverzitu (Hunter et al., 1999, str. 100-106). Nerovnoměrnost rozložení také vytváří velkou prostorovou heterogenitu. Největší zásahy však dnes v lese celosvětově provádí lidstvo jeho hospodářským využíváním. Lidé vytvořili řadu antropogenních disturbančních režimů a přírodní disturbance se donedávna snažili zcela potlačit.

2.3.1.b Růst a sukcese - na rozdíl od disturbance je růst dlouhodobým a neustále probíhajícím dějem. Stárnutí stromů je nedílně spojeno se změnami charakteru lesního prostředí (miroklimatu), které začíná vyhovovat jiným druhům rostlin a živočichů a některým stávajícím již ne. Organismy spolu kompetují o zdroje a prostor a vzájemně se vytlačují, takže probíhá sukcese (Hunter et al., 1999, str. 108-109). Na les o určitém druhovém složení a sukcesním stadiu jsou vedle generalistů vázány také konkrétní skupiny organismů v podrostu.

Charakter semenné banky v iniciační fázi růstu lesa velmi rozhoduje o jeho budoucí podobě. Odlišné složení semen na začátku nastartuje odlišné sukcesní řady, po kterých se porost vydá. Například některé invazivní druhy rostlin mohou souvisle obsadit dostupné zdroje a úplně zamezit růstu jiných (Hejda, Pyšek a Jarošík, 2009).

2.3.2. Les jako mozaika

Les modelovaný disturbancemi a sukcesí je dynamickou mozaikou posouvajících se plošek jednotlivých sukcesních stadií (Hunter et al., 1999, str. 109). Dispozice terénu zajišťuje, že některé plochy jsou disturbancemi narušovány opakovaně, zatímco jiné jsou jich dlouhodobě (i trvale) ušetřeny. Díky tomu nalezneme v krajině velmi mladé i velmi staré kusy lesa (Hunter et al., 1999, str. 116). Intenzita, četnost a nerovnoměrnost disturbancí určují lokální i krajinnou heterogenitu, které souvisí s biodiverzitou. Časté silné a rozsáhlé disturbance vytváří uniformitu a snižují význam středních disturbancí (Hunter et al., 1999, str. 111).

2.3.3. Zásady ekologicky šetrného hospodaření

Přírodě blízké lesnictví se snaží co nejvíce zahrnout přírodní procesy do lesnických praktik, vytvořit les, který je při požadovaném výnosu ekologicky nejvhodnější a zároveň nastavit výnosy jako takové na přiměřenou úroveň. V první řadě se snaží poznat disturbanční režim, který je na daném místě přirozený, a napodobit jej. Výchozím bodem je logická úvaha, že organismy jsou nejlépe adaptované na narušování, které se v místě jejich výskytu objevuje přirozeně. V produkčním lese je prvek ohně eliminován, ale lesníci se jej snaží napodobit velikostí a charakterem zásahů. Při těžbě je vhodné nechat jednotlivé stromy a skupinky stát, protože oheň nezlikviduje úplně všechny stromy (Hunter et al., 1999, str. 127). Managementové zásahy by měly co nejvíce respektovat lokální půdní a hydrologické gradienty a morfologii (Hunter et al., 1999, str. 132). Stejně tak je třeba usilovat o udržení nebo obnovu heterogenity v porostu, protože rostoucí heterogenita pozitivně koreluje s biodiverzitou skrze větší množství nik (Hunter et al., 1999, str. 166). V krajině se vyskytují místa se zvýšenou diverzitou, tzv. hot spots,

k nimž je třeba přistupovat šetrněji než k běžnému lesu. Přírodě blízké lesní hospodaření by také mělo prostorově organizovat management tak, aby snížilo fragmentaci a její dopady, které jsou v kulturní krajině všudypřítomným problémem.

Vedle těchto praktik, které se začlení do hospodářských způsobů vysokého lesa, se nabízí i možnost přejít na části lesních pozemků k nízkému nebo střednímu tvaru lesa. Vedle pralesovitých porostů chybí v současné krajině také mladé narušované a prosvětlené porosty. V Evropě se ale takové porosty vyskytovaly stovky let a řadě rostlinných i živočišných druhů vyhovují a hostily poměrně bohatá společenstva. Při převedení porostů na vysoký les dojde k jeho zastínění a světlomilné druhy jsou vytlačeny (Vacík et al., 2009). Tyto světlomilné lesní druhy nemají v krajině v současné době mnoho prostoru a při obhospodařování části porostu ve tvaru nízkého nebo středního lesa by se zlepšila jejich ekologická situace. Například v případě kriticky ohroženého hnědáka osikového (*Euphydryas maturna*) je to jediná šance na jeho záchranu. Tento motýl prosluněných lesů přežívá už jen v jediné populaci v Polabí (Agentura ochrany přírody a krajiny ČR).

3. Principy vlivu managementu na biodiverzitu

3.1. Odlesňování

Řada regionů, kde dnes dominuje kulturní krajina, byla v minulosti pokryta lesy, odlesňování postupovalo ruku v ruce s lidskou kolonizací. V původně celkem spojitým lese, který byl matricí krajiny, se objevuje stále více ploch zemědělské půdy, až ta posléze začne převládat a sama se stane krajinnou matricí se zbytkovými plochami lesa. Ve střední Evropě se tato změna odehrála s vlnou kolonizace ve vrcholném středověku. Trend postupného odlesňování pokračoval v Evropě i poté a v 18. a 19. století bylo dosaženo historicky nejnižších hodnot zalesnění (Fanta, 2007, Kabrda a Bičík, 2010). Kvůli mnoho století trvajícím lidskému působení klesla lesnatost všech zemí o desítky procent (Kaplan, Krumhardt, Zimmermann, 2009) a zbylé lesy jsou dlouhodobě pod silným ekonomickým tlakem. Tento vývoj umožnil na jednu stranu expanzi organismů, jimž vyhovuje kulturní krajina a otevřená stanoviště, a naopak způsobil značný úbytek druhů vázaných na les. Ty čelí jedné z nejhorších situací v Nizozemí, kde rozloha lesa poklesla v důsledku lidského vlivu dokonce o 75 % (Kaplan, Krumhardt, Zimmermann, 2009). Existuje nelineární vztah mezi plochou dostupného habitatu a počtem druhů, které se v něm dokážou udržet (anglicky *species-area relationship*) (Schoener, 1976). Ten udává, že ze začátku odlesňování přibývá ohrožených druhů mnohem pomaleji než v pozdějších

fázích, kdy i malý pokles plochy znamená pro řadu druhů značný problém, protože již žijí na okraji podmínek, které jsou schopny tolerovat. Kaplan, Krumhardt a Zimmermann (2009) spočítali, že při 75% poklesu rozlohy lesa je v Nizozemí 13-24 % tavných lesních druhů již vyhynulých nebo přežívajících v extinkčním dluhu. Pro druhy vázané na mrtvé dřevo je rozpětí extinkce 35-58 %. Studie varuje, že reálná hodnota bude pravděpodobně podstatně vyšší, protože výpočet nezohledňuje fakt, že zbylé lesy jsou intenzivně obhospodařovány a obsahují jen zlomek mrtvého dřeva. Při zkoumání a srovnávání biodiverzity evropských lesů je tedy třeba si uvědomit, že species pool lesních druhů je ve většině Evropy již významně ochuzen, hlavně o náročné specialisty a endemity. Od konce 19. století však v Evropě zaznamenáváme pozvolný opětovný nárůst rozlohy lesů, například v Rakousku o 9 % a v České republice o 5 % za 100 let (Kabrda a Bičík, 2010). Deforestace se v současné době týká hlavně méně rozvinutých států, v nichž se rozsáhlé přírodní lesy zachovaly do 20. století. Lesy podle definice Organizace pro výživu a zemědělství (FAO, 2011) pokrývají přibližně 41 mil. km², 31 % souše, zatímco před 8000 lety to byla více než polovina souše. V devadesátých letech činil roční úbytek původních lesů 160 000 km², v minulém desetiletí poklesl na 130 000 km² za rok. Hlavním motorem pro odlesňování tropů je touha po nové zemědělské půdě. Zhruba z 60 % je úbytek lesa kompenzován přirozeným i záměrným zalesňováním. Největší zalesňovací program (ročně 20-30 tisíc km²) probíhá v Číně, ale jeho příspěvek k udržení biologické rozmanitosti je značně omezen, protože se z velké části vysazují monokultury nepůvodních a dokonce invazivních druhů (Plesník a Pelcl, 2011).

3.2. Fragmentace

Vedle snižování celkové rozlohy lesů dochází i ke ztrátě jejich celistvosti. Fragmentace znamená především výrazný úbytek konektivity, která je nezbytnou vlastností krajiny pro udržení biologické diverzity a životaschopnosti metapopulací. Pokles diverzity je při fragmentaci větší, než by odpovídalo samotnému úbytku plochy (Rybicki a Hanski, 2013). Druhy, populace i jednotlivci potřebují během svého života migrovat. Ve fragmentované krajině je však možnost pohybu omezená. Pole a louky znamenají pro mnoho lesních druhů nepřekonatelnou bariéru, takže samostatně stojící kusy lesa jsou pro ně nedostupné. To negativně zasahuje životaschopnost celé metapopulace na daném území, která je tím pádem náchylnější k extinkci. Teorie ostrovní biogeografie vysvětluje, že s rostoucí vzdáleností mezi fragmenty klesá možnost rekolonizace a s klesající plochou klesá i životaschopnost a počet druhů, které se ve fragmentech mohou udržet (Hunter et al., 1999, kapitola 7). Proto jsou fragmenty často propadovými

lokalitami, závislými na přísunu jedinců. Hunter et al. (1999, str. 246) předpokládá, že tento jev by mohl například vysvětlovat dlouhodobé populační úbytky několika migrujících druhů ptáků na jihu USA. Výzkum populační dynamiky australského lesního vačnatce *Antechinus agilis* ukazuje omezenou životaschopnost populací ve zbytcích původního lesa obklopených exotickými plantážemi. Vedle malých počtů jedinců ve fragmentech byl omezen i genetický tok, což znamená zvětšující se problémy v budoucnosti. Zároveň výzkum potvrdil zásadní význam spojovacích mostů mezi fragmenty, přes které jedinci dokážou migrovat (Banks et al., 2005). Bascombe a Solé (1996) provedli simulaci, která ukazuje, že vztah mezi plochou krajinné matrice a konektivitou je nelineární. Spojitost původního pokryvu rychle klesá, když je zhruba jeho polovina přeměněna. Rybicki a Hanski (2013) ve své studii upozorňují, že všechny v současné době používané modely pro species-area relationship podceňují míru extinkce v situaci, kdy původního biotopu zbývá méně než zhruba 20 % a je silně fragmentován. Rybicki a Hanski (2013) zároveň potvrzují pozitivní vliv organizování fragmentů do shluků, čímž se v rámci možností omezí pokles konektivity. Konektivitu lze v mozaikovitě krajinně podpořit také zachováním spojujících článků mezi ploškami. Řada druhů, například malí lesní savci, se vyhýbá otevřeným prostranstvím a je vázána na migraci skrz křoví nebo lesíky (Merriam, 1988).

3.3. Okrajový efekt

S fragmentací úzce souvisí okrajový efekt. Lesní těžba se provádí mozaikovitě a vytváří četné holiny uprostřed zapojených porostů. Tím roste podíl okrajů oproti vnitřnímu lesu, protože souvislý pás po obvodu pasek se stane okrajovým porostem. Na závětrném rozhraní dochází k turbulenci větru a teplotně vlhkostní podmínky se mění až několik desítek metrů uvnitř lesa (Hunter et al., 1999, kap. 6). Kvůli větru a slunci se okraj výrazně vysuší. Z tropických lesů jsou známy případy, kdy sucho do dvou let od těžby zahubilo řadu zdravých stromů až do vzdálenosti 50 metrů od okraje (Lovejoy *et al.* 1984). Změna podmínek způsobí uchycení nových druhů rostlin. Na rozdíl od pozvolných přírodních okrajů mají okraje vzniklé těžbou skokový charakter. Po zásahu jde o tak zvaný otevřený okraj, který je citlivý k výkyvům teploty a všem vnějším vlivům. Velká dostupnost světla ale nastartuje bujení podrostu a zarůstá i přilehlá paseka. Stromům však trvá několik desetiletí, než jim dorostou boční koruny a okraj se uzavře. Propustnost vyvinutého okraje se sníží a vedle generalistů se v něm usídlí také okrajoví specialisti (Hunter et al., 1999, kap. 6). Když les na vykácené straně vyrostе, stane se původní okraj součástí vnitřního lesa. Ještě zhruba 100 let jsou na lokalitě k vidění okrajové druhy, což znamená, že by v přírodě přežily do objevení další disturbance v okolí. Drastický nárůst okrajů

znamená ohrožení pro druhy vnitřního lesa, kterým okraje nevyhovují. Je proto žádoucí plánovat zásahy se záměrem zkrácení délky okrajů a podporovat pozvolný přechod a rychlé uzavření okraje, čímž se omezí hloubka jeho vlivu. Striktně lesní druhy se však nejlépe chrání v souvislém lese (Hunter et al., 1999, kap. 6).

3.4. Krátká doba obmýtí

Zřejmě každý, kdo v lese hospodaří za účelem zisku, nastaví dobu obmýtí výrazně kratší, než je průměrné dožití dané dřeviny v přírodě. V pozdějším věku se rychlost růstu stromů značně zpomaluje, takže se z ekonomického hlediska vyplatí porost pokácet a nahradit jej novým. V přírodě ale vždy zaujímá nějakou část lesa starý porost. Čím nižší je intenzita disturbancí, tím je starého lesa více. V ekonomicky obhospodařovaném lese však není žádnému kusu porostu umožněno, aby dosáhl charakteristik starého lesa s jeho specifickou dynamikou. Na staré porosty jsou vázány specifické skupiny organismů, které jsou lesním hospodařením vůbec nejvíce dotčeny (Hunter et al., 1999, str. 47-50).

3.5. Mrtvé dřevo

S absencí starých porostů a holosečnou obnovou v produkčním lese souvisí také minimum mrtvých stromů a vyvrácených kmenů, ponechaných v lese. Ty však jsou v přírodním lese klíčovým prvkem, který podmiňuje výskyt velké skupiny saproxylických organismů. Svou přítomností skýtají potravní i habitatové podmínky pro specializované druhy. Mrtvé dřevo výrazně zvyšuje prostorovou členitost a heterogenitu, čímž podporuje druhovou bohatost společenstva. Smrt stromu nejčastěji způsobí oheň, vítr nebo kůrovci. Ve stojícím odumřelém kmenu či větvi si hloubí dutiny datlovití práci a následně je využívají i sekundární dutinová hnízdiči (Hunter et al., 1999, kap. 10). V severní Americe například hnízdí v dutinách kolem 40 % ptačích druhů (Scott et al., 1977). Kmeny postupně trouchniví, měknou a rozpadají se. Mrtvé dřevo prochází několika stupni trouchnivění a jednotlivé druhy organismů se na něm obměňují. Můžeme jej nalézt v podobě stojících stromů, padlých kmenů, pařezů a ulomených větví, přičemž větší kusy jsou vždy ekologicky cennější. Kmeny v lese působí také jako zdroje pomalu se uvolňujících živin a při pádu do proudu potoka se odumřelé dřevo stává základem potravního řetězce a příznivě působí na kvalitu vody. V produkčním lese se běžně vyskytují jen pařezy a slabé větve, které zdaleka nestačí zastat všechny výše nastíněné funkce (Hunter et al., 1999, kap. 10).

3.6. Změna druhového složení

Původní místní druhy často nebývají ty nejvýnosnější, takže jsou lesníky nahrazovány introdukovanými dřevinami s rychlejším růstem. Tyto druhy ubírají prostor mnoha organismům vázaným na původní porosty. Zároveň na introdukovaný druh není v regionu nikdo specializován, takže vzniklé porosty obývají především generalisti a tolerantní druhy, případně druhy exotické a invazivní. Prostor pro specialisty se zmenšuje a oportunisté těží z nových možností. Řada studií ukazuje, že vysazené plantáže původních druhů mohou být za určitých podmínek pro přírodu přínosné. Naopak se zavedením nepůvodních druhů jsou důsledky prakticky vždy negativní a druhová diverzita klesá až o desítky procent (Bremer a Farley, 2010).

3.7. Redukce heterogenity

Cílem plantážního hospodaření je zvýšit výnos za čas a plochu a pokud možno snížit náklady zásahů. Ekonomicky výhodné je, když se jednotlivé zásahy provádí hromadně. Proto je v klasickém lesnictví les rozčleněn na jednotlivé porosty o různém stáří a v různé fázi obmýtního cyklu. Nejjednodušší je pracovat s kohortami stejnověkých jedinců. To však beze sporu silně redukuje vertikální i horizontální členitost a výsledkem je uniformní porost s jedním výškovým patrem. Je ale prokázáno, že členitost výrazně podporuje druhovou diverzitu (Hunter et al., 1999, str. 166, 383). Čím větší množství různých nik a mikrohabitatů les nabízí, tím více druhů v něm nalezne svůj prostor. Heterogenitu lze udržovat na více úrovních, pro lesnictví je nejdůležitější krajinná a porostní. Holosečný hospodářský způsob vytváří v krajině heterogenitu s hrubým zrnem skrze porosty s odlišnými vlastnostmi, čímž se podobá silným disturbancím. Výběrný hospodářský způsob naproti tomu zvyšuje heterogenitu v rámci jednoho porostu, ale rozdíly mezi porosty nejsou tak velké. Tím se podobá slabším disturbancím. Maximální heterogenity se v řízeném lese dosáhne kombinací obou přístupů s různou mírou intenzity napříč krajinou (Lindenmayer, Franklin a Fischer, 2006). V přírodním lese způsobují heterogenitu abiotické podmínky a disturbance. Lesnictví vnímá disturbance negativně a snaží se je omezit, protože snižují rentabilitu. V takovém případě by se mělo snažit zaujmout v hospodářském lese jejich místo a zajišťovat heterogenitu porostu. Mezi lesnickými zásahy a přírodními disturbancemi však panují značné faktické rozdíly. Těžba je v první řadě výrazně intenzivnější. V přírodním lese se skoro vždy vyskytuje nemalá část starého porostu. Například v jehličnatých lesích na severovýchodním pobřeží USA se podíl stromů starších 200 let pohybuje mezi 40 – 80 % (Hunter et al., 1999, str. 140). Holosečná těžba také zasahuje celý porost uniformně, zatímco přírodní disturbance jsou v prostoru rozloženy nerovnoměrně a podporují tak heterogenitu.

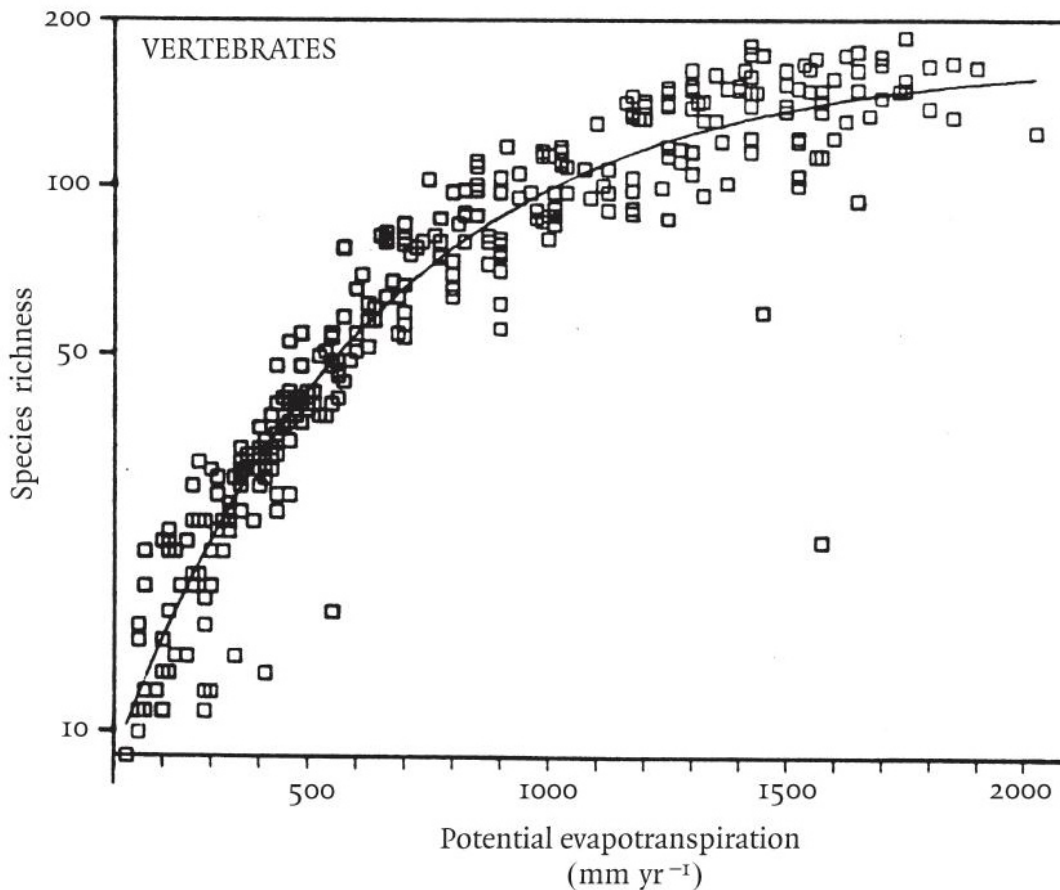
Například požár se některým místům trvale vyhýbá a i na spáleništi ponechává skupiny nedotčených stromů. A nakonec, lesní hospodaření znamená trvalý odnos biomasy, která by jinak zůstala na místě (Hunter et al., 1999, str. 127). Možnosti napodobování přírodních disturbancí lidským managementem jsou tedy omezené.

3.8. Změna abiotických faktorů

Managementové zásahy mohou měnit fyzikální a chemické vlastnosti lesního prostředí. Každý organismus toleruje určité rozmezí abiotických faktorů, které je dáno především limity jeho organismu. Například rychlost metabolismu studenokrevných organismů je přímo úměrná teplotě (Hunter et al., 1999, str. 163), při změně průměrné teploty v porostu lze tedy očekávat vliv na aktivitu plazů. Vedle teploty jsou zásadními faktory prostředí vlhkost, půdní vlastnosti, míra slunečního svitu a další. Příkladem výrazného zásahu, o němž již byla řeč, je vytvoření okraje v dřívě souvislém celku. Les v blízkosti se výrazně vysuší a prosvětlí, což zapříčiní druhovou obměnu rostlin i živočichů (Hunter et al., 1999, str. 213). Nahrazení listnatých druhů jehličnany způsobí obvykle okyselení půdy v důsledku kyselějšího opadu (Ranger a Nys, 1994), i tato změna znamená obměnu složení společenstva.

4. Biodiverzita v lese

Podle výzkumů v severní Americe (Currier, 1991; Kerr a Packer 1997) se ukazuje, že biodiverzita organismů souvisí vůbec nejvíce s dostupnou energií v ekosystému. Tu lze vyjádřit evapotranspirací a Currier (1991) udává, že rozdíly evapotranspirace vysvětlují 92 % variability v diverzitě všech pozemních obratlovců v severní Americe. Vysoce průkazný vztah obou proměnných je vidět na obrázku 2.



Obr. 2. Vztah roční potenciální evapotranspirace k druhové diverzitě nelétavých savců v Severní Americe (Hunter et al., 1999 podle Currie, 1991). Převzato se souhlasem autorů.

Toto pravidlo má určité výjimky. V regionech s obecně vyšší evapotranspirací zodpovídá za více rozdílů v místní biodiverzitě morfologie terénu (Kerr a Packer 1997). V oblastech s vyrovnaným klimatem a vysokou produktivitou, tedy v tropech, může mít dominantní vliv na biodiverzitu struktura vegetace. Disturbanční teorie říká, že střední intenzita narušování vytváří největší komplexitu, a tudíž podporuje nejvyšší bohatost. Vysoká míra environmentálního stresu a nízká stabilita prostředí ovlivňují diverzitu negativně, protože jim odolává méně druhů. Konkrétní mezidruhové interakce - mutualismus a kompetiční vylučování, mají na druhovou bohatost rovněž vliv (Hunter et al., 1999, str. 187).

Souhrnné působení všech faktorů vytváří v krajině gradienty druhové bohatosti. Místa, v nichž se koncentrují neobvykle vysoké počty druhů i jedinců, se označují jako hot spots. V metapopulační dynamice zastávají úlohu zdrojových oblastí, které produkují přebytek jedinců a dosycují propadové oblasti. Jejich ochraně a managementu je proto třeba věnovat zvláštní pozornost (Hunter et al., 1999, str. 193-194).

4.1. Vliv managementu na organismy

Pojem lesní management zahrnuje celou řadu praktik s velmi odlišnými a různorodými důsledky pro les a jeho obyvatele. V lesním ekosystému najdeme druhy s širokou ekologickou valencí a také skupiny, které jsou vázány vždy na určitou charakteristiku, například na mrtvé dřevo. U nich lze očekávat, že na změny této charakteristiky budou reagovat s určitou podobností. Jednotlivé druhy se však zároveň diametrálně liší v disperzních schopnostech a vnímají krajinu v jiných prostorových škálách. Datlovní ptáci i lišejníky potřebují v lese odumřelé kmeny, ale zatímco pták je schopen překonat značné vzdálenosti mezi stanovišti, přežití většiny lišejníků je závislé na kontinuální prostorové dostupnosti substrátu (Fritz, Gustafsson a Larsson, 2008). Tyto rozdíly velmi podmiňují výslednou reakci druhu.

Prostý počet druhů v lese jako ukazatel vlivu managementu na ekosystém má značné nedostatky. Neodráží totiž poměr původních a zavlečených druhů ani zastoupení ochranně významných druhů. Lesnický management často nezpůsobuje pokles celkového počtu druhů, produkční plochy však hostí typicky výrazně větší podíl nenáročných generalistů, nelesních a nepůvodních druhů i druhů raných vývojových stadií. V přírodním a starém lese žije naopak mnoho endemitů, specialistů a ohrožených druhů. Druhovým složením je třeba se podrobně zabývat, aby bylo možné zhodnotit vliv managementu na lesní společenstva (Du Bus de Warnaffe a Lebrun, 2004).

4.2. Dotčené taxony

4.2.1. Choroše a ostatní saproxylické houby

Do saproxylických neboli dřevokazných hub patří vedle chorošovitých také řada nelupenatých a některé lupenaté houby. Množství mrtvého dřeva a jeho variabilita jsou hlavní řídicí faktory diverzity všech dřevokazných hub, je proto pochopitelné, že v obhospodařovaném lese jich je oproti vzrostlému přírodnímu lesu podstatně méně (Blaser et al., 2013). Z 223 druhů chorošů ve Finsku je jich 84 % vázáno výhradně na odumřelé a rozkládající se dřevo (Niemelä, 2005). Jednotlivé druhy mají většinou vyhraněné nároky na druh stromu, velikost kmene a stav rozkladu, takže čím větší je variabilita těchto faktorů, tím větší druhovou bohatost saproxylických hub lze očekávat (Blaser et al., 2013; Junninen a Komonen, 2011). Jehličnaté a listnaté porosty hostí velmi odlišné skupiny. Junninen a Komonen (2011) prozkoumali dostupné zdroje (76 článků) o výskytu chorošů v boreálu a zjistili, že na úrovni porostu jejich diverzitu nejvíce ovlivňuje celkové množství mrtvého dřeva a na úrovni substrátu stadium jeho rozkladu.

Choroše jsou dlouhověké organismy, u nichž se výrazně projevuje extinkční dluh. Při fragmentaci habitatu klesne životaschopnost populací, ale trvá 100-150 let, než se diverzita a počty sníží příslušně ke změněným podmínkám. Lesy, kde intenzivní hospodaření začalo teprve v nedávné době, mají proto větší diverzitu chorošů i více ohrožených druhů, ale jde o dočasný stav. Intenzivní lesní hospodaření minimalizuje množství mrtvého dřeva, což se jasně projevuje na poklesu druhové diverzity chorošů. Dospělý přírodní les hostí o 72-100 % více druhů než dospělý produkční les. Vzácné druhy jsou vázány na velké kmeny a pozdní fáze rozkladu, takže jich v produkčním lese nalezneme ještě méně (Junninen a Komonen, 2011). Peltoniemi, Penttilä a Mäkipää (2013) zjistili, že v produkčním lese je diverzita chorošů překvapivě nejvyšší po holoseči díky pařezům, ale ve středním věku (30-40 let) je velmi nízká. Junninen a Komonen (2011) doporučují jako minimální jednotku pro ochranu životaschopných populací chorošů les o rozloze kolem 25 ha s 20-40 m³ mrtvého dřeva, jehož většina má podobu kmenů tlustších než 20 cm. Zároveň upozorňují, že mírná plošná úprava lesního managementu (to znamená nechávat v lese o několik m³ mrtvého dřeva na hektar více) zdaleka nestačí pro udržení chorošů vázaných na starý les, a že velkou diverzitu si ve Finsku uchovaly jen rozsáhlé chráněné oblasti. Naopak snaha o využití zbytků po těžbě jako biopaliva se projeví značně negativně.

Při zastavení těžby v produkčním lese (například z ochrannářských důvodů) může v následujících letech dojít k dalšímu poklesu diverzity, protože mladé a středně staré stromy samovolně neodumírají, takže zásoba mrtvého dřeva klesne a drží se na nízké hodnotě. Proto je vhodné do zestárnutí porostu zajišťovat přísun odumřelého dřeva managementem. Při výzkumu v Německu Blaser et al. (2013) zjistili, že po 30 let od zastavení těžby se objem mrtvého dřeva držel na průměrné hodnotě 9,7 m³ha⁻¹ oproti předchozí hodnotě 17,5 m³ha⁻¹. Počet jedinců na jednotku odumřelého dřeva se podle nich mezi managementy významně neliší (Blaser et al., 2013).

4.2.2. Stromové mechorosty

Mezi mechorosty existují funkční skupiny s různými ekologickými nároky. Bardat a Aubert (2007) objevili při výzkumu vlivu lesního managementu na mechorosty v listnatých lesích na severu Francie celkem čtyři hlavní skupiny: 1) pionýrské a ranně sukcesní druhy tolerující stín, 2) pionýrské druhy s vysokou kolonizační schopností a požadující světlo, 3) stín tolerující druhy vázané na velké množství rozloženého organického materiálu a 4) stínomilné druhy pozdní sukcese. Porosty s výběrovou těžbou měly v porovnání s pařezinami a porosty obnovovanými holosečně nejvyšší celkovou diverzitu mechorostů. Všechny tři způsoby ale

vykazovaly nepřítomnost nebo vzácnost pozdně sukcesních druhů (například *pylaisia polyantha* a *neckera pumila*) a druhů rostoucích na úpatí kmenů (např. *homalia trichomanoides* a *hylocomium brevirostre*). Příčinou je hlavně příliš krátká doba obmýtí (170 let u holoseče). Největší diverzitu mechorostů a všechny funkční skupiny hostí v přírodním lese nejstarší věkové stádium díky dynamice odumírání jednotlivých stromů a z ní vyplývající velké heterogenitě habitatů. Toto stádium se však v intenzivně obhospodařovaných lesích prakticky nevyskytuje. Nejbližší je mu poslední stadium před holosečnou obnovou, naopak v pařezinách ani při výběrové těžbě se mu nic nepodobá. Silné probírkové zásahy se ukazují jako negativní pro většinu mechorostů kvůli vysušení porostu i odnosu biomasy včetně stélek samotných mechorostů (Berg et al., 2002 ex Bardat a Aubert, 2007). Výběrová těžba ani pařezání nejsou pro ohrožené mechorosty lepším managementem než holosečná obnova. Zlepšení by naopak přineslo prodloužení obmýtní doby alespoň u části holosečně obnovovaných porostů (Bardat a Aubert, 2007). Ve skutečnosti však lesníci drží obmýtní dobu naopak kratší než zmiňovaných 170 let. U bukových porostů je to typicky zhruba 140 let, aby se předešlo odumírání středů bukových kmenů (Moning a Müller, 2009).

4.2.3. Lišejníky

Velká část lišejníků je vázaná na les, například v Německu najdeme přes 500 druhů epifytických lišejníků (zhruba 1/5 všech), které se vyskytují výhradně na kůře a mrtvém dřevě (Moning a Müller, 2009). Tyto epifyty jsou antropogenními vlivy zvláště dotčené. Nesvědčí jim odvoz kmenů, na nichž jsou přirostlé, ani znečištěné ovzduší, protože z něj získávají většinu živin. Jako decimující se ukázalo nahrazení původních listnatých dřevin ve střední Evropě smrkovými monokulturami. Lišejníky listnatých lesů netolerují kyselá pH smrkové kůry a řada lišejníků specializovaných na smrk zase potřebuje horské klima, které v nížinách chybí. Moning a Müller (2009) zjistili, že druhová bohatost lišejníků výrazně roste s věkem lesa a největší je v pozdní fázi (300-400 let). Hauck, de Bruyn a Leuschner (2013) porovnali současné druhové zastoupení lišejníků v severozápadním Německu s daty z konce 19. století. Na všech studovaných lokalitách došlo k výrazné změně druhového složení, a to podobným způsobem. Přinejmenším 30 % všech druhů úplně vymizelo a ze zbylých vykazovalo 56 % v nížině Weser-Ems a 70 % ve Veserské vrchovině populační úbytek. Všechny funkční skupiny, kromě nejhudší, generalistické skupiny lišejníku *lecanorion conizaeooidis*, potvrzovaly tento trend. Skupina druhu *lobarion pulmonariae* vyhynula úplně. 10-15 % druhů naproti tomu zaznamenalo nárůst a uchytilo se 2-9 % nových druhů. Vedle atmosférické depozice a drenáží je dominantní

příčinou lesní management. Redukce prostorové heterogenity a vymizení starých stromů se ukazují jako hlavní problém, jehož důsledky byly patrné už v 19. století (Hauck, de Bruyn a Leuschner, 2013). Většina druhů vymizela, aniž by stihla kolonizovat malé chráněné plochy neobhospodařovaného lesa. Naděje na změnu vyvstává snad jedině v případě, že by se podařilo udržovat v hospodářském lese výrazný podíl mrtvého dřeva a starých stromů. Ve 20. století se jako další limitující faktor projevila postupující eutrofizace (Hauck, de Bruyn a Leuschner, 2013).

4.2.4. Byliny

Byliny jsou skupinou organismů, která na lesní management reaguje různorodě a někdy pozitivně, což vyplývá z meta-analýzy Duguida a Ashtona (2013). Výběrová seč zvyšuje průměrně diverzitu v podrostu o 30 % (skupinová více než jednotlivá), výchovné zásahy ani holosečná a clonná obnova nepřinášejí žádné interpretovatelné změny v počtu rostlinných druhů. Nicméně pozdější stadium hospodářského lesa (nad 50 let) mělo druhovou diverzitu průměrně o 28 % nižší než přírodní les. Tyto jevy lze částečně vysvětlit mírou heterogenity. Výběrová seč heterogenitu na lokalitě zvýší, zatímco starší stadia hospodářského lesa mají spíše tendenci k uniformitě. Ke každému druhu managementu ale najdeme studie s pozitivními i negativními dopady a značná rozkolísanost svědčí o existenci dalších významných faktorů a důležitosti konkrétních podmínek prováděných studií (Duguid a Ashton, 2013). Obecný model vývoje podrostu předpokládá, že po silné disturbanci vzroste bylinná diverzita kvůli dostupnosti volného prostoru a světla. Následně s dorůstáním stromů a zastíněním půdy poklesne a drží se na nižší úrovni, než začnou jednotlivé stromy odumírat a otevírat korunové patro (Roberts a Gilliam, 2003 ex Duguid a Ashton, 2013). Duguidova a Ashtonova meta-analýza však ukazuje u obhospodařovaných lesů docela jiný vývoj, podle ní se biodiverzita podrostu od začátku drží přibližně na shodné úrovni a v podrostové reiniciační fázi oproti očekávání poklesá. Jako vysvětlení studie nabízí přetrvávající homogenitu a zvyšující se uzavřenost vzrostlého stejnověkého lesa. Krátká doba obmýtí vůbec neumožňuje objevení dynamického procesu odumírání jednotlivých kmenů, který v přírodním lese způsobuje tak vysokou heterogenitu. Celoplošné odstranění starých lesů v Evropě navíc způsobilo, že část druhů na ně vázaných z krajiny docela vymizela a tedy již nepřispívá ani k biodiverzitě stárnoucího hospodářského lesa (Kaplan, Krumhardt a Zimmermann, 2009). Proença et al. (2010) srovnávali zbytky původních dubových lesů na severozápadě Portugalska s plantážemi domácích i exotických druhů. V podrostu přírodních lesů se vyskytovalo zhruba o 40 % více druhů rostlin, včetně endemitů a

citlivých druhů (například *Crepis lampanoides*, *Melampyrum pratense* a *Eryngium juresianum*). Tak vysoký rozdíl je umožněn právě nebyvalou členitostí nejstaršího porostu, který ve většině Evropy vymizel, a proto jej nelze srovnávat s hospodářskými lesy. V plantážích tvořili značnou část podrostu generalisté a nelesní rostliny (například *Ulex europaeus* a *Hypericum linearifolium*), což opět dokazuje nutnost analyzovat podrobně druhovou skladbu. Podstatně ekologicky nepříznivější byly plantáže exotického blahovičnicku kulatoplodého (*Eucalyptus globulus*) než domácí borovice přímořské (*Pinus pinaster*) (Proença et al., 2010). V původních dubových lesích také rostl počet druhů s rozlohou zkoumané plochy rychleji než v plantážích, takže jsou citlivější k případnému poklesu rozlohy.

4.2.5. Plži

Jde o třídu, která je obecně vázaná na starý les a jeho charakteristiky (Moning a Müller, 2009). Měkkýši, zejména plži, jsou limitováni vlhkostí, zastíněním, dostatkem vápníku, přítomností mrtvého dřeva, bohatou vegetací a určitým rozsahem vyššího pH (Müller, 2005). Na lidské zásahy v přírodním lese proto reagují citlivě. Zároveň mají minimální migrační schopnosti, takže jsou velmi dotčeni i fragmentací lesa. Rekolonizace silně disturbovaných ploch jim může trvat desítky let a aby vůbec proběhla, musí zdrojová oblast zůstat nedaleko (Watters et al., 2005 ex Moning a Müller, 2009). Z výzkumu Moninga a Müllera (2009) vyplývá, že druhová bohatost plžů roste s věkem lesa a maxima dosahuje ve stáří kolem 300 let. V podhorských oblastech roste diverzita rychleji než v horských, takže mají pro ochranu plžů větší význam. V přírodních lesích se také vyskytuje prokazatelně více ohrožených druhů.

4.2.6. Členovci

Členovci představují druhově zdaleka nejbohatší kmen organismů, který se v lese vyskytuje, proto zpravidla tvoří většinu přítomných druhů. Zároveň jsou nepostradatelnými poskytovateli mnoha ekologických služeb jako například opylení hmyzosprašných rostlin (Wilson, 1992 ex Buddle et al., 2006). Velké počty druhů umožňují, aby se na charakteristické vlastnosti daného prostředí specializovaly početné skupiny členovců, takže případné zásadní ovlivnění některé charakteristiky znamená ohrožení pro mnoho druhů. Lesy v tomto směru nejsou výjimkou. Patrně největším důsledkem lesního managementu je radikální snížení množství a diverzity mrtvého dřeva, na které jsou vázáni saproxylicí brouci, kteří se proto používají jako indikátorová skupina pro posuzování vlivu lesního managementu. Lassauce et al. (2011) prokázali pozitivní vztah mezi diverzitou saproxylických brouků a množstvím mrtvého

dřeva v boreálu a lehce pozitivní vztah mezi těmito proměnnými v temperátní zóně. Zatímco objem mrtvých kmenů a úlomků podmiňoval diverzitu v obou biomech, reakce na objem pařezů byla v boreálu silně negativní. Důvodem je zřejmě fakt, že množství pařezů koreluje s intenzitou managementu, která je ve Skandinávii značná. Příčinou rozdílné odpovědi v boreálu a v temperátní zóně může být již dříve zmiňovaný problém vysoké extinkce temperátních lesních druhů kvůli deforestaci v minulosti, tedy ochuzený regionální species pool (Lassauce et al., 2011). Kromě saproxylických druhů reaguje mnoho druhů ostatních členovců na lesní management vesměs pozitivně. Buddle et al. (2006) ukazují, že na lokalitách obnovujících se po holosečném zásahu byla podstatně větší diverzita i abundance pavoukoců, střevlíkovitých i drabčikovitých brouků než na lokalitách obnovujících se po požáru. Na druhou stranu, 22 druhů (např. *Sericoda quadripunctata* a *Pardosa hyperborea*) bylo silně vázáno na vývoj po požáru, zatímco pro paseku zarůstající po holé seči to bylo pouze 5 druhů (např. *Pardosa fuscata*). Holosečná obnova proto nelze jednoduše považovat za ekvivalent požárového disturbančního režimu. Terénní výzkumy v severozápadním Německu svědčí o tom, že lidmi vysazené smrkové plantáže mohou mít diverzitu střevlíkovitých brouků téměř srovnatelnou s diverzitou ve starých listnatých lesích a v případě pavouků dokonce zdatelně vyšší (Finch, 2005). Střevlíkovití brouci ve smrkovém porostu ale měli o 80 % nižší abundance. Oba typy lesa hostí specifická společenstva s omezeným překrytím, takže mají relativně málo společných druhů. Podobný trend indikují i další studie (du Bus de Warnaffe a Lebrun, 2004). Proto smrková plantáž nemůže být považována za habitat schopný bez následků nahradit listnatý les, požád je ale nesrovnatelně ekologicky cennější než borovicová plantáž, kde studie odhalily mizivou diverzitu a zejména abundanci střevlíkovitých brouků (Finch, 2005). Du Bus de Warnaffe a Lebrun (2004) provedli v Belgii výzkum srovnávající diverzitu brouků v různých typech hospodářského a přírodního lesa. S holosečemi a následnými porosty byla spojena velká diverzita brouků, většinu ovšem tvořily široce rozšířené druhy. Holosečné plochy ve velkém osídlují nelesní druhy, které tam pronikají z okolní zemědělské krajiny, a tak zajišťují vysokou diverzitu. Tento trend byl potvrzen poklesem diverzity na obmýcené ploše s rostoucí vzdáleností od otevřené krajiny. 55 druhů brouků se vyskytovalo v řízeném i neřízeném lese, 14 jen v řízeném a 23 pouze v neřízeném. V přírodních a neřízených listnatých lesích žije mnoho stenotopních typicky lesních druhů, jako např. *Molops elatus* a *Pterostichus burmeisteri*. Proto jsou tyto lesy z ochranného hlediska nepostradatelné (Du Bus de Warnaffe a Lebrun, 2004).

Zvláštním řádem hmyzu z hlediska lesního managementu jsou motýli. Mezi denními motýli jsou početné druhy vázané na prosluněná polootevřená stanoviště, které jsou zákonitě

negativně ovlivněny zarůstáním a opouštěním krajiny. Světlé lesy vyžadujících motýlů se silně dotkla konverze nízkého a středního lesa na les vysoký, doprovázená výrazným zastíněním a uzavřením porostů. V České republice z toho důvodu vyhynul například bělopásek hrachorový (*Neptis sappho*) (Mapování motýlů České Republiky) a hnědásek osikový (*Euphydryas maturna*) přežívá v poslední populaci (AOPK ČR, Záchrané programy: Hnědásek osikový). Taylor et al. (2013) zjistili, že neobhospodařované lesy v okolí Morecambe Bay v Anglii obývá pouze zhruba čtvrtina druhů denních motýlů oproti produkčním lesům a pařezinám s ochrannou prioritou, navíc s velmi malými abundancemi. Intenzivní lesnictví i pařezání byly pro motýlí diverzitu příznivé. Příčinou jsou nepochybně disturbance, které v obou řízených systémech udržují spektrum prosvětlených vývojových stádií a prostorovou heterogenitu. Středně staré lesy ponechané bez managementu jsou naopak zapojené a stinné. Na členovcích je skvěle ukazuje jeden stěžejní aspekt ochrany přírody, totiž že různé druhy mohou mít velmi protichůdné nároky, takže jedině udržováním prostorové heterogenity managementu jim lze v krajinném měřítku dohromady vyhovět.

4.2.7. Plazi a obojživelníci

Obě skupiny čelí v posledním půlstoletí všeobecně velkým populačním úbytkům a rychle narůstá počet ohrožených druhů. Podle IUCN (2013) spadá celosvětově 23 % původních druhů plazů a obojživelníků do kategorií Ohrožený a Kriticky ohrožený. Za hlavní příčinu úbytku se považují změny struktury habitatu, oba taxony však trpí nedostatkem studií, jak upozorňují Gardner, Barlow a Peres, 2007. Ti prozkoumali dostupné informace a u lesních druhů určili jako hlavní příčiny úbytku pokles habitatové a strukturní členitosti, intenzivní management a konverzi přírodních lesů na plantáže. Řada studií ale neprokazuje žádný nebo dokonce pozitivní vliv managementu. Například Hu et al. 2013 nenašli žádný prokazatelný rozdíl v diverzitě plazů v australských eukalyptových lesích s různými managementy. Abundanci ovlivňovala jen doba od posledního zásahu s maximy kolem 20 let. Příčinou může být chudá a nespecifická herpetofauna na lokalitě neumožňující odhalit obecné mechanismy. Navíc se ukazuje, že odpověď je často druhově specifická (Renken et al. 2004 ex Hu et al. 2013), takže negativní dopad na některé druhy může maskovat pozitivní vliv na jiné druhy. Proto by bylo vhodné zahrnout druhovou specifickou odezvu do příštích studií.

4.2.8. Savci

Savci jsou velmi heterogenní skupinou, což vyplývá už z rozdílů ve velikosti těla.

Zásadním prvkem pro biodiverzitu malých savců je prostorová členitost. Její velkou část obstarávají v lese stojaté i padlé kusy odumřelého a rozkládajícího se dřeva. Trouchnivé dřevo přináší malým savcům bohaté potravní příležitosti díky vysokému výskytu hub a bezobratlých, dostatečnou vlhkost, místo pro doupata i kryt před predátory. V terénu byl prokázán pozitivní vztah mezi množstvím mrtvého dřeva a diverzitou i abundancí malých hlodavců (Fauteux et al. 2012). Zásadní je míra trouchnivosti dřeva, v pozdní fázi je měkké a lze v něm snadno hloubit nory. Fauteux tvrdí, že holoseče jsou pro malé savce nepříznivé, protože jsou na nich vystaveni vysoké predaci, toto nebezpečí se výrazně snižuje, když je na lokalitě ponecháno větší množství odumřelého dřeva. Zwolak (2009) naproti tomu udává, že většina druhů není těžbou zjevně dotčena a nelesní druhy naopak vykazují nárůst, jako například chipmunk *Tamias amoenus*. Výjimkou je americký hraboš *Myodes gapperi*, kterého se intenzivní management boreálních lesů dotýká negativně. Nejvyšší abundance křečka dlouhoocasého (*Peromyscus maniculatus*) byly zase pozorovány při výběrových sečích. Mezi jednotlivými druhy nalezneme rozdílné nároky a odpověď na přirozené i antropogenní disturbance je druhově specifická (Fauteux et al. 2012). Zvýšenou pozornost je proto třeba věnovat ochránářsky nejdůležitějším druhům.

Velcí savci jsou všudypřítomným lidským vlivem zvláště dotčeni. V ekonomicky vyspělých zemích, zejména v Evropě, proběhla plošná přeměna krajiny již v minulosti a způsobila drastické populační úbytky i lokální až úplné vyhynutí řady velkých savců. V tropech se masivní přeměna ekosystémů děje teprve poslední půlstoletí a přináší obdobné výsledky. Proto je dnes právě v tropech velikost těla silně spjata s mírou ohrožení (Fritz, Bininda-Emonds a Purvis, 2009). Velcí živočichové mají značné nároky na prostor, které je v dnešním světě kvůli fragmentaci stále těžší uspokojit. Jejich ochrana je obtížná, protože nestačí uchovat nějakou malou lokalitu. Ochranářská opatření se naopak musí promítnout do celkového managementu krajiny. Dokonce ani velkoplošné národní parky nezaručují ochranářské úspěchy, o čemž svědčí 59% pokles abundancí zvěře v afrických národních parcích mezi lety 1970 a 2005 (Craigie et al. 2010). K největším poklesům došlo na západě Afriky, zatímco na jihu se abundance naopak zvýšily. Velcí savci se těší nemalé pozornosti odborníků i veřejnosti, probíhají záchranné a reintrodukční programy, například zubra evropského (*Bison bonasus*) v Karpatech a Bělověžském pralese (Kuemmerle et al., 2010). Věnovat se jednotlivým případům vlivu lesního managementu na velké savce však přesahuje rámec této práce.

4.2.9. Ptáci

Ptáci jsou typickou indikátorovou skupinou používanou ke zhodnocení dopadů lesního

managementu. Ptačí diverzita v lese je značně závislá na členitosti porostu, která se u přírodních lesů přirozeně zvyšuje v pozdním věku a díky disturbancím. Například výzkum Moninga a Müllera (2009) indikuje všeobecný nárůst počtu ptačích druhů s věkem bukového porostu, na některých lokalitách zhruba od sta let a někde již dříve. Moning a Müller uvádí několik výzkumů s podobnými výsledky, například Probst et al. (1992) pro temperátní zónu a Thiollay (1997) pro tropy. Plantáž původní dřeviny může mít ptačí diverzitu srovnatelnou (i vyšší) se středně starým přírodním lesem, s rostoucí plochou však u ní narůstá počet druhů pomaleji než v přírodním lese (Proença et al. 2010). Naproti tomu plantáž nepůvodního druhu *Eucalyptus globulus* měla celkově diverzitu nižší. Z těchto důvodů jsou původní lesy zásadním prvkem v ochraně lesních ptáků. Podle Gil-Tena, Saura a Brotonse (2007) dosahuje ptačí diverzita nejvyšších hodnot při částečně otevřeném korunovém patru a naopak zapojený stinný les má diverzitu nižší. Více druhů dřevin v porostu působí také příznivě (Drever a Martin, 2010). U holých sečí a dalších druhů managementu byl prokázán vliv pouze na některé skupiny ptáků, dotčení jsou hlavně specialisté, zatímco generalistům zásahy obvykle nezpůsobují problémy (Thin, Doherty a Huyvaert, 2012). V USA jsou clonnou sečí negativně ovlivněni například lejsek *Empidonax virescens*, pěnice *Setophaga americana* a plošně ubývající drozd lesní (*Hylocichla mustelina*), naopak vrána americká (*Corvus brachyrhyncho*) nebo kardinál červený (*Cardinalis cardinalis*) ze stejného zásahu profitují a šíří se (Augenfeld, Franklin a Snyder, 2008). V rozhodovacích procesech je potřeba dbát o zájmy ochránářsky nejdůležitějších druhů. Mezi ně patří I drozd lesní, protože v posledních desetiletích zaznamenal výrazné úbytky (Augenfeld, Franklin a Snyder, 2008). Charakteristickou skupinou avifauny jsou dutinovní hnízdiči. Četnost dutin je pozitivně svázaná se srážkami, protože ve vlhčích oblastech středy kmenů častěji napadají dřevokazné houby, ulehčující tvorbu dutiny. Lesní management podstatně snižuje množství stromů, ve kterých lze dutinu vyhloubit, takže se může stát limitujícím faktorem výskytu primárních i sekundárních dutinových hnízdičů (Remm a Löhmus, 2011). Na druhou stranu, při zachování dutinových stromů může výběrová seč, otevírající korunové patro, diverzitu datlovitých ptáků zvýšit. Drever a Martin (2010) také prokázali pozitivní korelaci mezi diverzitou datlovitých ptáků a diverzitou ptáků obecně (kromě období kůrovcových kalamit), z čehož předpokládají možné pozitivní důsledky výběrové seče pro celou třídu. V tropech stále probíhá intenzivní odlesňování, které ohrožuje všechny pralesní druhy. Vykácení lesa a převod půdy na pole vede k pádu biodiverzity. Thin, Doherty a Huyvaert (2012) nabízí ekologicky i ekonomicky přijatelný způsob využívání pralesa. Pokud území zůstane lesem a při těžbě se ponechá zhruba 50 % objemu dřeva, udrží se na lokalitě 70-80 % původních druhů (generalistů i

specialistů). Po zásahu probíhá několik desetiletí postupné navracení druhů a rekolonizaci urychluje blízkost původního porostu. I tak ale ve výsledku dojde k určité obměně druhového složení.

5. Diskuse k zahrnutí poznatků do managementu

Zájem o biodiverzitu a ekologický stav lesa je dnes široce rozšířen a lesnické společnosti i majitelé lesních pozemků přijímají managementová opatření za účelem podpory těchto hodnot i v hospodářském lese. Je však třeba důkladně zpětně vyhodnocovat jejich reálné výsledky i praktikování v terénu a tak zjistit skutečný přínos jednotlivých opatření.

Přírodní rezervace pokrývají 11 % rozlohy světových lesů (Del Lungo et al., 2006 ex Gustafsson et al., 2012), plantáže rychle rostoucích dřevin zaujímají další 4 % (FAO, 2010). Zbylých 85 % zastává ekologické i ekonomické a další úlohy najednou. Vedou se diskuse nad tím, jakým způsobem by měla lidská společnost k těmto 85 % přistupovat, aby nezpůsobila ekologickou pohromu a zároveň snesitelně zajistila své nároky. Lindenmayer a Cunningham (2013) analyzují několik aspektů, které je třeba mít při rozhodování na zřeteli. Přílišné zatěžování přírodních zdrojů je prvotní příčinou většiny problémů a vede k postupné degradaci zdrojů a úbytku biodiverzity. Situace nemůže být uspokojivě řešena, dokud jsou zdroje přetěžovány. Nejdůležitějším krokem je proto odhalit míru, kdy zdroje začínají být přetěžovány, a držet lidský vliv pod ní. Při tom je třeba počítat s určitou rezervou pro výskyt přirozených disturbancí. Za druhé, některé části ekosystémů jsou důležitější než jiné a zasluhují zvýšenou ochranu. Jde například o ty, které v krajině udržují dostatek vody nebo živin, zvyšují konektivitu, při disturbanci hrají úlohu refugií nebo mají zvýšenou biodiverzitu. Udržení konektivity je klíčovým prvkem ochrany přírody, je ale třeba chápat, jak konektivitu vnímají cílové druhy a podle toho rozmísťovat zásahy v prostoru (Hunter et al., 1999, kapitola 7; Lindenmayer a Cunningham, 2013).

Existují dvě hlavní možnosti, jak lze lesní management orientovat pro snížení jeho ekologických dopadů, a probíhají mnohaleté spory o tom, který je lepší. První variantou je aplikovat určité minimální standardy plošně na celý obhospodařovaný les. Opatření spočívají v několika široce doporučovaných krocích. Jde o prodloužení doby obmýtí, aby se v lese mohlo vyskytovat více druhů vázaných na starý les. Management se konfigurací zásahů snaží lépe napodobit původní disturbanční režim regionu s předpokladem, že na něj jsou druhy nejvíce zvyklé a nejlépe adaptované. Většinou to znamená omezení uniformních zásahů a holosečí ve

prospěch heterogenních zásahů, tedy především výběrové a případně podrostní seče. Dále by se měly vybrat konkrétní velké stromy, které se ponechají samovolnému vývoji a po odumření zůstanou na lokalitě. Při holosečích se nechávají jednotlivé stromy a skupinky stát, aby zvýšily ekologickou hodnotu vykáčené plochy. Tyto stromy mohou působit jako výstavky, takže se ušetří za osázení plochy. Při zakládání nového porostu se klade důraz na původní druhy dřevin, které prakticky vždy hostí podstatně větší diverzitu organismů než exotické druhy. Většina těchto opatření však snižuje ekonomické výnosy. To v praxi někdy omezuje jejich aplikovatelnost až na míru, která nepřináší dostatečné výsledky (Gullison, 2003), nebo si žádá zvětšení rozlohy obhospodařovaného lesa. Kromě toho, řada nejcitlivějších druhů napříč taxony zůstává stále silně dotčena i při šetrnějším managementu (Du Bus de Warnaffe a Lebrun, 2004; Junninen a Komonen, 2011). Hanski (2000) důrazně varuje před snahou o plošné, ale mírné zlepšení poměrů, protože pak by potřeba určitých ekonomických kompenzací vedla k likvidaci dalších ploch dosud zachovalých lesů, což by vyhynutí mnoha druhů pouze urychlilo. Doporučuje naopak zvýšit kvalitu lesa výrazně na omezených plochách v blízkosti nejvzácnějších zbytků přírodních porostů. Světový trh je značně propojen a omezení těžby na jednom místě zároveň způsobuje nárůst na jiném. Tržní cena dřeva po odečtení nákladů na těžbu a dopravu určuje, zda se jej v daném regionu vyplatí těžít. Na rozsáhlých plochách Sibíře se ekonomická hodnota dřeva blíží nule, kdyby však jeho tržní cena podstatně vzrostla, došlo by zřejmě k rozsáhlé devastaci sibiřských lesů (Hunter et al., 1999, str. 626-634).

Druhou možností je rozdělení úloh v krajině. V tomto modelu je menší část lesních pozemků určená k intenzivní produkci dřeva a uspokojení poptávky a druhá část je díky tomu orientovaná výhradně na ochranu biodiverzity a ekosystému. Produkce je zajišťována plantážemi rychle rostoucích exotických dřevin s krátkou dobou obměny a používají se pesticidy, plošná příprava půdy a další moderní metody. Takto řízené plantáže mají velmi nízkou ekologickou hodnotu (Bremer a Farley, 2010), pokud se však díky nim zajistí uchování rozsáhlých ploch přírodního lesa, může být jejich celkový dopad pozitivní. 1 ha intenzivně obhospodařované plantáže dovoluje postavit mimo produkci 3-5 ha lesa (Seymour and Hunter, 1999 ex Lindenmayer a Cunningham, 2013). Výzkumy ukazují, že nejvyšší rostlinná diverzita existuje na středně úrodných půdách, kde nalezneme většinu hot spots. Ty je třeba chránit a počínat si v nich šetrně. Na neúrodnějších půdách je diverzita naopak snižována, protože si zdroje monopolizuje několik druhů rostlin. Jejich intenzivní využívání je tedy ekonomicky i ekologicky nejvýhodnější (Hunter et al., 1999, str. 189-196). Hlavním argumentem proti dělení úloh je poznatek o nedůslednosti v realizaci, po zavedení intenzivních plantáží totiž často k žádnému vyhrazení

chráněného území nedojde (Ewers et al., 2009 ex Lindenmayer a Cunningham, 2013). Za takových podmínek je zavádění plantáží velmi rizikové. Nemálo rezervací vzniká v odlehlých oblastech kvůli nízkému zájmu o využití a ne kvůli výjimečné ekologické hodnotě (Scott and Tear, 2007 ex Lindenmayer a Cunningham, 2013). Rozšiřování takových rezervací by nepochybně nezajistilo dostatečnou ochranu biodiverzity.

Řešením sporu nejspíš není úplná převaha jednoho konceptu. Regiony se liší stejně jako ohrožené druhy a to vyžaduje různé přístupy. Někde je vhodnější extenzivní management s nižšími vstupy a jinde mozaika rezervací a plantáží (Lindenmayer a Cunningham, 2013). Nadějnou syntézu nabízí model triády, jehož podstatou je, že část porostů zastává ekologické i ekonomické funkce, část tvoří intenzivní plantáže a díky nim lze rozšířit plochy rezervací (Hunter et al., 1999, str. 54-55). O zásadním významu rezervací nelze pochybovat, protože jen ty dovedou ochránit nejnáročnější druhy a udržet podmínky pro pokračování přirozeného vývoje a pro přírodní disturbanční režimy (Peres, 2005).

Mnoho odborníků vidí rozumné řešení pro víceúčelové lesy v tak zvaném retenčním přístupu (Gustafsson et al., 2012; Lindenmayer et al., 2012). Jde o již zmiňované ponechání části živých stromů při těžbě na lokalitě. Paseky s důkladně odstraněnou biomasou mají značné dopady na lesní biodiverzitu (McDermott et al., 2010 ex Gustafsson et al., 2012) a výběrová seč redukuje množství starých stromů a mrtvého dřeva také (Angers et al., 2005 ex Gustafsson et al., 2012). Účelem retenčního přístupu je udržet na těžené lokalitě určitou kontinuitu podmínek, i když oslabených (Lindenmayer et al., 2012). Díky tomu má vzniklé prostředí nenulovou hodnotu pro většinu lesních druhů. Ponechávají se jednotlivé stromy i malé skupinky kvůli maximální heterogenitě a zůstávají na lokalitě trvale, aby následně zajišťovaly přísun mrtvého dřeva. Retenční přístup je již široce rozšířen například ve Skandinávii, Baltských státech i v severní Americe. Jeho hodnota velmi závisí na podílu ponechaného dřeva, Gustafsson et al. (2012) doporučují jako minimum 5 až 10 %. Je velmi potřeba zaměřit budoucí výzkum na zjištění přínosu při různých mírách retence i na reálné dopady případných ekonomických kompenzací a na základě těchto znalostí vybírat pro konkrétní území nejvýhodnější možnosti (Gustafsson et al., 2012).

5.1. Management na krajinné úrovni

Heterogenitu lesa lze posilovat v rámci jednoho porostu podporou vertikální členitosti, druhové skladby a podobně, i mezi porosty různého stáří, složení a managementu. Teprve kombinací obou se dosahuje maximální míry heterogenity. Na krajinné úrovni je vhodné

udržovat mozaiku porostů s různou intenzitou managementu, aby v něm našly prostor druhy vázané na starý les i na mladá sukcesní stadia. I když neznáme přesně nároky všech druhů, s diverzitou managementu roste pravděpodobnost, že v lese najdou svoji niku (Lindenmayer, Franklin a Fischer, 2006). Vůbec nejefektivnější je používat obecná pravidla jako rámcovou kostru, kterou zkušený odborník upraví pro konkrétní ekologické a socioekonomické podmínky (Lindenmayer, Franklin a Fischer, 2006). Je ale třeba nezapomínat na reálnou situaci, v korupčním prostředí některých států skýtá taková flexibilita velký prostor pro nátlak a zneužívání pravomocí a mohla by napáchat více škody než pevně nastavená pravidla.

6. Závěr

Lesnický management disponuje širokou škálou metod a zásahů, od těch k přírodě nejšetrnějších až po velmi intenzivní a velmi poškozující. Produkční lesnictví významně mění vlastnosti a dynamiku lesa. Dochází k podřízení lesa plánovanému hospodářství, v němž náhodné přírodní disturbance vystupují jako rušivé elementy, které se lesníci snaží omezit. Tím se naruší přírodní disturbanční režim, který do té doby určoval druhovou skladbu a podobu lesa. Namísto odumírání stromů je biomasa odnesena, takže drasticky poklesne množství mrtvého dřeva. Průměrná doba obměny porostu se oproti přírodnímu lesu podstatně zkrátí a zjednoduší se vertikální členitost z několikastupňového porostu obvykle na zapojený jedno až dvoustupňový. Výsadbou stejnověkových porostů klesá i prostorová členitost. To vše může způsobovat ekologické problémy, protože heterogenita prostředí podmiňuje druhovou bohatost. Velikost dopadů závisí na intenzitě, s níž jsou zmíněné praktiky prováděny. Při jejich velkoplošném použití dojde k výrazné fragmentaci krajiny a zvětšení okrajového efektu. Ještě větší problém ale znamená nahrazení původních dřevin introdukovanými druhy a plošné vymizení starého lesa. Plantáže nepůvodních dřevin mají obvykle diverzitu bioty o desítky procent nižší. Starý les naproti tomu hostí nebývale velké množství druhů včetně endemitů a specialistů, protože umožňuje koexistenci většiny sukcesních stádií. V Evropě však takových lesů zbývá úplné minimum. Saproxylické houby, stromové lišejníky a mechorosty, plži, saproxyličtí brouci, řada plazů a obojživelníků a mezi ptáky dutinoví hnízdiči jsou intenzivním managementem většinou negativně dotčeni. Naopak byliny a většina ptačích druhů reaguje na výběrovou seč zvýšením diverzity i abundance, v případě členovců lze vysledovat podobný trend u holoseče. Lesní management všeobecně podporuje všechny druhy raných vývojových stádií napříč taxony. Různé skupiny organismů mají odlišné nároky, které lze dohromady pokrýt jen plánovaným heterogenním managementem v krajině. Součástí krajiny mají být nenarušované kusy, středně

intenzivně obhospodařované i opakovaně narušované plochy. Misky ekonomických vah jsou však výrazně nakloněny na stranu intenzivního managementu, takže zainteresované subjekty se často snaží minimalizovat mimoprodukční plochy. Typicky lesním organismům proto do budoucna hrozí trvalé nebezpečí ze strany lidí.

7. Literatura

Anger, V. A., C. Messier, M. Beaudet and A. Leduc (2005). Comparing composition and structure in old-growth and harvested (selection and diameterlimit cuts) northern hardwood stands in Quebec. *Forest Ecology and Management*, volume 217, 275-293 pp.

Agentura ochrany přírody a krajiny ČR. Záchrané programy: Hnědásek osikový [online]. Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, ©2014 [cit. 2014-07-02]. Dostupné z: <http://www.zachraneprogramy.cz/index.php?docId=2271&spec=zivocichove>.

Augenfeld, K. H., S. B. Franklin and D. H. Snyder (2008). Breeding bird communities of upland hardwood forest 12 years after shelterwood logging. *Forest Ecology and Management*, volume 255, 3, 1271-1282 pp.

Banks, S. C., D. B. Lindenmayer, S. J. Ward, and A. C. Taylor (2005). The effects of habitat fragmentation via forestry plantation establishment on spatial genotypic structure in the small marsupial carnivore, *Antechinus agilis*. *Molecular Ecology*, volume 14, 6, 1667-1680 pp.

Bardat, J. and M. Aubert (2007). Impact of forest management on the diversity of corticolous bryophyte assemblages in temperate forests. *Biological Conservation*, volume 139, 1, 47-66 pp.

Barker, G. (2006). *The Agricultural Revolution in Prehistory: Why did Foragers become Farmers?* Oxford University Press.

Bascompte, J. and R. V. Solé (1996). Habitat fragmentation and extinction thresholds in spatially explicit models. *Journal of Animal Ecology*, volume 65, 4, 465-73 pp.

Berg, A., U. Gardenfors, T. Hallingback and M. Nore´n (2002). Habitat preferences of red-listed fungi and bryophytes in woodland key habitats in southern Sweden – analyses of data from a national survey. *Biodiversity and Conservation*, volume 11, 8, 1479-1503 pp.

Blaser, S., D. Prati, B. Senn-Irlet and M. Fischer (2013). Effects of forest management on the diversity of deadwood-inhabiting fungi in Central European forests. *Forest Ecology and Management*, volume 304, 42-48 pp.

Bremer, L. L., and K. A. Farley (2010). Does plantation forestry restore biodiversity or create green deserts? A synthesis of the effects of land-use transitions on plant species richness. *Biodiversity and Conservation*, volume 19, 14, 3893-3915 pp.

Buddle, Ch. M., D. W. Langor, G. R. Pohl and J. R. Spence (2006). Arthropod responses to harvesting and wildfire: implications for emulation of natural disturbance in forest management. *Biological Conservation*, volume 128, 3, 346-357 pp.

Buse, J., T. Ilevanony, A. Timm, T. Dayan and T. Assmann (2010). Saproxyllic beetle assemblages in the Mediterranean region: Impact of forest management on richness and structure. *Forest ecology and management*, volume 259, 8, 1376-1384 pp.

Craigie, I. D., J. E. M. Baillie, A. Balmford, Ch. Carbone, B. Collen, R. E. Green and J. M.

Hutton (2010). Large mammal population declines in Africa's protected areas. *Biological Conservation*, volume 143, 9, 2221-2228 pp.

Currie, D. J. (1991). Energy and large-scale patterns of animal- and plant- species richness. *American Naturalist*, volume 137, 1, 27-49 pp.

Čížek, L., J. Roleček and J. Danihelka (2007). Vliv plošné přípravy půdy na biodiverzitu, *Lesnická práce*, volume 86, 8.

Del Lungo A, J. Ball and J. Carle (2006). *Planted Forests and Trees*. Food and Agricultural Organization of the United Nations. Working Paper no. FP38E.

Drever, M. C. and K. Martin (2010). Response of woodpeckers to changes in forest health and harvest: implications for conservation of avian biodiversity. *Forest Ecology and Management*, volume 259, 5, 958-966 pp.

du Bus de Warnaffe and G., P. Lebrun (2004). Effects of forest management on carabid beetles in Belgium: implications for biodiversity conservation. *Biological Conservation*, volume 118, 2, 219-234 pp.

Duguid, M. C. and M. S. Ashton (2013). A meta-analysis of the effect of forest management for timber on understory plant species diversity in temperate forests. *Forest Ecology and Management*, volume 303, 81-90pp.

Ewers R, J. P. Scharlemann, A. Balmford and R. E. Green (2009). Do increases in agricultural yield spare land for nature? *Global Change Biology*, volume 15, 1716-1726 pp.

Fanta, J. (2007). *Lesy a lesnictví ve střední Evropě II - z dávné historie využívání lesů*. Živa 2007/2.

Food and Agricultural Organization (FAO, 2000): *Global Forest Resources Assessment 2000*. FAO Rome, 479 pp.

Food and Agricultural Organization (FAO, 2010): *Global Forest Resources Assessment 2010*. Main report. FAO Rome, 378 pp.

Food and Agricultural Organization (FAO, 2011): *State of the world's forests 2011*. FAO Rome, 179 pp.

Finch, O. D. (2005). Evaluation of mature conifer plantations as secondary habitat for epigeic forest arthropods (Coleoptera: Carabidae; Araneae). *Forest ecology and management*, volume, 204, 1, 23-36 pp.

Fauteux, D., L. Imbaeu, P. Drapeau and M. J. Mazerolle (2012). Small mammal responses to coarse woody debris distribution at different spatial scales in managed and unmanaged boreal forests. *Forest Ecology and Management*, volume 266, 194-205 pp.

Fritz, Ö., L. Gustafsson and K. Larsson (2008). Does forest continuity matter in conservation? A

study of epiphytic lichens and bryophytes in beech forests of southern Sweden. *Biological conservation*, volume 141, 3, 655-668 pp.

Fritz, S. A., O. R. P. Bininda-Emonds and A. Purvis (2009). Geographical variation in predictors of mammalian extinction risk: big is bad, but only in the tropics. *Ecology letters*, volume 12, 6, 538-549 pp.

Gardner, T. A., J. Barlow and C. A. Peres (2007). Paradox, presumption and pitfalls in conservation biology: the importance of habitat change for amphibians and reptiles. *Biological Conservation*, volume 138, 1, 166-179 pp.

Gil-Tena, A., S. Saura and L. Brotons (2007). Effects of forest composition and structure on bird species richness in a Mediterranean context: implications for forest ecosystem management. *Forest ecology and Management*, volume 242, 2, 470-476 pp.

Gullison, R. E. (2003). Does forest certification conserve biodiversity?. *Oryx*, volume 37, 2, 153-165 pp.

Gustafsson, L., S. C. Baker, J. Bauhus, W. J. Beese, A. Brodie, J. Kouki, D. B. Lindenmayer, A. Löhmus, G. M. Pastur, Ch. Messier, M. Neyland, B. Palik, A. Sverdrup-Thygeson, A. Volney, A. Wayne and J. F. Franklin (2012). Retention forestry to maintain multifunctional forests: a world perspective. *BioScience*, volume 62, 7, 633-645pp.

Hanski, I. (2000). Extinction debt and species credit in boreal forests: modelling the consequences of different approaches to biodiversity conservation. *Annales Zoologici Fennici*, volume 37, 4.

Hauck, M., U. de Bruyn, and Ch. Leuschner (2013). Dramatic diversity losses in epiphytic lichens in temperate broad-leaved forests during the last 150 years. *Biological Conservation*, volume 157, 1, 136-145 pp.

Hédl R., P. Szabó, V. Riedl a M. Kopecký (2011). Tradiční lesní hospodaření ve střední Evropě. *Živa* 2/2011

Hejda, M., P. Pyšek and V. Jarošík (2009). Impact of invasive plants on the species richness, diversity and composition of invaded communities. *Journal of Ecology*, volume 97, 3, 393-403 pp.

Hospodářské noviny. Rychle rostoucí dřeviny se stávají hitem, na teple a energiích ušetří desetitisíce [online]. Praha: *Economia*, a.s., ©2014 [cit. 2014-07-02]. Dostupné z: <http://byznys.ihned.cz/c1-59361190-zacina-sklizen-japonskych-topolu-lide-vice-vyrabi-elektřinu>.

Hu, Y., S. Magaton, G. Gillespie and T. S. Jessop (2013). Small reptile community responses to rotational logging. *Biological Conservation*, volume 166, 76-83 pp.

Hunter, M. L., ed. (1999). *Maintaining biodiversity in forest ecosystems*. Cambridge University Press.

International Union for Conservation of Nature. Red list of threatened species. International Union for Conservation of Nature [online]. Glad: International Union for the Conservation of Nature, ©2014 [cit. 2014-04-30]. Dostupné z: <http://www.iucnredlist.org/>.

Junninen, K and A. Komonen (2011). Conservation ecology of boreal polypores: a review. *Biological conservation*, volume 144, 1, 11-20 pp.

Kabrda, J. a I. Bičík (2010). Dlouhodobé změny rozlohy lesa v Česku i ve světě. *Geografické rozhledy*, volume 20, 1, 2-5 pp.

Kantor, P., T. Vrška, L. Dobrovolný a J. Novák (2013). *Pěstění lesů skripta - učební text*.

Kaplan, J. O., K. M. Krumhardt and N. Zimmermann (2009). The prehistoric and preindustrial deforestation of Europe. *Quaternary Science Reviews*, volume 28, 27-28, 3016-3034 pp.

Kerr, J. T. and L. Packer (1997). Habitat heterogeneity as a determinant of mammal species richness in high-energy regions. *Nature*, volume 385, 252-4 pp.

Kuemmerle, T., J. Perzanowski, O. Chaskovskyy, K. Ostapowicz, L. halada, A. T. Bashta, I. Kruhlov, P. Hostert, D. M. Waller and V. C. Radeloff (2010). European bison habitat in the Carpathian Mountains. *Biological Conservation*, volume 143, 4, 908-916 pp.

Lassauce, A., Y. Paillet, H. Jactel and Ch. Bouget (2011). Deadwood as a surrogate for forest biodiversity: meta-analysis of correlations between deadwood volume and species richness of saproxylic organisms. *Ecological Indicators*, volume 11, 5, 1027-1039 pp.

Lindenmayer, D. B., J. F. Franklin and J. Fischer (2006). General management principles and a checklist of strategies to guide forest biodiversity conservation. *Biological conservation*, volume 131, 3, 433-445 pp.

Lindenmayer, D. B., J. F. Franklin, A. Löhmus, S. C. Baker, J. Bauhus, W. Beese and L. Gustafsson (2012). A major shift to the retention approach for forestry can help resolve some global forest sustainability issues. *Conservation Letters*, volume 5, 6, 421-431 pp.

Lindenmayer, D. B. and S. A. Cunningham (2013). Six principles for managing forests as ecologically sustainable ecosystems. *Landscape ecology*, volume 28, 6, 1099-1110 pp.

Lovejoy, T. E., J. M. Rankin, R. O. Bierregard, K. S. Brown, L. H. Emmons and M. E. Van der Voort. (1984). Ecosystem decay of Amazon rain forest remnants. In M. H. Nitecki (ed.). *Extinctions*. University of Chicago Press, Chicago, Illinois, 295-325 pp.

Mapování motýlů ČR. Denní motýli v ohrožení [online]. České Budějovice: Mapování motýlů České Republiky, ©2014 [cit. 2014-07-14]. Dostupné z: <http://www.lepidoptera.cz/article/denni-motyli-v-ohrozeni>.

Merriam, G. (1988). Landscape dynamics in farmland. *Trends in Ecology and Evolution*, volume 3, 1, 16-20 pp.

Moning, Ch. and J. Müller (2009). Critical forest age thresholds for the diversity of lichens, molluscs and birds in beech (*Fagus sylvatica*) dominated forests. *Ecological indicators*, volume 9, 5, 922-932 pp.

Müller, J., C. Stratz and T. Hothorn (2005). Habitat factors for land snails in European beech forests with a special focus on coarse woody debris. *European Journal of Forest Research*, volume 124, 3, 233-242 pp.

Niemelä, T. (2005). Polypores – lignicolous fungi (psáno finsky, summary anglicky). *Norrinia*, volume 13, 1, 320 pp.

Peltoniemi, M., R. Penttilä and R. Mäkipää (2013). Temporal variation of polypore diversity based on modelled dead wood dynamics in managed and natural Norway spruce forests. *Forest Ecology and Management*, volume 310, 523-530 pp.

Peres, C. A. (2005). Why we need mega-reserves in Amazonia. *Conservation Biology*, volume 19, 728-733 pp.

Plesník, J. a F. Pelcl (2011). Současný stav a výhled lesů ve světě a v Evropě. *Ochrana přírody* 2011/4.

Poleno, Z. (1998). Způsoby hospodaření ve vysokokmenném lese. *Lesnictví*, volume 44, 561-575 pp.

Probst, J. R., D. S. Rakstad and D. J. Rugg (1992). Breeding bird communities in regenerating and mature broadleaf forests in the USA Lake States. *Forest Ecology and Management*, volume 49, 1-2, 43-60 pp.

Proença, V. M., H. Pereira, J. Guilherme and J. Vicente (2010). Plant and bird diversity in natural forests and in native and exotic plantations in NW Portugal. *Acta Oecologica*, volume 36, 2, 219-226 pp.

Příhoda, J. a J. Weger (2013). Rozhovor s Janem Wegerem na webu silvarium.cz. [cit. 2014-06-04]. Dostupné z: <http://www.silvarium.cz/lesnicka-prace-c-5-13/rychle-rostouci-dreviny-rostou-i-bez-dotaci>

Ranger, J. and C. Nys (1994). The effect of spruce (*Picea abies* Karst.) on soil development: an analytical and experimental approach. *European Journal of Soil Science*, volume 45, 2, 193-204 pp.

Remm, J. and A. Lõhmus (2011). Tree cavities in forests—the broad distribution pattern of a keystone structure for biodiversity. *Forest Ecology and Management*, volume 262, 4, 579-585 pp.

Renken, R. B., W. K. Gram, D. K. Fantz, S. C. Richter, T. J. Miller, K. B. Ricke, B. Russell and X. Wang (2004). Effects of forest management on amphibians and reptiles in Missouri Ozark forests. *Conservation Biology*, volume 18, 1, 174-188 pp.

Roberts, M. R. and F. S. Gilliam (2003). Response of the herbaceous layer to disturbance in

eastern forests. In: Gilliam, F. S., M. R. Roberts, (Eds.), *The Herbaceous Layer in Forests of Eastern North America*. Oxford, New York, 302-320 pp.

Rybicki, J. and I. Hanski (2013). Species–area relationships and extinctions caused by habitat loss and fragmentation. *Ecology letters* 16, 1, 27-38 pp.

Schoener, T. W. (1976). The species-area relationship within archipelagoes: Models and evidence from island birds. *Proceedings of the XVI International Ornithological Congress* 6, 629-642 pp.

Scott, V. E., K. E. Evans, D. R. Patton, and C. P. Stone (1977). *Cavity-nesting birds of North American Forests*. USDA Forest Service Agriculture Handbook 511. 112 pp.

Scott, J. M. and T. H. Tear (2007) What are we conserving? Establishing multiscale conservation goals and objectives in the face of global threats. In: Lindenmayer, D. B., R. J. Hobbs (eds) *Managing and designing landscapes for conservation*. Blackwell Publishing, Oxford, 494-510 pp.

Seymour R. S. and M. L. Hunter (1999). Principles of ecological forestry. In: Hunter ML (ed) *Maintaining biodiversity in forest ecosystems*. Cambridge University Press, Cambridge, 22-61 pp.

Standing Forestry Committee (2008). Mobilisation and efficient use of wood and wood residues for energy generation. Final report, July 2008.

Taylor, D. L., A. Ramsey, I. Convery, A. Lawrence and A. Weatherall (2013). The impacts of commercial woodland management on woodland butterfly biodiversity in Morecambe Bay, UK. *Conservation Evidence*, volume 10, 10-15 pp.

Thinh, T. V., P. F. Doherty Jr. and K. P. Huyvaert (2012). Effects of different logging schemes on bird communities in tropical forests: A simulation study. *Ecological Modelling*, volume 243, 95-100 pp.

Thiollay, J. M. (1997). Disturbance, selective logging and bird diversity: a neotropical forest study. *Biodiversity and Conservation*, volume 6, 8, 1155-1173 pp.

Utinek, D. (2009). Rámcové směrnice pro pěstování středního lesa. *Ochrana přírody* 2009/4.

Vacik, H., T. Zlatanov, P. Trajkov and S. Dekanic (2009). Role of coppice forests in maintaining forest biodiversity. *Silva Balcanica*, volume 10, 1, 45-55 pp.

Watters, G. T., T. Menker and S. H. O’Dee (2005). A comparison of terrestrial snail faunas between strip-mined land and relatively undisturbed land in Ohio, USA - an evaluation of recovery potential and changing faunal assemblages. *Biological Conservation*, volume 126, 2, 166-174 pp.

Wilson, E. O. (1992). *The Diversity of Life*. W. W. Norton & Company, New York.

World Bank. Data - Population, total. The world Bank [online]. Washington, DC: The World

Bank, ©2014 [cit. 2014-05-05]. Dostupné z: <http://data.worldbank.org/indicator/SP.POP.TOTL/countries?display=graph>,<http://data.worldbank.org/indicator/EG.USE.PCAP.KG.OE/countries/1W?display=graph>.

World Wildlife Fund. Habitats - Forests. World Wildlife Fund [online]. Washington, DC: World Wildlife Fund, ©2014 [cit. 2014-06-04]. Dostupné z: <http://www.worldwildlife.org/habitats/forests>

Zwolak, R. (2009). A meta-analysis of the effects of wildfire, clearcutting, and partial harvest on the abundance of North American small mammals. *Forest Ecology and Management*, volume 258, 5, 539-545 pp.