



Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, v. v. i.

Ing. Karel Matějka, CSc. - IDS

Nad Královnou - Hotel & Restaurant, Nad Kamínkou 1526, Praha – Zbraslav

Vydal

Výzkumný ústav lesního hospodářství
a myslivosti, v.v.i., Výzkumná stanice Opočno

Editoři

Jan Leugner, Karel Matějka

Technická redakce, obálka,
předtisková příprava, zlom, tisk
Foto na vnější straně obálky

Jan Leugner, Eva Ráčková, Evelína Erbanová
Dušan Kacálek

Za obsahovou náplň příspěvků odpovídají jednotliví autoři

Poděkování

Sborník vznikl na základě projektu: **EHP-CZ02-OV-1-015-2014: Pěstební opatření pro zvýšení biodiverzity v lesích v chráněných územích**, které je podpořen z EHP a Norských fondů 2009-14, konkrétně v programu CZ02: Biodiverzita a ekosystémové služby/ Monitorování a integrované plánování a kontrola v životním prostředí/ Adaptace na změnu klimatu.

ISBN 978-80-7417-106-2

OBSAH

UKÁZKOVÉ A VÝZKUMNÉ PLOCHY PRO SLEDOVÁNÍ VLIVU MANAGEMENTU V LESÍCH CHRÁNĚNÝCH ÚZEMÍ K. MATĚJKA	4
STRUKTURA POROSTŮ S RŮZNÝM LESNICKÝM MANAGEMENTEM J. SOUČEK 10	
VLIV LESNICKÉHO MANAGEMENTU NA DIVERSITU MAKROMYCETŮ A. LEPŠOVÁ	16
STUDIUM STRUKTURY SPOLEČENSTEV PŮDNÍCH PANCÍŘNÍKŮ NA VÝZKUMNÝCH PLOCHÁCH J. STARÝ	22
STUDIUM STRUKTURY SPOLEČENSTEV EPIGEICKÝCH BROUKŮ NA VÝZKUMNÝCH PLOCHÁCH J. BOHÁČ	26
VLIV PĚSTEBNÍCH OPATŘENÍ NA POROSTNÍ MIKROKLIMA O. ŠPULÁK	30
PŘEDSTAVENÍ „KATALOGU PĚSTEBNÍCH OPATŘENÍ PRO ZVÝŠENÍ BIODIVERZITY LESŮ V CHRÁNĚNÝCH ÚZEMÍCH“ J. LEUGNER A KOL.	34
PONECHÁNÍ LESA SAMOVOLNÉMU VÝVOJI K. MATĚJKA, O. ŠPULÁK	46

Ukázkové a výzkumné plochy pro sledování vlivu managementu v lesích chráněných území

Karel Matějka

IDS, Na Komořsku 2175/2a, 143 00 Praha 4

Lesní ekosystémy jsou extrémně důležité pro ochranu přírody v celé temperátní zóně, kde představují vrcholný typ ekosystému. Proto hrají ústřední roli v chráněných územích od nejvyšší kategorie (národní parky a národní přírodní rezervace), jak bylo ukázáno například ve sborníku ze semináře Management lesů v českých národních parcích (FANTA et KŘENOVÁ 2009). Tento sborník rovněž ukazuje tři zásadní přístupy k lesnímu managementu v CHÚ:

1. bezzásahový management využívající spontánní vývoj;
2. přírodě blízký management, jehož cílem je přiblížit strukturu obhospodařovaných lesů jakési hypotetické struktuře, kterou považujeme za přírodní;
3. cílený management, který slouží pro podporu nějakého druhu nebo skupiny druhů významných z hlediska ochrany přírody.

V rámci projektu číslo EHP-CZ02-OV-1-015-2014 *Pěstební opatření pro zvýšení biodiverzity v lesích v chráněných územích* (viz www.infodatasys.cz/BiodivLes) byla pozornost věnována takovým opatřením, která lze nazvat "nestandardní" z hlediska běžného managementu hospodářských lesů. Proto byla vytvořena síť ukázkových ploch (demonstračních objektů), jejichž účelem je

- předvést efekt různých způsobů nestandardního managementu lesů v chráněných územích;
- založit výzkumné plochy v ekosystémech, jejichž počáteční stav bude popsán a pro budoucnost se tak stanou stanovišti, kde bude možno zjistit reakci ekosystémů na prováděný management.

Síť demonstračních objektů si neklade za cíl svoji ucelenost, ale jedná se o účelový výběr, který se zaměřil na dvě základní problematiky: (1) management lesů v nízkých nadmořských výškách s dominancí dubu, které jsou dlouhodobě ovlivněny lidskou činností, (2) efekt bezzásahového přístupu ke klimaxovým smrččinám. Podrobný popis vybraných lokalit a v rámci nich sledovaných ploch uvádí MATĚJKA et al. (2016).

Z hlediska managementu lesů v chráněných územích se ukazuje jako klíčové provádění soustavného managementu v lesích v nízkých nadmořských výškách v prostředí původních doubrav. Tento management má za cíl udržení prosvětlených porostů, kde se může přirozeně zmlazovat dub a další dřeviny z přirozené skladby. Tohoto cíle je možno dosáhnout několika způsoby, zvláště výběrnou těžbou, pařezáním či pastvou. Management je potřebný rovněž k udržení vhodné struktury celé krajiny. V prehistorii i po velkou část historické epochy totiž nebyly v krajině tak přísně odděleny plochy lesa a bezlesí. Existovaly pozvolné přechody mezi otevřenou obhospodařovanou krajinou a uzavřenými lesy (až pralesy). Tyto přechody měly charakter ekotonů. Proto byly vybrány ukázkové plochy (tab. 1) s výběrovou těžbou (proředěním), jako na lokalitách DeN, DeW, s pokusy o novodobé pařezání (CK3) a s pastvou

(CK1, CK2 a Hna), přičemž byl sledován ekoton les-bezlesí (CK1 a Kol). Vzhledem k významu rozkládajícího se dřeva byla přidána i jedna lokalita ve východních Čechách (Sit).

Pro lesy středních nadmořských výšek je základním postupem ochrany přírody ponechání samovolnému vývoji, případně extenzivní hospodaření s individuálním výběrem. K těmto "technikám" je k dispozici řada výzkumných ploch i řada publikovaných výsledků, proto nebylo potřebné zakládat žádný nový ukázkový objekt. V tomto směru může dobře posloužit jakákoli dobře spravovaná rezervace s dostatečnou výměrou.

Tabulka 1: Seznam základních demonstračních objektů založených v rámci projektu

Lokalita	Hlavní zaměření sledovaných opatření	Plocha	Varianta	ZCHÚ	mZCHÚ	Nadm. výška (m)	LT
CK1 (Srbsko)	ekoton bezlesí - les, vliv pastvy	CK1	Transekt	CHKO Český kras	NPR Karlštejn	375	1X8, 1W2
CK2 (Hostim)	řídcoles a vliv pastvy	CK2:C	Kontrola			391	1X8
		CK2:L	Zásah		396	1X8	
CK3 (Koda)	těžba, výmladkové a střední lesy	CK3:C	Kontrola		NPR Koda	335	2D7, 1W2
		CK3:L1	Paseka 1	323		1W2	
		CK3:L2	Paseka 2	331		1W2	
		CK3:Z	Porostní žebro	331		1W2	
DeN (Děvín-sever)	prosvětlení porostu	DeN:C	Kontrola	CHKO Pálava	NPR Děvín-Kotel-Soutěska	315	2H2/2D5
		DeN:L	Zásah			318	2D5
DeW (Děvín-západ)	prosvětlení porostu	DeW:C	Kontrola			341	2D5
		DeW:L	Zásah			340	2D5
Hna (Hnanice)	řídcoles a vliv pastvy	Hna:C	Kontrola	NP Podyjí	-	363	1N4
		Hna:P	Pastva			357	1N4
Kol (Kolby)	péče o lesní okraje, rozkládající se dřevo	Kol	-	-	PP Pouzdřanská step-Kolby	305	1X1/2H2/1D4/2D4
Sit (Sítovka)	význam rozkládajícího se dřeva	Sit:C1	Kontrola	-	PP Sítovka	256	2O5
		Sit:C2	Kontrola			256	2O5
		Sit:W1	Mrtvé dřevo			256	2O5
		Sit:W2	Mrtvé dřevo			256	2O5
Plechý	bezzásahový režim	P19	Kontrolní bezzásahová plocha	NP Šumava	-	1313	8Y1
		P19:0	Holina	-	-	1311	8Y1
		P20	Kontrolní bezzásahová plocha	NP Šumava	-	1361	8N1
		P20:0	Holina	-	-	1370	8N1

Ponechání lesů samovolnému vývoji, tedy bez jakýchkoli zásahů, je důležitým prostředkem pro uchování biodiverzity i v nejvýše položených lesích ve smrkovém lesním vegetačním stupni. Vzhledem k potenciálu plošného šíření podkorního hmyzu (zvláště lýkožrouta smrkového) v těchto podmínkách, bývá ponechání samovolnému vývoji často kritizováno, zvláště ze strany lesníků. Jako ukázkový objekt byly vybrány plochy podél státní hranice ČR a Rakouska na Šumavě v masivu vrcholu Plechého. Tam je totiž dobře možno demonstrovat rozdíl ekosystémů a společenstev, které se vyvíjejí v rámci bezzásahového režimu po napadení lýkožroutem smrkovým (plochy na české straně) a po běžném

hospodářském postupu, kdy se gradaci lýkožrouta brání těžbou, která vede až ke kompletnímu smýcení porostu (plochy na rakouské straně hranice).

Studium vegetace

Rostlinná společenstva byla sledována na základě běžného fytoecologického snímkování, přičemž byla užívána Braun-Blanquetova kombinovaná stupnice pro abundanci a dominanci, která byla doplněna o mezistupně. Zastoupení dřevin v etáži bylo odhadováno jako podíl zastoupení druhu (v %) v dané etáži. Snímkování probíhalo zpravidla na plochách velikosti 10 × 10 m, přičemž na většině ploch-objektů byly zapsány dva snímky. Transekt na lokalitě CK1 byl složen z 11 těsně navazujících ploch velikosti 10 × 10 m (poslední plocha je mírně větší). Na lokalitách na Šumavě byla použita velikost snímkovacích ploch 400 m², aby byla plocha srovnatelná s dříve prováděným šetřením (MATĚJKA 2015).

Nomenklatura rostlinných taxonů odpovídá klíči KUBÁT et al. (2002). Nomenklatura lesních společenstev je podle CHYTRÝ et al. (2013).

Příklady některých výsledků

Transekt na lokalitě CK1 v CHKO Český kras přechází z otevřeného bezlesí s rozptýlenými keři až po uzavřený lesní porost. Pomocí numerické klasifikace vegetace a porostní fyziognomie je možno transekt rozdělit na čtyři segmenty:

- A. Lesostep (plochy 1-3) je charakterizována pouze rozptýlenými keři a soliterními stromy, z druhů se jedná zvláště o *Quercus pubescens* a keře (například *Rosa canina*, *Berberis vulgaris* a *Crataegus monogyna*). Zde probíhá pravidelně pastva ovcí a koz.
- B. Vnější ekoton lesostep/les (plochy 4-5) je charakteristický postupným vzrůstem zastoupení dřevin a zvyšováním zápoje, přesto se zde nacházejí i plně osluněné plošky. Zdejší společenstva jsou druhově nejbohatší.
- C. Vnitřní ekoton lesostep/les (plochy 6-9) představuje plochy již plně zapojené a to především dřevinami, které jsou charakteristické pro různá sukcesní stadia na plochách sekundárního bezlesí. Rozmístění dřevin je silně shlukovité jako výsledek sukcesních procesů, kdy do travních společenstev postupně vnikaly jednotlivé dřeviny v rámci procesu, který je možno označit termínem "gap (space-window) succession model". Počet druhů bylinného patra postupně výrazně klesá, přesto zde celková druhová diverzita dosahuje svého druhého maxima a to díky velmi vysoké druhové vyrovnanosti. Vliv pastvy zde postupně doznívá.
- D. Lesní porost a jeho interiér (plochy 10-11) již není ovlivněn pastvou. Jedná se již o typické lesní společenstvo, které je druhově mírně chudší (přestože je naznačen další vzrůst druhové bohatosti i celkové diverzity směrem do nitra lesa). Z dřevin se stávají významnými druhy *Acer campestre*, *Carpinus betulus* a *Sorbus torminalis*. Rozmístění dřevin se postupně stává spíše náhodným.

Potenciální vegetací podle NEUHÄUSLOVÁ et al. (2008) je černýšová dubohabřina (*Melampyro nemorosi-Carpinetum* Passarge 1957), která je vyvinuta v rámci segmentu D. Travinná společenstva náležejí svazu *Festucion valesiaceae*, přičemž mají nejbližší k asociaci *Festuco valesiaceae-Stipetum capillatae* Silinger 1930.

Bezzásahový management v klimaxových smrčínách byl hodnocen v blízkosti vrcholu Plechý v NP Šumava. Potenciální vegetací podle NEUHÄUSLOVÁ et al. (2008) je třtinová smrčina (*Calamagrostio villosae-Piceetum* Hartmann in Hartmann et Jahn 1967). Společenstva na obou plochách s odumřelým a obnovujícím se lesním porostem náleží asociaci *Calamagrostio villosae-Piceetum abietis* Schlüter 1966.

Společenstva na obou vytěžených plochách lze hodnotit jako paseky asociace *Vaccinio-Callunetum vulgaris* Büker 1942 (svaz *Genisto pilosae-Vaccinion*), kde však chybí *Calluna vulgaris*. Jedná se o časná sukcesní stádia po těžbě lesního porostu. V podmínkách 8. lesního vegetačního stupně však sukcese probíhá velmi pomalu a rozdíl v druhovém složení původních smrkových lesů a pasek je malý, protože v obou společenstvech se uplatňují tytéž druhy (řada citlivějších druhů však na pasece může chybět).

Struktura stromového patra byla na všech sledovaných plochách na Šumavě obdobná - rozmístění stromů bylo náhodné až mírně shlukovité, což odpovídá přirozené struktuře klimaxových horských smrčín. Rovněž velikost jedinců smrku byla obdobná na srovnatelných plochách P20 a P20:0. Jedná se o důkaz toho, že lesní porost na současných holinách na rakouské straně státní hranice byl porovnatelný s bezzásahovými porosty na blízkých paralelních plochách na české straně hranice. Zjištěné rozdíly ve struktuře společenstev různých sledovaných organismů jsou tedy důsledkem rozdílného managementu, respektive těžby ve srovnání s bezzásahovým režimem.

Diverzita rostlinných společenstev

Druhová bohatost i diverzita byla pravidelně větší na plochách, kde byly provedeny lesnické zásahy vedoucí k prosvětlení porostu a to bez ohledu na skutečnost, jednalo-li se o nový (DeN) nebo starší zásah (DeW), případně o pastvu spojenou s vyřezáváním dřevin (Hna). Takové prosvětlení má za následek diverzifikaci mikrostanovišť, tedy je alespoň do určité míry srovnatelné s vlivem ekotonů, které se vyvíjejí na okrajích porostů, jak bylo vidět na lokalitě Kolby (Kol:E).

Obdobná situace je patrná i v oblasti Českého krasu (CK2 a CK3). Tam je potřeba upozornit zvláště na fakt, že vzrůst druhové bohatosti okamžitě po těžbě je zapříčiněn vstupem druhů, které ukazují na ruderalizaci společenstva, jedná se tedy o vliv negativní.

Transekt na lokalitě CK1 představuje společenstva s nejvyšší druhovou bohatostí, která jsou nalézána ve vnější části ekotonu lesa, tedy v místech, kde jsou dřeviny silně omezovány dosud pravidelně aplikovanou pastvou (s výjimkou roku 2015). Zřejmé je, že upuštění od pastvy, případně jiné eliminace dřevin spontánně vstupujících do společenstev v průběhu sukcese by vedly k poklesu druhové bohatosti a diverzity.

Na území PP Sítovka jsou stanovištní poměry celkem vyrovnané a nebyly zjištěny podstatné rozdíly mezi plochami. Snížení druhové diverzity je spojeno s vývojem společenstva s dominantním druhem *Carex brizoides*.

Na Šumavě se ukázalo, že lesní společenstva smrkového lesního vegetačního stupně s bezzásahovým režimem (P19 a P20) po rozpadu stromového patra vlivem žiru lýkožrouta smrkového mají vyšší druhovou bohatost i diverzitu ve srovnání s plochami, kde došlo k těžbě (P19:0 a P20:0). Po těžbě se nejen snižuje počet druhů, ale může se i výrazně snížit druhová vyrovnanost, protože ve společenstvu začne převládat zpravidla jeden nebo několik málo druhů (na sledovaných plochách to jsou *Vaccinium myrtillus*, případně *Avenella flexuosa* či *Calamagrostis villosa*), které snesou změněné stanovištní podmínky po těžbě.

Některé závěry

V rámci lesů nižších vegetačních stupňů s převahou dubů je udržování lokálně sníženého zakmenění vedoucího ke zvýšení intenzity světla v interiéru porostu důležitým

zásahem pro existenci některých druhů. Existují však druhy a jejich skupiny, které na tyto zásahy odpovídají negativně. Typicky jsou to půdní pancířníci (STARÝ 2016).

Každý zásah, který mechanicky poškozuje půdní povrch, je potenciálně rizikový a může vést k ruderalizaci společenstev, tedy i k invazi stanovištně nepůvodních druhů. V tomto směru je nutno upozornit na nebezpečí přejezdů techniky mezi lesem a jeho okolím, kdy se do lesa mohou šířit například i polní plevely z okolních pozemků. Mechanické poškození půdy je nebezpečné zvláště na svažitéch pozemcích, kde většinou následuje půdní eroze.

Těžba většinou vede ke snížení obsahu humusových látek v půdě.

Při zásazích musí být dbáno na to, aby v ekosystému zůstávalo dostatečné množství dřevní hmoty, odvoz vysokého objemu dřevní hmoty vede ke ztrátě biotopu některých skupin organismů (typicky lignikolní houby a bezobratlí). Stahování jemné dřevní hmoty (větvě) na hromady vede k lokální nitrifikaci a ruderalizaci, je tedy nežádoucí.

Lesní okraje představují jakýsi hot-spot z hlediska druhové bohatosti a diverzity, protože se jedná o ekotonální prvky na kontaktu dvou biotopů. V ideálním případě by měly být přirozeně rozvolněné a bez jednoznačně určitelné hraniční linie, jak je tomu v případě transektu na lokalitě CK1.

Každá skupina organismů reaguje na management odlišně. Ekosystémové závěry tedy nelze provádět na základě sledování jedné či dvou skupin organismů, ale je jich potřeba znát větší počet. Vždy by se mělo jednat o skupiny s různou životní strategií a rolí v ekosystému.

Šetření na lokalitě PP Sítovka prokázalo významný rozdíl druhového složení společenstev pancířníků asociovaných s přímým kontaktem s rozkládajícím se dřevem různých druhů stromů - *Quercus petraea* a *Picea abies*. Rozdíly v osidlování dřeva různých druhů jsou dobře známé - viz příklad mechorostů nebo makromycet. Proto je důležité nejen ponechání dostatečného celkového objemu rozkládajícího se dřeva v lesním porostu, ale též přítomnost dřeva všech druhů, které se v porostu přirozeně vyskytují, a to v dostatečném dílčím objemu i s ohledem na různý stupeň rozkladu.

Bezzásahový management byl sice demonstrován v rámci horských smrčín, kde jeho uplatnění je extrémně důležité, ale jedná se o přístup, který je uplatnitelný v lesích všech vegetačních stupňů, jak ukazují různé příklady - jedním z nich může být území vrchu Doutnáč v Českém krasu (VRŠKA 2014).



Pařezina (NPR Děvín-Kotel-Soutěska), foto Souček

Literatura

- FANTA J., KŘENOVÁ Z. (eds.) (2009): Management lesů v českých národních parcích. Správa NP a CHKO Šumava, Vimperk, 189 p.
- CHYTRÝ M. [ed.] (2013): Vegetace České republiky. 4. Lesní a křovinná vegetace. Academia, Praha, 551 p.
- KUBÁT K., HROUDA L., CHRTEK J., KAPLAN Z., KIRSCHNER J., ŠTĚPÁNEK J. [eds.] (2002): Klíč ke květeně České republiky. Academia, Praha, 927 p.
- MATĚJKA K. (2015): Disturbance-induced changes in the plant biomass in forests near Plešné and Čertovo Lakes. *Journal of Forest Science*, 61: 156-168.
- MATĚJKA K., STARÝ J., BOHÁČ J., LEPŠOVÁ A. (2016): Ukázkové a výzkumné plochy pro sledování vlivu managementu v lesích chráněných území. URL: <http://www.infodatasys.cz/BiodivLes/Demoobjects.pdf>
- NEUHÄUSLOVÁ Z., BLAŽKOVÁ D., GRULICH V., HUSOVÁ M., CHYTRÝ M., JENÍK J., JIRÁSEK J., KOLBEK J., KROPÁČ Z., LOŽEK V., MORAVEC J., PRACH K., RYBNÍČEK K., RYBNÍČKOVÁ E., SÁDLO J. (1998): Mapa potenciální přirozené vegetace České republiky. Map of potential natural vegetation of the Czech Republic. Academia, Praha.
- STARÝ J. (2016): Společenstva půdních pancířníků v lesích chráněných území s různým managementem. URL: http://www.infodatasys.cz/BiodivLes/BiodivLes_Stary2015.pdf
- VRŠKA T. (2014): Bezzásahové území na Doutnáči. - *Bohemia centralis*, Praha, 32: 439-442.

Struktura porostů s různým lesnickým managementem

Ondřej Špulák

Výzkumná stanice VÚLHM, Na Olivě 550, 517 73 Opočno

Úvod

Člověk svou hospodářskou činností v průběhu staletí ovlivňoval přirozený vývoj lesa ve střední Evropě, nejdříve a nejintenzivněji v nižších a středních polohách. Hospodářsky využívané lesy byly dlouhodobě charakteristické relativně řídkými a světlými porosty, odstraňováním přízemní biomasy a spontánní obnovou (DRESLEROVÁ 2012). Podle charakteru a intenzity hospodaření docházelo k podpoře či potlačení určité skupiny organismů. Historické způsoby obhospodařování vyhovovaly především světlomilným druhům. Současné postupy lesního hospodářství nabízejí tyto podmínky omezeně.

Pro udržení a obnovu druhové pestrosti je proto potřebné v zvláště chráněných územích pečlivě uvážit nastavení pěstebních opatření, která budou vycházet z dřívějších postupů (nestandardní způsoby hospodaření). Každé ze skupiny těchto opatření má specifický vliv na strukturu lesního porostu a tím i na úpravu podmínek pro společenstva organismů v ekosystému. Často je pro zajištění podmínek pro vybranou skupinu organismů účelná také kombinace více typů opatření. Velice stručně lze uvést k jednotlivým opatřením:

Ponechání lesů samovolnému vývoji se vhodně uplatňuje v lesích přírodních, v kterých dřevinná skladba i prostorová a věková struktura převážně odpovídají stanovištním poměrům. V rámci přirozené dynamiky dochází nejčastěji k postupnému střídání stádií malého vývojového cyklu (obnovy, odrůstání, optima).

Při převodu porostů na výběrný les dochází k cílené úpravě tloušťkové a tím i vertikální struktury porostu tak, aby se přiblížila klesající křivce zachycující pokles početnosti směrem k vyšším tloušťkovým třídám. Rozrůžňuje se věková struktura lesa. Typickým je trvale udržovaný vertikální zápoj omezující prostupnost světla do podúrovně.

Při uplatnění tvorby řídkolesů je cíleně snižováno zkamenění porostu. Pro celkové prosvětlení porostu je nutné také potlačení podúrovně.

Při hospodaření ve výmladkových lesích dochází k periodickému smýcení porostu a tvorbě holin, které cyklicky putují po realizovaných částech porostu. Krátké obmýtí umožňuje intenzivní nástup vegetativní obnovy dřevin. Při uplatňování výchovných zásahů je redukován počet obnovených kmenů, řídký porost pak dosahuje větších dimenzí kmenů.

Při pastvě v lesích dochází k redukci přirozené obnovy dřevin, keřového patra a podúrovně, při zimní pastvě může dojít i k poškození stromů loupáním a tím dodatečnému snižování hustoty porostu. Pro zajištění vyššího účinku pastvy se často pastva kombinuje s předchozí přípravou porostu mechanickou redukcí podúrovně i hustoty porostu (řídkoles).

Ponechávání přestárých stromů a zvyšování podílu odumřelého dřeva zasahuje do struktury lesa dle způsobu provedení. Při navyšování podílu ležícího odumřelého dřeva

dochází zároveň k prosvětlování porostů. Pro cílený efekt je třeba opatření realizovat s ohledem na zásady ochrany lesa.

Při prořezávání lesních okrajů je zvyšován přísun bočního světla do porostu a podle situace může být podpořena přirozená obnova dřevin. Před prořezáním návětrné strany porostu je nutné posoudit možnost ohrožení jeho stability.

Demonstrační objekty

Sít demonstračních a výzkumných objektů ve vybraných chráněných územích založená v rámci řešení tohoto projektu má sloužit k podchycení a demonstraci realizace provedených opatření a v následujícím období také ke zhodnocení dlouhodobého efektu na vybrané skupiny organismů a celkovou diverzitu společenstva. Zaměření ploch a jejich lokalizace byla vybrána tak, aby pokryla stěžejní postupy nestandardního managementu zvláště v nižších a středních polohách, v kterých byl vliv člověka patrný dlouhodobě. Jejich přehled je uveden v příspěvku „Ukázkové a výzkumné plochy...“ v tomto sborníku (tab. 1 na str. 4).

Metodika měření

Velikost jednotlivých ploch v demonstračních objektech byla až na výjimky, dané prostorovým omezením provedeného opatření nebo charakteru porostu, 0,25 ha. Sběr dat v terénu byl realizován s využitím technologie FieldMap. U **živých stromů** byla zaznamenána dřevina, zaměřeny souřadnice paty kmene a tloušťka ve výčetní výšce (1,3 m nad zemí). Registrační hranice výčetní tloušťky byla stanovena na 7 cm. Výška byla stanovena metodou výškových křivek.

U stojících **odumřelých stromů** (objekt Sítovka) byla zaznamenána dřevina, zaměřeny souřadnice paty kmene a tloušťka ve výčetní výšce (registrační hranice 7 cm bez kůry). Výška byla stanovena metodou výškových křivek u živých stromů. U ležícího odumřelého dřeva byly zaznamenány souřadnice paty a vrcholu kmene, tloušťka kmene v polovině délky a dřevina. Zaměřováno bylo ležící dřevo přesahující registrační hranici 7 cm bez kůry. U ležícího odumřelého dřeva byly hodnoceny **stupně rozkladu** (dekompozice) podle pětistupňové stupnice, kterou publikoval RENEVALL (1995).

Příklady struktury demonstračních objektů¹

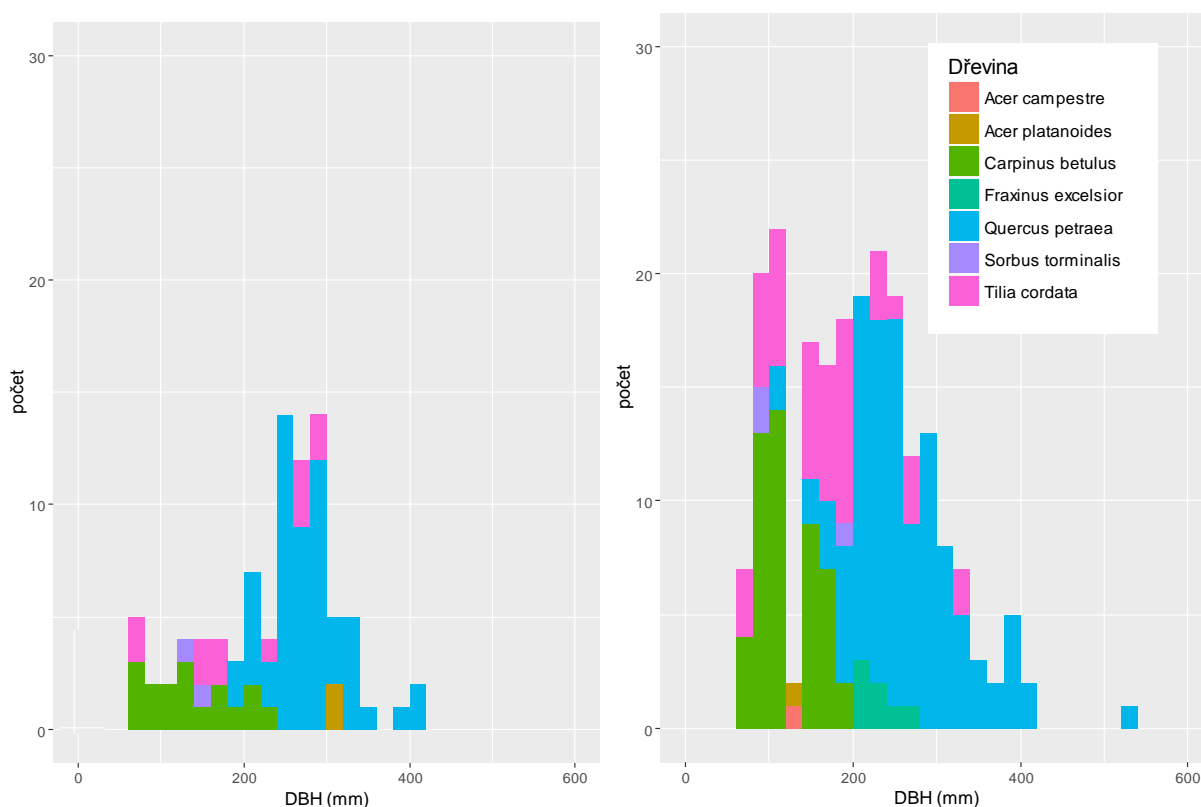
Prosvětlení porostů

Objekt zaměřený na sledování **vlivu prořezání porostu** jednotlivou až skupinovou výběrnou sečí byl založen na území NPR Děvín-Kotel-Soutěska – lokalita DeN. V cca 75letém porostu habrové doubravy s lípou byla v roce 2014 snížena hustota porostu z cca 900 na 420 stromů na ha (plocha DeN:L). Výčetní kruhová základna po zásahu dosahovala 20,7 m² na ha. V druhovém složení dominoval DBZ, jeho podíl zásahem vzrostl (z 48 % na 63 %) na úkor HB (z 25 % na 19 %) a LP (ze 17 % na 14 %). Přednostně byly těženy stromy menších dimenzí (obr. 1), zásah vedl k výraznému prosvětlení interiéru lesa. Průměrná tloušťka porostu po zásahu byla 23,1 cm (Sx 8,5). U LP a částečně i DBZ lze pozorovat vegetativní obnovu.

Na přilehlé ploše, která v roce 2015 sloužila jako kontrolní (DeN:C), dosahovala hustota porostu 1000 jedinců na ha. V porostu dominovaly DBZ (44 %), HB (31 %) a LP (20 %).

¹ Z důvodu úspory místa byly pro dřeviny použity lesnické zkratky dle Vyhl. 84/1996 Sb.

Zastoupena byla bohatá podúroveň (obr. 1), průměrná tloušťka dosahovala 19,4 cm (Sx 8,3). Zásah zde byl proveden v závěru roku 2015, plocha bude dále sloužit jako opakování varianty se zásahem.

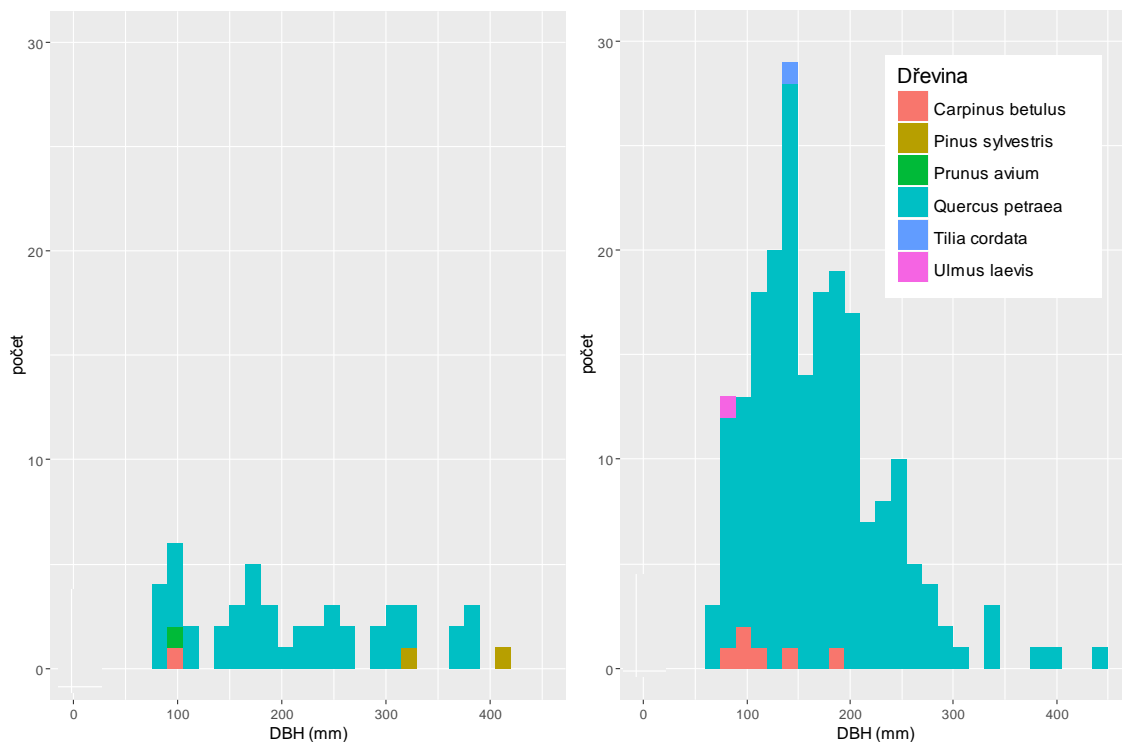


Obr. 1: Histogram tlouštěk podle dřevin na ploše DeN:L (vlevo, 0,21 ha) a DeN:C (vpravo, 0,25 ha).

Řídkoles a vliv pastvy

Objekt na sledování **vlivu pastvy** na biodiverzitu lesního ekosystému byl založen na lokalitě Hnanice v NP Podyjí. Zahájení pastevního managementu předcházela příprava porostu výřezem jedinců borovice lesní a omezením podúrovně, jedná se tedy o kombinaci s opatřením řídkoles. Lesní porost na ploše s pastevním managementem (Hna:P) měl v roce 2015 hustotu živých stromů 196 na hektar, průměrná tloušťka dosahovala 21,3 cm (Sx 9,6), výčetní kruhová základna 8,4 m² na ha. Na ploše se vyskytovaly také stojící souše BO a DBZ o hustotě 30 na ha a průměrné tloušťce 19,4 cm. Pro pastevní management byla vybrána řidší a světlejší část zdejších porostů, jak tomu svědčí i současné druhové složení, ve kterém se kromě DBZ (92 %) vyskytuje také BO (4 %), ojediněle též TR a JAL. Srovnáním s následující kontrolní plochou je zřejmé, že zásah vyrovnal zastoupení tlouštěk v porostu (obr. 2).

Kontrolní plocha (Hna:C) zahrnuje porost o hustotě 830 stromů na ha, průměrné tloušťce 16,8 cm (Sx 8,2) a výčetní kruhové základně 21,0 m² na ha. V porostu výrazně dominuje DBZ (96 %), příměs tvoří HB (3%) a vtroušená LP a JLV. Stojící souše DBZ o hustotě cca 30 jedinců na ha měly průměrnou tloušťku 15,5 cm.



Obr. 2: Histogram tloušťek podle dřevin na ploše Hna:P (vlevo) a Hna:C (vpravo; 0,25 ha).

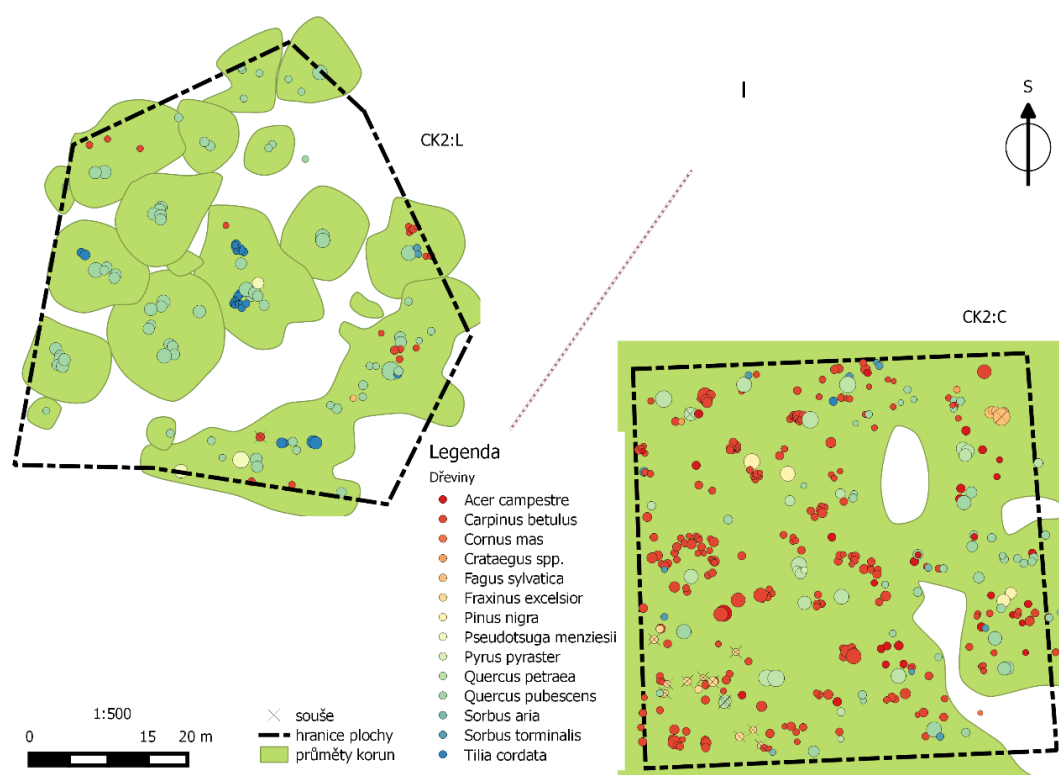


Obr. 3: Charakter porostů na demonstračním objektu Hna (Hnanice).

Výzkumný objekt zaměřený na sledování **řídkolesa a pastvy v šípákové doubravě** byl založen na území NPR Karlštejn. Zásah (CK2:L) byl zahájen vyřezáním podúrovně při horním okraji porostu, na který navazuje bezlesí. Lesostepní plocha je udržována pastvou koz a ovcí. Kontrolní plocha (CK2:C) je tvořena zapojeným porostem s výskytem malých porostních mezer.

Plochu se zásahem tvoří skupinovitě shloučený porost o průměrné hustotě 520 stromů na ha. V porostu dominuje dub pýřitý (61 %), vyšší zastoupení má také LP (20 %) a HB (14 %) (obr. 3). Průměrná tloušťka dosahuje 17,5 cm (Sx 9,6), výčetní kruhová základna 16,3 m² na ha.

Na kontrolní ploše o hustotě 1190 stromů na ha dominuje HB (62 %), vyšší zastoupení mají také DBP (13 %), BB (10 %) a DBZ (7 %), celkově je porost dřevin v porovnání s plochou CK2:L druhově bohatší s vyvinutou podúrovní (obr. 4).



Obr. 4: Charakter ploch na demonstračním objektu CK2 (Hostim).

Obnova výmladkového lesa

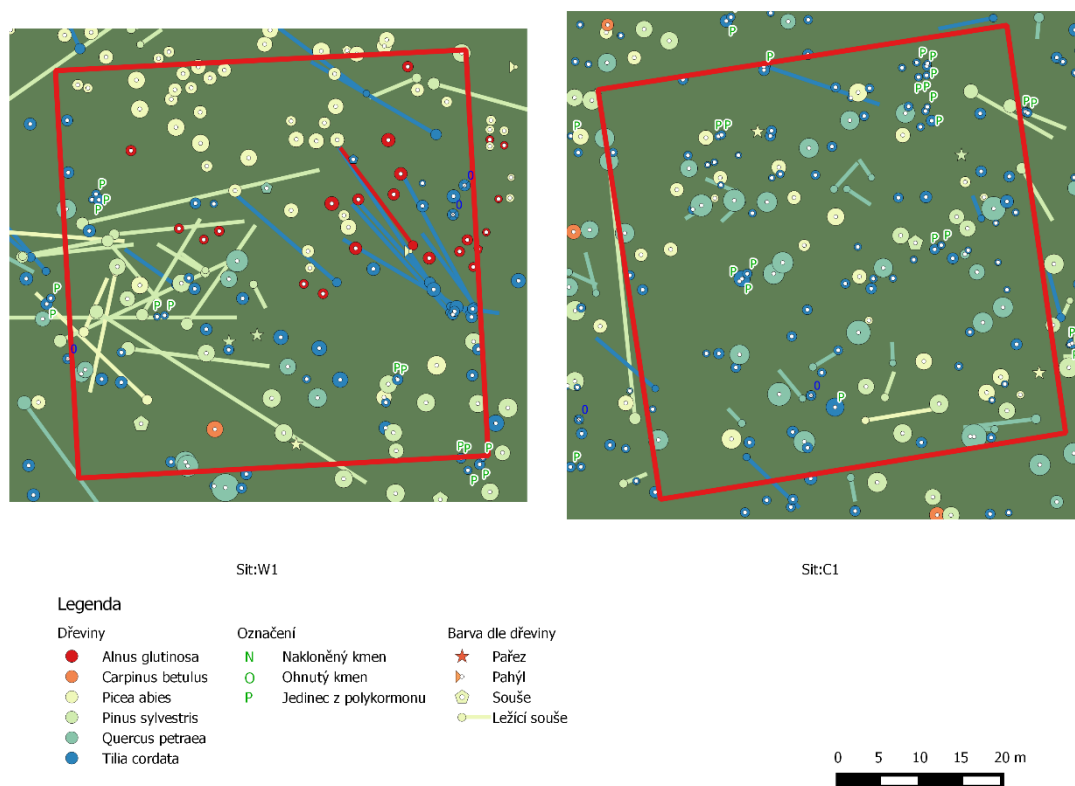
Objekt pro demonstraci vlivu obnovy výmladkového způsobu hospodaření byl založen v nepravé kmenovině dubové habřiny na území NPR Koda. Plocha se zásahem zahrnuje dvě části pruhových sečí (CK3:L1, CK3:L2; celkem 0,15 ha) se středním porostním žebrem o šířce 45 m (CK3:Z; 0,13 ha), které bude obnoveno v následujících letech. Na částech se zásahem byl v zimním období 2014/15 porost s dominancí HB (73 %) a DBZ (24 %) o hustotě 1100 stromů na ha smýcen s ponecháním několika výstavků.

Kontrolní plochu tvoří porost o hustotě 1450 stromů na ha, v kterém dominuje HB (83 %), DBZ tvoří 9 % počtu, porost zahrnuje řadu dalších vtroušených dřevin. Průměrná tloušťka dosahuje 13,9 cm, výčetní kruhová základna porostu 30,3 m² na ha.

Zvyšování podílu odumřelého dřeva

Výzkumné plochy na sledování vlivu ponechání odumřelého dřeva byly založeny v PP Sítovka ve Východních Čechách. Plocha s vyšším podílem odumřelého dřeva (Sit:W1) byla založena v porostní části o hustotě 460 stromů na ha s vyšším zastoupením LP (36 %), SM (30 %), OL (14 %) a BO (11 %) – obr. 5. Průměrná tloušťka byla 30 cm, výčetní kruhová základna dosahovala 38 m² na ha. Ležící odumřelé dřevo o objemu 80 m³ na ha tvořila z 50 % (70 % objemu) BO (obr. 5), stojící odumřelé stromy měly objem do 10 m³ na ha.

Kontrolní plochu (Sit:C1) tvoří porost o hustotě 520 stromů na ha s dominantním zastoupením LP (61 %), dále s DBZ (18 %), SM (16 %) a BO (5 %). Průměrná tloušťka dosahuje 28,1 cm, výčetní kruhová základna 54,4 m² na ha. Objem odumřelého dřeva na ploše (těžebních zbytků) je do 10 m³ na ha.



Obr. 5: Struktura ploch Sit:W1 a Sit:C1 na demonstračním objektu Sítovka.

Literatura

DRESLEROVÁ D. (2012): Les v pravěké krajině II. - Archeologické rozhledy, 64: 199-236.

RENVALL P. (1995): Community structure and dynamics of wood-rotting Basidiomycetes on decomposing conifer trunks in northern Finland. Karstenia, 35: 1-51

Vliv lesnického managementu na diversitu makromycetů

Anna Lepšová

Pěčín 16, 374 01 Trhové Sviny

„Makromycety“ je účelové pojmenování pro skupinu hub, s dostatečně velkými a viditelnými plodnicemi při terénním průzkumu (ANTONÍN et al. 2012). Jsou zastoupeny v taxonomických skupinách věckovýtrusných a stopkovýtrusných hub.

Výzkum probíhal na trvalých plochách (demonstračních objektech) o velikosti 2500 m², návštěvy se uskutečnily během hlavních fenologických aspektů hub od jara do podzimu, a to během celého roku, kdy nemrzne a je dostatečné vlhko. Plodnice lze najít v mírné zimě i pod sněhem. Počet druhů makromycetů vzrůstá s počtem sledovaných sezón a je silně závislý na průběhu srážek a teplot. Z toho pohledu byla sezóna roku 2015 velmi nevhodná pro výzkum.

Definice jedince je při zvolené metodice odběru sporná, kvantitativní popis makromycetů podle výskytu plodnic je vždy relativní a přináší určité zkreslení stavu. Vzhledem k těmto nesrovnalostem je dostačující zaznamenávat dle plodnic prezenci/absenci druhu, případně početnost nálezů.

Podhoubí má „vyživovací“ funkci, na plodnicích vznikají spory pohlavního rozmnožování. Houby se množí i vegetativně, kdy rozdělené podhoubí může regenerovat.

Ve struktuře společenstev makromycetů lze houby hodnotit dle funkčních skupin na ektomykorhizní, saprofytní a v jejich rámci houby lignikolní. Většina lesních dřevin temperátní zóny je obligátně závislá na ektomykorhizách, zejména na půdách chudých na dostupný fosfor a dusík. Při sukcesi vegetace se od stanovišť s narušeným a s nevyvinutým půdním krytem uplatňují druhy ektomykorhizní. Ve starých porostech dominují v druhové skladbě druhy lignikolní a saprofytní. Druhové spektrum hub je řízeno pro management rozhodujícími parametry v porostu:

1. Ektomykorhizní druhy – druh přítomných dřevin, nadložní vrstva a obsah humusu v půdě, množství dostupných forem živin, zejména dusíku a fosforu (GRYNDLER et al. 2004).
2. Saprofytní druhy – části rostlin, ale i jejich druh, množství opadu (COOKE et RAYNER 1984).
3. Lignikolní druhy – množství a kvalita dostupného tlejícího dřeva, jeho rozměry, i způsob odumření dřeviny. Jedinci, kteří odumřeli přirozenou cestou (prales), poskytují širší spektrum vzácných a cenných druhů makromycetů (RAYNER et BODDY 1988, POUŠKA et al. 2010).

Lesnickým managementem lze ovlivnit i výskyt hub kořenových patogenů, ranových infekcí a výskyt škůdců na skládkách. Vliv na diverzitu hub má i intenzivní sešlap půdy a sběr plodnic.

Druhové spektrum hub se během vývoje porostů při primární i sekundární sukcesi přirozeně mění. Mění se zastoupení ekologických skupin hub. Současné výzkumy preferují sledování pouze některých funkčních skupin hub, většinou druhů lignikolních. Výzkum lignikolních druhů ve vegetačních stupních kulturní krajiny, kde v současnosti prakticky chybí „pralesy“ v pásmu doubrav, ale i v bučinách nižších poloh postrádá referenční plochy.

Ekologický výzkum makromycetů je u nás ve svých počátcích, zatím nejvyšší pozornost byla věnována horským lesům (POUSKA et al. 2010, 2011).

Při hodnocení vlivu managementových zásahů na výskyt hub, je třeba zvážit určující faktory prostředí, na jejichž gradientech se houby vyskytují. Změny těchto faktorů vlivem managementu mohou ovlivnit výskyt hub prakticky okamžitě (holoseč s odvozem dřevní hmoty – všechny ekologické skupiny), nebo v určitém časovém odstupu (proředění, pastva).

Klíčové faktory, které ovlivňují diverzitu hub (makromycetů) jsou:

- a) vývojová fáze lesa, druhová pestrost všech pater dřevin;
- b) míra přirozenosti vývoje, rozmanitost substrátové nabídky, zejména zásoba tlejícího dřeva;
- c) míra disturbance půdního krytu;
- d) zásobení živinami (přijatelné formy N, P), půdní reakce (vč. horninového podloží);
- e) morfologie terénu (eroze opadu na konvexních tvarech terénu, sedimentace opadu v konkávních tvarech).

Dosavadní znalosti ekologie hub a zkušenosti z výzkumu ve vztahu k dílčím klíčovými faktorům prostředí, které vyvolávají používané managementové postupy v lesnictví a v ochraně přírody, jsou shrnuty v tabulce 1.

Vyhodnocení podobnosti sledovaných ploch v polohách s přirozenou dominancí dubu bylo provedeno na základě aglomerativní klasifikace na základě presence/absence druhů (metoda group average linkage, Sørensenův koeficient byl použit jako základ míry nepodobnosti).

Klasifikace ploch dle výskytu všech druhů

Pokud uvážíme nepodobnost na úrovni 0,85, pak lze plochy hodnotit v 5 skupinách (obr. 1):

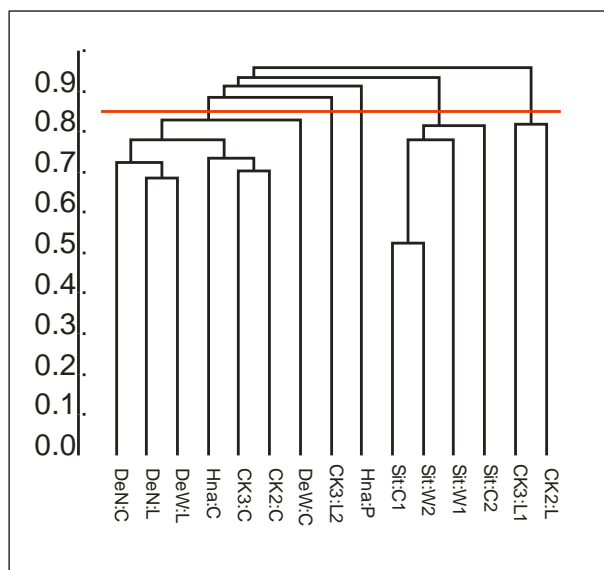
S velkým předstihem se vyloučilo (čteno zprava) 5 skupin ploch, a to (a) plochy CK2:L (prosvětlovaná a pasená) a CK3:L1 (vykácená) v CHKO Český kras, (b) skupina ploch na lokalitě PP Sítovka (Sit); (c) pasená a prosvětlovaná plocha Hna:P u Hnanic v NP Podyjí, (d) dále vykácená plocha CK3:L2; (e) zbytek ploch všech (převážně kontrolních, aktuálně bezzásahových) ploch v CHKO Český kras (CK2:C a CK3:C), v území NPR Děvín-Kotel-Soutěska (lokality DeW a DeN a to jak kontrolní, tak zásahové plochy) a v NP Podyjí (Hna:C).

V území NPR Děvín-Kotel-Soutěska se výrazněji odlišuje plocha DeW:C, další plochy vykazují vyšší míru podobnosti. Více se od sebe liší obě kontrolní plochy, než plochy se zásahem.

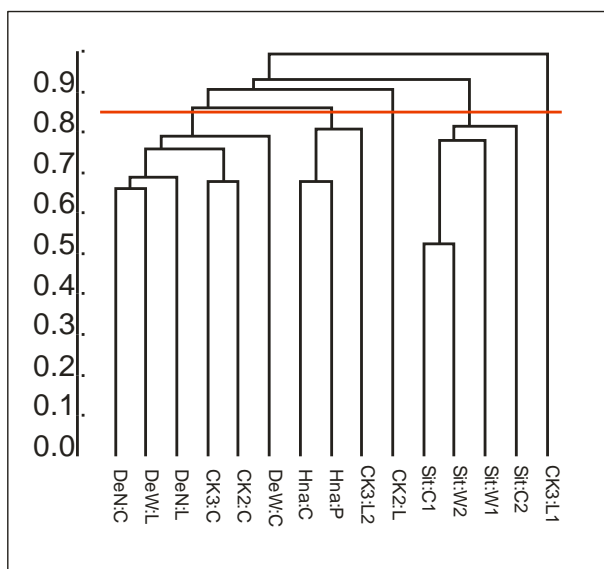
Odlišnost kontrolní plochy Hna:C a pastevní plochy Hna:P je vysoká, což je dáno výskytem ektomykorhizních a saprofytních druhů na místě, kde se páslo.

V území PR Sítovka v rozporu se záměrem výzkumu se jeví plochy Sit:C1 a Sit:W2 nejvíce podobné, zatímco plocha Sit:C2 je od ostatních odlišná, a to na úrovni nepodobnosti vyšší než 0,8.

Zásahy na území CHKO Český kras (plochy CK2:L a CK3:L1, L2) jsou poměrně významné. Obě kontrolní plochy CK2:C a CK3:C jsou si bližší a od zásahových jsou poměrně výrazně odlišeny na hladině vyšší než 0,85.



Obr. 1: Klasifikace ploch doubrav (metoda group average linkage, Sørensenův koeficient) podle nálezů všech druhů hub.



Obr. 2: Hodnocení podobnosti ploch pouze podle nálezů lignikolních druhů hub.

Klasifikace ploch dle výskytu lignikolních druhů

Pokud uvážíme nepodobnost na úrovni 0,85, pak lze plochy hodnotit v podobných 5 skupinách (obr. 2), jako v předchozím případě:

(a) CK3:L1, (b) území Sítovka; (c) CK2:L; (d) CK3:L2 a blízkou dvojici ploch Hnanice; (e) plochy NPR Děvín-Kotel-Soutěska a kontrolní plochy v CHKO Český kras.

Hodnocení čtyř ploch v PP Sítovka je stejné v obou případech, protože se zde vyskytovaly pouze lignikolní druhy hub.

Výrazně se odlišují plochy v komplexu CK3, které byly poznamenány odtěžením dřeva. Kácení na lokalitě DeN způsobilo určitou odlišnost, ale ne vysokou. Plocha DeW:L je blízká svou druhovou skladbou lokalitě DeN.

V lokalitě Hnanice se při hodnocení lignikolních druhů hub snížil rozdíl mezi oběma plochami, byl odfiltrován vliv pastvy: disturbance povrchu půdy a bylinného patra.

Předložená analýza, založená na literární rešerši, současných výsledcích a na zkušenosti z průzkumu mnoha chráněných území naznačuje, že razantní zásahy, které vedou k pokácení (usmrcení celého stromu včetně jeho ektomykorhizního systému) a odvezení dřevní hmoty výrazně a bezprostředně (v rámci nízkých jednotek let) negativně působí na diverzitu hub ve všech ekologických skupinách.

Přírodě blízké postupy, jako jsou pařezení a extenzivní pastva, mohou působit na zvýšení diverzity saprofytních a ektomykorhizních hub, především tím, že podpoří zvýšení typů v mozaice mikrostanovišť. Výhodou je, že strom jako jedinec na stanovišti zůstává, a to především jeho ektomykorhizní kořenový systém, na kterém mohou přežít ektomykorhizní druhy hub. Lignikolní druhy při tomto managementu nejsou podpořeny.

Náhlý přechod od zapojeného porostu k pařezení může vyvolat negativní změny v druhové skladbě ektomykorhizních druhů hub oproti původnímu porostu. Vzácné druhy ektomykorhizních hub (např. hříby, pavučince) se vyskytují po mnoho desítek let na mikrolokalitách a jsou vázány na jednotlivé partnery (zejména na duby) za stávajících podmínek, které se mění pomalu s vývojem porostu. Některé z těchto druhů jsou zákonem chráněny. Je nežádoucí, aby byly takové vzácné druhy zlikvidovány managementem, ten má zcela opačný cíl. Před zamýšlenými zásahy je vždy třeba monitorovat výskyt vzácných a chráněných druhů a následný zásah provést až po průzkumu a konzultaci se specialisty.

Literatura

- ANTONÍN V., BIEBROVÁ Z., BERAN M, BROM M., BUREL J., HOLEC J., KRÍŽ M., LEPŠOVÁ A, SLAVÍČEK J. (2012): Metodika provádění mykologického průzkumu, materiál AOPK a ČVSM, 39 pp.
- COOKE R. C. ET RAYNER A. D. M. (1984): Ecology of Saprotrophic Fungi. London-New York 1984, Longman, 415 p.
- GRYNDLER M, BALÁŽ M., HRŠELOVÁ H., JANSÁ J, VOSÁTKA M. (2004): Mykorhizní symbióza. O soužití hub s kořeny rostlin. Academia, Praha, 366 p.
- POUSKA V, SVOBODA M, LEPŠOVÁ A, 2010. The diversity of wood-decaying fungi in relation to changing site conditions in an old-growth mountain spruce forest, Central Europe. European Journal of Forest Research 129 (2): 219–231
- RAYNER A.D.M., BODDY L. (1988): Fungal communities in the decay of wood. In: Marshal (ed.): Advances in Microbial ecology, 115-166.

Tabulka 1. Hodnocení způsobu managementu v lesních porostech z pohledu reakce diverzity makromycetů ovlivněné dílčí charakteristikou porostu.

A. Prosvětlování a pařezení (plochy v CHKO Český kras a NPR Děvín-Kotel-Soutěska)

Ovlivněná charakteristika	Síla vlivu	Ektomykorhizní houby	Saprofytní houby	Lignikolní houby
kácení jedinců dřevin, dřevo odstraněno	+++ , pravidelná po několika letech	trvání partnera ECM, ve starém kořenovém systému; zpočátku negativní pro vzácné a limitované druhy	redukce určitého druhu opadu, drobné větévky, listy	ztráta substrátu větví, kmenů z porostu, přežívají na pařezech, zůstávají v pařezové části
disturbance vrstvy opadu a půdního krytu	+ až ++ jednorázová	změna druhového spektra	změna druhového spektra	
vyšší proslunění v podrostu, zpočátku rychlejší dekompozice, více dostupných živin	+ až ++	změna druhového spektra	změna druhového spektra k ruderalním druhům	změna druhového spektra k běžným druhům
posílení bylinného patra	++ očekává se	kompetice endomykorhiza x ektomykorhiza	změna druhového spektra – jiná nabídka substrátu	
vyšší retence slabých srážek do podrostu a následně rychlejší vysychání	++	změna druhového spektra	změna druhového spektra	
změna morfologie terénů	-			

B. Holosečné kácení (plochy CK3:L1 a L2, plocha P:0 na lokalitě Plechý)

Ovlivněná charakteristika	Síla vlivu	Ektomykorhizní houby	Saprofytní houby	Lignikolní houby
kácení jedinců dřevin, dřevo odstraněno	+++	ztráta partnera ECM, oslabení podhoubí, negativní pro vzácné a limitované druhy některé druhy se zachovávají na mladých jedincích dřevin	změna druhového spektra, reakce na redukci vrstvy hrubého opadu mineralizací, ztráta humusu v půdě	ztráta substrátu větví, kmenů z porostu, přežívají na pařezech, zůstávají v pařezové části
disturbance vrstvy opadu a půdního krytu	+ až +++ jednorázová	změna druhového spektra na běžné druhy iniciálních fází	změna druhového spektra	
vyšší proslunění v podrostu, rychlejší dekompozice, zpočátku více dostupných živin	+ až ++	změna druhového spektra redukce na běžné druhy iniciálních fází	změna druhového spektra k ruderalním druhům	
posílení bylinného patra	+++ očekává se, riziko průniku plevelných a invazních druhů	negativní vliv kompetice endomykorhiza (bylinné patro) x ektomykorhiza	změna druhového spektra – jiná nabídka substrátu	
vyšší retence slabých srážek do podrostu x rychlejší vysychání	++	změna druhového spektra	změna druhového spektra	
změna morfologie terénů	-			

C. Pastva (plochy Hna:P, CK2:L, CK1)

Ovlivněná charakteristika	Síla vlivu	Ektomykorhizní houby	Saprofytní houby	Lignikolní houby
částečná likvidace dřevin, dřevo ponecháno	+++ , zejména u E2, E1 (likvidace zmlazení)	posun druhového spektra, současně zvýšení diverzity		změna diverzity potenciál pro vzácné druhy
disturbance vrstvy opadu a půdního krytu, např. vznik mechových facií	+++ , místně utužování půdy, silná diversifikace mikrostanovišť, závislá na intenzitě pastvy	za předpokladu trvání hostitelských dřevin pozitivní vliv, narušení vrstvy nadložního humusu	posun druhového spektra, zvýšení diverzity	
vyšší proslunění v podrostu, zpočátku rychlejší dekompozice, více dostupných živin	trvalý vliv, spektrum intenzity kumulace výkalů, místně eutrofizace	eutrofizace lokálně negativní vliv,	posun druhového spektra, zvýšení diverzity	výskyt specifických druhů hub - vyšší teplotní extrémy
posílení bylinného patra	+++ druhová změna	negativní vliv kompetice endomykorhiza x ektomykorhiza		
vyšší retence slabých srážek do podrostu x rychlejší vysychání	++	posun druhového spektra, zvýšení diverzity	posun druhového spektra, zvýšení diverzity	
změna mikromorfologie terénu – stezky zvěře, až stupňovitost svahu	+++ , důležitý efekt, rozrůznění mikrostanovišť	za předpokladu trvání hostitelských dřevin pozitivní vliv	posun druhového spektra, zvýšení diverzity	



Zvyšování podílu odumřelého dřeva (PP Sítovka), foto Špulák

Studium struktury společenstev půdních pancířníků na výzkumných plochách

Josef Starý

Biologické centrum v. v. i., Ústav půdní biologie AVČR, Na Sádkách 7, 370 05, České Budějovice

Pancířníci a lesní ekosystém

Roztoči jsou početně i funkčně dominující skupinou členovců v půdě (BEHAN-PELLETIER et NEWTON 1999), dosud bylo popsáno více než 40 000 druhů z celého světa včetně vysoké Arktidy a Antarktidy. Pancířníci (*Oribatida*) je podřád roztočů s nejvyšší druhovou diverzitou a abundancí v půdě a především v horních opadových vrstvách (NORTON 1985), dosud bylo popsáno více než 10 000 druhů z celého světa a jejich abundance v lesních půdách dosahují desítek až několika set tisíc jedinců na m². Pancířníci žijí prakticky ve všech lesních biotopech a habitatech na kůře, v mechových nárůstech a lišejníkových nárůstech na zemi, stromech a skalách, ve všech druzích rostlinného opadu, arborikolně na živých i odumřelých stromech, v trouchnivějícím dřevě, šiškách, dřevokazných houbách, i v hlubších minerálních horizontech půdy (FUJIKAWA 1974).

Tato ubiquitous skupina je sensitivní na změny životního prostředí a jejich aktivita výrazně ovlivňuje dekompozici organické hmoty v půdě (ABBOT et CROSSLEY 1982), mineralizaci (BEARE et al. 1992), cyklus živin v půdě (MOORE et al. 1988) a vývoj textury a mikrostruktury půdy (MARAUN et al. 1998). Jsou proto považováni za významné bioindikátory důležitých funkčních závislostí v půdě (PAOLETTI et al. 2007). Pancířníci jsou významní členové společenstva půdních dekompozitorů, jako sekundární dekompositoři, kteří přispívají k dekompozici organické hmoty a cyklu živin v půdě tím, že rozšiřují mikrobiální společenstva v půdě prostřednictvím svých potravních vztahů k mikroflóře. Významné je též zpřístupnění a urychlení dekompozice organických zbytků jejich fragmentací (LUXTON 1972).

Pancířníci jsou primárně saprofágové živíci se odumřelými tkáněmi vyšších rostlin a živými půdními mikroorganismy. Rozšiřují v půdě mikroorganismy buď ulpělé na povrchu svých těl, nebo ve fekálních peletech, které jsou nezbytnou součástí půdní mikrostruktury (MARAUN et al. 1998). Exkrementy pancířníků zvětšují významně nejen aktivní přístupný povrch, ale i absorpci vody, koncentraci dusíku a pH (NORTON 1985). Fragmentace organické hmoty v půdě, např. trouchnivějícího dřeva a listového opadu, zvyšuje vyluhování a oxidaci některých látek a tím též pancířníci významně přispívají k dekompozici (STRALEN et VERHOEF 1997).

Pancířníci jsou považováni za vhodné bioindikátory přirozených sukcesních změn i změn vyvolaných antropickými vlivy z mnoha různých důvodů. Vyskytují se prakticky ve všech typech půd a substrátů obsahující alespoň malé množství organické hmoty. Osídlují biotopy od rozkládajících se zbytků mořských řas a chaluh na mořském pobřeží, až po lišejníkové nárůsty na skalách Himalájí a And v nadmořských výškách přesahujících 5 500 m, jsou velmi hojní v rovníkových deštných pralesích, ale můžeme je nalézt i na dlouhodobě izolovaných nunatacích ve vnitrozemí Antarktidy a Grónska. Většinu biotopů osídlují ve

vysokých populačních hustotách a s vysokou druhovou diversitou (MARRA et EDMONDS 1998, BATTIGELLI et al. 2004).

Výzkum v rámci demonstračních objektů

Byl proveden výzkum hlavních skupin půdních roztočů na celkem 5 lokalitách: NPR Děvín-Kotel-Soutěska v CHKO Pálava, na Znojemsku na lokalitě Hnanice v NP Podyjí, v CHKO Český kras, na lokalitě PP Sítovka poblíž Hradce Králové, a v území vrcholu Plechý v NP Šumava (STARÝ 2016). Celkem bylo odebráno a zpracováno na studovaných lokalitách 95 dílčích kvantitativních půdních vzorků. Extrakcí na modifikovaných „high gradient“ termoelektrodech bylo celkem získáno 3678 jedinců půdních roztočů z toho 2651 jedinců pancířníků (*Oribatida*) bylo druhově determinováno. Celkem bylo zjištěno 137 druhů. Na každé zkoumané ploše byla zjištěna průměrná abundance zástupců *Oribatida*, *Actinedida*, *Acaridida*, *Gamasida* a *Tarsonemida*, celkový počet druhů pancířníků, jejich průměrná dominance ve společenstvu. U každého společenstva pancířníků byla diskutována struktura dominance společenstva pancířníků a byl proveden výčet vzácných druhů. Byly použity metody ordinační a shlukové analýzy.

Byl zjištěn negativní vliv recentního prosvětlení porostu na společenstvo půdních roztočů na lokalitě Děvín-sever. Při srovnání hlavních kvalitativních a kvantitativních parametrů společenstev pancířníků plochy recentně prosvětlené s kontrolní plochou bez zásahu se ukazuje výrazné snížení celkové průměrné abundance půdních roztočů i průměrné abundance všech sledovaných skupin půdních roztočů. Například průměrná abundance nejpočetnější skupiny tj. saprofágních pancířníků *Oribatida* se snížila na 35,1 % ve srovnání s plochou kontrolní. Srovnání druhového složení pancířníků a struktury dominance jejich společenstev ukazuje, že na ploše s prosvětlením dominují stejné druhy jako na ploše kontrolní, což ukazuje, že plocha se zásahem byla svým složením před zásahem blízká ploše kontrolní. Byly však zaznamenány významné negativní rozdíly oproti kontrolní ploše. Byl zjištěn úbytek 52 % celkového počtu druhů, a 56 % vzácných druhů. Tento úbytek je dán vymizením nebo výrazným snížením populační hustoty specializovaných, stenotopních, recedentních a subrecedentních druhů.

Byl zjištěn negativní vliv pastvy ovcí a opakovaného prosvětlení porostu na společenstva půdních roztočů na lokalitě Hnanice a v CHKO Český kras. Srovnání ploch ukazuje, že plocha ovlivněná pastvou a opakovaným prosvětlením porostu je osídlena kvalitativně i kvantitativně chudším společenstvem půdních roztočů. Průměrná abundance půdních roztočů zde dosahuje 63 % ve srovnání s kontrolní plochou, ještě větší úbytek byl zaznamenán u saprofágních skupin *Oribatida* (47 % ve srovnání s kontrolou) a *Acaridida* (pouze 4,4 %). O stresu ve společenstvu s pastvou a prosvětlením porostu svědčí i neobvykle vysoká průměrná abundance parazitické skupiny *Tarsonemida*. Druhová struktura společenstva pancířníků na srovnávaných plochách se dosti liší, významná je superdominance euryekního druhu *Tectocepheus velatus* ($d = 42$ %) na ploše pasené. Takto vysokých hodnot dosahuje tento druh na plochách pod silným antropickým tlakem, jako jsou orné půdy a jiné agrobiocenózy.

Při studiu transektu z lesostepi do lesa v NPR Karlštejn (plocha CK1) byl zjištěn silný ekotonální efekt projevující se zvýšeným počtem druhů i průměrnou abundancí pancířníků v hraničních biotopech. Ve vnitřním i vnějším ekotonu byla zjištěna vyšší průměrná abundance pancířníků, byl zde nalezen výrazně vyšší počet druhů a také průměrná druhová bohatost byla především ve vnějším ekotonu vyšší ve srovnání s lesostepí; ve srovnání s lesem byly rozdíly v průměrné druhové bohatosti nižší. Ukazuje se, že v ekotonu dochází k překryvu výskytu druhů lesních a druhů charakteristických pro lesostep. Ukazuje se, že nejvíce druhů proniká do ekotonu z lesních společenstev, kde byl zjištěn nejmenší počet

výlučných druhů. Z lesostepi proniká do ekotonu výrazně menší počet druhů, naopak výlučných druhů pro lesostep bylo zjištěno celkem 7 tj. 54 % všech druhů nalezených v lesostepi. Velmi vysoký počet druhů (20) byl výlučných pro studovaný ekoton, tj. 46 % všech druhů nalezených na lokalitě CK1.

Na lokalitě PP Sítovka byl zjištěn významný pozitivní vliv rozkládajícího se dřeva na společenstvo saprofağních pancířníků. Byly zjištěny druhy výrazně preferující rozkládající se dřevo dubu zimního (*Quercus petraea*) a borovice lesní (*Pinus sylvestris*) ve srovnání s okolní půdou. Srovnání ploch na lokalitě Sítovka dokládá, jak významné pro společenstvo pancířníků je rozkládající se dřevo, což dokládá extrémní superdominance pancířníků na všech plochách lokality. Významný je také rozdíl mezi druhem rozkládajícího se dřeva. Společenstvo s rozkládajícím se dubovým dřevem se podobá ploše bez většího množství dřeva. Významný je větší podíl lignikolních druhů pancířníků především z čeledi *Carabodidae*. Počet stenotopních vzácných druhů je obdobný. Zcela jiný obraz získáme srovnáním těchto vzorků s místy s akumulovaným rozkládajícím se dřevem borovice. Zde byl zjištěn významný nárůst průměrné abundance pancířníků, výrazně dominují lignikolní druhy čeledi *Carabodidae*. A také se výrazně zvýšil celkový počet nalezených druhů pancířníků a druhů vzácných, stenotopních. To vše ukazuje na to, že rozkládající se borové dřevo stimuluje rozvoj společenstva pancířníků a vytváří výrazné koncentrace druhů ať již lignikolních, přímo vázaných na rozkládající se borové dřevo, nebo ostatních druhů pancířníků, kterým ležící rozkládající se kmeny borovice vytvářejí vhodné životní podmínky dané lepšími a stálejšími mikroklimatickými charakteristikami biotopu.

Na lokalitě Plechý byl zjištěn negativní vliv holoseče na společenstva pancířníků ve srovnání s odumřelým smrkovým lesem. Srovnání ploch smrkového lesa s odumřelým stromovým patrem a holosečné paseky ukazuje snížení průměrné abundance půdních roztočů a pancířníků *Oribatida* na 55 až 62 % u holosečné paseky. Došlo také k poměrně výrazné změně struktury dominance společenstva pancířníků. Došlo k výraznému snížení dominance superdominantního euryekního druhu *Tectocephus velatus* na holosečné pasece a k zvýšení dominance silvikolních druhů.



Řidkoles (NPR Děvín-Kotel-Soutěska), foto Souček

Literatura

- ABBOTT D.T., CROSSLEY, D.A. (jr.) (1982): Woody litter decomposition following clear-cutting. *Ecology*, 63: 35-42.
- BATTIGNELLI J.P., SPENCE J.R., LANGOR D.W., BERCH S.M. (2004): Short-term impact of forest soil compaction and organic matter removal on soil mesofauna density and oribatid mite diversity. *Canadian Journal of Forest Research*, 34: 1136-1149.
- BEARE M.H., PARMELEE R.W., HENDRIX P.F., CHENG W., COLEMAN D.C., CROSSLEY D.A. (jr.) (1992): Microbial and faunal interactions and effects on litter nitrogen and decomposition in agroecosystems. *Ecological Monographs*, 62, 569-591.
- PELLETIER V.M., NEWTON G. (1999): Linking soil biodiversity and ecosystem function – taxonomic dilemma. *Bioscience*, 49: 149-153.
- FUJIKAWA T. (1974): Comparison among oribatid fauna from different microhabitats in forest floor. *Applied Entomology and Zoology*, 9: 105-114.
- LUXTON M. (1972): Studies on the oribatid mites of a Danish beech wood soil. Nutritional biology. *Pedobiologia*, 12: 434-463
- MARAUN M., VISSER S., SCHEU S. (1998): Oribatid mites enhance the recovery of the microbial community after a strong disturbance. *Applied Soil Ecology*, 9: 175-181.
- MARRA J.L., EDMONDS R.L. (1998): Effects of coarse woody debris and soil depth on the density and diversity of soil invertebrates on clearcut and forested sites on the Olympic peninsula, Washington. *Community and Ecosystem Ecology*, 27: 1111-1124.
- MOORE J.C., WALTER D.C., HUNT H.W. (1988): Arthropod regulation of micro- and mesobiota in below-ground detrital food webs. *Annual Review of Entomology*, 33: 419-439.
- NORTON R.A. (1985): Aspects of the biology and systematics of soil arachnids, particularly saprophagous and mycophagous mites. *Quaestiones Entomologicae*, 21: 523-541.
- PAOLETTI M.G., OSLER G.H.R., KINNEAR A., BLACK D.G., THOMSON L.J., TSITSILAS D., SHARLEY D., JUDD S., NEVILLE P., INCA A.D. (2007): Detritivores as indicators of landscape stress and soil degradation. *Australian Journal of Experimental Agriculture*, 47: 412-423.
- STARÝ J. (2016): Společenstva půdních pancířníků v lesích chráněných území s různým managementem. URL: http://www.infodatasys.cz/BiodivLes/BiodivLes_Stary2015.pdf
- STRALEN N.M. VAN, VERHOEF H.A. (1997): The development of a bioindicator system for soil acidity based on arthropod pH preferences. *Journal of Applied Ecology*, 34: 217-232.

Studium struktury společenstev epigeických brouků na výzkumných plochách

Jaroslav Boháč

Zemědělská fakulta Jihočeské univerzity, Na Sádkách 1780, 370 05 České Budějovice

Úvod

Epigeičtí brouci jsou početně i funkčně dominující skupina půdní makrofauny žijící na povrchu půdy a v opadu (BOHÁČ et JAHNOVÁ 2015). Ve střední Evropě se vyskytuje více jak 2000 druhů těchto brouků. Citlivě reagují na antropogenní činnost jak v lesních, tak i nelesních stanovištích (BOHÁČ et MATĚJÍČEK 2005, BOHÁČ et JAHNOVÁ 2015). Mezi epigeickými druhy brouků převládají střevlíkovití (*Carabidae*) a drabčíkovití (*Staphylinidae*). Kromě těchto skupin jsou významné některé další funkcionální skupiny, zejména hrobaříkovití (*Silphidae*; nekrofágové) a vrubounovití (*Geotrupidae*; koprofágové).

Epigeičtí brouci jsou dnes již klasickou skupinou používanou pro stanovení antropogenního ovlivnění stanovišť, ve kterých se vyskytují (např. BOHÁČ et FUCHS 1991, BOHÁČ et JAHNOVÁ 2012). Pro kvantitativní určení ovlivnění člověkem se používá analýza společenstev, která je založena zejména na dělení druhů epigeických brouků do skupin podle jejich výskytu (druhy žijící v člověkem velmi málo ovlivněných stanovištích připomínajících původní ekosystémy, druhy pronikající do umělých lesních ekosystémů a druhy vyskytující se ve společenstvech bezlesí, které jsou silně ovlivněny až přetvořeny člověkem). Byl vytvořen systém ekologické analýzy společenstev, který umožňuje další možnosti kvantitativního hodnocení společenstev epigeických brouků a navržen biotický index antropogenního stavu společenstev epigeických bezobratlých (BOHÁČ 1990, 1999, BOHÁČ et JAHNOVÁ 2015).

Obecně platí, že v umělých lesních ekosystémech se snižuje druhová diverzita epigeických brouků, snižuje se počet lesních specialistů a počet funkcionálních skupin (potravních, prostorových, atd.; BOHÁČ et JAHNOVÁ 2015). Historický monitoring ukazuje, že změna v lesním hospodaření významně ovlivnila strukturu společenstev drabčíků i střevlíků během posledních 150 let v okolí Prahy (BOHÁČ et al. 2007, BOHÁČ et JAHNOVÁ 2015)

Zatímco u některých typicky půdních živočichů (např. pancířníci; STARÝ 2016) máme dosti údajů o vlivu managementu (např. vliv utužení půdy, holosečí, vypalování, vápnění, kyselé deště, insekticidy, pastva, probírka, zalesňování atd.) na jejich společenstva v lesích, u epigeických brouků je těchto dat mnohem méně. Je to způsobeno vysokou druhovou a ekologickou rozmanitostí a také migračními schopnostmi mnoha z těchto druhů (zejména predátorů). V současné době je výzkum zaměřen na tyto otázky a probíhají některé recentní modelové studie zabývající se epigeickými brouky s různým managementem v teplých doubravách (Česko, Maďarsko). Mnohem více víme o horských smrčínách a vykácených plochách na Šumavě.

Dubové lesy Česka a Maďarska

Obnova dubových a smrkových porostů v Česku (MLADENOVIC et al., in press) v nížinných plochách ukázala na různé preference brouků. Zatímco kovařící preferovali

osluněné strany porostů, tesařici dávali přednost větším rozlohám porostů a drabčici preferovali původní lesní druhy a větší rozlohu porostů.

Srovnání 130 let starého dubového lesa v Maďarsku (NAGY et al., in press) se středně starým lesem (45 let) a novým zalesněním (5 let) ukázalo, že diverzita střevlíků byla nejvyšší v porostech s novým zalesněním ve srovnání s klimaxovým dubovým lesem. Naopak diverzita drabčίκů byla nejnížší v nových zalesněních a nejvyšší v klimaxové doubravě. Drabčici jsou zřejmě mnohem citlivější na obnovu lesa. Klimaxové stádium jim poskytuje mnohem více mikrobiotopů.

Hospodářské smrkové porosty a horské smrčiny (Plechý)

Druhová rozmanitost epigeických bezobratlých je ve smrkových monokulturách velmi nízká ve srovnání s přirozenými lesními porosty (např. ASSMANN 1999). Dominuje zde několik hlavních skupin (např. střevlíci, pavouci, drabčici, chvostokoci, roztoči, hlístice a další). Bezprostředně po vykácení smrkové monokultury (v prvním roce) na malých plochách lesa druhová rozmanitost bezobratlých na těchto plochách prudce stoupá (HUBER et BAUMGARTEN 2005). To je způsobeno zejména invazí drobných druhů bezobratlých z otevřených nelesních ploch a současným přežíváním lesních druhů. Také množství jedinců se na vykácených plochách zvyšuje vlivem invaze z okolí. Ve druhém roce však počet druhů a jedinců, zejména žijících v lesích, prudce klesá. Typicky lesními skupinami jsou některé čeledi brouků (např. drabčici a nosatci). Druhy otevřených plošek tvoří např. někteří měkkýši a pavouci lovící na nezastíněných místech (např. čeleď *Lycosidae*). Výsledky studií ukázaly, že mozaika lesních a otevřených stanovišť zvyšuje biodiverzitu bezobratlých (HUBER et BAUMGARTEN 2005). Platí to však jen do určité rozlohy otevřených ploch, při jejich převaze lesní druhy mizí a biodiverzita bezobratlých se prudce snižuje. Selektivní kácení smrkových monokultur umožňuje lesním druhům přežít během regeneračního procesu vedoucího ke vzniku smíšeného lesa. BOHÁČ a MATĚJKA (2010) prokázali statisticky průkaznou odlišnost společenstev bezobratlých v lese s odumřelým stromovým patrem po gradaci lýkožrouta smrkového na Šumavě (Plechý) a plochách s vykáceným lesem a umělou obnovou. Přirozená obnova se jevila z hlediska biodiverzity (počet druhů, počet specialistů a vzácných a ohrožených druhů) vhodnější než umělé odlesnění a umělá obnova lesa.

Materiál a metodika

Byly zkoumány plochy v polohách s přirozenou dominancí dubu na jižní Moravě (NPR Děvín-Kotel-Soutěska 4 plochy, NP Podyjí 2 plochy) a v CHKO Český kras (3 lokality s 4 plochami a 1 transektem). V NP Šumava se jednalo o dvě dvojice paralelních ploch v klimaxových smrčinách srovnávajících ekosystémy s odumřelým smrkovým porostem a s porostem vytěženým. Byla použita metoda zemních pastí (5 pastí na každé ploše) a odběru opadu (1 m²). Odběry probíhaly měsíčně v červnu, červenci, srpnu a září. Data byla zpracována matematicko-statistickými postupy.

Výsledky

Celkem bylo zjištěno 272 druhů epigeických střevlíkovitých, drabčikovitých, hrobařίκů a vrubounovitých o celkovém počtu 7558 exemplárů. Společenstva epigeických brouků se v různém stupni lišila na všech studovaných lokalitách. Vliv managementu lesa na společenstva byl nejvýraznější na Šumavě. V dubových lesích se výrazně lišila společenstva lesostepi a lesních porostů. Společenstva ploch ovlivnily zejména následující faktory:

1/ Výška a hustota vegetace

Epigeičtí bezobratlí jsou velmi citliví na zastínění, které vytváří vegetace. Řada lesních druhů není schopna migrovat na otevřené plochy bez zastínění. Vegetace také bezesporu

vytváří mikroklima. Lesní druhy jsou adaptovány na chladnější a vlhčí mikroklima bez velkých výkyvů. Nelesní plochy (lesostep na všech lokalitách kromě Šumavy) a uměle odlesněné plochy na Šumavě mají výrazně nižší biodiverzitu epigeických brouků (nižší počet druhů, méně funkčních skupin, více antropotolerantních a méně náročnějších druhů). Také je zde většina druhů střední a menší velikosti. Často schází velcí predátoři.

2/ Plocha lesních a nelesních ploch

Epigeické druhy mají značné migrační schopnosti a jsou schopny migrovat z lesních okrajů a okrajů remízků do otevřených biotopů. Jestliže jsou nelesní plochy menší (např. v případě lokality Koda na Karlštejnku), je struktura společenstev velmi významně ovlivněna lesními druhy, které při noční aktivitě snadno překonají vzdálenost 20-50 m.

3/ Klíčové druhy

Klíčové druhy, zejména bezobratlých, hrají v ekosystémech stejně významnou roli jako management člověka. V našem případě je to úloha velkých a hustých kolonií mravenců rodu *Formica* v NP Podyjí. Tito mravenci, kteří jsou mimořádně aktivní a organizovaní predátoři, konkurují dravým epigeickým broukům a mohou je i napadat. V těchto lokalitách je zejména aktivita velkých a dravých druhů brouků výrazně nižší až nulová. Na druhé straně se zvyšuje aktivita menších myrmekofilních druhů, které patří k nejcitlivějším a nejvíce ohroženým v naší přírodě. Dalším klíčovým druhem bezobratlých je lýkožrout smrkový na šumavských lokalitách. Odumření stromového patra mimořádně zvyšuje biodiverzitu zejména dravých, podkorních druhů (i mezi epigeickými druhy žijícími na padlých a rozkládajících se kmenech) a humikolů.

4/ Management – prosvětlení lesa

Management lesa je další z významných faktorů ovlivňujících strukturu společenstev. Obecně lze na základě výsledků této studie konstatovat, že na lesních plochách se vyskytuje více druhů a je tam větší funkční biodiverzita než v lesostepních nebo uměle odlesněných plochách. Převládají zde náročnější druhy citlivější k antropogenním vlivům. Umělé prosvětlení lesa nezvyšuje biodiverzitu epigeických brouků na studovaných plochách. Jiná situace vzniká u lesů s odumřelým porostem činností lýkožrouta smrkového (lokality Plechý), kde dochází k výraznému zvýšení počtu druhů a funkčních skupin, protože vznikají další ekologické niky pro druhy (subkortikální druhy, druhy žijící v odumřelém dřevě, mykofágní druhy, atd.).

5/ Management - pastva

Významný vliv na epigeické druhy, zejména nelesních ploch, má pastva. Zvyšuje diverzitu epigeických brouků, zejména koprofágů a na ně vázaných predátorů (např. drabčící). Tyto druhy nejsou schopné bez pastvy přežít.

Literatura

- ASSMANN T. (1999): The ground beetle fauna of ancient and recent woodlands in the lowlands of north-west Germany (*Coleoptera*, *Carabidae*). *Biodiversity and Conservation*, 8: 1499-1517.
- BOHÁČ J. (1990): Numerical estimation of the impact of terrestrial ecosystems by using the staphylinid beetles communities. *Agrochemistry and Soil Science*, 39: 565-568.
- BOHÁČ J. (1999): Staphylinid beetles as bioindicators. *Agriculture Ecosys. and Envir.*, 74: 357-372.
- BOHÁČ J., FUCHS R. (1991): The structure of animal communities as bioindicators of landscape deterioration. In: Jeffrey D., Madden B. (eds.), *Bioindicators and environmental management*. Academic Press, San Diego etc., pp. 165-178.
- BOHÁČ J., JAHNOVÁ Z. (2015): Land Use Changes and Landscape Degradation in Central and Eastern Europe in the Last Decades: Epigeic Invertebrates as Bioindicators of Landscape Changes. In: Armon R. H., Hanninen O. (eds), *Environmental Indicators*. Springer, pp. 395-419.
- BOHÁČ J., MATĚJÍČEK J. (2003): *Katalog drabčíkovitých (Coleoptera, Staphylinidae)* Prahy. Clarion production, Praha.
- BOHÁČ J., MATĚJÍČEK J., ROUS R. (2007): Check-list of staphylinid beetles (*Coleoptera, Staphylinidae*) of the Czech Republic and the division of species according to their ecological characteristics and sensitivity to human influence. *Čas. Slez. Muz. Opava (A)*, 56: 227-276.
- BOHÁČ J., MATĚJKA K. (2010): Sledování epigeických brouků na výškovém transektu na Plechém (Šumava) v roce 2009. URL: http://www.infodatasys.cz/biodivkrsu/rep2009_Bohac.pdf
- HUBER CH., BAUMGARTEN M. (2005): Early effects of forest regeneration with selective and small scale clear-cutting on ground beetles (*Coleoptera, Carabidae*) in Norway spruce stand in Southern Bavaria (Höglwand). - *Biodiversity and Conservation*, 14: 1989-2007.
- MLADENOVIC S., LOSKOTOVÁ T., BOHÁČ J., PAVLÍČEK J., BRESTOVANSKÝ J., HORÁK J. (2016): Effect of fragmentation and microclimate in plantation forests indicate complex and contrast responses among- and within-beetle families. *Forest Ecology and Management* (in press).
- NAGY D.D., MAGURA T., MISZER S., DEBNÁR Z., TÓTHMÉRÉSZ (2016): Recovery of surface-dwelling assemblages (*Coleoptera: Carabidae, Staphylinidae*) during clear-cut originated reforestation with native tree species. *Periodicum Biologicorum* (in press).
- STARÝ J. (2016): Společenstva půdních pancířníků v lesích chráněných území s různým managementem. URL: http://www.infodatasys.cz/BiodivLes/BiodivLes_Stary2015.pdf

Vliv pěstebních opatření na porostní mikroklima

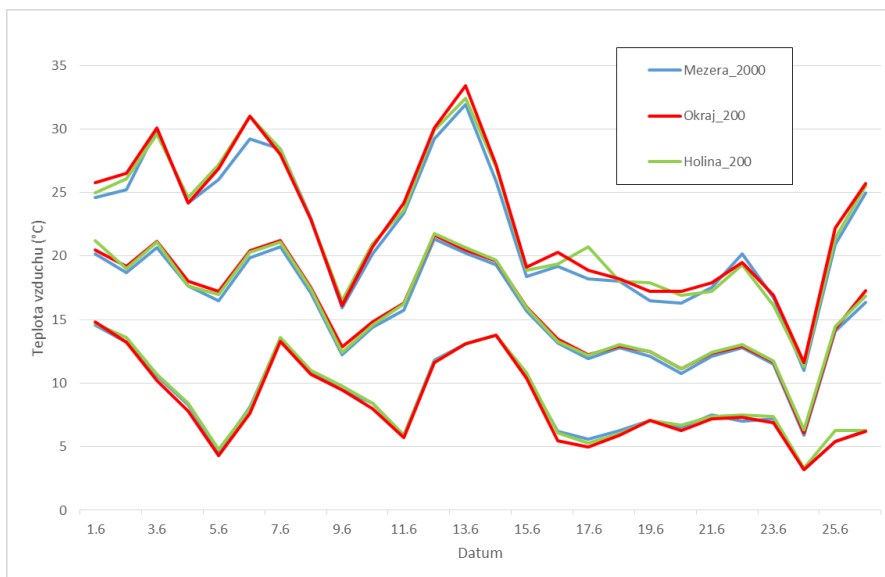
Jiří Souček

Výzkumná stanice VÚLHM, Na Olivě 550, 517 73 Opočno

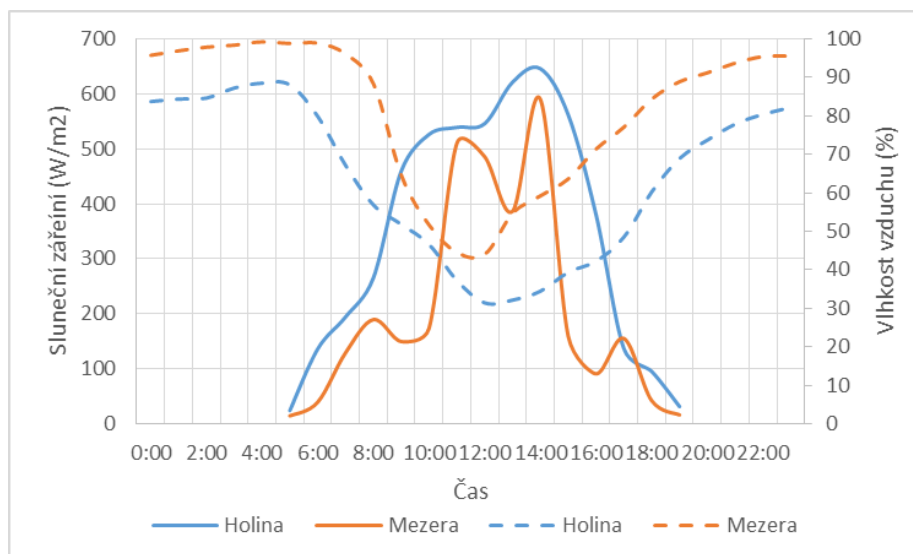
V rámci projektu číslo EHP-CZ02-OV-1-015-2014 *Pěstební opatření pro zvýšení biodiverzity v lesích v chráněných územích* byly na vybraných lokalitách instalovány automatické meteostanice pro sledování vlivu realizovaných pěstebních opatření na průběh mikroklimatických podmínek. K měření mikroklimatu byly využity meteostanice firmy Libor Daneš (www.libor.danes.cz). Meteostanice se skládají z univerzálního dataloggeru, na který je možné připojit senzory s analogovým i digitálním výstupem anebo inteligentní senzory s komunikačním rozhraním RS485. Datalogger nabízí proměnlivý interval záznamů, dostatečnou vnitřní datovou paměť, přenos dat na server prostřednictvím GSM a odpovídající odolnost pro umístění v terénu. Meteostanice byly osazeny čidly na sledování teploty a vlhkosti vzduchu, teploty půdy, vlhkosti půdy a slunečního záření (pyranometry). Čidla byla v terénu umístěna v různých výškách nad povrchem (případě hloubkách pod povrchem půdy). Data byla měřena v intervalu 15 minut pro podchycení případných krátkodobých rozdílů.

Pro tento příspěvek byla zpracována data z mikroklimatických stanic, které byly umístěny na lokalitách Koda (Český kras) a Sítovka (Hradec Králové). Na lokalitě Koda je sledováno mikroklima na úzké holé seči (vzniklé v zimě 2015/2016 převodem na les nízký), v sousední porostní kulise s plánovaným převodem na les nízký a v kontrolním lesním porostu. Na lokalitě Sítovka byly stanice umístěny na holé seči, vnitřním porostním okraji a porostní mezeře. Z důvodu krátkodobosti řešení projektu, potřebě stabilizace čidel a stanic po umístění na sledovaných lokalitách i s ohledem na průběh počasí v letním období 2016 byla pro potřeby příspěvku využita i vhodná data z dalších výzkumných ploch.

Střední denní teploty vzduchu a extrémní hodnoty (max, min) na lokalitě Sítovka měly v červnu obdobný průběh, konkrétní hodnoty a rozdíly závisely na charakteru počasí (obr. 1). Maximální rozdíly mezi stanovišti byly zjištěny při radiačním typu počasí, při zatažené obloze byly rozdíly teplot minimální. Největší kolísání teplot vzduchu bylo na stanovištích zaznamenáno v přízemní vrstvě (30 cm nad povrchem), s rostoucí výškou měření (100 a 200 cm) se rozdíly teplot snižovaly. Teploty půdy závisely na míře zastínění povrchu půdy okolním porostem (nebo buření) spolu s charakterem půdního povrchu a vlhkostí půdy, kolísání teplot bylo méně výrazné s opožděným průběhem (ve srovnání s teplotami vzduchu). Rozdíly v termínu, době trvání a intenzitě slunečního záření dopadající na volnou plochu a do porostní mezery ovlivnily i vlhkosti vzduchu v přízemní vrstvě (obr. 2). Porostní mezera si v letních měsících udržovala trvale vyšší vlhkost vzduchu než sousední holina. Minimální rozdíly ve vlhkosti obou stanovišť byly zjištěny v dopoledních hodinách (výpar rosy), v různých termínech vykazovala volná plocha vlhkost vzduchu o 15 – 20 % nižší než porostní mezera. Perioda sucha v létě 2016 nepříznivě ovlivnila sledování půdních vlhkostí.



Obr. 1: Průběh teplot vzduchu na lokalitě Sítovka v červnu 2016 (od shora maximum, denní průměr, minimum)

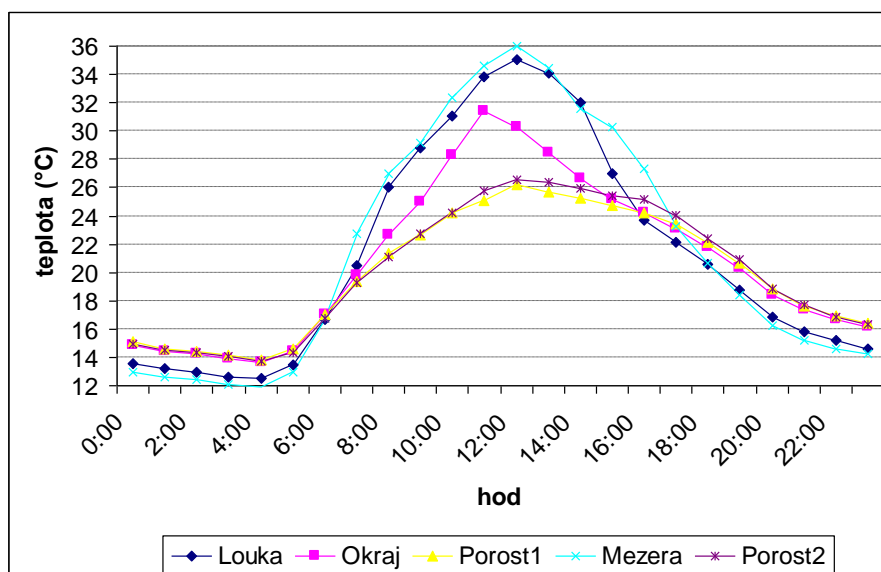


Obr. 2: Průběh slunečního záření a vlhkosti vzduchu na lokalitě Sítovka (střední hodnoty v průběhu slunných dnů v červenci 2016)

Vliv porostního okraje a porostní mezery na průběh mikroklimatu

Na porostních okrajích a v porostních mezerách dochází vlivem rozdílného pronikání slunečního záření, srážek a proudění vzdušných mas k vytváření specifických mikroklimatických podmínek s rozdílným gradientem teplot a vlhkostí vzduchu i půdy (např. BAKER et al 2014, BERGER et al. 2013). Obr. 3 ukazuje odlišný průběh přízemních teplot vzduchu během dne na transektu (louka, okraj porostu, porost, mezera) v průběhu července (plné olistění porostu). Porostní mezera s šířkou přesahující porostní výšku vykazovala

srovnatelný (často i extrémnější) průběh teplot vzduchu s volnou plochou. U nepravidelného porostního okraje byl průběh teplot v nočních hodinách obdobný jako v porostu. Po východu slunce se vzduch na okraji porostu zahřívá rychleji než v porostu, ale pomaleji než na volné ploše. V odpoledních hodinách teploty vzduchu na okraji porostu záhy klesly k hodnotám zjištěným pod porostem. Teploty vzduchu pod porosty různého dřevinného složení vykazovaly obdobný průběh. V nočním období byly nejnižší teploty zaznamenány v porostní mezeře a na holině, porost i jeho okraj vykazoval srovnatelné vyšší teploty (rozdíl teplot proti volným plochám nepřesáhl 2 °C).

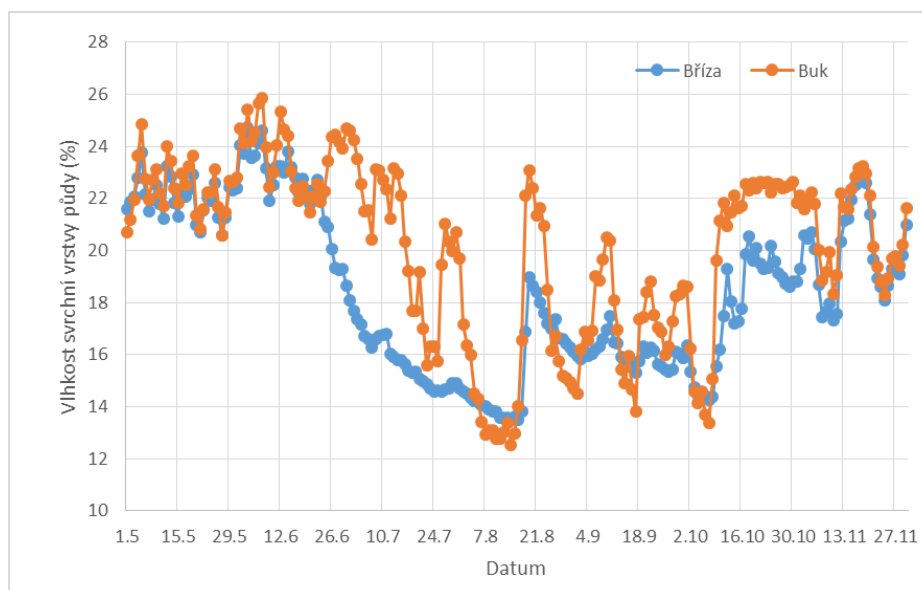


Obr. 3: Průběh teplot na transektu z volné plochy do porostu včetně porostní mezery (lokality Krahulec, slunné dny v červenci)

Změna druhové skladby

Obr. 4 ukazuje rozdílný průběh vlhkostí svrchních vrstev půdy v závislosti na druhové skladbě v roce 2016 (lokality Pustina s rozdílnou druhovou skladbou mladých porostů). V jarním období porosty buku a břízy vykazovaly shodný průběh vlhkosti ve svrchní vrstvě půdy. Nízká suma srážek v červenci a srpnu se projevila výrazným poklesem vlhkosti půdy pod březovým porostem, pod bukovým porostem došlo opakovaně k navýšení půdní vlhkosti vlivem lokálních srážek. V plně zapojeném březovém porostu byla většina srážek zachycena v korunách stromů a nedostala se do půdního profilu. Výraznější kolísání půdní vlhkosti v bukovém porostu v září souviselo s rozdílným opadem listů obou dřevin, rozhodující množství opadu listů u buku bylo zaznamenáno až koncem září. Navýšení půdních vlhkostí pod oběma dřevinami nastalo až v polovině října, ke srovnání obou hodnot došlo až počátkem listopadu.

Rozdílná spotřeba vody různými dřevinami na srovnatelných stanovištích ovlivňuje porostní mikroklima a s tím i výskyt druhů rostlin a živočichů vázaných na daná stanoviště (např. ARMBRUSTER et al. 2004, NADEZHINA et al. 2014).



Obr. 4 Průběh vlhkosti svrchní vrstvy půdy v porostech různých dřevin

Ekologické procesy jsou přímo kontrolovány nebo nepřímo ovlivňovány mikroklimatickými podmínkami. Dílčí poznatky z měření mikroklimatu na sledovaných lokalitách potvrdily výrazný vliv lesního prostředí na průběh mikroklimatu. Pěstebně hospodářské ovlivňování nabízí značné možnosti úpravy porostního mikroklimatu v závislosti na potřebách daného organismu, společenstva nebo ekologických procesů. Mikroklimatické podmínky nejsou zpravidla neměnné, mohou značně kolísat v čase a prostoru v závislosti na charakteru porostu.

Literatura

- ARMBRUSTER M., SEEGERT J., FEGERT K. H. (2004): Effects of changes in tree species composition on water flow dynamics – model applications and their limitations. *Plant and Soil*, 264: 13-24.
- BAKER, T. P., JORDAN, G. J., ASHLEY STEEL, E., FOUNTAIN-JONES, N-W., WARDLAW, T. J., BAKER, S. J. (2014): Microclimate through space and time: Microclimatic variation at the edge of regeneration forests over daily, yearly and decadal time scales. *Forest Ecology and Management*, 334: 174-184.
- BERGES, L., PELLISSIER, V., AVON, C., VERHEYEN, K., DUPOUEY, J. L. (2013): Unexpected long-range edge-to-forest interior environmental gradients. *Landscape Ecology*, Springer Verlag (Germany), 28 (3), 439- 453.
- NADEZHINA N., URBAN J., ČERMÁK J., NADEZHIN V., KANTOR P. (2014): Comparative study of long-term water uptake of Norway spruce and Douglas-fir in Moravian upland. *Journal of Hydrology Hydromechanics*, 62 (1): 1-6.

Představení „Katalogu pěstebních opatření pro zvýšení biodiverzity lesů v chráněných územích“

Jan Leugner¹, David Dušek¹, Antonín Jurásek¹, Dušan Kacálek¹, Karel Matějka², Jiří Novák¹, Jiří Souček¹, Ondřej Špulák¹

¹Výzkumná stanice VÚLHM, Na Olivě 550, 517 73 Opočno

²IDS, Na Komořsku 2175/2a, 143 00 Praha 4

Hospodaření v lesích chráněných území, tedy i v územích Natura 2000, musí mít specifický charakter. Specifické postupy hospodaření bývají obsaženy i jako návrhy v plánech péče. Cílem tohoto „Katalogu“ je popis jednotlivých opatření, o kterých se nejčastěji uvažuje při plánování péče o lesní ekosystémy. Nejedná se o kompletní seznam všech možných opatření. V textu katalogu budou popsány možnosti jejich aplikace (rozhodnutí o uplatnění na základě vybraných podmínek), metodika provádění, vyhodnocení vlivu na biodiverzitu, vhodnost aplikace v rámci druhové ochrany, ochrany vybraných ekosystémů a ochrany přírodních procesů a vyhodnocení vlivu na produkční schopnost lesního porostu. Součástí katalogu tedy bude 8 základních pěstebních opatření, která lze využívat při plánování péče o chráněná území (CHÚ).

Obsah „Katalogu“ je možno rozdělit do tří typů managementu lesních ekosystémů:

a) *bezzásahový management využívající spontánní vývoj*

1. Ponechání samovolnému vývoji

b) *přírodě blízký management, jehož cílem je přiblížit strukturu obhospodařovaných lesů jakési hypotetické struktuře, kterou považujeme za přírodní*

2. Převod porostu na výběrný les (popř. na nepasečný způsob hospodaření)

c) *cílený management, který slouží pro podporu nějakého druhu nebo skupiny druhů významných z hlediska ochrany přírody*

3. Prořezávání lesních porostů, tvorba řídkolesů

4. Hospodaření ve výmladkových a středních lesích (pařezinách)

5. Pastva v lesích

6. Práce s "přestárlými stromy" a dřevem odumřelých stromů

7. Péče o lesní okraje

8. Péče o vnitrodruhovou diverzitu

1. Ponechání samovolnému vývoji

Cíl opatření

Cílem opatření je ochrana přírodních procesů v lesním celku za účelem podpory a udržení dynamiky přirozené struktury mikrostanovišť a s tím spojené stanovištní a potravinové nabídky pro druhy na tento ekosystém vázané. Opatření je převážně zaměřeno na ochranu ekosystémově nejhodnotnějších částí zvláště chráněných území (ZCHÚ), lidskou činností relativně málo ovlivněných přirozeně strukturovaných lesních komplexů.

Problematika ponechávání ekosystémů samovolnému vývoji je rozebrána v samostatném příspěvku, proto zde není podrobněji popisována.

2. Převod porostu na výběrný les

Cíl opatření

Cílem opatření je změna stávajícího pasečného hospodářského způsobu na výběrný, uskutečňovaný souborem dlouhodobých hospodářských opatření. Koncepce pěstování je založena na trvalosti a vyváženosti lesních ekosystémů, důslednějším využívání ekologických zákonitostí, a na plynulých vývojových a růstových procesech. Jedná se o postupné uplatňování principů výběrného hospodaření při současném opouštění zásad hospodářství pasečného. Opatření je zaměřeno na ochranu druhů temperátních lesů vázaných na stádium dorůstání v rámci vývojových cyklů lesa.

Úvod

Výběrný způsob hospodaření je dlouhodobě navrhován zejména v ochranných lesích na extrémních stanovištích, kde je požadována trvalá pokrývnost půdy lesem. Lesnické hospodaření bylo zpravidla omezeno na asanační těžby jednotlivých stromů nebo skupin před jejich dožitím, případně pro potřeby odrůstání následné obnovy.

Aplikace postupů hospodaření zaměřené na převody pasečných lesů na lesy výběrné může být zajímavá z důvodů trvalosti pokrývnosti lesní půdy a lesního prostředí. Postup předpokládá postupné rozčleňování stávajících porostů bez vzniku výrazných extrémů spojených s holou sečí (KYNAST 2009). Realizované zásahy zvyšují průnik světla, tepla a srážek do nitra porostu (ve srovnání s nerozpracovanými porosty) a tím může dojít k navýšení výskytu i četnosti druhů se značně rozdílnými požadavky na prostředí. Pouze dočasné narušení porostního zápoje omezuje výskyt druhů vázaných na volné plochy. Hospodaření nezajišťuje trvalé podmínky pro výskyt vysoce specializovaných druhů vázaných na specifické podmínky lesního interiéru nebo volných ploch. V porostech dochází k opakovanému odstraňování dřevní hmoty v celé škále tloušťkových dimenzí i narušení pokrývnosti půdy v krátkých časových intervalech (5-10 let), odumřelé dřevo je zpravidla odstraňováno.

Legislativní podmínky

Předchozí i stávající lesnická legislativa výběrný způsob hospodaření a převody zná a připouští. Výběr vhodných lokalit je přednostně vázán zejména na mimořádně nepříznivá stanoviště účelových a ochranných lesů s cílem trvalého zajištění výskytu lesa a plnění požadovaných funkcí.

Postup realizace

Realizace převodů závisí na výchozí diferenciaci porostu a podílu obnovy. Čím méně je výchozí porost diferencován a čím menší je podíl obnovy, tím obtížnější a dlouhodobější je převod. Pro vlastní převod by měly být porosty dlouhodobě připravovány odpovídajícími výchovnými zásahy pro zajištění stability lesa. Stejnověké, stejnorodé porosty není vhodné převádět přímo uplatňováním výběrných principů z důvodu rizika produkčních ztrát a ohrožení stability porostu (SANIGA 1991). Pro převod jsou vhodné smíšené, různověké porosty s dostatečným potenciálem vhodných jedinců ve středním věku, kdy již jednotlivé stromy mohou dosahovat žádoucích dimenzí, v porostu se objevuje přirozená obnova a obnovní dobu lze s ohledem na porostní stav dostatečně prodloužit. Převod dospělých porostů je možný, otázkou zůstává fyzická životnost stromů původního porostu (vybrané

stromy by měly zůstat na ploše až do doby dosažení cílových tloušťek stromů následného porostu).

3. Prořezávání lesních porostů, tvorba řídkolesů

Cíl opatření

Cílem opatření je zachování či posílení biologické rozmanitosti pomocí lesnických postupů, které povedou ke vzniku a udržování řídkce zapojených lesních porostů v lesích CHÚ. Jedná se o lesy v těch částech CHÚ, kde je dlouhodobým strategickým cílem ochrana a podpora druhové rozmanitosti a aktivní přiblížení se přirozeným společenstvům. Tyto aktivity tedy nevylučují určitou míru lesnického využití, které je naopak vyloučeno na územích, kde je strategickým cílem umožnění samovolných vývojových procesů.

Úvod

Aktivní péče o les v chráněných územích je vedena s cílem zachování cenných biotopů a ochrany druhů, které pro svou existenci vyžadují určité lesnické zásahy. Lesnické zásahy jsou zde tedy zcela podřízeny zájmům ochrany přírody, ačkoli lze od nich očekávat i určitý ekonomický efekt, i když vnímaný pouze jako pozitivní externalita.

V zájmu ochrany určitých typů rostlinných a živočišných společenstev, např. společenstev xerotermofytů, bude na zájmových lokalitách lesů v CHÚ nutné docílit a udržovat zakmenění porostů pod hodnotou 7 desetin plného zakmenění.

Legislativní podmínky

Zákon o lesích (č. 289/1995 Sb.) zakazuje snižovat zakmenění porostů pod hodnotu 0,7 plného zakmenění, pokud se nejedná o zpevňovací porostní prvky, nebo opatření směřující k podpoře následného porostu. Orgán státní správy lesů však může z tohoto zákazu udělit výjimku.

Postup realizace

Při snižování zakmenění by měly být přednostně odstraňovány stanovištně nepůvodní dřeviny a opatření tak může být také součástí přeměn nevhodné druhové skladby. Při realizaci pěstebních zásahů lze využít metodické pokyny pro provádění výchovných zásahů v lesních porostech.

Při plánování obnovních těžeb v lesích CHÚ je žádoucí navrhnout postupy, které zajistí trvalou přítomnost pasek. V lesních komplexech by také měly být udržovány světliny a důležitá je i péče o drobné nelesní enklávy, které by v žádném případě neměly být zalesňovány, ale naopak udržovány, např. výřezem náletových dřevin. V lesích CHÚ pak v mnoha případech bude muset být aplikována výjimka z povinnosti zalesnit vzniklou holinu do dvou let od jejího vzniku a její zajištění do sedmi let. Dalším možným opatřením je rozšíření (4-7 m po obou stranách) a údržba lemů lesních cest spojená především s výseky náletových dřevin. Toto opatření je poněkud v konfliktu s ustanovením paragrafu 4 vyhlášky MZe č. 433/2001 Sb., která omezuje šířku odlesněného pruhu pro novou cestu pouze pro splnění parametrů pro cestu zvolené třídy.

Pokud bude přistoupeno k umělé obnově lesních porostů, které mají plnit funkci řídkolesů, mohla by být zvážena možnost použití nižšího počtu sazenic, než jsou minimální počty stanovené vyhláškou č. 139/2004 Sb. Mechanická (zvláště celoplošná) příprava půdy by měla být v lesích CHÚ vyloučena z důvodů ochrany bylinného patra a na něj vázané fauny.

Všechna tato opatření je nutno vnímat jako součást širšího komplexu lesnických opatření v lesích CHÚ, do nichž náleží především částečný návrat k historickým hospodářským tvarům lesa – nízkým a středním lesům.

4. Hospodaření ve výmladkových a středních lesích (pařezinách)

Cíl opatření

Cílem opatření je vytvořit na relativně malém území pestrou mozaiku lesních porostů (či jejich částí), ve kterých se na malé ploše výrazně mění ekologické podmínky a tím je zabezpečeno vhodné prostředí pro značné množství rostlin a živočichů s různými nároky na stanovištní poměry. V podmínkách ČR je opatření primárně zaměřeno na světломilné druhy, ale při ideálním postupu je možné zajistit pestrou paletu přírodních podmínek. Toto opatření tak své opodstatnění bude mít především v lesích nížin až pahorkatin. Další možností je také využití tvaru lesa středního (sdruženého), který kombinuje pěstování spodní (výmladkové etáže) a pěstování výstavků, nejčastěji generativního původu, v nadúrovni.

Úvod

Hospodářský tvar lesa nízkého je postup, kdy je obnova lesa zajišťována zcela vegetativní cestou (výmladky). Hospodářský tvar lesa středního je postup, kdy je obnova lesa zajišťována kombinací vegetativní cestou (výmladky) a generativní cestou. Tyto lesy nejsou původně přírodní, ale kulturním tvarem lesa, který bez ovlivnění člověkem dospěje k zániku a je nahrazen jiným přirozenějším tvarem lesa.

Základní idea tkví ve spojení zdánlivě neslučitelného - v porostu se mají nacházet staří jedinci dřevin, ale porost jako celek má mít strukturu obdobnou mladším porostům, při současném prostorově nerovnoměrném zápoji. Vegetativní obnova dřevin pařením totiž nepředstavuje vznik skutečně nového jedince, takže na takového jedince mohou být vázány organismy (houby, hmyz) typické pro staré (pralesní) porosty. Komplexně problematiku pařezin popisuje monografie KADAVÝ et al. (2011).

ZLATANOV, LEXER (2009) uvádějí, že zatímco budoucnost lesního hospodářství v nízkých lesích v západní Evropě se zdála být zpečetěna, v poslední době se objevily dva trendy, které mluví pro jeho zachování:

1. V souladu s principy trvale udržitelného lesního hospodářství se podle ministerské konference („Ministerial Conference on the Protection of Forest in Europe“ z roku 1998) nízké lesy výslovně posuzují v rámci panevropských kritérií trvale udržitelného lesního hospodaření. Všeobecně se uznává skutečnost, že tradiční hospodářské tvary lesa přispívají k udržení lesní biodiverzity a i ze společenského hlediska hrají významnou roli, neboť se díky nim udržují tradiční znalosti a dovednosti.
2. Rostoucí poptávka po obnovitelných zdrojích energie. Mimo toho, že nízký les již tradičně poskytuje palivové dřevo, lze z něj zpracovat také biomasu pro výrobu energie v širším rozsahu, což se ještě donedávna nepovažovalo za ekonomicky životaschopné.

Současně se nízký a střední les často zmiňují v souvislosti s nutností ochrany či se zvýšením biodiverzity, především díky trvalosti hospodaření bez zásadní změny stanoviště a také díky pestřejšímu zastoupení ploch s různým světelným požitkem.

Světlé lesy nejsou při tomto způsobu hospodaření zajištěny „řídkým“ lesem, ale množstvím různě velkých světlin, nárostů a mlazin. Skupiny v mýtném věku mohou být naopak husté a tmavé. Nutnost takové mozaiky porostu s osluněnými lokalitami a přílehlými lemy pro přežití i kriticky ohrožených druhů jasně dokládají KONVIČKA et al. (2006). Z jejich sledování dále vyplývá, že úpravou stanoviště pro kriticky ohrožené „světломilné motýly“ se zároveň zlepší podmínky pro mnoho dalších druhů světломilné fauny a flory, která problematicky přežívá při obhospodařování lesa v tradičním tvaru plně zapojeného vysokého

lesa. Podobné závěry vychází také z vědeckých poznatků v zahraničí (např. WARREN, KEY 1991).

Legislativní podmínky

Platná lesnická legislativa v ČR (především lesní zákon č. 289/1995 Sb.) preferuje ustanovení kodifikující pravidla pro hospodaření v lesích tvaru vysokého. Za hlavní legislativní komplikace pro zavádění nízkých a středních lesů lze považovat: 1) zákaz úmyslné mýtní těžby v porostech mladších 80 let; 2) zákaz snižování zakmenění pod 0,7; 3) povinnost zalesnit vzniklou holinu do dvou let od jejího vzniku. Ze všech uvedených zákazů může orgán státní správy lesů udělit výjimku, ale její udělování by v případě pěstování nízkých a středních lesů muselo být paradoxně pravidlem.

Postup realizace

Při využití pěstebních opatření s použitím výmladkového způsobu obnovy lesního porostu by měly být v první řadě využívány lokality, kde se objevují druhy, které jsou předmětem ochrany. Následně je poté možné takto vytvářet vhodné biotopy v oblastech s potenciálem pro rozšíření druhů, které jsou předmětem ochrany. Proto může být v souladu jak s lesnickým tak ochranným pohledem obnovení pařezání v chráněných územích, kde se v současnosti nacházejí starší „nepravé kmenoviny“, které se na mnoha lokalitách vyvinuly po ukončení aktivního způsobu obhospodařování nízkého lesa. Tyto lokality se často nacházejí na chudých stanovištích, kde využití tohoto způsobu obhospodařování mělo v minulosti největší ekonomický smysl.

Střední a nízké lesy jsou v současné ČR jevem vzácným. Odborná lesnická literatura se v poválečném období zmiňuje o problematice pěstování těchto lesů jen velmi okrajově, vítanou výjimkou je publikace autorů KADAVÝ et al. (2011). K zachování biodiverzity přitom bude nezbytný návrat k výmladkovému hospodářství a lesům nízkým a středním ve značné části nížinných chráněných území a v určité omezené míře i v lesích hospodářských, kde zvláště u drobných vlastníků lesů mohou tyto historické hospodářské způsoby představovat ekonomicky přijatelnou alternativu lesa vysokého.

5. Pastva v lesích

Cíl opatření

Cílem opatření je využití extenzivní pastvy domácích zvířat (zdomácnělých herbivorů) ke zvýšení a udržení biodiverzity lesních a lesostepních porostů zvláště chráněných území.

Úvod

Pastva domestikovaných zvířat pomáhala utvářet charakter střeoevropské krajiny po tisíce let (BUČEK 2000, DRESLEROVÁ 2012). Vliv pastvy se po celou dobu týkal i lesních porostů. Nedostatek dřeva si vyžádal uplatnění zákonných ustanovení (lesní řády Marie Terezie, viz např. ŠPULÁK, KACÁLEK 2011) zakazujících tuto pastevní praxi ve velkém měřítku (ČÍŽEK, KONVIČKA 2006), což se v lesním zákoně udrželo dodnes. Zákaz pastvy uplatňovaný stovky let se, nicméně, projevil negativně v ekosystémech, které byly tímto hospodářským systémem spolufurmány. Proto v současné době sílí potřeba opětovného zavádění extenzivní pastvy domestikovaných herbivorů k podpoře či dokonce obnově úrovně biodiverzity určitých chráněných území. Při aplikaci pastvy musíme přihlížet k potravním nárokům jednotlivých hospodářských zvířat (VESELÝ 2014).

Legislativní podmínky

Podle zákona o lesích č. 289/1995 Sb., § 20, písmeno n) je v lesích zakázáno pást dobytek, umožňovat výběh hospodářským zvířatům a průhon dobytka lesními porosty.

Postup realizace

Při managementu zvláště chráněných území, která jsou součástí pozemků určených k plnění funkcí lesa (PUPFL), je pastva uplatňována jako odchylné opatření podle § 36 zákona o lesích č. 289/1995 Sb. Vždy je třeba mít na zřeteli účel, pro který je pastva v konkrétní lokalitě s PUPFL aplikována. Většinou se jedná o podporu zvláště chráněných druhů vyžadujících v životním cyklu jiné podmínky než plně zapojené porosty lesních dřevin. Pastva v těchto případech zamezuje obnovení plného zápoje dřevinné vegetace na zájmovém území. Kromě toho, některé zvláště chráněné druhy jsou také fakticky závislé na fekáliích zvířat (koprofilní a koprofágní specialisté). Aplikace pastvy domestikovaných herbivorů (skot, ovce, kozy, koně) závisí nejen na charakteru lesního porostu, ale hlavně na terénních podmínkách prostředí konkrétního zvláště chráněného území.

Do současnosti byla pastva v lese často aplikována tak, že dotyčný pozemek nebo jeho část byla vyňata z PUPFL, čímž nemusela být aplikována zmíněná legislativní omezení. Jedná se však pouze o náhradní postup, který by měl být pouze okrajovou možností.

6. Práce s "přestárlými stromy" a dřevem odumřelých stromů

Cíl opatření

Cílem opatření je optimalizace ponechávání ležícího i stojícího dřeva odumřelých stromů ke spontánnímu rozkladu saproxylickými organismy, spontánnímu osídlení a využití dalšími organismy a s tím spojenému zvýšení biodiverzity lesů v České republice.

Úvod

V hospodářských lesích je obvykle ponechávána pouze malá část dřevní hmoty stromů, jako jsou kořeny, pařezy a větve. Biomasa kmenů je v různé míře ponechávána v lesních porostech zvláště chráněných území. V hospodářských lesích činí objem tlejícího dřeva 4-10 % (často i méně, například v Krkonošském NP se jednalo o 0,0 až 12,1 m³.ha⁻¹ tlejícího dřeva, SCHWARZ et al. 2007) porostní zásoby, zatímco v rezervacích bez intervencí to je 20-40 % (JANKOVSKÝ et al. 2006).

Rozšířením intenzivních hospodářských systémů jsou některé druhy závislé na odumřelém dřevu ohroženy vyhynutím (RANIUS, ROBERGE 2011). Z pěstebního hlediska má tlející dřevo význam jako důležitý substrát pro obnovu dřevin (SVOBODA, POUŠKA 2009). Zejména v jehličnatých lesích je klíčení semen a odrůstání semenáčků vázáno na ležící tlející kmeny (HARMON et al. 1986). Nicméně ne všechny padlé kmeny jsou vhodné pro uchycení semenáčků. Během rozkladu tlejícího dřeva se mění vlhkost substrátu a chemické složení tlejícího dřeva. Rozkládající se dřevo pomáhá vzniku přirozené obnovy smrku (ZIELONKA 2006) a jedle, to může zajistit zastoupení těchto dřevin v nárostech s dominantním bukem (SZEWCZYK, SWAGRZYK 1996). Významným faktorem přežívání semenáčků jehličnanů je podle HARMONA A FRANKLINA (1989) snížená konkurence na povrchu ležících kmenů. Předpoklad úspěšné obnovy na tlejícím dřevě se zvyšuje s dobou od odumření tj. mírou dekompozice dřeva. Je zřejmé, že požadovanou zásobu odumřelého dřeva nelze zajistit na každém obnovním prvku (LÖHMUS et al. 2013). Důležitým nástrojem k dosažení vhodné kombinace produkce dřeva a zároveň udržení biodiverzity může být zonace na území, kde je uplatňováno intenzivní lesní hospodářství, konvenční lesní hospodářství a území ponechaná bez hospodářských zásahů (RANIUS, ROBERGE 2011).

Legislativní podmínky

Podle zákona o lesích č. 289/1995 Sb. jsou lesy, ve kterých lze předpokládat větší míru ponechávání odumřelého dřeva: lesy ochranné a lesy zvláštního určení.

Podle zákona o ochraně přírody a krajiny č. 114/1992 Sb. zvláště chráněné druhy jsou chráněny ve všech vývojových stádiích, chráněna jsou také jejich přirozená i umělá sídla a jejich biotop, tedy v mnoha případech také dřeviny poskytující zvláště chráněným druhům přirozené útočiště. Podle usnesení vlády ČR ze dne 25. května 2005, č. 620, o strategii ochrany biologické rozmanitosti ČR, pro horské oblasti toto vládní usnesení uvádí: „upřednostňovat přírodě blízký způsob lesního hospodaření – nelikvidovat doupné a všechny odumřelé stromy, preferovat maloplošné a podrostitní hospodaření“ a usnesení č. j. 854 ze dne 21. listopadu 2012, podporuje ponechávání přiměřeného podílu tlejícího dřeva, těžebních zbytků, stromů prošlých přirozeným vývojem stárnutí a melioračních a zpevňujících dřevin v lese.

Postup realizace

Přirozená obnova na ležících kmenech a pařezech: Konkurenční výhoda poskytnutá vyvýšeným místem pro klíčení a odrůstání pomůže zajistit dostatečnou obnovu jedle a smrku v rámci růstově velmi zdatných bukových nárostů. Zajištění dostatečného podílu jehličnatých semenáčků na pokročile rozloženém dřevě neznamená vždy úspěch obnovy těmito dřevinami. Semenáčky mohou sice vznikat pod plným nebo jen slabě porušeným zápojem, kde mohou i po relativně dlouhou dobu čekat na příležitost stát se životaschopnou podúrovň nebo i dorůst výše. Nicméně rychlé opětovné uzavření mezer v zápoji může tuto příležitost zmařit.

Ponechávání stojících živých i odumřelých doupných stromů a pahýlů: Význam stojících přestárlých živých a odumřelých stromů pro biodiverzitu je nesporný. Provádění tohoto opatření je, nicméně, limitováno zejména na ty části zvláště chráněných území, do kterých je významně omezen nebo zakázán vstup veřejnosti. Je tomu tak především vzhledem k nezbytnému zajištění bezpečnosti osob. V určitých případech mohou být stojící stromy upravovány řezem za účelem snížení rizika pádu silných větví, rozlomení korun nebo náhlého vývratu v případě pokročilé kořenové hniloby. U živých stromů lze s výhodou využívat pravidelné seřezávání větví. Toto je aplikovatelné u dřevin, které následně vytvoří „hlavu“ tj. všechny listnaté dřeviny se silnou kmenovou výmladností. K udržení funkčnosti takových stromů je nezbytná opakovaná péče; zanedbané hlavy přináší opět výše uvedená rizika nestability jedinců. Ze zahraničí jsou známy také postupy seřezávání živých stromů do pahýlu nebo suchých stromů do doupného pahýlu. Minimálním opatřením k zajištění zvýšené potravní nabídky pro saproxylický hmyz může být také ponechávání vysokých pařezů. V důsledku abiotických i biotických škodlivých činitelů dochází často k rozsáhlým polomům nebo odumření lesa. Ponechání většiny dřevní hmoty je akceptovatelné většinou pouze v rámci jádrových částí zvláště chráněných území při důsledném provádění leso-ochranářských opatření v navazujících zónách méně přísné ochrany nebo hospodářských lesích.

7. Péče o lesní okraje

Cíl opatření

Cílem opatření je udržovat porostní okraje jednak jako významné prvky statické stability navazujících lesních porostů a jednak jako prvky s vysokým potenciálem zvyšování biodiverzity v kulturní krajině. V neposlední řadě lze podpořit jejich funkci estetickou a rekreační. Okraje přirozených lesních porostů byly historicky vzniklou hranicí, přes kterou člověk dále ovlivňoval přirozené ekosystémy. Délka těchto okrajů se neustále prodlužovala tak, jak postupně docházelo k fragmentaci rozsáhlých přirozených lesů.

Úvod

V krajině střední Evropy, kde docházelo z různých důvodů (nárůsty a poklesy počtu obyvatel v regionech apod.) k odlesnění a opětovnému zalesnění zemědělsky využívaných ploch, se dnes od porostních okrajů očekává například ochrana proti větru a průniku škodlivých látek do porostů, ochrana proti oslunění a korní spále dřevin, ochrana proti odvátí a nadměrnému vysychání půdy. Porostní okraje označované jako ekotony jsou také významnými stanovišti pro specifické druhy flóry a fauny a tvoří tzv. „nárazníkovou zónu“ mezi ekosystémy. V neposlední řadě mají také svou estetickou funkci v krajině.

Kromě funkcí, které jsou od porostních okrajů očekávány v rámci hospodaření v lesích, tj. zejména ochrana navazujících porostů, jsou zřejmé i významné vlivy na biodiverzitu. Potvrzují to vědecké studie zaměřené na společenstva brouků, včel či pavouků v porostních okrajích. Porostní okraje jsou také častým stávaním ptáků. Potenciál biodiverzity lesních okrajů zahrnuje také širokou oblast rostlinných společenstev.

Poznatky o vlivu porostního okraje na klimatické charakteristiky prostředí nejsou v současné době příliš široké. Důvodem je zejména velká rozmanitost porostních okrajů. Okrajem je většinou zmírňován rozdíl mezi klimatickými charakteristikami pole (louky) a lesa. Okraje porostů mají tendenci být sušší a teplejší vzhledem k účinkům slunečního záření, větru a evapotranspirace a tyto přechody mohou pronikat stovky metrů do lesa.

Legislativní podmínky

Opatření spojená s péčí o porostní okraje nejsou v rozporu se současnou lesnickou legislativou. Častým problémem v praxi byla totální likvidace porostního okraje (většinou rozšířeného na zemědělský pozemek) až na katastrálně vymezenou hranici (les/pole případně les/louka) z důvodů splnění podmínek pro zemědělskou dotaci vázanou na katastrální výměru pozemku. Existuje tedy potenciál pro úpravu předpisů (legislativních i dalších souvisejících) týkajících se těchto prvků v krajině tak, aby mohly plnit společností vyžadované funkce v krajině a přitom byly v souladu se zájmy vlastníků půdy.

Doporučené postupy péče o porostní okraje by neměly být v konfliktu se zájmy vlastníků pozemků (zemědělských i lesních) na kterých vznikly nebo vznikají. Naopak společnost (státní správa) by měla mít k dispozici nástroje (např. daňové úlevy, dotace), které by stimulovaly vlastníky v tvorbě porostních okrajů a péči o ně.

Postup realizace

Konkrétní doporučení musí vždy zohlednit rozmanitost prostředí porostních okrajů. Šetrné hospodářské zásahy (například v okrajích nízkých lesů) nemusejí znamenat dlouhodobé změny v biodiverzitě a návrat k původnímu stavu může být poměrně rychlý. I obhospodařované porostní okraje tak poskytují vysokou biodiverzitu a mají další společností očekávané funkce (mimo jiné estetické a rekreační atd.). Je však třeba diferencovat hodnocení jednotlivých typů porostních okrajů a nezaměřovat se pouze na některé zástupce flóry a fauny.

O správných postupech v porostních okrajích je obecně málo informací. Přesto jsou známa některá doporučení. Například vyjmutí několika metrů okraje lesa z intenzivního lesního hospodaření kvůli zhoršené kvalitě produkce a realizace opatření podporujících zvýšení biodiverzity (ponechání doupných stromů, tlejícího dřeva apod.). Z hlediska objemové produkce (akumulace biomasy, poutání uhlíku apod.) je významné zjištění, že stromová vegetace v okrajích (díky lepšímu přístupu ke světlu a vláze) vykazuje dynamičtější růst ve srovnání se stejně starými jedinci uvnitř porostu. Postupy péče o lesní okraje je tedy třeba vždy diferencovat podle konkrétních podmínek a podle stanovených cílů vlastníků a zájmu společnosti. Obecně lze říci, že problematika stanovení postupů je v ČR v iniciální fázi a vykazují široký potenciál pro jejich podrobnější definici a ověřování v praxi.

8. Péče o vnitrodruhovou diverzitu

Cíl opatření

Cílem je stanovit pěstebně-biologická opatření pro udržení příp. i posílení vnitrodruhové diverzity na příkladu významné dřeviny vyšších horských poloh - smrku ztepilého.

Stabilizace lesních ekosystémů vyšších horských poloh (nad 1000 m n. m., tj. 8. LVS a horní část 7. LVS) je závislá zejména na stabilitě smrkových porostů, protože v těchto podmínkách má smrk ztepilý (*Picea abies* (L.) Karst.) nezastupitelnou (porostotvornou) roli. Proto je nutné při přirozené a umělé obnově lesa věnovat mimořádnou pozornost vysoké genetické kvalitě a udržení jejich vnitrodruhové diverzity.

Úvod

Horské populace smrku ztepilého (*Picea abies* (L.) Karst.) se v porovnání se smrkem z nižších poloh vyznačují větší variabilitou morfologických znaků osiva i semenáčků. Příčinou je mimo jiné opylování nahých vajíček smrku pylem, unášeným větrem z poloh s velmi širokým rozmezím nadmořských výšek. Důvodem je, že smrk v různých nadmořských výškách kvete v přibližně téže časovém rozmezí. Následkem toho mohou být vysokohorské provenience smrku ztepilého opyleny pylem ze středních nadmořských výšek a naopak. Semenáčky pocházející výlučně z opylení vysokohorských jedinců, jsou obecně menší, nižší intenzita jejich počátečního růstu je v souvislosti s jejich zvýšenou adaptací k nepříznivým horským podmínkám. Jsou částí populace s tzv. „klimaxovou strategií růstu“, která má geneticky fixované dispozice odolávat klimaticky extrémnějším podmínkám horských poloh. I když v horských podmínkách chráněných území probíhá obnova smrku především přirozenou cestou, je podle poznatků aplikovaného výzkumu ve vznikajících nárůstech pouze cca 20-40 % těchto jedinců. Během 10-15 let věku ale postupně zvyšují dynamiku růstu, vykazují dobrý zdravotní stav a postupně vytváří perspektivní a stabilní kostru nových lesních porostů. Svou úlohu při obnově zde plní i jedinci s tzv. „pionýrskou strategií růstu“ (semena pravděpodobně vzniklá sprášením fruktifikujících stromů pylem z nižších poloh). V juvenilním stádiu mají vyšší dynamiku růstu, ale vzhledem k nižší adaptabilitě k horským podmínkám a menší odolnosti vůči vnějším stresům postupně ztrácejí dominantní postavení a měli by vytvářet jen dočasnou „výplň“ porostů. Z hlediska péče o vnitrodruhovou diverzitu horského smrku je tedy bezpodmínečně nutné mít při přirozené i umělé obnově dostatečný počet stromků tak, abychom měli záruku vzniku „kostry“ tvořícího se porostu z jedinců s „klimaxovou strategií růstu“.

V horských podmínkách je třeba počítat s tím, že vzhledem k možným rozsáhlým kalamitním epizodám se běžně stává, že na rozsáhlých kalamitních holinách není k dispozici dostatek geneticky kvalitního přirozeného zmlazení s dostatečným zastoupením jedinců s „klimaxovou strategií růstu“ a je tedy nutné i využití umělé obnovy. Ověřována je i nutnost použití tzv. aklimatizačních školek pro pěstování tohoto sadebního materiálu.

Legislativní předpoklady

Problematika řešená v tomto tematickém bloku, není v rozporu se současnou legislativou na úseku lesního hospodářství a ochrany lesa.

Postup realizace

Z doporučení uvedených v příručce vyplývá, že k obnově lesa ve vyšších horských polohách musí být využito celé genetické spektrum dílčích populací. V rámci pěstebních opatření zpracovávaných v tomto projektu je preferována přirozená obnova smrku. Ve vznikajících nárostech v horských polohách musí být k dispozici dostatečný počet stromků na jednotku plochy tak, aby byla záruka, že je zde cca 20-40 % jedinců s tzv. „klimaxovou strategií růstu“, kteří mají geneticky fixované dispozice odolávat klimaticky extrémnějším podmínkám horských poloh. Proto je specifikováno, jaké minimální množství jedinců z přirozené obnovy a v jakém prostorovém rozmístění vytváří předpoklad vzniku nových stabilních porostů s dostatečným zastoupením smrků s „klimaxovou strategií růstu“.

Vzhledem k reálnému nebezpečí vzniku velkých holin při větrných kalamitách a pro doplnění neúplné nebo nekvalitní přirozené obnovy bude mimo bezzásahová území účelné využít i obnovu umělou. Při pěstování sadebního materiálu horského smrku v lesních školkách je nezbytné respektovat geneticky podmíněnou variabilitu velikosti semen a semenáčků a pěstební technologii zaměřit na dopěstování celé genetické struktury daného oddílu osiva. Pro tento účel je systémově řešeno pěstování sadebního materiálu horského smrku ve školce tak, aby byl účelně a opět v celém genetickém spektru použit na konkrétní obnovovaná horská stanoviště. V rámci tohoto systému pěstování, předpokládáme využití výzkumem stanoveného postupu s možností kombinace klasického pěstování semenáčků a sazenic generativním způsobem se souběžně prováděným sériovým vegetativním množením (řízkováním), které umožní významný posun v kvalitě nově zakládaných porostů, díky možnosti zvýšení podílu jedinců s „klimaxovou strategií růstu“ v oddílech pěstovaného sadebního materiálu. Předpokládáme, že tento sadební materiál s vyšším podílem stromků s „klimaxovou strategií růstu“ může být velmi efektivně využit nejen při doplňování a vylepšování umělé obnovy horského smrku, ale bude na těchto stanovištích i významným stabilizačním prvkem při doplňování mezernaté přirozené obnovy. Pro uplatnění tohoto postupu je ovšem nezbytná dlouhodobější spolupráce odběratele sadebního materiálu s konkrétní lesní školkou, protože jen tak lze docílit efektivního propojení časové řady pěstování a postupného využití sadebního materiálu pro obnovu lesa.

Pěstební opatření pro zvýšení biodiverzity horských smrkových porostů je nutné realizovat i v mladých lesních porostech, které byly založeny umělou obnovou na rozsáhlých imisních holinách vzniklých v 80. a 90. letech minulého století. Tehdy byly často semenáčky smrku s pomalejším růstem ve školkách vyřazovány do výmětu a v obnově lesa byli přednostně uplatňováni jedinci s intenzivnějším růstem. Jsou uvedeny pěstební postupy tak, aby při výchovných zásazích byli vytipováni a podpořeni jedinci s „klimaxovou strategií růstu“, u nichž je předpoklad, že vytvoří stabilní a kvalitní dospělé porosty. Podpora jedinců s předpokládanou „klimaxovou strategií růstu“ je nutná i v mladých porostech horského smrku vzniklých přirozeným zmlazením, a to zejména v porostech vzniklých z relativně nižšího počtu jedinců.

Ve výstupech pro provozní praxi jsou uplatněny i poznatky o vlivu nadmořské výšky lesní školky na morfologickou a fyziologickou kvalitu sadebního materiálu smrku pěstovaného pro umělou obnovu v horských polohách. Výzkum neprokázal nutnost dlouhodobého pěstování sadebního materiálu v horských aklimatizačních školkách, pouze je nutné sladění fenofází mezi místem pěstování a výsadby sadebního materiálu.

Literatura

- BUČEK, A. (2000): Krajina České republiky a pastva. Veronica, 14. zvláštní vydání: 1-7.
- ČÍŽEK L., KONVIČKA M. (2006): Pastva a biodiverzita. In: Mládek et al. (eds.). 2006. Pastva jako prostředek údržby trvalých travních porostů v chráněných územích. Praha, Výzkumný ústav rostlinné výroby: 6.
- DRESLEROVÁ D. (2012): Les v pravěké krajině II. Archeologické rozhledy, 64 (LXIV), 199-236.
- HARMON M. E. et al. (1986): Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. Advances in Ecological Research, 15, USDA.
- HARMON M. E., FRANKLIN J. F. (1989): Tree seedlings on logs in *Picea-Tsuga* forests of Oregon and Washington. Ecology, 70, 1: 48-59.
- HORÁK J., ADAMOVÁ J., BOUKAL M., ČÍŽKOVÁ D., KOŠTÁLOVÁ V., LEMBERK V., LEMBERKOVÁ M., MERTLIK J., PITUCHOVÁ L., PŘÍHODA J., ŘEHOUNEK J., SIGL T., VRÁNA V., ŽALOUDKOVÁ R. (2007): Proč je důležité mrtvé dřevo? Pardubický kraj, Pardubice: 20 s.
- JANKOVSKÝ L., TOMŠOVSKÝ M., BERÁNEK J., LIČKA D. (2006): Analýza postupů ponechávání dřeva k zetlení z hlediska vlivu na biologickou rozmanitost. Studie MŽP ČR.
- JENKINS M. A., WEBSTER CH. R., PARKER G. R., SPETICH M. A. (2004): Coarse woody debris in managed central hardwood forests of Indiana. Forest Science, 50, 6: 781-792.
- KJUČUKOV P., BAČE R., SVOBODA M. (2014): Staré stromy a tlející dřevo, Pilíř trvalé udržitelnosti lesa. Lesnická práce, 1: 20-22.
- KADAVÝ J., KNEIFL M., SERVUS M., KNOTT R., HURT V., FLORA M. (2011): Nízký a střední les jako plnohodnotná alternativa hospodaření malých a středních vlastníků lesa. Obecná východiska. Lesnická práce, Kostelec nad Černými lesy, 294 p.
- KONVIČKA M., ČÍŽEK L., BENEŠ J. (2006): Ohrožený hmyz nížinných lesů: ochrana a management. Sagittaria, Olomouc. 38 s.
- KYNAST, R. (2009): The creation of selection forest using initial felling cut (essay). Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen, 160 (6): 137-143.
- LÖHMUS A., KRAUT A., ROSENVALD R. (2013): Dead wood in clearcuts of semi-natural forests in Estonia: site type variation, degradation, and the influences of tree retention and slash harvest. Eur J Forest Res, 132: 335-349.
- MASON W. L. (2004): Multiple-use forestry in Temperate Plantation Forestry. In: Encyclopedia of Forest Sciences. Vol. 2 (Burley J. et al., eds.) Elsevier, Oxford: 859-865.
- MLÁDEK J., PAVLŮ V., HEJCMAN M., GAISLER J. (eds.). (2006): Pastva jako prostředek údržby trvalých travních porostů v chráněných územích. Praha, Výzkumný ústav rostlinné výroby: 104 s.
- PERRY D. A., OREN R., HART S. C. (2008): Forest Ecosystems – 2nd Edition. Baltimore, The Johns Hopkins University Press: 606 s.

- RANIUS T., ROBERGE J.-M. (2011): Effects of intensified forestry on the landscape-scale extinction risk of dead wood dependent species. *Biodivers Conserv*, 20: 2867-2882.
- SANIGA, M. (1991): Rekonštrukcie lesov (premeny, prevody, prebudovy). In: Korpel, Š. et al. *Pestovanie lesa*. Bratislava, *Príroda*. s. 377-399.
- SCHÜTZ, J. P. (2001): *Der Plenterwald und weitere Formen strukturierter und gemischter Wälder*. Berlin, Parey 207 s.
- SCHWARZ O., VACEK S., KUŠ J, MATĚJKA K. (2007): Vyhodnocení podílu odumřelého dřeva v lesních porostech bilaterální Biosférické rezervace Krkonoše/Karkonosze. *Opera Corcontica*, 44: 415-421.
- ŠIŠÁK, L., SLOUP, R., PULKRAB, K., BUCHÁČEK, J., SLOUP, M. (2012): Ekonomická efektivnost hospodářského tvaru lesa nízkého. *Česká zemědělská univerzita Praha*, 84 s.
- ŠPULÁK O., KACÁLEK D. (2011): Historie zalesňování nelesních půd na území České republiky. *Zprávy lesnického výzkumu*, 56, 1: 49-57.
- SVOBODA M., POUŠKA V. (2009): Význam a funkce tlejícího dřeva v horských lesích v NP Šumava. Průběžná zpráva za řešení projektu 2B06012 Management biodiversity v Krkonoších a na Šumavě v roce 2008. Editor K. Matějka. Praha.
- SZEWCZYK J., SWAGRZYK J. (1996): Tree regeneration on rotten wood and on soil in old-growth stand. *Vegetatio*, 122: 37-46.
- UTINEK, D. (2010): Střední a nízký les – skomírající relikv, šance či mýtus? In: Kneifl, M., Kadavý, J., Servus, M.: *Nízký a střední les – plnohodnotná alternativa hospodaření malých a středních vlastníků lesa (Sborník příspěvků)* 21. – 22. 10. 2010, Horka nad Moravou. Mendelova univerzita Brno. 30 s.
- VESELÝ P. (2014): *Pastva malých přežvýkavců v chráněných oblastech*. Brno, Mendelova univerzita: 66 s.
- Vyhláška Ministerstva zemědělství č. 83/1996 Sb., o zpracování oblastních plánů rozvoje lesů a o vymezení hospodářských souborů.
- WARREN, M. S., KEY, R. S. (1991): *Woodlands: Past, Present and Potential for Insects*. In: Collins, N. M., Thomas, J. A.: *The conservation of Insects and their Habitats*. Academic Press London.
- ZIELONKA T. (2006): When does dead wood turn into a substrate for spruce replacement? *Journal of Vegetation Science*, 17: 739-746.
- ZLATANOV, T., LEXER, M. J. (2009): Coppice forestry in South- Eastern Europe: Problems and future prospects. *Silva Balcanica*, 10, č. 1, s. 5-8.

Ponechání lesa samovolnému vývoji

Karel Matějka*, Ondřej Špulák**

*IDS, Na Komořsku 2175/2a, 143 00 Praha 4

**Výzkumná stanice VÚLHM, Na Olivě 550, 517 73 Opočno

Následující text je ukázkou jednoho z nejdůležitějších přístupů, které jsou zahrnuty v připravovaném „Katalogu nestandardních opatření managementu lesů v chráněných územích“. Bezzásahovost je totiž jediným způsobem, jak ochránit přirozené ekosystémové procesy a s nimi i všechny organismy, které jsou na tyto procesy vázané. Samovolný vývoj lze uplatnit ve všech polohách v různé míře. Primárně vždy záleží na cíli ochrany. Z tohoto hlediska má toto opatření vzrůstající význam s rostoucí nadmořskou výškou, klíčové je v rámci klimaxových smrčín. Proto byly i demonstrační plochy založeny právě v klimaxových smrčínách vrcholové části Šumavy (MATĚJKA et al. 2016).

Cíl opatření

Cílem opatření je ochrana přírodních procesů v lesním ekosystému za účelem podpory a udržení přirozené dynamiky a struktury ekosystému a s tím spojené stanovištní a potravinové nabídky pro druhy na tento ekosystém vázané. Opatření je převážně zaměřeno na ochranu nejhodnotnějších částí zvláště chráněných území (ZCHÚ), většinou lidskou činností relativně málo ovlivněných přirozeně strukturovaných lesních komplexů.

Rozbor problematiky

Vymezení pojmu

Termín ponechání lesů samovolnému (spontánnímu) vývoji označuje vývoj lesa s vyloučením přímých lidských zásahů (tj. především výchovy a obnovy). Shrnuje ve svém obsahu spontánní působení přírodních sil v rámci vztahů jednotlivých složek geobiocenózy lesa. Zároveň však nutně zahrnuje i určitý stupeň ovlivnění porostů člověkem v minulosti i nepřímé ovlivnění vývoje porostů v současnosti, jako jsou např. absence vrcholových predátorů a z toho plynoucí vysoké stavy spárkaté zvěře nebo doznívající imisní zatížení atd. (VRŠKA et HORT 2003). Samovolný vývoj bývá označován též termínem bezzásahový management.

Principiálním procesem v rámci samovolného vývoje je sukcese, respektive sekundární sukcese. Jako sukcese je označován takový vývoj ekosystému, jehož výsledkem je rostoucí vnitřní organizace a quasistacionární stav („rovnováha“) mezi hromaděním a rozkladem organické hmoty (MÍCHAL 1999). V biocenóze je výsledkem ustáleného druhového i kvantitativního složení populací. Konečné stádium sukcese je označováno jako klimax. Moderní přehled problémů týkajících se sukcese v lese podává například BEDNAŘÍK (2014), význam sukcese lesů pro ochranu přírody rozebírá FANTA (2009). Význam sukcese v ochraně přírody a lesních ekosystémů rozebírá FANTA (2013) na příkladu Krkonošského národního parku a KINDLMANN et al. (2012) na příkladu NP Šumava.

Samovolný vývoj jako součást ochrany přírodních procesů

Ochrana přírodních procesů zahrnuje ochranu všech procesů, které probíhají v ekosystémech na daném území při vyloučení přímého vlivu člověka.

V rámci ČR bývá někdy uplatňována snaha omezit ochranu pouze na procesy vývoje stádií malého vývojového cyklu (dorůstání, optima a rozpadu) v prostoru a čase. Z toho se vyvozuje, že území ponechané samovolnému vývoji by mělo mít předpoklad optimálního plošného zastoupení všech tří stádií v dostatečné rozloze, která je specifická pro jednotlivé typy lesa (VACEK 2003). Opomíjí se tím však fakt, že malý vývojový cyklus (gap dynamics) je pouze jedním z modelů vývoje lesa a neuplatňuje se v rámci všech typů lesa. Zvláštní postavení tak mají například klimaxové smrčiny, kde smrk ztepilý jako edifikátor plní roli klimaxové i přípravné dřeviny (MATĚJKA in KINDLMANN et al.).

Stromovité dřeviny jsou určujícími komponentami lesa, mající významný přímý i nepřímý (např. přes půdu) určující vliv na charakter stanoviště a ostatní organismy lesního ekosystému (např. AUGUSTO et al. 2003, BARBIER et al. 2008). Ve stádiu rozpadu se přirozeně zvyšuje podíl odumřelého dřeva, čímž vzniká mikrostanovištní nabídka pro řadu druhů na odumřelé a tlející dřevo vázané (např. SAMUELSSON et al. 1994, HEILMANN-CLAUSEN et CHRISTENSEN 2003, SVOBODA 2009, HORÁK et PAVLÍČEK 2013). Ponechání lesa samovolnému vývoji je tedy zároveň v úzkém vztahu k opatření navyšování podílu odumřelého dřeva za účelem zvyšování biodiverzity.

Ochrana přírodních procesů při ponechání samovolnému vývoji může být v rozporu s druhovou ochranou (např. NEGRO et al. 2013). Také biodiverzita jednotlivých skupin organismů se v rámci směny vývojových stádií lesa mění (např. CARLETON et ARNUP 1993, ANAND et al. 2013) a v dlouhodobém horizontu může bezzásahový režim vést i ke snížení celkové biodiverzity lesního ekosystému v porovnání s počátečním stavem, ve kterém byla patrná vyšší míra antropogenního narušení (SCHNITZLER et al. 2008, DURAK et al. 2015, SITZIA et al. 2015). (Bio)diverzita však nemůže být jediným kritériem pro hodnocení úspěšnosti bezzásahového managementu v ochraně přírody, protože je známo, že při určitém zvýšení stresu může dojít ke zvýšení diverzity společenstva, ale při překročení určité hladiny stresu se diverzita výrazně snižuje.

Vývoj ekosystémů ponechaných samovolnému vývoji je ovlivňován řadou vnějších faktorů, jejichž charakter a frekvenci lze pouze obtížně odhadovat (klimatická změna, škůdci, náhodné disturbance), ale které přináší rizika, která je třeba uvážit. V případě narušení ekosystému přirozenými disturbancemi (vítr, sněhové polomy) je jím např. nebezpečí šíření hmyzích škůdců do hospodářských lesů v okolí.

Vliv na lesní hospodářství

Rozhodnutí o ponechání částí lesů ve zvláště chráněných územích samovolnému vývoji je ryze politickým rozhodnutím, protože spontánně se může vyvíjet libovolný ekosystém a takový vývoj nepředstavuje žádné riziko pro ekosystém jako takový (KINDLMANN et al. 2012). Může se však stát, že spontánní vývoj bude probíhat podle jiného modelu, nežli by odpovídalo zájmům druhové ochrany přírody, nebo může ovlivnit ekosystémy v okolí, mimo chráněné území. Rozhodnutí by mělo předcházet vyhodnocení a následné formulování cílů a poslání chráněného území, a to včetně znalosti potenciální dynamiky daného ekosystému. Běžně se uvádí, že pokud se jedná o lesní komplex dostatečné rozlohy s přirozenou druhovou skladbou, věkově a prostorově příznivě strukturovaný a cílem ochrany je ochrana přírodních procesů, je takové rozhodnutí odůvodněné a možné (MOUCHA 2003). Specifická kritéria by měla být nastavena zvláště v souvislosti s lesním vegetačním stupněm (LVS):

- v polohách s přirozeným dominantním zastoupením dubu (1.-3. LVS) je potřeba uvážit, že samovolný vývoj může vést (alespoň krátkodobě) ke zvýšení zápoje a tedy ohrožení světlomilných druhů, které jsou v těchto lesích často vázány na aktivní předřování porostu (cf. VRŠKA 2016);

- v místech smíšených lesů 4.-6. LVS by hlavním kritériem měla být možnost uplatnění malého vývojového cyklu v rámci dynamiky lesa;
- v polohách klimaxových smrčín by ponechání samovolnému vývoji mělo být hlavním ochranným přístupem, který je však potřebné uplatnit na ploše o maximální výměře (nejlépe celý vegetační stupeň v daném pohoří), aby se minimalizoval vliv na okolní lesy (KINDLMANN et al. 2012).

Ponechání lesů s dominantním smrkem zteplilým samovolnému vývoji ve střední Evropě často naráží na odpor lesnické veřejnosti, protože tyto ekosystémy jsou náchylné k přirozeným disturbancím a k přemnožení lýkožrouta smrkového (*Ips typographus*), který je klíčovým druhem smrčín (MÜLLER et al. 2008), navíc se v okolí těchto lesů často vyskytují kulturní smrkové porosty, které mohou být případnou gradací lýkožrouta rovněž napadány a rozvráceny. Typický je z tohoto pohledu Národní park Šumava (KINDLMANN et al. 2012). Význam spontánního vývoje i v situaci gradace lýkožrouta však byl prokázán opakovaným šetřením různých skupin organismů - jako příklad můžeme uvést pancířníky (STARÝ 2016) nebo epigeické brouky (BOHÁČ et MATĚJKA 2010, 2011).

Rozhodnutí o bezzásahovosti je mimo jiné citelným zásahem do práv vlastníků lesa. Hlavní ztráta při trvalém vyčlenění lesa z hospodaření pro vlastníka spočívá v zastavení jeho dřevoprodukční funkce.

Pro opodstatněnost ponechání lesního celku spontánním procesům by však mělo v souhrnu dojít k podstatnému posílení společenského významu, tzv. funkcí kulturně-naučných, z nich především funkce přírodoochranné. Uvedené zvýšení společenského významu musí být větší, než úbytek společenského významu dalších funkcí lesů na daném místě, zejména funkce produkční, jen tak je daný proces společensky akceptovatelný. Jinak dojde ke ztrátě sociálně-ekonomické, produkčně-environmentální efektivnosti daného rozhodnutí pro společnost jako celek (ŠIŠÁK et SMRČKA 2003).

Vzhledem k zásadním dopadům rozhodnutí o ponechání lesních chráněných území samovolnému vývoji na vlastnická práva, je nutné předem vyřešit případnou otázku změny vlastnictví, tj. u nestátního lesního majetku jeho převedení do vlastnictví státu. Tato změna (např. vykoupením, nebo vyvlastněním ve veřejném zájmu) by byla pro původce odnětí lesa jeho produkční funkci a ponechání výlučně tzv. přírodoochranné funkci ve ZCHÚ podstatně výhodnější, než dlouhodobě hradit nestátnímu majiteli škody způsobené odnětím produkční funkce podle příslušné legislativy (vyhláška č. 335/2006 Sb.; ŠIŠÁK et SMRČKA 2003). Změnou vlastnictví se předejde nejen právním, ale rovněž podstatným správním a technicko-organizačním problémům.

Uplatnění opatření v ČR

Většina lesů ponechaných samovolnému vývoji v ČR je formou legislativních výnosů (zákon) soustředěna v jádrových (prvních) zónách národních parků. Zbytek je roztroušen v menších lokalitách o velikosti převážně v řádu desítek hektarů po celém území České republiky, přičemž nejvíce lokalit nalezneme v hraničních pohořích (VRŠKA et HORT 2003).

Pro vymezení bezzásahových území v lesích ve správě Lesů ČR, s. p. byla v roce 2002 uzavřena a následně v roce 2008 aktualizována smlouva o spolupráci mezi Lesy ČR a Agenturou ochrany přírody a krajiny ČR². Dle ustanovení této smlouvy by měla být bezzásahová území o předpokládané velikosti zpravidla 25 až 100 ha vyhlášována přednostně na území 1. zón chráněných krajinných oblastí a maloplošných chráněných území v celkové rozloze až 5 000 ha na pozemcích s právem hospodaření LČR, což představuje necelých 0,2

²<http://www.lesy.cz/pece-o-les/ochrana-prirody-u-lcr/stranky/vymezovani-bezzasahovych-uzemi.aspx>

% rozlohy lesů ČR (HOFMEISTER 2014). Stanovený postup je následující: jednotlivé návrhy bezzásahových území v lesích podávají společně územně příslušná lesní správa či lesní závod

LČR a příslušná správa ochrany přírody. Po odsouhlasení návrhu společnou expertní komisí a zajištění vyjádření dotčených orgánů státní správy lesů je podepsána konečná smlouva o vymezení těchto lokalit. Podle dohody se každý lesní komplex ponechaný samovolnému vývoji musí monitorovat. Cílem monitoringu je získávání informací o přírodních procesech v těchto územích při maximálním možném omezení úmyslných lidských zásahů a využití získaných informací pro rozvoj přírodě blízkých forem lesního hospodaření a pro stanovení managementu chráněných území³. Obdobná dohoda o vymezení bezzásahových území a jejich monitoringu byla v roce 2014 sjednána také se zástupci podniku Vojenské lesy a statky ČR, s. p.⁴.

Informace o rozšíření, ochraně a kvalitativních parametrech přirozených lesů (cf. VRŠKA et HORT 2003 a vyhláška č. 64/2011 Sb.) na území ČR jsou shromažďovány v Databance přirozených lesů ČR⁵. K 1. 1. 2008 bylo v Databance přirozených lesů ČR evidováno 21 852 ha lesů ponechaných trvale samovolnému vývoji, tj. 0,83 % plochy lesů v ČR (VRŠKA et HORT 2008).

Jedním z bodů Národního lesnického programu II je pokračovat v rozšiřování podílu lesů ponechaných samovolnému vývoji s cílem postupně vytvořit reprezentativní soustavu, především v rámci sítě národních parků a přírodních rezervací (KREJZAR et al. 2008, SLABÝ et al. 2013).

Bezzásahový management se v nižších polohách uplatňuje například v NP Podyjí nebo na vrchu Doutnáč v CHKO Český kras (JANÍK et al. 2008). V klimaxových smrčinách můžeme nalézt příklady v Krkonošském národním parku (FANTA 2013) a v NP Šumava (KINDLMANN et al. 2012), kde se nachází i srovnávací demonstrační objekty P19 a P20 na vrcholu Plechý, které byly analyzovány v rámci tohoto projektu (MATĚJKA et al. 2016).

Legislativní podmínky

V České republice chybí legislativa, která by ponechávání lesů samovolnému vývoji jednoznačně definovala, ani neexistuje dokument, který by tuto problematiku řešil koncepčně. Termín bezzásahový režim, který se v souvislosti s ponecháním území ZCHÚ samovolnému vývoji běžně užívá, není v zákoně č. 114/1992 Sb. o ochraně přírody a krajiny vymezen. Současná úprava v zákoně o ochraně přírody a krajiny a v zákoně o lesích (č. 289/1995 Sb.) ve svém důsledku umožňuje bezzásahovost pouze v národních parcích a národních přírodních rezervacích (STEJSKAL 2008). V nich musí být vymezení zón ochrany včetně jejich režimu vyhlášeno obecně platným legislativním předpisem po projednání s dotčenými obcemi. V takto vyčleněných plochách jsou zásahy možné tehdy, hrozí-li větší ekologická újma jejich zvlášť chráněným druhům a ekosystémům nebo přírodní rovnováze. Podrobnosti by měl uvést prováděcí předpis určující management příslušného zvláště chráněného území.

Neexistuje také jakýkoli politický dokument, který by obhajoval, k čemu mají bezzásahové lesy přispívat společnosti nebo životnímu prostředí (STEJSKAL 2008), stanovil jejich plánovanou celkovou výměru nebo zaměření (zastoupení LVS, typů lesa).

V současnosti o zavedení bezzásahového režimu rozhoduje příslušný státní orgán ochrany přírody. Pokud se rozhodne na určitém zvláště chráněném území vyhlásit

³ <http://www.lesy.cz/pece-o-les/ochrana-prirody-u-lcr/stranky/vymezovani-bezzasahovych-uzemi.aspx>

⁴ https://www.vls.cz/media/downloadables/TZ_VLS_se_dohodly_na_bezz%C3%A1sahov%C3%BDch_%C3%BAzem%C3%ADch_.pdf

⁵ <http://www.pralesy.cz/?id=6733>

bezzásahový režim, uvede rozsah území, kterého se toto rozhodnutí týká, případné výjimky z uplatňování bezzásahovosti, od kdy se bezzásahový režim uplatňuje, a příslušné území příslušným způsobem označí.

Chybějící legislativní úprava by měla konkretizovat podmínky pro charakter území, které může být samovolnému vývoji ponecháno, pevně definovat postup vyhlášení bezzásahového režimu a případného uplatňování výjimek z něj.

Popis postupu prací (správná provozní praxe)

Ponechání samovolnému vývoji ve svém důsledku vede k vyloučení veškerých hospodářských zásahů na daném území. Z hlediska stávající legislativy výjimky mohou nastat, hrozí-li větší ekologická újma jejich zvláště chráněným druhům a ekosystémům nebo přírodní rovnováze. Uváženy by měly být také předem definované nebo v průběhu vývoje ekosystému vzešlé situace, v kterých by v důsledku procesů v jádrové zóně bezzásahového území bez lesnické činnosti došlo k ohrožení plnění zvláště environmentálních funkcí lesů v širším okolí. Zvláštní režim může mít nastaveno také nejbližší okolí turisticky využívaných cest z hlediska bezpečnosti osob (kácení souší a odumírajících stromů, zpevňování chodníků apod.). Jakékoli výjimky či nastavení zvláštního režimu by měly být minimalizovány, protože jsou v přímém rozporu s cílem, tedy bezzásahovostí.

Před rozhodnutím o ponechání lesů na území ZCHÚ samovolnému vývoji by se měla zvážit následující fakta:

- dostatečná rozloha území (VACEK 2003);
- předpokládaná dynamika ekosystémů zvláště v návaznosti na lesní vegetační stupeň, druhovou a věkovou skladbu porostů;
- výskyt invazních druhů rostlin a živočichů, které potlačují původní druhy a ekosystémy, v území i v jeho okolí;
- tvar bezzásahového území (to má mít minimální délku hranice vzhledem k jeho rozloze, KINDLMANN et al. 2012);
- existence dohody o vyrovnání produkčních ztrát s vlastníkem;
- definice zabezpečení ochranného pásma se zvláštním režimem.

Pro tento typ managementu jsou vhodné lesy přírodní, ve kterých dřevinná skladba i prostorová a věková struktura převážně odpovídají stanovištním poměrům - otázkou však je, do jaké míry můžeme znát přirozenou dřevinnou skladbu, třeba i s ohledem na probíhající klimatické změny.

Literatura

- ANAND M., LEITHEAD M., SILVA L.C.R., WAGNER C., ASHIQ M.W., CECILE J., DROBYSHEV I., BERGERON Y., DAS A., BULGER C. (2013): The scientific value of the largest remaining old-growth red pine forests in North America. *Biodiversity and Conservation*, 22: 1847-1861.
- AUGUSTO L., DUPOUEY J.-L., RANGER J. (2003): Effects of tree species on understory vegetation and environmental conditions in temperate forests. *Ann. For. Sci.* 60: 823-831 823.
- BEDNAŘÍK J. (2014): Sekundární sukcese smrku ztepilého (*Picea abies* /L./ Karst.) v oblasti Medvědí hory (I. zóna NP Šumava Modravské slatě). URL: <http://www.infodatasys.cz/proj007/Bednarik2014.pdf>

- BOHÁČ J., MATĚJKA K. (2010): Sledování epigeických brouků na výškovém transektu na Plechém (Šumava) v roce 2009. URL: http://www.infodatasys.cz/biodivkrsu/rep2009_Bohac.pdf
- BOHÁČ J., MATĚJKA K. (2011): Communities of epigeic beetles in the montane spruce forests of different decline stages in the Modrava area (Bohemian Forest). URL: http://www.infodatasys.cz/biodivkrsu/rep2010_Bohac.pdf
- CARLETON T.J., ARNUP R. (1993): Forest landscape ecology, vol 11., Vegetation Ecology of eastern white pine and red pine forests in Ontario. Ontario Forest Research Institute, Sault Ste. Marie, 92p.
- DURAK T., DURAK R., WEGRZYN, E., LENIOWSKI K. (2015): The impact of changes in species richness and species replacement on patterns of taxonomic homogenization in the Carpathian forest ecosystems. *Forests* 6: 4391-4402.
- FANTA J. (2009): Využití sukcesních procesů v managementu lesů. In: Fanta J., Křenová Z. (eds.), Management lesů v českých národních parcích. Správa NP a CHKO Šumava, Vimperk, pp. 62-69.
- FANTA J. (2013): Forests in the Krkonoše/Karkonosze National Parks: their restoration, protection and management in the context of changes ongoing in the Central-European forestry. *Opera Corcontica*, 50/S: 23–38.
- HEILMANN-CLAUSEN, J., CHRISTENSEN, M. (2003): Fungal diversity on decaying beech logs – implications for sustainable forestry. *Biodiversity and Conservation*, 12: 953-973.
- HOFMEISTER J. (2014): Bezzásahový režim v lesích kulturní krajiny střední Evropy. *Ochrana přírody*: 2/2014, 14-16.
- HORÁK J., PAVLÍČEK J. (2013): Tree level indicators of species composition of saproxylic beetles in old-growth mountainous spruce–beech forest through variation partitioning. *J. Insect Conserv.*, 17: 1003–1009.
- JANÍK D., ŠAMONIL P., VRŠKA T., ADAM D., UNAR P., HORT L., KRÁL K. (2008): Doutnáč - monitoring lokality ponechané samovolnému vývoji. *Folia Forestalia Bohemica*, Vol. 9, Lesnická práce, Kostelec nad Černými lesy, 60 p.
- KINDLMANN P., MATĚJKA K., DOLEŽAL P. (2012): Lesy Šumavy, lýkožrout a ochrana přírody. Karolinum, Praha, 326 p.
- KREJZAR T. et al. (2008): Národní lesnický program pro období do roku 2013. Ústav pro hospodářskou úpravu lesů Brandýs nad Labem & Praha, 20 p.
- MATĚJKA K., STARÝ J., BOHÁČ J., LEPŠOVÁ A. (2016): Ukázkové a výzkumné plochy pro sledování vlivu managementu v lesích chráněných území. URL: <http://www.infodatasys.cz/BiodivLes/Demoobjects.pdf>
- MÍČAL I. (1999): Přírodní les a jeho dynamika. In: Míchal I., Petříček V. et al., Péče o chráněná území. II. Lesní společenstva. AOPK, Praha, 10-87.
- MOUCHA P. (2003): Ponechání vybraných částí lesů ve zvláště chráněných územích bez zásahu. In: Švihla V. (ed.), Problematika ponechání vybraných lokalit lesů samovolnému vývoji. Sborník ze semináře konaného v areálu Vyšší odborné školy pedagogické ve Svatém Janu pod Skalou dne 27. 2. 2003. Správa CHKO ČR, Karlštejn, pp. 7-9.

- MÜLLER J., BUSSLER H., GOSSNER M., RETTELBACH T., DUELLI P. (2008) The European spruce bark beetle *Ips typographus* in a national park: from pest to keystone species. *Biodiversity and Conservation*, 17: 2979-3001.
- NEGRO M., LA ROCCA C., RONZANI S., ROLANDO A., PALESTRINI C. (2013): Management tradeoff between endangered species and biodiversity conservation: The case of *Carabus olympiae* (Coleoptera: Carabidae) and carabid diversity in north-western Italian Alps. *Biological Conservation*, 157: 255-265.
- SAMUELSSON J., GUSTAFSSON L., INGELOG T. (1994): Dying and dead trees: a review of their importance for biodiversity. Swedish Threatened Species Unit, Uppsala
- SCHNITZLER A., GÉNOT J.-C., WINTZ M., HALE B.W. (2008): Naturalness and Conservation in France. *Journal of Agricultural and Environmental Ethics*, 21: 423-436.
- ŠIŠÁK L., SMRČKA P. (2003): Sociálně ekonomická kritéria a aspekty rozhodování o ponechání lesů ve zvláště chráněných územích spontánním procesům. In: Švihla V. (ed.), *Problematika ponechání vybraných lokalit lesů samovolnému vývoji*. Sborník ze semináře konaného v areálu Vyšší odborné školy pedagogické ve Svatém Janu pod Skalou dne 27. 2. 2003. Správa CHKO ČR 2003, Karlštejn, pp. 39-50.
- SITZIA T., CAMPAGNARO T., GATTI E., SOMMACAL M., KOTZE D.J. (2015): Wildlife conservation through forestry abandonment: responses of beetle communities to habitat change in the Eastern Alps. *European Journal of Forest Research*, 134: 511-524.
- SLABÝ R. (ed.) (2013): Závěry a doporučení Koordinační rady k realizaci Národního lesnického programu II. - Ústav pro hospodářskou úpravu lesů Brandýs nad Labem, Brandýs nad Labem, 40 p.
- STARÝ J. (2016): Společenstva půdních pancířníků v lesích chráněných území s různým managementem. URL: http://www.infodatasys.cz/BiodivLes/BiodivLes_Stary2015.pdf
- STEJSKAL J. (2008): České "pralesy" - v ČR vzniká síť bezzásahových lesů. - *Ekolist*, 7/2008
- SVOBODA M. (2009): Význam a funkce tlejícího dřeva v horských lesích v NP Šumava. URL: http://www.infodatasys.cz/biodivkrsu/rep2008_dw.pdf
- VACEK S. (2003): Minimum area of forests left to spontaneous development in protected areas. *Journal of Forest Science*, 49: 349-358.
- VAN JAARVELD A.S., FREITAG S., CHOWN S.L., MULLER C., KOCH S., HULL H., BELLAMY C., KRUGER M., ENDRODY-YOUNGA S., MANSELL M.W., SCHOLTZ C. (1998): Biodiversity assessment and conservation strategies. *Science* 279(5359): 2106-2108.
- VRŠKA T. (2016): Trochu informačního světla do temnoty bezzásahovosti. *Fórum ochrany přírody*, 3/1: 10-13.
- VRŠKA T., HORT L. (2003): Terminologie pro lesy v chráněných územích. *Lesnická práce*, 82: 585-587.
- VRŠKA T., HORT L. (2008): Odkdy a proč chráníme samovolné procesy? *Lesnická práce*, 87: 464-466.

POZNÁMKY: