T A
Č R

Ministerstvo životního prostředí

BIOLOGICKÉ CENTRUM AV ČR, v. v. i.

Metodika péče o druhově bohaté (světlé) lesy

Certifikovaná metodika

2016

Metodika péče o druhově bohaté (světlé) lesy

Certifikovaná metodika

Autoři:

Mgr. Lukáš Čížek, Ph.D.

RNDr. Pavel Šebek, Ph.D.

Ing. Radek Bače, Ph.D.

Jiří Beneš

doc. Mgr. Jiří Doležal, Ph.D.

RNDr. Miroslav Dvorský, Ph.D.

RNDr. Jan Miklín, Ph.D.

prof. Ing. Miroslav Svoboda, Ph.D.

Entomologický ústav, Biologické centrum AV ČR, v.v.i.
Branišovská 31/1160, 370 05 České Budějovice

OBSAH

1. CÍLE 5
2. ÚVOD 6
2.1. Co jsou světlé lesy 6
2.2. Úbytek světlých lesů v ČR 11
2.3. Dnešní refugia světlých lesů 13
2.4. Světlé lesy a biodiverzita 15
3. OCHRANA BIODIVERZITY SVĚTLÝCH LESŮ 20
3.1. Ochrana světlých lesů v praxi 20
3.2. Hlediska při rozhodování o péči 26
4. VYUŽÍVANÉ MANAGEMENTY 34
4.1. VÝMLADKOVÉ HOSPODAŘENÍ 34
4.1.1. Výmladkové hospodaření a jeho formy 34
4.1.2. Význam nízkých a středních lesů pro biodiverzitu 37
4.1.3. Zásady při tvorbě výmladkových lesů v chráněných územích 41
4.2. LESNÍ PASTVA 47
4.2.1. Historie lesní pastvy 47
4.2.2. Význam pastevních lesů pro biodiverzitu 48
4.2.3. Lesní pastva jako nástroj v ochraně přírody 51
4.3. OŘEZ STROMŮ 57
4.3.1. Historie a význam ořezávání 57
4.3.2. Základní principy ořezávání stromů 61
4.4. HRABÁNÍ STELIVA 70
4.4.1. Hrabání a sklízení lesního opadu 70
4.4.2. Sběr opadu jako nástroj ochrany přírody 70
4.5. OHEŇ V LESE 73
4.5.1. Požáry v lesích, jejich vliv a jejich historie 74
4.5.2. Jak funguje řízené vypalování 78
4.5.3. Příprava řízeného vypalování 81
4.6. PROSVĚTLOVÁNÍ LESNÍCH OKRAJŮ 86
4.7. DALŠÍ STANOVIŠTĚ S CHARAKTEREM SVĚTLÝCH LESŮ 87
4.7.1. Intravilány, parky 87
4.7.2. Aleje a stromořadí 87
4.7.3. Větrolamy a biokoridory 87

4.7.4. Extenzivní sady 88
4.7.5. Obory 89
5. VÝZNAMNÉ BIOTOPY SVĚTLÉHO LESA 90
6. LEGISLATIVA 95
6.1. Výmladkové hospodaření, lesní pastva a hrabání steliva 95
6.2. Ořez stromů a tvorba dutin 96
6.3. Řízené vypalování 98
7. ORGANISMY 99
7.1. Tesařík obrovský 99
7.2. Páchník hnědý 101
7.3. Roháč obecný 103
7.4. Kovařík fialový 104
7.5. Jasoň dymnivkový 106
7.6. Okáč jílkový 107
7.7. Hnědásek osikový 108
7.8. Střevíčník pantoflíček 109
7.9. Volovec vrbolistý 110
7.10. Lýkovec vonný 110
7.11. Užovka stromová 111
8. Popis uplatnění certifikované metodiky 112
9. Srovnání novosti postupů 112
10. Dedikace 112
11. Literatura 113
Příloha I. Seznam druhů vázaných na světlé lesy 123

1. CÍLE

Cílem této metodiky je ukázat význam světlých lesů pro zachování biodiverzity, současný stav světlých lesů, metody péče o světlé lesy a možnosti jejich obnovy. Zároveň metodika čtenáři poskytuje informace umožňující na světlé lesy nahlížet v kontextu dlouhodobého vývoje evropské přírody i mnohem krátkodobějšího vývoje krajiny na území naší republiky.

- Světlé lesy jsou biologicky mimořádně bohaté ekosystémy. Hostí biotu hustého lesa i bezlesí, ale také unikátní biotu, která na světlých lesích plně závisí a která zahrnuje mnoho známých a zákonem výslovně chráněných organismů.
- Světlé lesy vznikly působením přirozených faktorů jako jsou velcí herbivoři, oheň, říční dynamika. Ty člověk z krajiny odstranil, nebo jejich vliv drasticky omezil, donedávna ale zajišťoval náhradu, například v podobě výmladkového hospodaření a pastvy domácích zvířat.
- Posledních 200 let světlé lesy výrazně ubývají, z běžného ekosystému pokrývajícího místy většinu krajiny dnes zbývají jen opravdu poslední, rozlohou nepatrné zbytky.
- Světlé lesy jsou opomíjenou ochranářskou prioritou. Jejich drastický úbytek, který postihl volnou krajinu i chráněná území, je jednou z hlavních příčin výrazného a setrvalého poklesu biodiverzity v naší zemi.
- Abychom zabránili dalšímu poklesu biodiverzity, musíme úbytek světlých lesů zastavit a zajistit jejich obnovu na dostatečných rozlohách alespoň v chráněných územích.

2. ÚVOD

2.1. Co jsou světlé lesy

Krajina většiny Evropy a České republiky zvláště dnes sestává především z lesa a bezlesí. Bezlesí je buď zorněné, tedy pole, nebo nezorněné, většinou intenzivní louka nebo pastvina, téměř vždy prakticky bez dřevin. Les – ať jde o plantáž smrku, topolových hybridů nebo o Boubínský prales – je hustý, stromů plný tak, že jich téměř nemůže být více. Jakýkoliv přechod mezi těmito dvěma extrémy je vzácný. Na takovou krajinu jsme zvyklí, připadá nám normální, mnohdy dokonce krásná.

Ale stačí pohled na letecké snímky z první poloviny 20. století a na mnoha místech vidíme stromy různě rozeseté po travnatých stráních, loukách a často i polích. V lesích mezi korunami stromů prosvítá bylinné patro, běžné jsou i palouky, lesní loučky a další světliny. Místy les plynule přechází v bezlesí a zase zpět, aniž by bylo možno říci, kde jedno začíná a druhé končí (Obr. 1, Obr. 2).

A právě ono *kontinuum* mezi úplným bezlesím a hustým lesem v dalším textu nazýváme světlým lesem. Angličtina má pro vegetaci s podílem dřevin všeobjímající pojem *woodland*. Pro vše co není hustý les lze použít pojem *open woodland*, může jít o mírně proředěný les, ale také o louku s několika solitérními stromy na hektar. A také lesostep, sad, park, zahradu a vůbec vše, kde se míchá les a bezlesí, bez ohledu na poměr mezi jedním a druhým. Světlý les je tedy vegetace, která na jednom místě umožňuje koexistovat organismům lesním a organismům bezlesí, tedy těm vázaným na stromy nebo jiná lesní stanoviště, i těm, které se bez stromů a vůbec čehokoli „lesního“ dokonale obejdou.

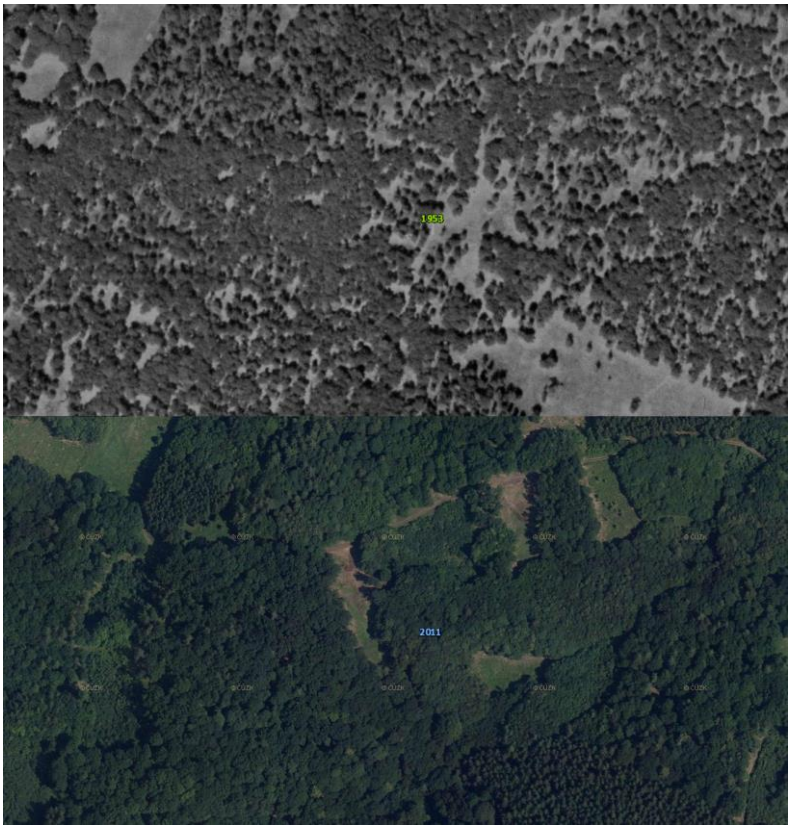
Světlým lesem může být mokřad i xerotermní lesostep, divočina někde na Urale i zámecký park nebo starý sad. Půda mezi stromy může být holá, porostlá řídkým nebo zapojeným, nízkým nebo vysokostébelným trávníkem či křovinami, případně jakoukoli jejich kombinací. Stromy ve světlém lese mohou být prastaří velikáni, ale také jen řídké jalovce nebo ostrůvky mlází. To vše opět v libovolné kombinaci a v různých hustotách. Možných kombinací výše uvedených prvků – jejichž výčet není zdaleka vyčerpávající – do mozaiky stanovišť, a tedy možných podob světlých lesů, je bezpočet. A podstatná část z nich má své unikátní obyvatele a každá hostí jedinečný soubor druhů (Obr. 3).

Světlé lesy, tedy přechod mezi hustým lesem a úplným bezlesím, byly udržovány často stejnými faktory jako bezlesí, jen s nižší intenzitou. Pastva nebo vypalování mohou z hustého lesa vytvořit bezlesí nebo řídký les, záleží na intenzitě a místních podmínkách. Problém současné doby, a vlastně historická novinka, je, že dnes na les a bezlesí aplikujeme jiné hospodářské postupy i dokonce jiné zákony. Dříve se páslo nebo vypalovalo prakticky všude, jen s různou intenzitou, vznikala tak pestrá mozaika vegetace s různým zastoupením dřevin. Využití moderní techniky ale na bezlesí prakticky znemožňuje uchycení a přežití jakékoli rozptýlené dřevinné vegetace. V lesích zase chybí mechanizmy, které by udržovaly drobné plošky bezlesí, což vede k plnému zápoji korun.

Tak vznikla tvrdá hranice striktně oddělující les a bezlesí a dnes si už ani neuvědomujeme, jak umělá a nová tato hranice je. A z onoho kontinua mezi hustým lesem a úplným bezlesím v krajině dnešní zůstávají jen oba jmenované extrémy. Organismy, kterým tyto extrémy nevyhovují, se dostaly do problémů.

Největším problémem ochrany řídkých lesů v chráněných územích je, že i ochranářská péče striktně rozlišuje mezi lesem a bezlesím. I v chráněných územích proto lesy houstnou a bezlesí přichází o rozptýlenou vegetaci. Světlé lesy ale obsahují les i bezlesí a obě složky vyžadují adekvátní péči, přičemž péče o nelesní složku nesmí zcela zlikvidovat dřeviny a management dřevin musí brát ohled na biotu nelesní.

Věc na první pohled působí složitě. Naši předkové ale zvládali udržovat světlé lesy zcela bez problémů po mnoho staletí a před nimi to příroda zvládala docela sama. Důkazem toho je obrovské přírodní bohatství na řídké lesy vázané. Organismy závislé na řídkých lesích nejsou adaptovány na lesy ovlivněné činností člověka, ale na lesy od druhohor ovlivňované činností velkých herbivorů, ohně a dalších disturbančních faktorů, které jsme z krajiny odstranili my lidé teprve v posledních dvou staletích. Pohled na chráněná území například v severní Americe pak ukazuje, že péči o řídké lesy skvěle zvládají také ochranáři. Nepochybně to tedy zvládneme i u nás. Budeme-li chtít. Předpokladem úspěchu je rezignace na umělé dělení přírody na les a bezlesí a využití vhodných nástrojů péče, které máme k dispozici.



Obrázek 1. Krajina jižně od obce Skryje v CHKO Křivoklátsko v r. 1952 a pro srovnání také dnes. Stará fotografie ukazuje, že hranice mezi lesem a bezlesím donedávna často nejenže nebyla ostrá, ale mohla také úplně chybět. V takové krajině jsou lilie zlatohlavé, střevíčníky, nebo třeba hnědásci a páchníci hnědí typicky lesními organismy. Historická ortofotomapa © CENIA 2010 a GEODIS BRNO, spol. s r. o., 2010. Podkladové letecké snímky poskytl VGHMÚř Dobruška, © MO ČR 2009 Aktuální ortofotomapa © ČÚZK

Obrázek 2 (nahoře). Lesy jižního Uralu mají v zóně evropských listnatých lesů zřejmě nejblíže k divočině. V krajině najdeme bezlesí i hustý les, ale i zde je hranice mezi lesem a bezlesím neostrá a často nezřetelná. © 2016 ORION-ME, © 2016 Google

Obrázek 3 (dole). Krajina jižního Uralu při pohledu zblízka. Přímo na místě, odkud byla fotografie pořízena, létal jasoň červenooký, babočka bílé l, ale také páchník hnědý a na starém modřínu nedaleko seděl potemník *Bius thoracicus*, považovaný za typický pralesní relikt. Podobně mohla vypadat krajina dnešního NP Podyjí v dobách, kdy tam létali oba zmínění, dnes již u nás vyhynulí motýli. Jen vzrostlé stromy tehdy byly mnohem vzácnější. Foto: J. Beneš

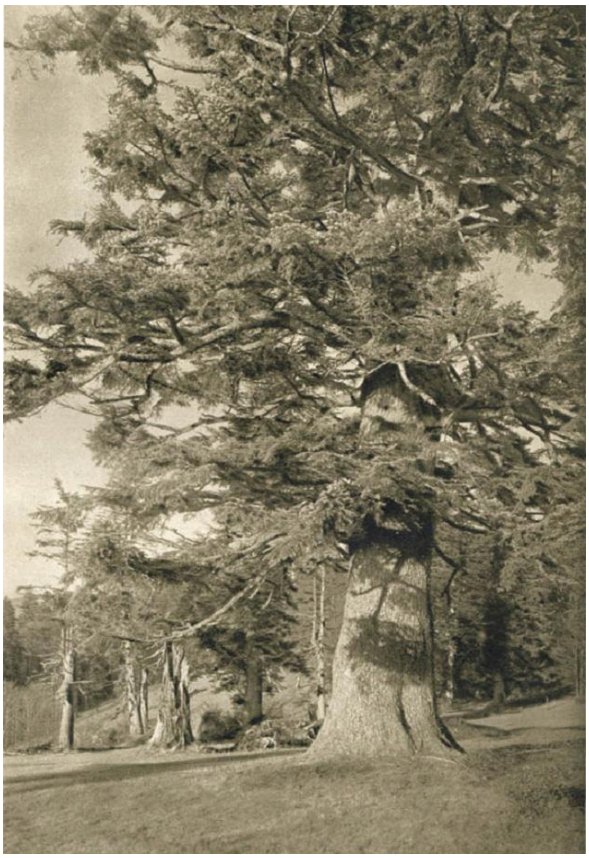
Box 1. Význam slov *les* a *lesní*

Co je to les? Světová Organizace pro výživu a zemědělství (FAO) les definuje jako „více než půl hektaru země se stromy vyššími než 5 metrů a pokryvností korun alespoň 10 % nebo se stromy schopnými těchto parametrů dosáhnout.“ Český Lesní zákon nabízí krásnou definici kruhem, lesem rozumí „lesní porosty s jejich prostředím a pozemky určené k plnění funkcí lesa“.

Bez ohledu na definice je zajímavé, jak neurčitý a na kontextu závislý význam slovo *les* má. Skupinka středoškoláků v Pákistánu nás kdysi zavedla k několika řadám křovitých akácií, kterým hrdě říkali „náš les“. Středoevropskou optikou šlo o řídké křoví, v nejsušší pákistánské provincii to ale les nesporně byl. Význam slova les závisí nejen na geografické, ale také časové perspektivě. Naši předkové třeba v 18. století za les běžně považovali něco, co bychom dnes nazvali maximálně křovinatou lesostepí.

Stejný problém je s definicí lesních organismů. V řídkém pastevním lese na Altaji syslové běhají mezi jalovci a po kmenech modřínů jako naše veverky a rozhodně nejsou vzácnější, než na holé stepi (Obr. 4). Je tedy sysel lesním druhem? V knihách psaných v 19. a 20. století jsou jako „lesní“ pravidelně označovány druhy, které bychom dnes v lesích marně hledali, najdeme je ale na lesostepích nebo rašeliništích. Staří přírodovědci se nepletli, změnily se naše lesy (Obr. 5 a 6). Ještě ve 20. letech 20. století – tedy zhruba století po začátku změn, které naši krajinu dovedly tam, kde je dnes – byla v našich lesích průměrná zásoba dřeva na jednotku plochy oproti dnešku poloviční. Jak vypadaly lesy třeba v dobách Marie Terezie, si dnes dokážeme sotva představit. Ale syslům se v nich místy nepochybně docela líbilo.

Obrázek 4 (nahoře). Pastevní modřínový prales na Altaji je domovem všemožné lesní havěti, skvěle se v něm ale daří například také syslům. Vedle krátkostébelného trávníku na pastvu ukazují větve stromů nedosahující až k zemi. Starý modřín nestíní mladší stromy, přestože intenzita pastvy zmlazení zjevně nebrání. Že lesy vypadaly stejně i u nás dokazují například fotografie pralesa Mionší z první poloviny 20. století. Že tak nevypadají i dnes je problém absence vhodné péče, nikoli rozdílných podmínek jižní Sibiře a České republiky. Foto: K. Sam



Obrázek 5 (vlevo). Kombinaci krátkostébelných trávníků, prastarých a mladších stromů nemusíme vedle sebe hledat jen na Altaji. Fotografie z knihy „Naše pralesy“ (Janda & Jandová 1950) pochází pravděpodobně z Mionší 40. let minulého století. Za podobnými pastevními jedlinami dnes jezdíme do Řecka, v Beskydech už je nenajdeme. Stejně jako mnoho organismů, které tu byly doma ještě docela nedávno. © Nakladatelství Orbis n.p., Praha

Obrázek 6 (dole). Komentář k fotografii z knihy „Naše pralesy“ (Janda & Jandová 1950) zní: „Kleny, podobné platanům, košaté a vznosné, vnášejí do severské krásy pralesa veselý, jižní prvek.“ Jde zřejmě o fotografii jedné z polan na Mionší ve 40. letech minulého století. A podobně jako motýli, i fotografové jsou v pralese samozřejmě nuceni vyhledávat ta nejsvětlejší místa. Komentář nicméně jasně ukazuje, že i takovou vegetaci autoři knihy považují za prales. Krásný a ve srovnání s dneškem biologicky neuvěřitelně bohatý prales, kde arcivévoda Bedřich jednoho rána údajně střelil sedm tetřevů. Tolik jich dnes možná nežije ani v celých Beskydech. © Nakladatelství Orbis n.p., Praha

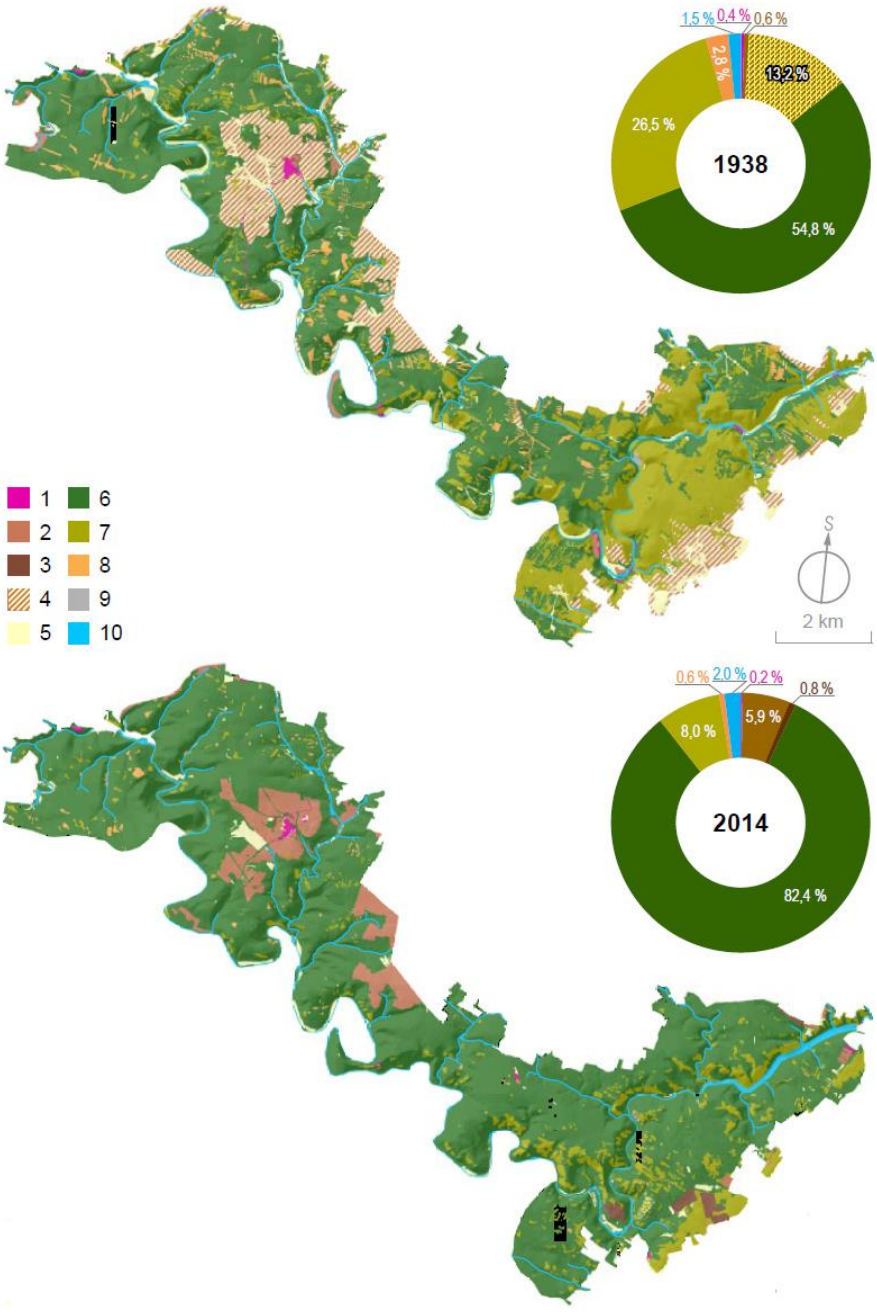
2.2. Úbytek světlých lesů v ČR

V posledních dvou stoletích v Evropě i u nás lesy výrazně expandují. Jejich rozloha vzrostla od poloviny 19. století z 22 % na dnešních 34 % rozlohy našeho státu. Protože mapy ani hospodářské záznamy neuvádějí hustotu lesa, podíl řídkých lesů můžeme odhadovat nepřímo, například na základě hospodářských postupů zaznamenaných v archivech.

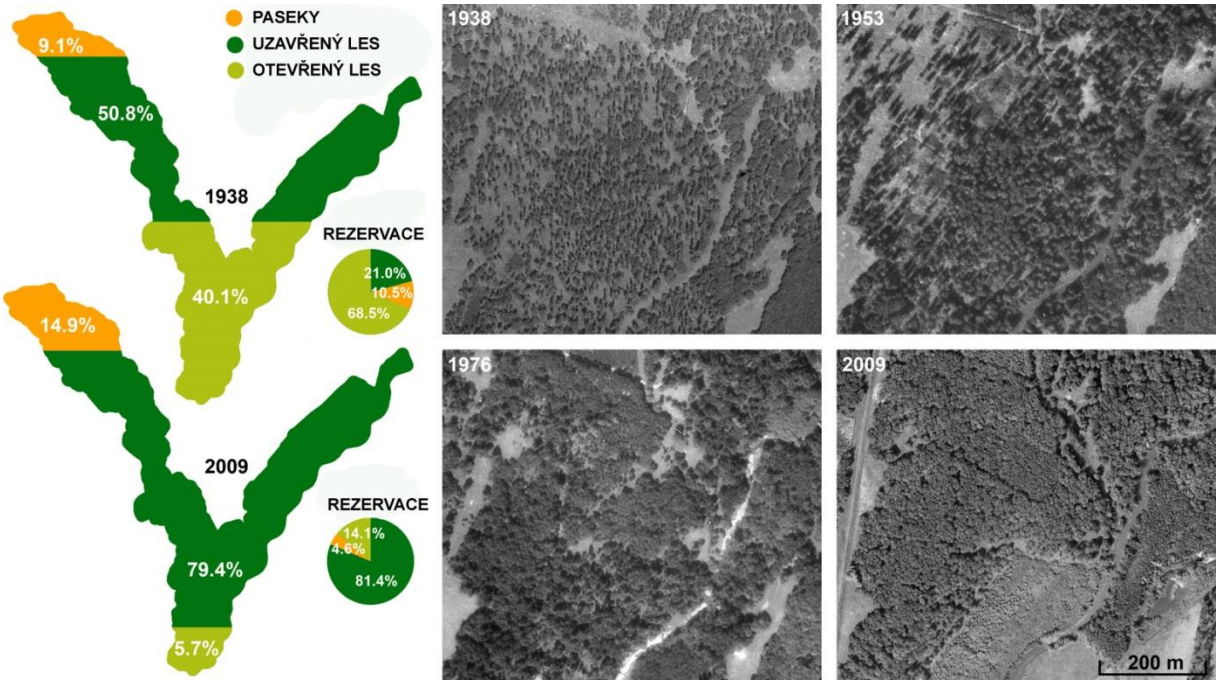
Dnes jsou prakticky všechny lesy husté, zatímco lesy světlé z krajiny prakticky zmizely. Máme ale množství důvodů domnívat se, že do 19. století byla většina lesů naopak řídká. Záznamy v archivech ukazují, že například na Moravě byly lesy v nižších polohách obhospodařovány především výmladkově, tedy šlo o řídké lesy (Szabó 2010, Müllerová et al. 2014). Letecké snímky umožňují stanovit zápoj korun a tedy i rozlohu řídkých lesů přímo, ale pouze v okamžiku fotografování. Nejstarší letecké snímky jsou u nás k dispozici pro roky 1936-8. Máme tedy obrázek o podobě lesa z doby 70-130 let po začátku intenzifikace lesnictví, které vedlo k výraznému zvýšení zápoje korun. I tento obrázek je ale více než výmluvný.

Například na území Národního parku Podyjí mizelo mezi lety 1938 a 2014 průměrně asi 15 ha světlých lesů ročně, a jejich dnešní rozloha je tedy méně než třetinová se stavem v r. 1938. Zapojených lesů na území parku přibývalo zhruba 25 ha ročně, jejich pokryv od 30. let vzrostl z 52 na 81 % rozlohy parku (Miklín et al. 2016) (Obr. 7). Na úživnějších stanovištích je situace ještě podstatně horší. V jihomoravských luzích v nivách dolních toků Moravy a Dyje se celková rozloha lesů ve stejném období se prakticky nezměnila, ale rozloha světlých lesů klesla z 3400 ha na 490 ha, tedy na pouhých 16 %! Zajímavé je, že situace v tamních maloplošných zvláště chráněných územích se prakticky neliší od hospodářských lesů, rozloha světlých lesů v nich klesla na pětinu (Obr. 8, Miklín & Čížek 2014). A to jihomoravské luhy i Podyjí patří k nejvýznamnějším refugiím bioty světlých lesů na území České republiky! Změny v jiných oblastech byly pravděpodobně ještě rychlejší nebo přišly dříve. Expanze hustého lesa tedy proběhla především na úkor světlých lesů a zapojování postihlo jak lesy hospodářské, tak lesy v chráněných územích.

Rychlost úbytku řídkých lesů u nás rozhodně snese srovnání s rychlostí úbytku tropických biotopů, možná ji dokonce předčí. Na rozdíl od „panenské“ přírody tropů ale byly světlé lesy v Evropě vnímány jako biotop člověkem silně ovlivněný, a proto ochranářsky bezcenný. Jejich zarůstání v chráněných územích bylo vítáno jako návrat k přirozenějšímu stavu přírody. I v přírodních rezervacích a jádrových zónách národních parků donedávna probíhalo aktivní zalesňování, k úbytku řídkých lesů tam ostatně dochází dodnes. Zde mimochodem spočívá kořen zásadních rozdílů v přístupu evropských a amerických ochranářů ke světlým lesům. V Americe je za „divoký“ nebo „původní“ považován stav přírody před příchodem bílého muže, tedy přírody zásadně ovlivňované stády bizonů i vypalované Indiány, která se na mnoha místech dochovala prakticky dodnes. Evropané si svou divočinu se stády divokých kopytníků nepamatují (ačkoliv o její existenci vypovídají jeskynní malby stád a jejich lovců), a tak si divokou přírodu často mylně představují jako archetypální temný prales, který naši předkové vypalováním a pastvou dobytka zničili.



Obrázek 7. Krajinný kryt území NP Podyjí v letech 1938 (nahoře) a 2014 (dole). Legenda: 1) urbanizované plochy, 2) orná půda, 3) vinohrady a sady, 4) zemědělská mozaika, 5) travní porosty, 6) zapojené porosty, 7) rozvolněné a otevřené porosty, travní porosty s rozptýlenými stromy a keři, 8) paseky, 9) skály a povrchy bez vegetace, 10) vodní a zamokřené plochy. Podle Miklín et al. 2016.



Obrázek 8. V luzích při dolních tocích Moravy a Dyje zmizela mezi roky 1938 a 2009 většina řídkých lesů. Letecké snímky obory Soutok ukazují průběh zapojování původně řídkého lesa. Podle Miklín & Čížek 2014.

2.3. Dnešní refugia světlých lesů

Nedostatek péče nebo aktivní výsadby vedly k zapojení většiny světlých lesů v chráněných územích. Světlé lesy se tak udržely především v místech, kde abiotické podmínky brzdí sukcesi nebo v místech, kde zachování světlých lesů vyžadují jiné zájmy než je ochrana přírody, a která z nejrůznějších příčin unikla intenzifikaci zemědělství a lesnictví.

Vedle chráněných území, z nichž světlé lesy ještě úplně nezmizely, přežívá biota světlých lesů v některých oborách, vojenských prostorech, zámeckých a jiných parcích, v alejích, na hrázích rybníků, na stromech v zahradách, extenzivních sadech nebo v intravilánech, ve větrolamech, lesních okrajích, na pasekách, nebo třeba pod dráty vysokého napětí. Většinou jde o náhradní stanoviště schopná hostit pouze omezené spektrum druhů. Obory a parky jsou obvykle útočištěm druhů vázaných na staré stromy, zatímco rostliny v nich často trpí příliš intenzivní pastvou a vysokou dotací dusíku nebo častou sečí. Naopak vojenské prostory, kde zapojení korun brání požáry, které snižují množství dostupného dusíku, a kde je půda narušována pojezdy vojenské techniky, hostí velmi bohatá rostlinná společenstva.

Vojenské prostory se již dostaly do hledáčku ochrany přírody (Vrba et al. 2012). Podobnou pozornost si ale zaslouží také obory. Jde často o „rezervace“ jejichž historie sahá hluboko do středověku. Osvícení páni v oborách drželi zvěř a chránili obory před intenzivnější těžbou dřeva. Některé, např. Žehuňská nebo Lánská obora, jsou jedněmi z nejvýznamnějších útočišť bioty světlých lesů v České republice. Obory u Hluboké nad

Vltavou hostí množství druhů brouků, které často již vyhynuly v nedalekém Německu, i zbytku ČR, nebo žijí jen na několika vzdálených lokalitách na východě republiky. Obory tak ukazují, jak bohatá u nás byla příroda dříve a jak obrovský význam pro dlouhodobé zachování biodiverzity může mít vhodná správa území o velikosti řádově stovek až pár tisíc hektarů. Bohužel komunisté mnoho obor zrušili, a dnes často i v těch nejcennějších oborách finanční tlak nebo nedostatek informací vede správce k intenzivním těžbám a vůbec intenzifikaci lesnictví, i v oborách tak řídkých lesů stále ubývá.

Obrázek 9. Lesostepi a řídké dubové lesy se řadí mezi biologicky nejcennější biotopy evropské přírody. Bohužel jsou ale také čím dál vzácnější. Na obrázku jsou pozůstatky lesostepi poblíž Hardeggu v národním parku Podyjí. Přítomnost jalovců na lokalitě naznačuje, že se zde páslo ještě v nedávné době. Foto: P. Kozel

2.4. Světlé lesy a biodiverzita

Světlé lesy jsou biologicky nejbohatší suchozemský ekosystém mírného pásu. Prolíná se v nich biota lesní s biotou nelesní. A vedle organismů schopných žít v hustém lese nebo na úplném bezlesí hostí také celou řadu organismů, které nějakou kombinaci lesa a bezlesí vyžadují, a jsou tak na světlé lesy především nebo výhradně vázány.

Rozdíl v druhové rozmanitosti světlých a zapojených lesů ilustruje studie z Národního parku Podyjí (Šebek et al. 2015), která srovnává společenstva osmi modelových skupin organismů v zapojeném lese a na světlých stanovištích (řídký les, lesní okraj, paseka a v několika případech též nivní louka). Pro pět z osmi studovaných skupin byl zapojený les stanovištěm nejchudším, a to s ohledem na celkový počet druhů i na ohrožené druhy (šlo o cévnaté rostliny, plazy, denní motýly, saproxylické brouky a florikolní brouky). Pouze pro noční motýly byl zapojený les stanovištěm nejbohatším, ale i ohrožení noční motýli výrazně preferovali otevřené lesy. Ochranářsky významné druhy z ostatních skupin byly vázány převážně na řídké lesy nebo jiná slunná stanoviště. Solitérní stromy a lesní okraje hostí 2-4x více druhů saproxylických brouků, pavouků, mravenců a žahadlových blanokřídlých, než stromy v zapojeném lese (Šebek et al. 2016). Ve zmíněných studiích bylo druhové spektrum obyvatel hustého lesa podmnožinou bioty lesa světlého. To znamená, že světlé lesy většinou zachovávají biotu lesů hustých, naopak to ale neplatí.

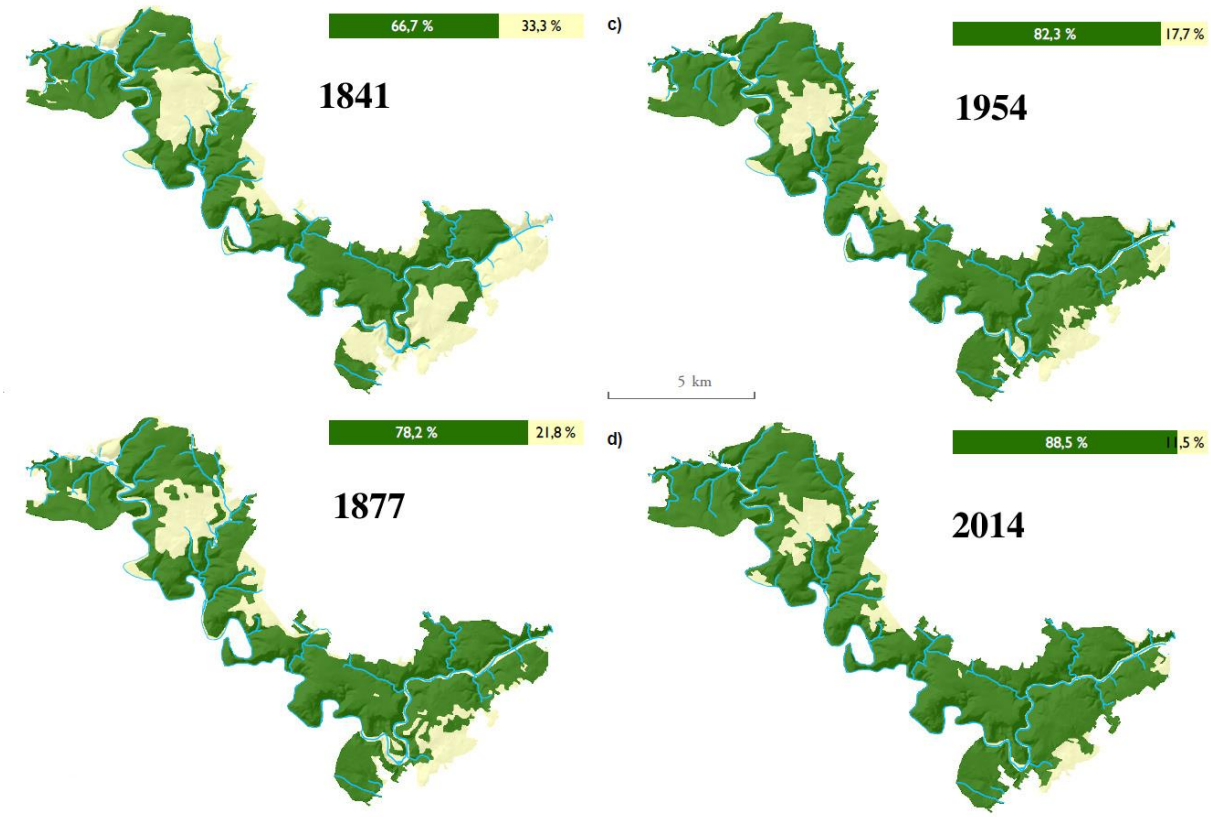
Tím samozřejmě nechceme říci, že zapojené lesy nejsou hodny ochrany nebo ji nepotřebují. Existuje množství organismů, které zapojené lesy vyžadují. Těchto organismů je ale podstatně méně než organismů, které potřebují lesy řídké. A vzhledem k rychlému šíření zapojeného lesa a zejména dramatickému úbytku lesů světlých, jsou organismy vyžadující zapojené lesy mnohem méně ohroženy než druhově podstatně početnější organismy vyžadující lesy světlé. Biota světlých lesů je ale při správě chráněných území zohledňována zřídka a většinou nedostatečně (viz. kap. 3.1.).

Specialisty na řídké lesy mohou být druhy vázáné na „nelesní“ stanoviště, kterým ale vyhovuje teplé mikroklima v prosluněném závětří světlých lesů. Příkladem může být svižník lesní, který potřebuje plochy holého písku, ale úplnému bezlesí se vyhýbá. Může jít také o druhy, které vyžadují dostatečné oslunění zdrojů jinak běžně dostupných i v zapojeném lese, například mrtvé dřevo v případě mnoha saproxylofágních brouků, nebo dymnivky v případě housenek jasoně dymnivkového. Velmi často jde o organismy, které zároveň využívají nelesní i lesní složku stanoviště a mizí, pokud nemají obojí prakticky na stejném místě. Například larvy krasce uherského žijí v mrtvém dřevě dubů, ale dospělci potřebují květy, na nichž žerou a páří se. Nebo střevlík mřížkovaný sice žije na podmáčených loukách, ale k zimování potřebuje trouchnivějící dřevo. Další velkou skupinou jsou organismy vázané na staré stromy. Vysoká konkurence mezi stromy v hustém lese oslabené jedince rychle zahubí, a staré stromy nebývají na vrcholu sil. Zároveň, protože podstatná část lesů byla donedávna řídká, jsou staré stromy většinou přizpůsobeny podmínkách světlých lesů, ve kterých vyrostly. Jsou nízké a bez ohledu na vitalitu neschopné konkurovat mladším, podstatně vyšším stromům rostlým ve vyšším zápoji korun.

Další skupinou vázanou na řídké lesy jsou organismy, které v nich žít nemusejí vždy nebo v celém svém areálu, ale často je preferují. To je případ tesaříka alpského, který žije v mrtvém, často zastíněném dřevě převážně stínomilných dřevin (buk, javory, jasan), a je schopen osidlovat i husté lesy. Ale jeho poslední populace v Čechách je vázána na řidší bučiny při vrcholech Malého a Velkého Bezdězu. Stejně tak například dudek je u nás typický obyvatel světlých lesů hnízdící ve stromových dutinách, ale v asijských stepích se bez stromů obejde a hnízdí v norách v zemi. Podobně bledule letní u nás roste ve vlhkých světlých lesích, ale na Slovensku ji často najdeme i na loukách.

Tím se dostáváme k další ochranářsky mimořádně významné části bioty světlých lesů, totiž k organismům bezlesí. Jsou-li totiž světlé lesy alespoň místy dostatečně světlé, žijí v nich také organismy nelesní. Bezlesí v posledních stoletích stihly podobné změny jako lesy, úbytek travnatého bezlesí byl podobně drastický jako úbytek světlých lesů. Zbývající travnaté bezlesí je často buď intenzivní sečí nebo pastvou unifikováno do podoby „golfového trávníku“ zbaveného většiny biologické rozmanitosti, nebo zarůstá. Úbytek travnatého bezlesí a světlých lesů spolu úzce souvisí, jejich příčinou je intenzifikace zemědělství a lesnictví, které přinesla poslední zemědělská a industriální revoluce (Obr. 11).

Obrázek 10. Otevřené lesy nabízejí útočiště nejen druhům vázaným na lesy, ale i těm, které potřebují otevřená stanoviště. Mimo jiné ale otevřené lesy hostí specialisty, kteří potřebují stromy, ale v zapojeném lese nepřežijí. Na obrázku jsou porosty ovlivňované požáry způsobenými výbuchy vojenské munice. Vojenský výcvikový prostor a chráněná krajinná oblast Záhorie, Slovensko. Foto: S. Poláková



Obrázek 11. Klasické mapy nerozlišují mezi hustým a řídkým lesem, ale úbytek bezlesí a úbytek řídkých lesů jdou ruku v ruce. Ze starých map snadno vyčteme, že na území dnešního NP Podyjí pokryvnost lesa roste minimálně od poloviny 19. století. Úbytek bezlesí a řídkých lesů mezi roky 1938 a 2014 na je tedy jen zachycením poslední fáze hlubokých změn krajiny daného území. Podle Miklín et al. 2016.

Důsledky úbytku rozlohy řídkých lesů pro biodiverzitu

Dramatický úbytek rozlohy světlých lesů samozřejmě těžce postihuje biotu na ně vázanou, ale zdaleka ne všechny skupiny stejně rychle. U konkrétních druhů záleží především na jejich pohyblivosti, vytrvalosti a požadavcích na rozlohu stanoviště.

Rostliny z floristických seznamů příliš nemizejí. Mnohým stačí k přežití pár čtverečních metrů vhodného stanoviště. Jiné mají semena v půdní semenné bance a dokážou využít i krátkodobý návrat vhodných podmínek. Další jsou schopny i desítky let přežívat v nevyhovujících podmínkách. Sice se nemnoží a jde jen o dožívající jedince, ale botanici dobře vědí, kdy a kam se na poslední trs střevíčníku v okrese nebo posledních pár jedinců jazýčku jadranského v zemi zajít podívat.

Obratlovci jsou zase pohybliví, inteligentní tvorové schopní využít náhradní stanoviště i efektivně vyhledávat a osidlovat zbytky těch stávajících. Mezi u nás vymizelé obratlovce světlých lesů tak patří především hmyzožraví ptáci jako mandelík hajní, ťuhýk rudohlavý a ťuhýk menší. K vymření zřejmě rychle spěje také sýček. To, že jsou všichni tito ptáci hmyzožraví, vůbec není náhoda. Hmyz byl totiž úbytkem řídkých lesů postižen velmi tvrdě. Bez rozmnožování většinou nevydrží populace ani jednu sezónu a schopnost migrovat je u

většiny druhů omezená. Zároveň má většina hmyzích druhů poměrně značné požadavky na prostor. Zatímco pár arů vhodného biotopu může populaci rostlin dokonale stačit k přežití, hmyzí populace potřebuje území podstatně větší. U hmyzu se často uplatňuje metapopulační dynamika, velkou část krajiny obývá jedna populace, skládající se z jednotlivých kolonií (=subpopulací), které žijí na různě velkých a různě vzdálených vhodných lokalitách a navzájem skrze migrující jedince doplňují své počty a dlouhodobě na sobě závisejí. A zatímco rostliny potřebují jeden typ stanoviště, u hmyzích druhů se stanovištní požadavky larev a dospělců mohou zásadně lišit, vyžadují tedy minimálně biotopy dva, většinou velmi blízko sebe. Hmyz byl proto úbytkem světlých lesů postižen nejvýrazněji a nejdříve.

Postup sukcese zároveň řídké lesy často „posouvá“ v prostoru. Podstatná část řídkých lesů existujících na území NP Podyjí v r. 1938 se změnila v zapojený les, dnešní řídké lesy potom většinou vznikly invazí dřevin na tehdejší bezlesí (Obr. 12). Tedy jde o stanoviště, která postrádají kontinuitu, což tvrdě dopadá na méně mobilní organismy. Většina ohrožených rostlin typických pro bezlesí tak kvůli postupu sukcese dnes v NP Podyjí roste v řídkém lese, většina rostlin řídkých lesů se ocitla v lese hustém, a tak jejich výskyt na území parku mnohem lépe vysvětlí podoba lesů v r. 1938 než ta dnešní.

Ať organismy světlých lesů mizejí rychleji nebo pomaleji, jejich dlouhodobé šance na přežití nejsou vysoké. Rychlé změny krajiny vytvoří tzv. extinkční dluh. Organismy na změny prostředí reagují se zpožděním, takže ani výrazné snížení rozlohy stanoviště nevede k okamžitému poklesu biodiverzity. Druhy ubývají postupně, až nakonec zmizí docela. Hmyz ubývá rychleji, rostliny pomaleji. Ale dříve či později bude extinkční dluh „splacen“ a pokles rozlohy stanoviště si tak nakonec vybere svou daň. Rychlý a výrazný pokles rozlohy světlých lesů vytvořil obrovský extinkční dluh. Zbývající plocha řídkých lesů proto dnes hostí bohatší faunu a flóru, než může i při zachování současného stavu dlouhodobě udržet.

Les je navíc ekosystém se značnou setrvačností. Změny hospodaření se tak mohou projevit s velkým zpožděním. Z Pálavy tak teprve v 80. a 90. letech 20. století zmizely typické druhy světlých lesů jako hnědásek osikový nebo okáč jílkový, přestože hospodaření, které řídké lesy udržovalo, bylo opuštěno asi o půl století dříve. Podobně například krasec dubový, který se vyvíjí v tvrdém, mrtvém dřevě starých dubů, dosud žije v NPR Ranšpurk, přestože lesní pastva, která umožňovala takovým stromům vyrůst, byla ukončena kolem roku 1870. Většina dubů už je po smrti, ale krasec dubový zatím ještě má k dispozici zdroje, jimž dala vzniknout lesní pastva před 150 lety.

Pro biodiverzitu světlých lesů proto výhled do budoucnosti není vůbec optimistický ani v případě, že by se stal zázrak a z Česka už nezmizel ani hektar řídkého lesa. Jedinou možností, jak se vyhnout úplnému „splacení extinkčního dluhu“ a udržet co největší část přírodní rozmanitosti vázané na světlé lesy, je proto zásadní a co nejrychlejší zvětšení jejich rozlohy světlých lesů. Za úspěch by se dalo považovat, kdyby se to podařilo alespoň v chráněných územích.

Obrázek 12. Expanze stromů na bývalé bezlesí na Kraví Hoře u Znojma proběhla nedávno, jak naznačují útlé kmeny stromů. Strukturně jde o typický světlý les, biologicky velmi bohatý. Bohužel roste v místech, kde potřebujeme chránit také organismy bezlesí. Foto: L. Čížek

3. OCHRANA BIODIVERZITY SVĚTLÝCH LESŮ

Box 2. Co je úkolem ochrany přírody?

Mezinárodní unie na ochranu přírody (IUCN) je nejvýznamnější mezinárodní ochranářská organizace, Česká republika je jejím členem a zavázala se podporovat a plnit cíle této organizace. Pravidla péče IUCN o chráněná území (Dudley 2008) jasně říkají, že chráněná území jsou určena a spravována skrze právní a další efektivní nástroje k zachování přírody a s ní spojených ekosystémových služeb a kulturních hodnot. Pod pojmem „příroda" přitom IUCN rozumí „biodiverzitu na genetické, druhové a ekosystémové úrovni...". Pravidla vůbec nepřipouští možnost, že by chráněné území ochraně biodiverzity nesloužilo, případně bylo vědomě spravováno způsobem, který k povede k jejímu poklesu.

3.1. Ochrana světlých lesů v praxi

Hlavním smyslem existence chráněných území, a tedy i hlavní cíl péče o ně, je ochrana biodiverzity (Box 2). Aby tomuto cíli chráněná území skutečně sloužila, musí jejich správci pracovat na zachování především té části biodiverzity, která je ohrožena, tedy ubývá a hrozí, že ji ztratíme. Tento postoj by měl být samozřejmý v zemi, kde je za ohrožené považováno 60 % druhů rostlin a třetina až polovina živočichů (Plesník et al. 2003, Farkač et al. 2005, Grulich 2012). Řádově tisíce druhů organismů už z území naší republiky zřejmě vymizely, další dožívají na jedné nebo několika málo posledních lokalitách a nezbytně potřebují pomoc, nemají-li u nás zmizet docela.

Bohužel ani zde zatím nemáme jasno. Zásahy nezbytné k zachování biodiverzity světlých lesů ve zvláště chráněných územích bývají občas smeteny ze stolu jako nežádoucí, mnohem častěji jsou tiše ignorovány. I tam, kde ochrana přírody začíná brát světlé lesy vážně – například v NP Podyjí nebo CHKO Pálava – se zatím nedaří zajistit vhodnou péči na větších plochách. Jsme tedy v podstatě stále na začátku, řídkým lesům jsme ještě ani plně nepřiznali právo na existenci. Zachovat přírodní rozmanitost světlých lesů nebude možné bez zachování stávajících světlých lesů, ale ani bez výrazného rozšíření jejich rozlohy. Následující tři zastavení ilustrují stav péče o biotu světlých lesů u nás. Poukazují na hlavní problémy i fakt, že v péči o biotu světlých lesů zatím nedosahujeme kýžených výsledků bohužel ani v případě, že máme k dispozici veškeré potřebné informace, jsme si problému vědomi a snažíme se jej řešit.

Zastavení první: Střevíčník v jižních Čechách

Přírodní památka Libnič nedaleko Českých Budějovic byla vyhlášena na rozloze 0.08 ha v roce 1989 kvůli výskytu střevíčníku pantoflíčku. Ochraně předposlední jihočeské populace jednoho z nejkrásnějších reprezentantů bioty světlých lesů jsme vyhradili 800 m2. Není to mnoho, ale z plánu péče je zřejmé, že problém celkové rozlohy chráněného území je vedlejší.

Čtvrt století po vyhlášení PP určené k ochraně střevíčníku tuto porůstá zapojený, převážně jehličnatý les, a obklopuje ji smrková mlazina vysázená v ochranném pásmu. Plán péče na léta 2006 – 2015 navrhuje „pravidelné odstraňování keřového patra a náletových dřevin z okolí výskytu střevíčníku. … Jinak ponechat přirozenému vývoji.“ Nespecifikuje, v jak širokém okolí střevíčníků dřeviny odstraňovat, ale počítá na to ročně s částkou 100 Kč. (Obr. 13)

Požadavky střevíčníku jsou známé, i plán péče hovoří jasně: „Dle pamětníků zde v minulosti (před 80-90 lety) byla louka s hojným výskytem kvetoucích střevíčníků. Postupně plocha zarostla náletem ...“. PP byla vyhlášena k ochraně zvláště chráněného druhu s dobře známými požadavky, známe její podobu v době, kdy tu cílový druh prosperoval. Přesto je vhodná péče navrhována pouze pro bezprostředním okolí existujících rostlin. V době zpracování plánu péče byly nalezeny celkem dvě. Úplně chybí snaha zvětšit vhodnou plochu a umožnit střevíčníku množení. Správce lokality vlastně pouze čeká, až poslední exempláře zajdou věkem. Přesto jde o ten lepší případ. Minimálně na papíře totiž nejsou požadavky chráněného, světlomilného a zároveň lesního druhu v chráněném území ignorovány úplně.

Obrázek 13. Přírodní památka Libnič u Českých Budějovic je jednou ze dvou jihočeských lokalit střevíčníku pantoflíčku. Rostou tu poslední dva trsy. Plán péče jejich potřeby zohledňuje, na odstraňování náletu ročně počítá s náklady 100 Kč. Zbytek území PP o rozloze 0.08 ha je ponechán samovolnému vývoji. Rozloha PP i péče jsou k zachování populace střevíčníku zcela nedostatečné. Jde nicméně o jedno z nemnoha lesních chráněných území, kde plán péče potřeby bioty světlých lesů alespoň bere v úvahu. Foto: J. Erbenová

Zastavení druhé: Černická obora

Cesta z Bechyně na Soběslav prochází lesním komplexem, kde z plantáží jehličnanů vykukují staré duby a zbytky starých dubových alejí, v jeho středu pak k pozdně baroknímu zámečku přiléhá golfové hřiště a přírodní památka Černická obora (11,5 ha). Jde o pozůstatky Černické obory založené Petrem Vokem z Rožmberka r. 1586 na rozloze 4500 ha. V 70. letech minulého století bylo zrušeno oplocení obory, která dnes zabírá asi 2000 ha. Území stávající přírodní památky je díky rozhodnutí tehdejšího majitele panství přísně chráněno už od r. 1880.

Na zbytky bezmála půl tisíciletí staré obory je dnes smutný pohled. Na její podobě se podepsalo především intenzivní lesnictví, většinu zbytků řídkých, převážně listnatých porostů, které vidíme ještě na leteckých snímcích z poloviny 20. století, nahradily smrkové plantáže v nichž tu a tam dožívají staré duby. Území přírodní památky bývalo řídkým lesem, kde ale už přes sto let zjevně zmlazuje pouze smrk a staré duby a borovice dožívají. Problém s absencí zmlazení – předmětem ochrany PP je totiž fragment přirozených lesních porostů typu dubohabřin – byl zjevný už pisateli plánu péče v r. 2000, upozorňuje na něj také diplomová práce z r. 2009 (Reitmajer 2010). Na místě samém informační tabule hrdě hlásá, že porosty jsou ponechány přirozenému vývoji, do r. 2015 nebyl patrný žádný pokus o nápravu. Páchník hnědý a další ohrožené organismy – obora je překvapivě bohatým refugiem saproxylických brouků – vázané na staré duby tak obývají především golfové hřiště, kde staré duby nedusí smrk (Obr. 14).

Jde o typickou ukázku situace, kdy si ani lesnictví ani ochrana přírody s mimořádně cenným dědictvím, které nám zanechali naši osvícení předkové, vlastně neví rady. Ironií osudu jsou to nakonec golfisté, kdo vlastně náhodou ohrožené biotě skýtá útočiště. Stejná situace je například v jihomoravských luzích, kde mezi roky 1938 a 2009 rozloha světlých lesů klesala podobnou rychlostí v hospodářských lesích i v rezervacích a hlavním refugiem biodiverzity světlých lesů je zámecký park v Lednici. Podobně najdeme ukázkový řídký les se starými duby na Třeboňsku v kempu Doubí na břehu Opatovického rybníka, zatímco v nedaleké přírodní památce Branské doubí mohutné staré duby dusí hustý les, o jehož proředění se již dlouho hovoří (Obr. 15).

Obrázek 14. Srovnání historického (1952, vlevo) a současného stavu (vpravo) jádra Černické obory nedaleko Bechyně ukazuje osud světlých lesů v kostce. Osud většiny řídkých lesů zpečetilo moderní lesnictví. Na území přírodní památky, která k zámku přiléhá ze severu, byl les ponechán samovolnému vývoji, zhoustl s staré duby, jedle a borovice nahrazuje smrk. Prvky světlého lesa jsou zachovány na golfovém hřišti jižně a západně od zámku. Historická ortofotomapa © CENIA 2010 a GEODIS BRNO, spol. s r. o., 2010. Podkladové letecké snímky poskytl VGHMÚř Dobruška, © MO ČR 2009; Aktuální ortofotomapa © ČÚZK

Obrázek 15. Letecké snímky území dnešní přírodní památky Branské doubí (vpravo) a blízkého kempu na břehu Opatovického rybníka (vlevo) nedaleko Třeboně v letech 1952 (nahoře) a 2010 (dole) ukazují klasický problém řídkých lesů. Spíše než v chráněných územích se zachovaly v lokalitách, které unikly jak intenzifikaci zemědělství nebo lesnictví, tak i ochraně přírody. Historická ortofotomapa © CENIA 2010 a GEODIS BRNO, spol. s r. o., 2010. Podkladové letecké snímky poskytl VGHMÚř Dobruška, © MO ČR 2009; Aktuální ortofotomapa © ČÚZK

Zastavení třetí: Národní park Podyjí

Náš nejmenší národní park je největší přísně chráněné území nacházející se v teplé části republiky. Je proto biologicky značně bohatý a zároveň velmi podstatná část jeho biologického bohatství závisí na světlých lesích a nelesních stanovištích.

Srovnání krajinného pokryvu území NP v minulosti a současnosti ukazuje podobné trendy, jaké jsou vidět ve výše zmíněných jihomoravských luzích. Hlavním trendem je nárůst rozlohy zapojených lesů a úbytek lesů řídkých. Došlo k úbytku travnatého bezlesí a drobná zemědělská mozaika se proměnila ve velké bloky orné půdy. Rozloha hustých lesů rostla hlavně na úkor lesů řídkých, jejichž rozloha jen mezi lety 1938 a 2014 na území NP klesla z 1590 ha na 493 ha. Řídké lesy dnes najdeme v drobných enklávách v kaňonu Dyje a potom na

bývalém bezlesí v jihovýchodní části parku. Podstatná část řídkých lesů na území NP proto nemá stanovištní kontinuitu a mnohé ochranářsky významné organismy světlých lesů v nich proto chybí. Rozloha travnatého bezlesí na území NP za sledované období klesla z 294 ha na 100 ha, biota travnatého bezlesí byla proto ztrátou stanovišť postižena ještě výrazněji než biota řídkých lesů, a je tedy další ochranářskou prioritou. Problém umocňuje skutečnost, že trend šíření lesa na úkor bezlesí trvá minimálně 170 let. Historické mapy ukazují, že roku 1841 lesy – bez ohledu na míru zapojení korun – zabíraly asi 66 % rozlohy území parku, dnes je to bezmála 90% území.

Správa parku pochopitelně nenese odpovědnost za všechny krajinné změny v posledních dvou staletích, nicméně donedávna k nim také aktivně přispívala. V ranných časech existence parku proběhlo zalesnění asi 12 ha nivních luk nedaleko Hardeggu, dodnes v řídkých lesích při hranách kaňonu není problém narazit na oplocenky ochraňující výsadby dřevin z té doby. Dnes Správa národního parku Podyjí připravuje zavedení pastvy polodivokých koní na celkem 70 ha především bývalého a stávajícího bezlesí (Mašovická střelnice a vřesoviště v jihovýchodní části parku), na několika hektarech experimentuje s lesní pastvou a výmladkovým hospodařením. V kontextu státní ochrany přírody v naší republice patří Správa NP Podyjí k velmi progresivním pracovištím. Je obdivuhodné, jak zásadního myšlenkového obratu byla schopna. Na druhou stranu laťka není vysoko, a s ohledem na rozsah problému lze snahy Správy zatím považovat spíše za opatrné našlapování, než za adekvátní péči o svěřené území prováděné na biologicky relevantních rozlohách.

V důsledku postupující sukcese se rostliny typické pro bezlesí ocitly v řídkých lesích a rostliny charakteristické pro řídké lesy se ocitly v lesích hustých (Obr. 16). Na bývalém bezlesí je proto prioritou obnova bezlesí se stromy ponechanými jen místy a skutečně v řídkém sponu. V původně řídkých lesích je žádoucí zajistit výrazné snížení zápoje korun a následnou péči zabraňující rychlému nástupu sukcese. Důležité je postupné rozšiřování a propojování existujících světlin zohledňující přítomnost ochranářsky významných druhů a stanovišť. Na plošině nad kaňonem, kde světlé lesy prakticky nezůstaly, jsou žádoucí razantnější zásahy. Historické doklady o otevřenosti porostů mohou velmi dobře sloužit k orientaci v problému, nicméně cílem ochrany pochopitelně není vrátit NP Podyjí podobu krajiny v konkrétním roce nebo období. Zvýšení rozlohy řídkých lesů minimálně o vyšší stovky hektarů je nezbytné především k zajištění životaschopnosti populací ohrožených organismů světlých lesů, které se na území NP ještě dnes vyskytují. Řídkých lesů v posledních 76 letech mizelo zhruba 15 ha ročně. Ale protože obsadily mnohá bezlesí, řídké lesy existující v r. 1938 mizely podstatně rychleji. I když ročně v NP Podyjí obnovíme třeba 50 ha světlých lesů a bezlesí, máme desítky let na úvahy, kolik jich je v parku vlastně třeba. Není nutné okamžitě pracovat na rozlohách v řádu mnoha desítek hektarů ročně. Je nicméně nezbytné začít intenzivně zkoušet a kombinovat dostupné přístupy, sledovat dopady a plánovat jejich velkorysé využití v horizontu maximálně několika let. Aktivní snížení zápoje musí následovat prostorově i časově diverzifikovaná péče o nelesní složku spočívající například v pastvě polodivokých kopytníků na opravdu velkých rozlohách, volné pastvě větších stád různých druhů a plemen domácích zvířat, případně v řízeném vypalování.

Obrázek 16. Suché kmeny jalovců v dosud poměrně řídkém lese ukazují, že i zde došlo k podstatné změně podmínek na stanovišti. Obrázek je z Cerové vrchoviny (Slovensko). U nás už většinou nenajademe ani tyto „kostry“ jalovců. Foto: L. Čížek

3.2. Hlediska při rozhodování o péči

Hlavním smyslem existence chráněných území je ochrana biodiverzity. Chráněná území musí především skýtat útočiště organismům, které nemohou přežít jinde. Důležité je tedy péči zaměřit na druhy ohrožené, z volné krajiny mizející nebo již vymizelé. Péče o biodiverzitu svěřeného území musí **zohledňovat požadavky ohrožených druhů**, jimž slouží jako útočiště, jeho ostatní **biotu**, **velikost území**, a také **prostorový** i **časový** kontext. Velikost i míra izolace chráněného území jsou relativní veličiny, závisí na druhu, který máme chránit. V případě populace rostlin může pár hektarů docela stačit, pro populaci pohyblivějšího motýla nemusí stačit ani sto hektarů. Podobně pro málo pohyblivé organismy mohou být vhodná stanoviště vzdálená stovky metrů izolovanými plochami, naopak mobilní organismy jako ptáci nebo někteří blanokřídlí efektivně vyhledávají i stanoviště vzdálená desítky kilometrů. Níže popíšeme nejdůležitější hlediska, kterými by se měli správci chráněných území zabývat, aby výsledkem byla efektivní péče o biodiverzitu světlých lesů.

Předměty ochrany

Předměty ochrany uvedené v tzv. vyhlašovacím předpisu a plánu péče o chráněné území obvykle jeho správci říkají, na které složky biodiverzity se má především zaměřit. Někdy bývají předměty ochrany bohužel definovány nejasně nebo vágně, případně se biodiverzity netýkají. Zejména v případě území vyhlašovaných dříve může předmětem ochrany být třeba „lužní les“. Což při správě území příliš nepomůže, lužní les zůstává lužním lesem, i když jej vykácíme a místo starých dubů s bohatým podrostem nasázíme hybridní topoly.

Plány péče se píší jednou za 10 let, ale znalosti o přírodě konkrétních území se rychle mění, zároveň se mění příroda sama a s ní i situace jednotlivých druhů. V rezervaci vyhlášené k ochraně druhu A může být objeven podstatně ohroženější druh B, jehož ochrana se stane prioritou. Podobně se donedávna ohrožený druh může začít šířit, jako se to podařilo například kudlance nábožné, a cílená péče o něj pak bude zbytečná. Častější je bohužel situace, kdy populace donedávna relativně běžného druhu začnou kolabovat a péče o tento druh musí být na zbývajících lokalitách výskytu prioritou. Ani dobře zvolené a definované předměty ochrany tedy nemusí stačit. Jsou dobrým vodítkem, ale nejde o vyčerpávající seznam ochranářských priorit daného území a nelze k nim přistupovat dogmaticky. Správce území musí být připraven a schopen vážit mezi požadavky plánu péče, vlastními poznatky, informacemi od svých předchůdců, místních pamětníků a znalců i specialistů na konkrétní, relevantní skupiny organismů. Ve skutečnosti budou změny minimální, ale v dobře podložených případech musíme být připraveni k nim přistoupit.

Protichůdné požadavky mezi nároky druhů

Jako velká překážka efektivní ochrany biodiverzity bývají někdy zmiňovány protichůdné požadavky jednotlivých druhů nebo spíše jejich zastánců. Ichtyologové prý chtějí to, ornitologové ono, botanici a entomologové ještě každý něco docela jiného, a není možné

vyhovět všem. Pozice správce chráněného území skutečně není jednoduchá, zejména v biologicky bohatých územích skutečně naráží na problém ochrany organismů s poněkud protichůdnými požadavky. Zkušenost ale ukazuje, že před ochranářskou verzí Sophiiny volby „bobr nebo strom“ nakonec stojíme málokdy. Mnohem častější je verze „biodiverzita nebo bezzásahovost“ (Box 3). Většinou se zastánci aktivního přístupu k péči o chráněné území shodnou rovnou, zpočátku zdánlivě protichůdné požadavky obvykle lze uspokojit a ve výsledku bývá jejich efekt spíše synergický. Nemohou-li se zastánci dvou nebo více skupin dohodnout, obvykle pomůže konzultace s dalším specialistou na stejnou skupinu.

Box 3. Divočina a přirozenost, biodiverzita a procesy

Zaklínadlem snad všech milovníků přírody je slovo divočina. Intuitivně to slovo chápeme jako přírodu v jejím původním, člověkem nedotčeném stavu. Entomolog si divočinu představí jako místo, kde vedle sebe poletují všichni možní motýli a brouci, botanik jako místo, kde hojně rostou dnes ohrožené rostliny, nebiolog vidí přes sebe napadané tlející kmeny stromů, které přelézá tygr nebo alespoň medvěd. A všichni mají samozřejmě pravdu.

Divočinu u nás a ani ve většině Evropy dávno nemáme. Ale rádi bychom měli a nějak se nemůžeme shodnout, jak se k této metě alespoň přiblížit. V zásadě existují dva pohledy. První předpokládá, že čím méně je příroda ovlivněna člověkem, tím je přirozenější. Ochranářskou hodnotu lesa proto běžně odvozuje od doby, která uplynula od posledních lidských zásahů. A snaží se takovým zásahům bránit, aby lesu neubraly jeho přirozenost. Prostředkem je tedy bezzásahovost, výsledkem bývají napadané tlející kmeny, ona nezbytná kulisa řádného pralesa. Druhý pohled vidí jako přirozenější ten kus přírody, který obývá více původních druhů. Přirozenost klesá s každým vymizelým druhem, takže v rezervaci je žádoucí podpořit například střevíčník pantoflíček nebo tesařík obrovského, pokud to situace vyžaduje. Naopak padlé kmeny po nichž se kvůli absenci vhodné péče neprohání brouci, kteří by se na nich prohánět měli, nebo mezi nimiž nekvetou rostliny, které by tam kvést měly, jsou pouhou mrtvou kulisou a iritujícím, zbytečným plýtváním omezeným prostorem, který jsme ohroženým organismům vyhradili. Naopak člověka, který přirozenost definuje jako absenci lidských zásahů budou v rezervaci zase zoufale iritovat plochy vykácené jen kvůli nějakým motýlům nebo kytkám. A tak se zasahovači přou s nezasahovači, protože jedni i druzí zásadně škodí přírodě.

Staré schizma v novém kabátě se nedávno objevilo znovu. Někde chráníme biodiverzitu, jinde pak chráníme přirozené procesy. Za přirozené přitom zastánci „procesů“ obvykle považují procesy probíhající za absence vlivu člověka. Zastánci biologického pohledu naopak argumentují, že na sukcesi probíhající bez přítomnosti velkých býložravců nebo třeba ohně, jaksi není nic „přirozeného“, protože v nížinách i horách je výsledkem hustý les, většinou navíc ochuzený o hlavní druhy dřevin (viz také Box 4).

Naštěstí by se zástupci obou pohledů nakonec rádi dostali tamtéž, tedy co nejblíže k divočině. A jejich představy se alespoň na větších plochách navzájem nevylučují. Existují nepochybně území, kde příroda svou diverzitu udrží i bez naší aktivní podpory. Musejí být

dostatečně velká, aby se do nich vešlo dostatečné množství ploch nejrůznějších sukcesních stádií, a musí v nich fungovat dynamika, která taková stádia vytvoří. Z našich chráněných území oba tyto požadavky splňuje zřejmě pouze národní park Šumava. Velký je dost, a vegetační dynamiku zde zajišťuje kůrovec a větrné kalamity. Jinde můžeme vegetační mozaiku nezbytnou k zachování biodiverzity vytvořit pomocí docela přirozených nástrojů, např. návratem velkých zvířat - spásačů, ohně a deregulací vodních toků. V menších územích je situace složitější, ale ani zde to není beznadějné. Jen je třeba přistoupit na to, že nemusí být celá rezervace bezzásahová nebo ji nemusí beze zbytku pokrývat jen střední les.

Mozaika sukcesních stadií

Ekologická stabilita je chimérický koncept, který se v době, kdy mizel z teoretické ekologie, bohužel etabloval v naší ochranářské praxi. „Stabilní“ biotopy jsou považovány za hodnotnější, než tzv. biotopy nestabilní, existuje dokonce způsob finančního ohodnocení krajiny na základě stability jejích biotopů. Za biotopy stabilní jsou přitom považovány zapojené lesy blízko tzv. klimaxu, k němuž podle zastánců této teorie stability po disturbanci směřuje veškerá sukcese a který je rovnovážným, zároveň jakýmsi univerzálně primordiálním stavem přírody. Protože se ukázalo, že většina biodiverzity v tomto klimaxovém stadiu žít nedokáže, byla proti představě stability biotopů a přírody obecně postavena představa tzv. „patch dynamics“, tedy dynamiky plošek sukcesních stádií. Tato představa říká, že příroda nespěje k rovnovážnému, stabilnímu stavu, ale i přírodní biotopy jsou stále se měnící mozaikou sukcesních stádií vegetace. Je a není to pravda, s rovnováhou ani s dynamikou se to nesmí přehánět. Druhy se totiž na stanovištích akumulují v čase, příliš dynamická mozaika část biodiverzity snadno vygumuje úplně stejně jako přílišná stabilita.

Jistá stabilita v přírodě samozřejmě existuje, stabilní stanoviště jsou biologicky bohatá a cenná. Jen to často nejsou ta, o kterých si to zrovna myslíme. Právě zapojené lesy příliš stabilní nejsou, jak dokazuje například Šumava. V zapojeném lese se totiž stromy navzájem ovlivňují. Co se přihodí jednomu, se s velkou pravděpodobností stane i jeho sousedům. Přijde-li větrná smršť, požár nebo kůrovcová kalamita, buď les odolá, nebo je zničen celý. V řídkém lese naopak může jeden strom shořet, být sežrán kůrovcem nebo vyvrácen větrem, aniž by se to jakkoli dotklo stromů v okolí (Obr. 17). Vedle organismů, které dynamiku vysloveně vyžadují, existuje mnoho druhů konzervativních, vázaných na stanoviště, jejichž podmínky se nezměnily možná tisíce let. Může jít o lesy chráněných, vlhkých a špatně přístupných, hluboce zařízlých údolí a severních svahů, mnohem častěji ale zřejmě půjde o bezlesí na místech slunci a větru silně exponovaných, případně o ranně sukcesní stádia kolem cest a stezek. Krajinou odjakživa putovala stáda zvířat, a tras, po kterých můžete pohodlně dojít z místa A do místa B není, zejména v kopcovité krajině mnoho. Volně se pasoucí domácí zvířata, podobně jako lidé, tak často chodí po cestách, které kdysi vyšlapala zvířata divoká. Pěšina k prameni tak může být stejně stará, jako pramen, k němuž vede (Obr. 18).

Obrázek 17 (nahoře). Co postihne jeden strom, postihne jeho sousedy s podstatně vyšší pravděpodobností v lese hustém, než v lese řídkém. Bažinaté údolí u pramene Malé Řezné v NP Šumava porůstá řídký smrkový les, na sušších místech je les hustší. Kůrovec napadl a sežral prakticky všechny stromy hustého lesa, ale většina samostatně stojících stromů přežila. Podobně by to vypadalo po požáru a nejspíš také po větrné smršti. © Seznam.cz, © TopGis

Obrázek 18 (vlevo). Obnaženou půdu stezky, po které schází dobytek k vodě, využívají samotářské včely, hrabalky, majky, svižníci, různé druhy saranči a motýlů, ať je v lese nebo na bezlesí. Rozlohou malé, ale spojité a v krajině donedávna prakticky vždy snadno dosažitelné linie ranně sukcesních stanovišť na cestách a pěšinách mohou mít obrovskou časovou kontinuitu. Pěšina může být stejně stará, jako pramen, k němuž vede. Stabilita a prostorová kontinuita ranně sukcesních stanovišť kolem cest nabízí jednoduché vysvětlení obrovské biodiverzity na ně vázané. Foto: L. Čížek

Box 4. Poloviční, tříčtvrteční a úplná divočina

Stav přírody se divočině, respektive naší představě o ní, někde přibližuje více, jinde zase méně. Abychom naznačili, jak daleko je to či ono místo k divočině, používáme slova jako původní, přírodní, přirozený, přírodě blízký a podobně. Lesníci a botanici mají mapy a tabulky, z nichž lze vyčíst, jaké by na libovolné lokalitě u nás mělo být přirozené složení dřevin. Jde o původně Zlatníkovu lesnickou typologii a mapu potenciální přirozené vegetace (např. Neuhäuslová 2001). Porovnáním „přirozené dřevinné skladby" s tou stávající lze snadno usoudit, jak daleko má ten který kousek lesa k „divočině".

Kdyby mapa skutečně platila, na většině našeho území by počet původních druhů denních motýlů a plazů byl roven jedné. Slepýš s okáčem pýrovým by se pohybovali mezi rostlinami, které snesou plný zápoj korun. Mapa potenciální přirozené vegetace totiž říká, jaký by kde rostl les, kdyby tam člověk dost dlouho nezasahoval. Nezohledňuje ale vůbec působení herbivorů, ohně, říční dynamiky a podobných disturbančních faktorů. A občas zohledňuje spíše dobové představy o původní přírodě, než reálné ekologické nároky dřevin. V nivách našich největších řek se tak počítá se značným zastoupením dubu letního, který tam ale bez pastvy, ohně nebo alespoň dobře mířených postřiků herbicidem nezmlazuje. V mapě potenciální přirozené vegetace tedy nemá dub co dělat. Jenže není jaksi možné mít doubravy bez dubu. S nepříliš populárním smrkem se naopak prakticky nepočítá mimo vyšší polohy a podmáčená území, přestože jeho zastoupení bylo minimálně místy vysoké i v „bukovém" stupni a například na Českomoravské vysočině poslední zhruba 4000 let spíše klesá (Szabó et al. 2016). Naše představy o přirozené vegetaci tedy zahrnují jen značně pokročilou sukcesní fázi zapojených lesů. A i zde jsou minimálně občas v rozporu s realitou. To nemusí překážet využití lesnické typologie při správě produkčních lesů. Ale jde o zásadní problém pro využití v ochraně přírody. Většinou si tohoto omezení nejsme vědomi, lesy v chráněných územích podle představ o přirozené vegetaci nejen kategorizujeme, ale dokonce se je pokoušíme k těmto představám přibližovat.

V běžném plánu péče je přirozenosti lesních porostů obvykle věnováno více prostoru, než třeba živočichům nebo hlavním předmětům ochrany. A protože ohrožené druhy naše představy o přirozené vegetaci obvykle nesdílí, mohou snahy přizpůsobit lesy v rezervacích typologickým tabulkám nebo mapě potenciální přirozené vegetace skončit vyhubením toho nejcennějšího, co daná rezervace hostí. Nejen proto, že se světlými lesy se tu prakticky nepočítá.

Z pohledu správce chráněného území je řešením zdánlivě nebo reálně protichůdných požadavků jednotlivých ohrožených druhů na jedné ploše (viz výše) mozaiková péče. Rozmanitost přírodní závisí na rozmanitosti stanovišť. Tu můžeme vytvářet a udržovat jedině kombinací rozmanitých způsobů péče v různých intenzitách. Volba jednoho jediného typu péče ve stabilní intenzitě podpoří jen omezené spektrum druhů, které převládnou a nakonec vytlačí ostatní. Je proto nezbytné různé přístupy kombinovat a uplatňovat v různých intenzitách. Po přepasení zarůstající lokality proto může následovat její vypálení, část

vypálené plochy je možné zase přepást. V realitě jsme samozřejmě omezeni praktickou stránkou věci, především spojenou s dostupnými prostředky a velikostí území (viz níže). Zajistit jemnou mozaikovou péči sečí, může být drahé a náročné na čas, ale je poměrně snadné ji zajistit pastvou. Mají-li zvířata k dispozici větší plochu než mohou „upást“ vytvoří takovou mozaiku sama od sebe. Také oheň, ideálně v různých frekvencích a kombinovaný s různě intenzivním narušováním půdního pokryvu, vytváří překvapivě jemnou a rozmanitou mozaiku sukcesních stádií vegetace, jak je vidět na ohněm a pojezdy techniky ovlivněných plochách ve vojenských újezdech.

Část organismů mozaiku sukcesních stádií vegetace ke svému životu přímo potřebuje – v různých fázích života, dne nebo v závislosti na počasí využívají různé typy vegetace – další mohou využívat jen jedno sukcesní stádium, ale i jemnou mozaiku tolerují. Naopak druhy náročné na rozlohu jimi obývaného sukcesního stádia mohou jemnou vegetační mozaiku vyloženě nesnášet. Například kolonie syslů vyžadují rozsáhlé plochy krátkostébelné vegetace, pokud budou plošky krátkostébelných trávníků odděleny vyšší vegetací, syslům se v nich dařit nebude bez ohledu na celkovou rozlohu vhodného biotopu.

Přirozený režim disturbancí

Aktivní péče se v chráněných územích snaží suplovat jakýsi „přirozený“ disturbanční režim. Proto by měla zohledňovat pravděpodobnost, s níž by na konkrétním místě k disturbanci došlo. Zní to složitě, ale je to jednoduché. Jde o zákonitosti, které v přírodě mírného pásu severní polokoule platí téměř univerzálně. Slunci exponované jižní a západní svahy rychleji vysychají, pravděpodobnost, že vegetace na nich shoří, je proto vyšší než u vlhčích svahů se severní orientací. Na slunci exponovaných místech brzy taje sněhová pokrývka, takže se tu zjara koncentrují býložravci. Místa exponovaná zároveň větru, který většinu sněhu odfouká, býložravce přitahují i během zimy. Typickým příkladem jsou „pleše“, obvykle malá bezlesí při hranách kaňonů. I při malých populačních hustotách jsou býložravci schopni je spásat prakticky do hola, najdeme tu proto řídkou, nízkou vegetaci a často silně jedovaté, konkurenčně slabé rostliny, jako koniklece, jalovce nebo vřes. Když vegetace slunci exponovaných svahů vyschne nebo je spasena, přesunou se býložravci buď k vodě na nivní louky, nebo do hor na pastviny nad hranicí lesa. Na zimu se pak stahují do lesů nebo nížin a dalších míst s nízkou sněhovou pokrývkou. Takto se dodnes chovají polodivocí koně v asijských horách, stejný cyklus udržují i pastevci v mnoha oblastech palearktu.

Vedle orientace má vliv také sklon svahu. Mají-li na vybranou, dávají zejména větší zvířata přednost pohybu na rovině. Proto roviny mívají méně dřevin, než svahy. Z návětrných, prudkých svahů vítr snadno odfouká sníh. V zimách, kdy je více sněhu, proto mohou přitahovat i zvířata, která se jim jindy vyhýbají. A záleží také na vlastnostech půdy, vegetace vysýchavých písčin bude hořet podstatně častěji, než vegetace na zamokřených půdách. Pohyb větších zvířat naruší vegetační pokryv na písku podstatně více, než na pevnějších substrátech.

V zásadě tedy platí, že slunci a větru exponované svahy a plochy, roviny, nivy řek, a vůbec rovné plochy, ale také prudké, návětrné svahy porůstá pokrývá řidší vegetace než svahy orientované a k východu a severu. Případné bezzásahové plochy je proto žádoucí směřovat na místa s přirozeně nízkou frekvencí disturbancí, tedy na severní a východní svahy, do úzkých údolí potoků a podobně. Naopak vypalování a pastvu, případně výmladkové hospodaření je žádoucí využít na svazích jižních a jihozápadních a v rovinách.

Velikost území

Velikost území je v rozhodování o ochranářských prioritách naprosto klíčová. Čím je chráněné území větší, tím více ohrožených druhů a stanovišť se do něj samozřejmě vejde. Správci malého, izolovaného území, například výše zmíněné PP Libnič o rozloze 0,08 ha, nezbývá, než se soustředit na péči o hlavní předmět ochrany. Pokud je území takto malé, prakticky neskýtá možnost dlouhodobě udržet populaci cílového druhu. Je proto nezbytné snažit se o rozšíření vhodných stanovišť i mimo vlastní chráněné území. A nejde o zvětšení rozlohy zvláště chráněného území, k vytvoření stanovišť ohrožených druhů často pomůže dohoda s vlastníky pozemků v okolí. S rozšířením chráněného území by pravděpodobně nesouhlasili, ale mít ve svém lese třeba střevíčník jim proti mysli určitě nebude. Na tak malém území samozřejmě nejde vytvářet mozaiku co největšího spektra sukcesních stádií vegetace. Je ale žádoucí vytvořit mozaiku takových sukcesních stádií, která cílový druh potřebuje nebo je dokáže využít. Na malé ploše nemůžeme běh věcí příliš ponechat náhodě, jsme většinou odkázáni na „zahradničení“, správce území musí rozumně rozhodnout, kde přesně jaký zásah proběhne.

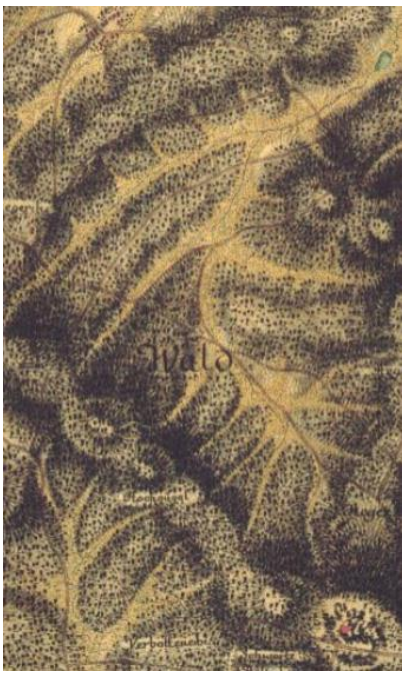
Rozsáhlejší chráněná území o rozloze řádově desítek hektarů už by měla zahrnovat co nejširší spektrum sukcesních stádií. Jejich rozmístění musí maximálně respektovat stávající nebo historickou situaci a požadavky druhů vyskytujících se na konkrétní ploše. Takže například hospodaření na plochách osídlených cennými světlomilnými druhy nebudeme směřovat k bezzásahovosti, která by je zde vyhubila. Napřed řešíme problémy, u nichž akutně hrozí nebezpečí z prodlení. Uvolníme ze zápoje staré stromy, prosvětlíme místa, kde dosud přežívají světlomilné prvky, zajistíme narušení půdního krytu tam, kde mizí plochy holého substrátu. Na větších územích můžeme více experimentovat, zkoušet vliv různých forem péče a běh věcí více přenechat náhodě, například volné pastvě polodivokých či domácích kopytníků nebo působení ohně. Na takové ploše už je totiž šance, že působením vhodného režimu disturbancí samovolně dojde k žádoucí diverzifikaci stanovišť. Nicméně i zde je třeba v případě potřeby zajišťovat existenci různých stanovišť v nějaké minimální rozloze.

S velikostí úzce souvisí také míra izolace konkrétního území. Chráněná území existují v krajinném kontextu. A protože tento kontext má velký vliv na jejich biotu, musí správce území tento kontext zohledňovat a respektovat. V malém a izolovaném území je opravdu nezbytné vybrat nejcennější cílový taxon a ten se snažit udržet. Pokud je několik chráněných území stovky až tisíce metrů od sebe, můžeme se k nim chovat podobně, jako by šlo o jedno větší území.

Historie a časová kontinuita

Jak bylo zmíněno již výše (kap. 3.2.), informace o historickém stavu území nám mohou být velmi nápomocné při rozhodování o volbě typu managementu. Pro zachování populací ohrožených druhů na konkrétní lokalitě je vždy ideální zachovat kontinuitu ve způsobu hospodaření. Tam, kde bývaly pařeziny, tvořit výmladkové lesy, tam, kde bývaly pastevní lesy, uvažovat o obnově pastvy nebo reintrodukci polodivokých plemen býložravců (Foster et al. 2003). Zachování kontinuity v managementu je totiž nejjistější cesta, jak ohrožené organismy na lokalitě podpořit. Musíme mít ale vždy na paměti, že hlavním cílem ochrany jsou samotné organismy, které aktivní péči potřebují. Snaha o zachování historické kontinuity proto nikdy nesmí být překážkou pro využití jiných způsobů péče, které povedou ke zlepšení stavu populací ohrožených druhů. Například, pokud nejsme z nějakého důvodu schopni zajistit pastvu dobytka na ploše, která bývala pastevním lesem, je potřeba využít jiné nástroje péče, např. výrazné prořeďování či řízené vypalování, a lokalitu prosvětlit. Stejně tak se nesmíme bát vypustit dobytek do lesa, který býval výmladkově obhospodařován. Pokud to ohroženým druhům pomůže, je jakýkoliv aktivní management lepší, než nedělat nic.

Někde lze historii lokality rozpoznat jednoduše od oka. Polykormony v lese nám napoví, že porost byl ještě nedávno obhospodařován výmladkově, přítomnost jalovců indikuje bývalou pastvinu. Velmi dobrým vodítkem je vzezření (habitus) stromů. Stromy, které dříve rostly v otevřených podmínkách, mají širokou korunu a nízko nasazené, často mohutné a téměř vodorovné spodní větve. Naopak stromy, které odjakživa rostly v zápoji, jsou vytáhlé do výšky, mají úzkou korunu bez vodorovných větví. Jindy k odhalení historie mohou pomoci dobové archivy (viz např. Szabó et al. 2016 či Müllerová et al. 2014), či historické fotografie nebo letecké snímky (Miklín & Čížek 2014). V dnešní době jsou letecké smímky z počátku 50. let volně dostupné (http://kontaminace.cenia.cz/, Kontaminovaná místa 2016), leteckými snímky z doby před 2. sv. válkou potom disponuje Geografická služba Armády České republiky (VGHMÚř Dobruška). Užitečné jsou také mapy I.-III. vojenského mapování z 18. a 19. století dostupné na http://oldmaps.geolab.cz/.



Obrázek 19 (vlevo). Malované mapy I. vojenského (josefského) mapování ukazují naši krajinu v době před průmyslovou revolucí, kdy byla pokryvnost lesa na našem území minimální. Absence lesa i kolem drobných vodních toků jsou v té době pravidlem. © 1st Military Survey, Section No. xy, Austrian State Archive/Military Archive, Vienna. © Laboratoř geoinformatiky, Univerzita J.E. Purkyně. © Ministerstvo životního prostředí ČR.

4. VYUŽÍVANÉ MANAGEMENTY

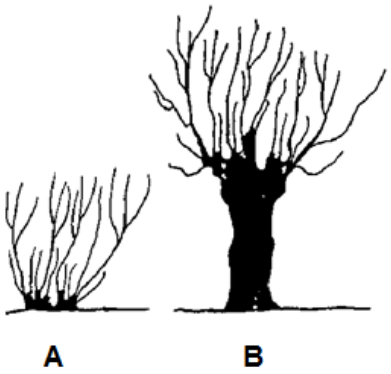
4.1. VÝMLADKOVÉ HOSPODAŘENÍ

Výmladkové hospodaření (či pařezení) je dříve zcela běžný a v dobách před využíváním fosilních paliv jeden z ekonomicky nejvýhodnějších způsobů využití lesů. Dnes je i významným nástrojem péče o lesy v chráněných územích. Umožňuje dostat do lesa světlo, a tak podpořit světlomilné organismy. Zároveň zejména starší pařezové hlavy nebo kmeny vhodně výmladkově obhospodařovaných jedinců jsou komplexními strukturami s množstvím dutin, které nabízejí mrtvé dřevo nad zemí i pod ní. Výmladkové lesy jsou tak klíčové i pro mnohé saproxylické organismy vázané na staré stromy, například roháče obecného nebo tesaříka obrovského, a mohou také výrazně zvýšit nabídku úkrytů pro drobné obratlovce a hnízdních příležitostí pro některé druhy ptáků. A protože v pařezině před zásahem bývá nízká pokryvnost vegetace, vytvoříme pařezením také osluněnou holou půdu. Ta spolu se starými stromy v dnešní krajině patří k nejvzácnějším biotopům. Výmladkové hospodaření zkrátka umožňuje vytvářet a udržovat nejen klíčová stanoviště z obou extrémů sukcesního gradientu, husté lesy a holou půdu, ale také nejrůznější přechody mezi nimi.

4.1.1. Výmladkové hospodaření a jeho formy

Výmladkové hospodaření je způsob hospodaření, při kterém jsou stromy ořezány a spoléhá se na vegetativní výmladnost ponechaných částí stromu, pařezů, kmenů nebo kořenů, tedy na regenaraci stromů pomocí výmladků. Výmladkové hospodaření se periodicky opakuje v intervalech, obvykle 7-40 let, získané dřevo je tedy využitelné zejména na palivo, ale i pro výrobu nástrojů, či plotů, při krátké době obmýtí i jako píce pro dobytek, proutí, apod.

Výmladkové hospodaření (tzv. pařezení) vytváří především pařeziny, tedy nízké a střední lesy (viz níže). V pařezinách se stromy stínají u země a vzniklé pařezy jsou ponechány, aby znovu obrazily. Pařezy stromů obráží zpravidla několika výmladky najednou. V komerčně využívaných pařezinách bývají výmladky po několika letech prořezány, aby několik na pařezu zbylých výmladků rychleji přirůstalo. Stromy obhospodařované pařezením mají proto formu tzv. polykormonů, tedy více kmenů rostoucích z jednoho pařezu. Výmladkové hospodaření se dá praktikovat na listnatých stromech, neboť ty mají obecně dobrou schopnost obrážet. Jehličnaté stromy až na výjimky (např. tis) nejsou schopny obrážet.



Obrázek 20 (vlevo). Dvě základní formy výmladkového hospodaření: (A) pařezení, tj. ponechání pařezů k regeneraci, a (B) vrškové hospodaření (*pollarding*), ponechání části kmene. Pollarding vznikl z pařezení jako forma stromů v pastevních lesích, kde bylo potřeba zabránit okusu mladých větví dobytkem. Podle Rackham 1998.

Další formou výmladkového hospodaření je i tzv. osečné, nebo „vrškové“ hospodaření (ořezávání, či *pollarding*), kdy se větve stromu stínají nikoli u země, ale výše nad zemí a dochází ke vzniku hlavatých stromů a dalších forem (viz kap. 4.3.). V této kapitole se budeme zabývat především významem nízkých a středních lesů, tj. porostů obhospodařovaných pařezením.

V důsledku potřeby palivového dříví byly pařeziny historicky velmi rozšířené (Szabó 2009, Szabó 2010, Müllerová et al. 2014). V místech, kde byla významná také pastva, bylo využíváno vrškové hospodaření. Na území České republiky pařezeniny postupně ubývaly již od druhé poloviny 18. století v důsledku převodu na lesy vysoké (viz historický vývoj v Müllerová et al. 2014). V porovnání se zbytkem Evropy byl úbytek pařezin ve střední Evropě dosti razantní (McGrath et al. 2015). S rozvojem fosilních paliv (kolem 2. světové války) ekonomický význam pařezin značně klesl, k jejich skutečnému opuštění na území ČR však došlo až po nástupu komunismu, kdy v důsledku znárodňování a vyvlastňování prakticky zanikla vlastnická práva soukromých vlastníků lesa.

Dnes se v ČR nízké a střední lesy vyskytují na ploše téměř zanedbatelné. Určit přesnou plochu výmladkových lesů na území ČR jde velmi obtížně (viz. Kadavý et al. 2011), odhadem jde o 1000 - 40 000 ha, tedy asi 0,3 - 1,5 % plochy všech lesů v ČR. Většinou se setkáme s tzv. předrženou pařezinou, často ve formě nepravé kmenoviny. Jde o porosty dříve výmladkově obhospodařované, většinou však více než půl století nekácené a jednocením výmladků zbavené polykormonů. Skutečně aktivních pařezin je u nás málo a – z ochranářského hlediska poněkud ironicky – jde především o akátiny. Celoevropský průměr v podílu výmladkových lesů vůči celkové ploše lesů se pohybuje kolem 9 %. Nejvyšší je ve Francii (40,2 %), v Řecku (32,2 %), Bulharsku (32,2 %), Itálii (31,3 %) a Maďarsku (27,7 %); v sousedním Rakousku jde o 2,4 % rozlohy všech lesů (Mairota et al. 2016).

Výmladkové lesy jsou dnes výhodné pro malé a střední vlastníky lesa, jejichž záměrem je především těžba palivového dříví (u středních lesů se současnou těžbou kvalitního stavebního dříví) nebo dlouhodobě vyrovnané příjmy z lesního majetku. Pro ilustraci si zde představíme dva základní typy výmladkových lesů, lesy nízké a lesy střední.

Nízký les (též *pařezina*)

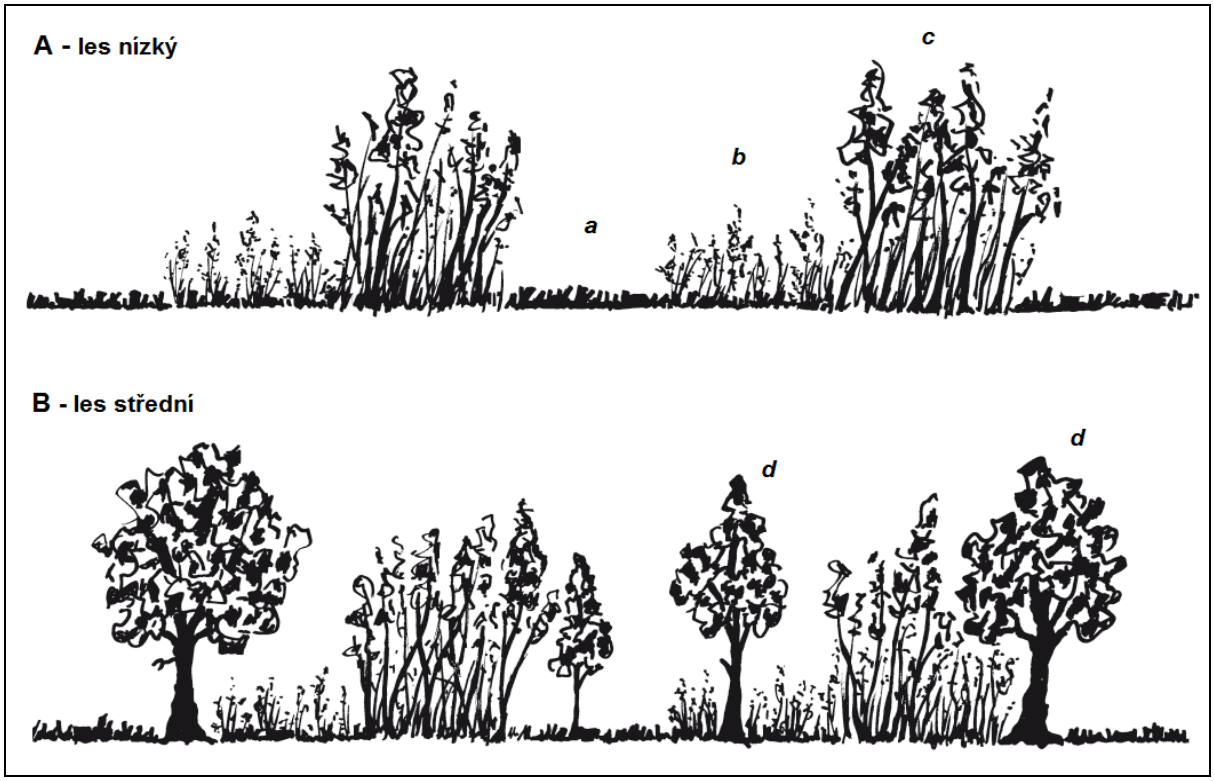
Les nízký je hospodářský tvar lesa s jednou etáží založený především na systematicky se opakované vegetativní obnově pařezovými výmladky, popř. kořenovými (Kadavý et al. 2011).

Lesy obhospodařované jako pařeziny byly vždy rozděleny do několika částí, oddělení (též kompartmentů), z nichž bylo každý rok smýceno jedno (nebo více) oddělení. Velikost oddělení se obyčejně pohybovala v rozmezí 0,5-10 ha. Počet oddělení byl stejný jako doba obmýtí, což dovolovalo těžbu dřeva každý rok. Doba obmýtí (od vzniku porostu po jeho smýcení) byla velmi krátká, ve středověku 4-8 let, později se prodlužovala na 20-30 (někdy i

40) let. Pařeziny tak představují mozaiku lesa v různých fázích dorůstání, od zcela otevřených ploch s obnaženou půdou, po husté zapojené porosty.

Střední les (též *pařezina s výstavky* nebo *les sdružený*)

Les střední sestává z více, zpravidla dvou etáží. Spodní etáž je tvořena jedinci výmladného původu, tedy pařezinou, horní etáž tvoří vzrostlé stromy zpravidla semenného původu, tzv. výstavky. Spodní etáž je těžena v pravidelných cyklech s krátkou dobou obmýtí, výstavky, jsou zpravidla ponechány po dobu 2-4 pařezinových cyklů (tedy 80-120 let). Tento tvar lesa umožňuje zároveň produkci palivového dříví i sortimentů vyšší kvality. Historicky se střední lesy objevily později než les nízký, jejich rozvoj souvisel především s nárůstem obyvatelstva a úbytkem lesů.



Obrázek 21 (nahoře). Dvě formy výmladkového lesa, (A) les nízký a (B) les střední. Nízký les je složen pouze z jedinců výmladného původu a je těžen v pravidelných intervalech s krátkou dobou obmýtí (7-30 let), každý rok je smýcena alespoň jedna část. Výmladkový les je tak mozaikou různě starých fází dorůstání lesa, obsahuje čerstvě smýcené plochy s pařezy a holou půdou (a), starší plochy s výmladky dosahujícími keřového patra (b), a nejstarší plochy, kde výmladky již tvoří vysoký, hustý a stinný porost. Ve středním lese je nad spodní výmladnou etáží ještě několik generací výstavků (d), vzrostlých stromů převážně semenného původu. Převzato z Konvička et al. 2006.

Oba typy výmladkového lesa byly rozšířeny především v nížinnách a teplejších pahorkatinách, ale i v podhorských či horských oblastech byly často výmladkově obhospodařovány bučiny. Obecně se tedy uvádí, že se nalézaly v nadmořských výškách 120-500 m n. m. (Kadavý et al. 2011), prakticky ale byly pařeziny přítomny ve větší či menší míře

v blízkosti všech sídel, obcí a hradů, s výjimkou oblastí s převahou jehličnanů. Dojem, že pařeziny jsou především fenoménem nížin, je dán spíše větší hustotou osídlení v nížinách.

4.1.2. Význam nízkých a středních lesů pro biodiverzitu

Z ekologického hlediska představují nízké a střední lesy světlejší prostředí než moderní vysoký les. Díky pravidelné rotaci těžby výmladné etáže totiž dochází k periodickému výskytu všech fází sukcese lesa v odděleních, přičemž celkově je poměr světlých a tmavých fází sukcese stále vyvážen. Čerstvě smýcené plochy představují raně sukcesní stadium lesa s obnaženou půdou a osluněným dřevem pařezů. V době kolem pěti let od smýcení již pařezové výmladky vytvoří křoviny připomínající porosty. Později se změní v zapojené husté porosty, a nakonec v tmavý les, kde proniká jen málo světla až na zem. Výmladkové lesy jsou tedy dynamickým systémem nabízejícím na poměrně malém území velmi heterogenní prostředí vhodné pro široké spektrum rostlin, živočichů a hub s rozličnými nároky na oslunění nebo vlhkost. Význam výmladkových lesů pro biodiverzitu rostlin a živočichů byl několikrát doložen studiemi ve vědecké literatuře (Hédl et al. 2010, Beneš et al. 2006, Bengtsson et al. 2000, Bugalho et al. 2011, Spitzer et al. 2008, Vodka & Čížek 2013, Warren & Thomas 1992).

Pro rostliny jako fotosynteticky aktivní organismy je nepochybně nejdůležitějším zdrojem světlo. Ve výmladkových lesích variabilita v dostupnosti světla v rámci několikaletého mýtního cyklu usnadňuje vzájemnou koexistenci rostlin s různými nároky na světlo a různými evolučními strategiemi. V prvních letech po smýcení je ve výmladkových lesích nejvíce světla v létě. Se vzrůstající dobou od smýcení se zatahuje keřové a korunové patro a maximum fotosynteticky aktivní radiace v bylinném patře se posunuje do jara, než se dřeviny olistí. To výrazně ovlivňuje zastoupení druhů rostlin podle jejich reprodukčních strategií, některé druhy kvetou na jaře, jiné v létě, některé jsou světlomilné, jiné stínomilné (Hédl et al. 2011). Rané fáze čerstvě po smýcení navíc dávají možnost uplatnění i pionýrským rostlinám.

Mnoho lesních druhů má jen omezenou migrační schopnost. V moderním lese obhospodařovaném pasečným hospodařením nemají některé druhy šanci na přežití, protože příhodná stanoviště se nabízejí v periodě delší, než jsou tyto druhy schopny přežít v nepříznivých podmínkách (např. ve formě semen) (Hédl et al. 2011). Podobně světlomilné druhy trpí v chráněných lesích ponechaných samovolnému vývoji, kde je výskyt otevřených stanovišť dán pouze náhodnými disturbancemi. Ty jsou v nížinných lesích v naprosté většině případů pouze lokální (pád několika stromů), objevují se s dlouhou periodicitou a navíc nepředvídatelně. Bezzásahové lesy jsou tak v porovnánání s výmladkovými lesy výrazně chudší (Barkham 1992). V bezzásahových lesích, příp. v lesích pěstovaných jako lesy vysoké, tak ze světlomilných druhů rostlin v podstatě přežívají jen ty, které mají dobré schopnosti šíření, např. druhy s lehkými a početnými semeny jako třeba zvonky (*Campanula*) (Hédl et al. 2011).

Druhy vázané na les, ale zároveň vyžadující dostatek světla jsou obecně v celé Evropě na ústupu. Zde můžeme jmenovat několik ohrožených druhů rostlin, kterým vyhovuje výmladkové hospodaření: zvonovec liliolistý (*Adenophora liliifolia*), třemdava bílá (*Dictamnus albus*), kosatec různobarvý (*Iris variegata*), lilie zlatohlavá (*Lilium martagon*) či brambořík nachový (*Cyclamen purpurascens*).

Výmladkové lesy jsou rovněž významným stanovišťem pro mnoho druhů živočichů. Například denní motýli představují poměrně dobře pohyblivou skupinu, ale často také velmi specializovanou na konkrétní typ stanovišť nebo živnou rostlinu. Je známo, že společenstva denních motýlů se v pařezinách výrazně mění s dobou od smýcení. Stejně jako u rostlin, lze například na čerstvě smýcených plochách najít druhy vázané na obnaženou půdu (například někteří velcí okáči, okáč medyňkový *Hipparchia fagi* nebo okáč voňavkový *Brintesia circe*), které v následujících letech už na stejné ploše najít nelze; ale lze je najít v nově smýcených odděleních ve stejném lese. Druhová bohatost denních motýlů je nejvyšší kolem 2. a 3. roku po smýcení (Warren & Thomas 1992). Některé druhy denních motýlů jsou potom přímo vázané na světlé lesy, v jiných biotopech nemohou přežívat, a výmladkové lesy jim poskytují vhodná stanoviště k životu. Mezi nimi můžeme najít kriticky ohrožené druhy, jasoně dymnivkového (*Parnassius mnemosyne*), okáče jílkového (*Lopinga achine*) nebo hnědáska osikového (*Euphydryas maturna*) (viz též kap. 8), ale i druhy na území ČR již vyhynulé, běláska východního (*Leptidea morsei*) či okáče hnědého (*Coenonympha hero*). Další druhy s vazbou na pařeziny jsou ohrožené, např. hnědásek podunajský (*Melitaea britomartis*), ostruháček jilmový (*Satyrium w-album*), ostruháček trnkový (*S. spini*), ostruháček česvinový (*S. ilicis*), či okáč ovsový (*Minois dryas*). Tmavé, pozdní fáze pařezinového cyklu jsou pro denní motýly nevhodné. V lesních porostech se zapojeným korunovým patrem na denní motýly narazíme spíše náhodou, jde většinou jen o migrující nebo zatoulané jedince.

Velký význam otevřených fází ve výmladkových lesích byl rovněž potvrzen u společenstev dvoukřídlých (von der Dunk & Schmidl 2008) a dokonce i u nočních motýlů, skupiny, která není primárně ovlivněna světlem (Bolz 2008, Šebek et al. 2015). Při experimentální studii v Národním parku Podyjí se ukázalo, že noční motýli jsou druhově bohatší ve stinných fázích lesa, nicméně společenstva druhů vyskytujících se v otevřených fázích se od nich významně liší a zahrnují velký počet vzácných druhů (Šebek et al. 2015). Mezi druhy nočních motýlů s vazbou na pařeziny se vyskytují např. v ČR vyhynulý přástevník střemchový (*Pericallia matronula*) a martináč trnkový (*Saturnia spini*), kriticky ohrožení *Eriogaster rimicola, Gastropacha populifolia, Ocneria rubea, Parocneria detrita, Marumba quercus, Drymonia velitaris*, nebo evropsky významné druhy *Eriogaster catax* a *Euplagia quadripunctaria*.

Druhově velmi početnou skupinou je saproxylický, tj. na mrtvé dřevo vázaný, hmyz. I ten může z podmínek ve výmladkových lesích profitovat. Ukazuje se například, že různé fáze sukcese lesa hostí různá společenstva saproxylických brouků (Šebek et al. 2015). To je dáno především poměrně širokým spektrem podmínek, které tyto organismy mohou využívat. Mezi saproxylickými brouky totiž můžeme najít specialisty vázané na čerstvě mrtvé dřevo a otevřená prosluněná stanoviště stejně jako druhy využívající dřevo v pozdních fázích sukcese

nebo dřevokazné houby spíše vlhčích a stinných stanovišť. Výše zmíněná experimentální studie v NP Podyjí ukázala, že čerstvě smýcené paseky, resp. rané fáze pařezinového cyklu hostí velmi bohatá a poměrně unikátní společenstva saproxylických brouků s velkým zastoupením ohrožených druhů (Šebek et al. 2015).

V literatuře se občas objevují názory, že historicky nebyly výmladkové lesy pro saproxylický hmyz příliš důležitými stanovišti. Tento názor je rozšířen především kvůli předpokládanému nedostatku mrtvého dřeva v těchto lesích. Historicky byla totiž doba obmýtí v pařezinách velmi krátká (průměrně 4-8 let) a výstavky se kácely rovněž poměrně mladé, ve věku 25-70 let (někdy až 100 let) (Gulliver 1998). Až v 19. století se doba obmýtí zvýšila na 30-40 let (Szabó 2010, Müllerová et al. 2015). Doba těžby výstavků se rovněž prodloužila, nicméně stále byla příliš krátká, aby stromy dosáhly stáří a poskytovaly dost mrtvého dřeva. Velké a staré stromy proto nejspíš byly ve výmladkových lesích vzácné, nebo byly přítomny na okrajích obnovních bloků (Peterken 1992). Navíc, všechno padlé mrtvé dřevo menších rozměrů bylo nejspíše z lesa odstraňováno jako hodnotný zdroj paliva, pokud nějaké mrtvé dřevo ve výmladkových lesích zůstalo, šlo o velmi drobné větvičky, které se rychle rozložily (Kirby 1992). Na druhou stranu ale dostatek vhodného substrátu mohl být zajištěn přítomností pařezů. Ty mohly být staré i několik stovek let a často byly vyhnilé uvnitř, a tak poskytovaly vhodná stanoviště druhům vázaným na dutiny a mrtvé dřevo. V minulosti byly stromy káceny ručně (a pouze sekyrou, pila se ke kácení stromů začala používat až kolem roku 1800), a protože stínání stromů u země bylo velmi namáhavé, byly ponechané pařezy nejspíš poměrně vysoké. Takové vysoké a osluněné pařezy jsou vhodné například i pro tesaříka obrovského (Obr. 22). Navíc velké stromy mohly zůstat ušetřeny kácení, neboť bylo jednoduše příliš namáhavé je pokácet sekyrou. Mohly tak působit jako tzv. biotopové stromy pro mnoho druhů živočichů, hub a lišejníků (viz níže, nebo kap. 5.). Odhaduje se, že v lesích mírného pásma jsou pro biodiverzitu saproxylického hmyzu tyto biotopové stromy mnohem důležitější než množství padlého mrtvého dřeva (Lassauce et al. 2011, Bouget et al. 2013, Bütler et al. 2013, Bouget et al. 2014, Müller et al. 2014).

Časově prostorová mozaika různých fází sukcese je rovněž velmi důležitá pro ptáky. Mezi druhy vázanými na stadia v prvních letech po smýcení (0-2 let) lze najít pěvušku modrou (*Prunella modularis*), pěnici hnědokřídlou (*Sylvia communis*), strnada obecného (*Emberiza citrinella*). Střední fáze růstu pařeziny (3-8 let po smýcení) může využívat střízlík obecný (*Troglodytes troglodytes*), červenka obecná (*Erithacus rubecula*), kos černý (*Turdus merula*), hýl obecný (*Pyrrhula pyrrhula*) nebo slavíci a pěnice. Ve starších fázích výmladkových lesů (9 a více let) zpravidla dominují červenky a sýkory (Fuller 1992). Druhová bohatost ptáků bývá vysoká v počátečních a středních fázích mýtního cyklu, kulminuje v 5-7 letech od smýcení, v době, kdy už dorůstající výmladky pařezů vytvoří keřové patro (Fuller & Henderson 1992). V pozdějších fázích pařezinového cyklu počet druhů ptáků většinou klesá, především v důsledku plného zapojení a ztráty strukturovanosti.

Stejně tak byl zdokumentován pozitivní vliv výmladkového hospodaření na společenstva drobných savců, myší, hrabošů, rejsků, plchů ale i veverek (Gurnell et al. 1992). Těm se v pařezinách daří především díky diverzitě ve struktuře bylinného a keřového patra. Navíc

přítomnost velkého počtu pařezů nabízí mnoha druhům vhodný úkryt. Pařezové hlavy ostatně nabízejí úkryty i ještěrkám a hadům. Například kriticky ohrožená užovka stromová (*Zamenis longissimus*) je vázána na otevřené lesy a lesostepní formace. Monitoring užovky stromové v NP Podyjí ukázal, že ráda využívá plochy první fáze sukcese v pařezinách (Baloun 2016).

Obrázek 22 (vlevo). Zbytnělé pařezové hlavy nabízí vhodná mikrostanoviště (dutiny, obnažené dřevo) nebo úkryt mnohým druhům živočichů (hmyzu, plazům i drobným savcům). Pokud jsou pařezy ponechávány vysoké, mohou hostit například i tesaříka obrovského, tak jako ten na obrázku. Foto: L. Čížek.

Opuštění pařezinového hospodaření vedlo k rychlému zapojení korunového patra bývalých výmladkových lesů a k jejich přeměně na stinné lesy, ať už v důsledku bezzásahovosti v chráněných lesích nebo v důsledku přeměny na lesy vysoké v produkčních lesích. Ztráta bohaté mozaiky otevřených lesních stanovišť vedla i k vymizení světlomilných druhů. Složení rostlin v lesích se proměnilo z bohatých společenstev světlomilných a oligotrofních druhů směrem ke společenstvům generalistů tolerujících stinné a vlhčí podmínky (Harmer et al. 2005, Hédl et al. 2010, Kopecký et al. 2013, Van Calster et al. 2008, Van der Werf 1991, Vild et al. 2013). Jak bylo popsáno výše, ze světlomilných druhů rostlin s vazbou na les přežily jen ty, které mají dobré schopnosti šíření (Hédl et al. 2011). Stejně tak dochází k ohrožení nebo vymizení živočichů vázaných na světlé lesy (Beneš et al. 2006, Spitzer et al. 2008, Seibold et al. 2015). Druhy, které potřebují světlé fáze vývoje lesa jsou vzácné, pokud již nevymřely, jsou jejich populace často vytlačeny do suboptimálních podmínek na okrajích lesů. Opuštění výmladkového hospodaření tak má výrazný podíl na úbytku lesní biodiverzity nejen v ČR, ale i v celé Evropě.

Výmladkové hospodaření je obecně vhodným způsobem péče o lesy tam, kde je potřeba zajistit existenci světlých porostů s bohatou strukturou, přítomnost otevřených fází ve vývoji lesa, rané fáze sukcese stejně jako střední fáze s keřovitou strukturou. Navíc pozdní fáze sukcese dávají možnost přežívání i stínomilným druhům. V chráněných územích by tvorba nízkých a středních lesů primárně měla směřovat do míst, kde byl tento způsob hospodaření praktikován i v minulosti (viz kap. 3.2.). V některých případech ale může být cílem managementu i přímá podpora ohrožených druhů na konkrétní lokalitě, v takových případech může být výmladkové hospodaření vhodné i na místech, kde se tradičně využívaly jiné typy hospodaření (např. pastva dobytka), pokud tyto nejsou z určitého důvodu možné.

Některá základní doporučení při zavádění výmladkového hospodaření nebo při obnově pařezin v chráněných územích si uvedeme v následující části.

4.1.3. Zásady při tvorbě výmladkových lesů v chráněných územích

Zásady péče o nízké a střední lesy společně s jejich biologickým významem a praktickými problémy jsou velmi dobře popsány již v několika publikacích dostupných v češtině (Konvička et al. 2006, Kadavý et al. 2011).

V praxi je vhodné při plánování přechodu na výmladkové hospodaření nebo při jeho obnově poradit se s někým, kdo již podobné zásahy dělal. V západních zemích Evropy jsou principy práce ve výmladkových lesích často děděny z generace na generaci, výsledkem je tedy určitý zvykový systém založený na předchozích zkušenostech. U nás jsme během období komunismu toto lokální „know-how“ ztratili. Praktických zkušeností s obnovou výmladkových lesů v ČR není mnoho, na druhou stranu dnes již existují poměrně rozsáhlé literární zdroje (Utinek 2004, Kadavý et al. 2011), praktické zkušenosti mají například Správa NP Podyjí, či CHKO Pálava.

Jakkoli lokální podmínky a zkušenosti nepochybně hrají velkou roli, mějme na paměti, že jde o hospodářský systém, který ještě nedávno zvládl každý sedlák. Kvůli nedostatku zkušeností je potřeba s výmladkovým hospodařením experimentovat, nikoli se mu vyhýbat. Je samozřejmě žádoucí začínat opatrně, ale přílišná opatrnost – která je bohužel zatím u nás pravidlem – není na místě. Důležité je sledovat výsledky zásahu a podle nich postupovat jinde i přizpůsobovat následnou péči.

4.1.3.1. Rozloha a umístění zásahů

Rozhodnutí o rozloze a umístění zásahů v konkrétním chráněném území je naprosto klíčové. S ohledem na množství faktorů ve hře ale není vůbec jednoduché takové rozhodnutí učinit. Pařezení bývalo prováděno na velmi malých i opravdu velkých plochách. Seč tak mohla zahrnovat jednotlivé stromy u malých vlastníků (například v tzv. selských lesích) ale také desítky hektarů u vlastníků velkých. Rozhodně není žádoucí považovat výmladkové hospodaření za univerzální, všespásný způsob péče. Jeho aplikace mnoha ohroženým organismům nepochybně prospěje, některým ale může uškodit. V závislosti na podmínkách reaguje vegetace na prosvětlení stromového patra velmi různě (Vild et al. 2013). Často i na jedné pasece prosvětlení podpoří ohrožené, světlomilné druhy rostlin na sušších, živinami chudších částech seče, zatímco na pár metrů vzdálených, mírně vlhčích a úživnějších plochách nastartuje překotný rozvoj ruderální vegetace. Princip předběžné opatrnosti velí začínat na malých plochách a podle výsledku přizpůsobit další postup. Přílišná opatrnost ale může škodit hned z několika důvodů veskrze lesnicko-praktických i ochranářských.

Velikost

Na malých sečích nemusí být dostatek světla pro zmlazující světlomilné dřeviny. I malé zastínění snižuje pravděpodobnost, že například dubový pařez úspěšně obrazí. Rovněž tlak zvěře na výmladky může být na malých plochách výrazně vyšší, než na velkých. Proto se například v Dolním Rakousku nejen v hospodářských lesích, ale například také v rezervaci WWF v Marcheggu, snaží dělat seče co největší (2-5 ha), a tlak zvěře tak rozložit na větší plochu, aby se tím omezily škody působené okusem čerstvých výmladků. Tolik důvody lesnické. Ale existují také důvody ryze ochranářské. Pravděpodobnost, že cílové světlomilné organismy plochu seče osídlí roste s rozlohou seče a klesá s její vzdáleností od osídlených stanovišť. Takže zásah by měl být co největší a čím dále od osídlených ploch, tím větší rozlohu by měl mít.

V biologicky cenných lokalitách je nicméně minimálně zpočátku žádoucí postupovat pomaleji a pečlivě sledovat výsledky. V porostech méně hodnotných můžeme volit rozsáhlejší a razantnější zásahy. Například v NP Podyjí zbytky nejcennějších řídkých lesů najdeme hlavně při hranách kaňonů. Tam je žádoucí oka světlého lesa rozšiřovat postupně. Naopak v místech, kde nemáme co poškodit a máme k dispozici větší plochy – v případě NP Podyjí jde hlavně o lesy mimo hrany kaňonu řeky Dyje – můžeme začít rovnou s větší plochou.

Umístění

Důležité je také umístění zásahů. Cílem obnovy výmladkovcého hospodaření je podpora světlomilných, tedy většinou také teplomilných organismů. Těm malá paseka na svahu obráceném k severu většinou příliš nepomůže. Proto je žádoucí pracovat zejména s porosty na slunci exponovaných svazích jihovýchodní až západní orientace a samozřejmě na rovině. Organismy světlomilné a teplomilné, které především se snažíme aktivně podpořit, často nevyužijí ani stinný pás při jižním okraji seče, který je většinu dne zastíněn hradbou stromů okolního lesa z jihu. Seč protáhlého obdélníkového tvaru proto bude mít jiný efekt, bude-li orientována severo jižně nebo západo-východně. Je žádoucí seče umisťovat tak, aby na část plochy svítilo slunce celý den.

Hradba zapojeného lesa je pro mnohé světlomilné lesní organismy těžko překonatelnou překážkou (Šebek et al. 2015). Proto je žádoucí seče umisťovat tak, aby spolu sousedily nebo navazovaly na okraj lesa, v ideálním případě aby rozšířily nebo propojily stávající plochy s nezapojenými porosty. Samozřejmě musíme vážit rizika spojená s otevřením zápoje, konkrétně možnou expanzi ruderálních a invazních druhů (Verheyen et al., 2012; Radtke et al, 2013; Vild et al, 2013, Ambrass et al, 2014). Zde mohou být v rozporu potřeby rostlin a bezobratlých. Hmyz okraje lesa využívá jako letové koridory, takže propojení sečí s jakýmkoli bezlesím je z hmyzí perspektivy lepší než paseka izolovaná v hustém lese. Na druhou stranu stejnou cestu pravděpodobně využijí i ruderální rostliny (Radtke et al. 2013, Vild et al. 2013). Ty se ale obvykle dostanou i na izolované plochy a s úbytkem světla způsobeným rozvojem dřevinné vegetace po několika letech od zásahu většinou zase zmizí. Rozvoj ruderálních druhů rostlin lze do určité míry blokovat i opakovaným prosekáním

podrostu po několika letech od zásahu, nebo vhodně nastavenou pastvou dobytka (viz. kap. 4.2.).

4.1.3.2. Ekonomika

Jakkoli zejména v maloplošných chráněných územích ekonomické hledisko nesmí převažovat nad biologickým, ekonomika je důležitá. Ideální situace samozřejmě je, pokud se zásah zdůvodněný ochranářsky vyplatí také ekonomicky. Měli bychom nicméně vždy postupovat tak, abychom náklady minimalizovali. Zásah na několika menších plochách bude dražší než na jedné velké, zároveň může být méně efektivní ochranářsky. Měli bychom myslet i na ty, kdo přijdou po nás. Proto je vhodné po 1-3 letech výmladky prořezat nebo prostříhat zahradnickými nůžkami. Je výrazně jednodušší a levnější z pařezu ořezat několik mohutnějších větví, než se potýkat s armádou prutů příliš tenkých i do kamen.

4.1.3.3. Vhodná doba lesnických zásahů

Nejvhodnější doba těžby dřevin, z jejichž pařezů by vegetativním způsobem měly růst další výhony, je v zimě a v předjaří. Stromy jednak lépe obrážejí, jednak pařezy během vegetační sezóny obrazí a výmladky stačí zdřevnatět do příchodu mrazů.

Při zimní těžbě se u většiny dřevin objevují první výmladky v polovině května, poslední na konci vegetačního období. Nejvíce výmladků vyrůstá v červenci. Těžba koncem května, tj. měsíc po začátku vegetačního období, posune začátek, vyvrcholení a konec výmladnosti také o měsíc. Pařezy stromů pokácených v červnu částečně obrážejí v srpnu a největší počet výmladků se vytváří v květnu příštího roku. Významnějším faktorem, který snižuje přírůst a způsobuje poškození výmladků, je mráz. Časnými mrazy trpí prýty z mladých pařezů a z pařezů vzniklých pozdní letní těžbou. Zvláště na bohatých půdách výmladky dlouho a rychle rostou, do příchodu mrazů nezdřevnatějí, omrznou nebo zcela zmrznou. Proto se těžba v pozdním létě většinou nedoporučuje (Kadavý et al. 2011). Na druhou stranu těžba letniny probíhá na jaře nebo začátkem léta a stromy ji zjevně zvládají. Některým dřevinám může lépe vyhovovat ořez v létě, takže řez ve vegetační sezóně může podpořit jiné dřeviny než řez zimní. I zde je proto možné a žádoucí experimentovat.

4.1.3.4. Výška pařezů výmladné etáže

Vhodná výška pařezů v pařezinách může být velmi různá a opět závisí na několika faktorech. Jsme-li motivováni ochranou biodiverzity, je žádoucí ponechávat pařezy co nejvyšší, aby stromy obrážely z pařezu a nikoli z kořenů. Optimální je samozřejmě výšku diverzifikovat. Jednak tím zjistíme, jak které dřeviny reagují, především ale vytvoříme širokou škálu stanovišť. Můžeme ponechat několik skutečně vysokých pařezů (1,5-3 m), některé stromy naopak uříznout těsně u země, ale většina pařezů by měla být vysoká mezi 25-60 cm. Respektujeme samozřejmě minulé řezy, starší pařezovou hlavu s dutinami a mrtvým

dřevem neuřízneme těsně u země. V záplavových oblastech ponecháváme pařezy vysoké tak, aby při běžných záplavách byly nad hladinou.

„Standard opatření ke zlepšení struktury lesních porostů“ (AOPK ČR 2014) tvrdí, že těžbu ve výmladné etáži je nutno provést tak, aby pařez byl co nejnižší. Konkrétně u stromů s výčetní tloušťkou pod 10 cm těsně u země, u stromů silnějších (10-20 cm) má být výška pařezů 5 cm a u stromů s výčetní tloušťkou nad 20 cm má být pařez vysoký do 10 cm. Toto doporučení je v chráněných oblastech bohužel zavádějící a vychází z čistě produkčního charakteru hospodaření v pařezinách. Má zajistit, aby nově vznikající výmladky lépe kořenily vlastními kořeny, snížit pravděpodobnost vyvrácení starších výmladků i pravděpodobnost přenosu hniloby z pařezu do výmladků (Kadavý et al. 2011).

Z pohledu ochrany biodiverzity je naopak žádoucí ponechávat pařezy co nejvyšší. Čím vyšší pařez, tím vyšší je jeho atraktivita pro saproxylický hmyz a také pravděpodobnost vzniku dutin větších rozměrů, které poskytují vhodné podmínky mnoha živočichům (např. evropsky významnému kovaříkovi fialovému *Limoniscus violaceus*). Pokud nastavíme krátké obmýtí, třeba jen 7-15 let, klesá pravděpodobnost, že výmladky vyšší pařezy rozlomí, nebo se budou vyvracet.

Ponechání příliš nízkých pařezů nemusí být výhrou ani z čistě hospodářského hlediska. Může snížit výmladnou schopnost dřevin. Ve středním lese v rakouském Drösingu vedlo nedávné zavedení těžby harvestorem, který uřezává stromy těsně nad zemí, k dramatické proměně podoby pasek. Ve srovnání s dobou, kdy byly výmladky těženy motorovými pilami, dnes na pasekách zůstává naprosté minimum dřeva ve formě pařezů a pařezových hlav. S tím zřejmě souvisí lokální pokles lejsků (T. Zuna-Kratky, *ústní sdělení*) a zjevně také nová nutnost stromy místy vysazovat.

4.1.3.5. Výběr výstavků

Ekonomické hledisko ve středním lese velí ponechávat jako výstavky perspektivní, tedy zdravé a rovné jedince, ideálně semenného původu. Ochranářské hledisko se s tímto výběrem částečně shoduje, byť z jiných důvodů. Je žádoucí ponechávat stromy, které mají vysokou šanci rychle přirůstat a dlouho žít. Chceme totiž pěstovat co největší stromy s dobrou perspektivou, které jednou budou hostit bohatou specializovanou faunu a floru. Zároveň ale musíme na blaho této bioty dbát už teď, vybíráme proto také jedince z definice většinou málo perspektivní, tzv. biotopové stromy (Bouget et al. 2014, Müller et al. 2014), čili staré mohutné, ale odumírající stromy nebo stromy se vzácnými mikrostanovišti osídlenými nebo vhodnými pro chranářsky významné druhy. Ve vědecké literatuře se začíná prosazovat sjednocující termín „habitat trees“ (Kraus & Krumm 2013). Termín zahrnuje stojící živé stromy i souše se specifickými mikrostanovišti, jakými jsou dutiny, skuliny pod kůrou, silné odumřelé větve, epifytické organismy (hlavně mechorosty a lišejníky), praskliny, korní spály a hniloby kmene. Podle nejrůznějších charakteristik těchto stromů se víceméně rozlišují další názvy: veteránské (veteran), prastaré (ancient) a mohutné (monumental) stromy. Doupnými

stromy myslíme pak ty, které nesou dutiny vzniklé hnilobami nebo vydlabané datlovitými ptáky.

Je potřeba přemýšlet v delším časovém horizontu a zajistit kontinuitu v nabidce biotopových stromů, tedy dostatek biotopových stromů v současnosti, ale stejně tak i dostatek mladších stromů, které se jednou mohou biotopovými stromy stát v budoucnu.

Obrázek 23 (vlevo). Příklad tzv. biotopového stromu, vhodně ponechaného na okraji lesního pozemku. Foto: R. Bače

Obrázek 24 (dole). Střední lesy obce Drösing, Rakousko. Na obrázku je čerstvě smýcená plocha výmladkového lesa. Doba obmýtí spodní výmladkové etáže se pohybuje kolem 40 let, výstavky jsou ponechávány po dobu 80-120 let, některé z nich jsou ponechány k dožití. Lesy obce Drösing se rozkládají na ploše zhruba 400 ha, což dovoluje smýcení poměrně velkých ploch každoročně. Foto: L. Zapletalová

Obrázek 25. Střední lesy obce Drösing, Rakousko. V pokročilých fázích dorůstání je porost ve výmladkovém lese již tmavý. Bylinné patro je chudší, dominují zde druhy snášející zastínění. Světlomilné druhy rostlin nicméně mohou přežívat v semenné bance. Vzhledem ke krátké době obmýtí (40 let) mají velkou šanci v tomto stadiu vydržet nepříznivé podmínky a vyklíčit, až se plocha opět smýtí. Naproti tomu v běžných hospodářských lesích a v lesích ponechaných v bezzásahovém režimu je šance na přežití semen v půdě mizivá, neboť tmavé fáze zde trvají příliš dlouho, a tak nakonec světlomilné druhy mohou z lesa zmizet navždy. Foto: L. Zapletalová

4.2. LESNÍ PASTVA

4.2.1. Historie lesní pastvy

Lesní pastva je velmi starý způsob hospodaření, v podstatě se provozovala již od počátků zemědělství na začátku neolitu, kdy došlo k domestikaci divokých zvířat. Zvířata se vyháněla na pastvu v okolí téměř každé osady. Vliv na lesní ekosystémy se projevoval nejprve především v nížinách, s postupnou kolonizací došlo i k ovlivňování porostů v pahorkatinách a nakonec i v horských oblastech. V období raného středověku již v nížinách téměř neexistovaly lesní porosty neovlivněné člověkem (Szabó 2009). Lesní pastva měla vedle pařezinového hospodaření dominatní vliv na utváření struktury lesních biotopů a jejich dynamiku (Kirby & Watkins 1998, Rackham 2003, Kirby & Watkins 2015).

Pastevní lesy nabízely místo pro pastvu dobytka, ale poskytovaly i dřevo a další produkty. Koncept pastevního lesa je poměrně široký (Rackham 1998, Hartel et al. 2013), ale v jednoduchosti lze říci, že jde o travinné porosty s více či méně roztrušenými stromy. V pastevních lesích se pásly různé druhy domestikovaných zvířat: skot, ovce, kozy, prasata a koně. To je poměrně důležité, protože zmíněná zvířata se liší způsobem, jakým se pasou a tedy i vlivem na vegetaci (Vera 2000, Jirků & Dostál 2015, viz níže v kap. 4.2.3.).

V evropských podmínkách byla v minulosti asi nejrozšířenějším domestikovaným zvířetem prasata. Díky jejich schopnosti využívat široké spektrum potravy byla totiž snadno uživitelná (Hooke 2013, Jørgensen 2013). Pasáci brali svá stáda prasat do lesů, aby se tam živila na bukvicích a především na žaludech, které poskytují kaloricky velmi bohatou stravu. Např. ve Španělsku nebo Portugalsku lze pastvu prasat v lesích vidět dodnes v tradičních lesích (tento typ lesů je označován jako *dehesa* nebo *montado*).

V pastevních lesích byl často upřednostňovanou dřevinou dub, díky produkci žaludů. Produkce žaludů je u dubů největší na osluněných větvích (Johnson et al. 2002). Z tohoto důvodu bylo žádoucí udržovat otevřenou strukturu porostu, kde si stromy nebudou stínit. Pastevní lesy byly obhospodařovány tak, aby byly duby co nejvíce osluněné a vytvořily si mohutné a široké koruny. Pastevní lesy tedy představovaly prostředí s otevřenými trávníky a roztroušenými stromy a keři. Heterogenita ve struktuře porostu, typická pro pastevní lesy, nabízí životní protor pro široké spektrum organismů.

Záliba lovu vysoké zvěře již u středověkých králů a šlechty vedla k zakládání obor, ohraničných lesních porostů, kde byly záměrně udržovány vysoké stavy zvěře (Hooke 2013, Fletcher 2015). Stavy zvěře v oborách byly často tak vysoké, že zamezovaly spontánnímu zmlazování a obnově lesa, a obory tak ve výsledku měly často otevřnou parkovou strukturu, podobně jako pastevní lesy. V některých oborách se otevřené lesní porosty s mohutnými stromy dosud udržely. Obory jsou také dodnes jediná místa, jejichž správci pastevní lesy alespoň občas aktivně vytvářejí.

Podobné podmínky jako pastevní lesy nebo obory nabízely i tradiční ovocné, dříve i kaštanové sady (Alexander 2008, Bergmeier et al. 2010).

Lesní pastva byla naprosto běžným způsobem hospodaření na území České Republiky od počátků zemědělství na začátku neolitu až do druhé poloviny 18. století. Poté došlo k razantním změnám. Nárůst lidské populace vedl k výrazným sociálním a kulturním změnám. Změny v lesním hospodaření byly podmíněny především industriální revolucí (rozvojem težby nerostných surovin) a zemědělskou revolucí (zintenzivněním polního a pastevního hospodaření) a byly velmi podobné v celé západní a střední Evropě (Thomas 1998, Bürgi 1999, Szabó 2013, Savill 2015).

V důsledku zvýšené poptávky po stavebním dříví bylo na mnoha lesních stanovištích upuštěno od tradičních forem hospodaření nebo byla stanoviště postupně převáděna na jiné typy hospodaření. Bylo potřeba pěstovat lesy, které posyktovaly dobrou zásobu kulatiny. Pastva v lese byla od roku 1800 výrazně omezena (ačkoliv ne úplně zakázána), neboť byla považována za poškozování lesa. Měla totiž negativní vliv na růst semenáčků a tedy obnovu lesních porostů (Thomas 1998, Bürgi 1999, Szabó 2013). Podobně bylo omezeno i do té doby běžné hrabání steliva pro dobytek, které ochuzovalo lesní půdy o živiny (kap. 4.4.). Dobytek se začal chovat pod střechou i během léta a roztroušené stromy bývalých pastevních lesů byly záměrně odstraňovány, aby se zvýšila produktivita intenzivních luk a pastvin (Bürgi 1999, Plieninger & Bieling 2013), což vedlo k postupnému úbytku starých solitérních stromů, nebo byly naopak otevřené pastevní lesy zalesňovány, aby se zvýšil objem dřeva.

Během několika málo desetiletí tak dramaticky pokleslo zastoupení lesů ovlivněných pastvou. Ačkoliv pastva v lese byla považována za nevhodný způsob hospodaření, nepodařilo se ji úplně vymýtit až do období kolem 2. světové války. Na leteckých snímcích z doby před válkou (r. 1938) lze často vidět porosty, které měly parkový charakter v důsledku pastvy. Na příkladu Soutoku Moravy a Dyje to ukazují Miklín and Čížek (2014) (Obr. 8). Skutečný konec pastvy v lese nastal až během období komunismu kvůli vyvlastňování majetku a následnému zcelování hospodářských pozemků a přechodu na intenzivní chov dobytka v družstevních velkochovech.

4.2.2. Význam pastevních lesů pro biodiverzitu

Biologický význam pastevních lesů spočívá především v tom, že jde o heterogenní prostředí, které nabízí vhodný biotop druhům vázaným na otevřená stanoviště, tj. trávníky, louky, stepi, apod., stejně jako druhům vázaným na stromy či les. Kromě toho nabízejí pastevní lesy biotop i druhům, které jsou vázané přímo na otevřené lesy, tj. potřebují stromy či keře, ale hustému lesu se vyhýbají. Pastevní lesy tak nabízejí prostředí, kde nachází místo k životu široké spektrum rostlin a živočichů, a často představují lokální „horká místa biodiverzity“ (Bugalho et al. 2011). Není proto divu, že pastevní lesy přitahují pozornost vědecké komunity z oboru ekologie. Studie zabývající se biodiverzitou a ekologickým významem pastevních lesů jsou běžné téměř v celé Evropě (Bergmeier et al. 2010, Horák and Rébl 2013, Gonçalves et al. 2012, Moga et al. 2009; Dorresteijn et al. 2013, Paltto et al. 2011; Widerberg et al. 2012, Brunet et al., 2011, Bugalho et al. 2011, Hartel et al. 2013, Plieninger et al. 2015).

Obrázek 26. Velcí herbivoři - na svazích Malého Kavkazu především krávy a koně - dokáží udržet řídké lesy a bezlesí i ve velmi vlhkém klimatu. Foto: L. Čížek

Obecně se dá říci, že pro biodiverzitu pastevních lesů jsou důležité dva základní faktory: přítomnost osluněných stromů a režim pastvy dobytka.

Pastevní lesy jsou typické přítomností osluněných, volně rostlých, mnohdy velkých a starých stromů. Tyto solitérní stromy velmi často poskytují důležitá mikrostanoviště jako velké osluněné odumírající větve, stromové dutiny, nebo místa s odlupující se či chybějící kůrou (Bütler et al. 2013, Siitonen & Ranius 2015), která slouží jako substrát pro bohatou škálu organismů. Stromy v pastevních lesích, pokud se nejednalo o duby (viz historie výše), byly často obhospodařovány osečným (vrškovým) hospodařením (kap. 4.3.), byly jim v pavidelných intervalech (kolem 7-20 let) ořezávány větve, které se daly využít jako palivové dříví, případně, při kratším intervalu ořezávání (2-3 roky) stromy poskytovaly píci jako krmivo pro dobytek na zimu (Rackham 1998, Petit & Watkins 2003, Jørgensen 2013, Plieninger et al. 2015). Pravidelné ořezávání vedlo k prodloužení věku stromů, díky snížení těžiště při ořezávání se totiž snížilo i riziko, že starší stromy prasknou a rozpadnou se v důsledku váhy svých větví (Rackham 1998, Read 2000, Šebek et al. 2013; Siitonen & Ranius 2015). Stromy v pastevních lesích tak často dosahovaly vysokého věku. To bylo velmi důležité, na těchto stromech se s jejich přibývajícím věkem akumulovala rozličná mikrostanoviště. Staré stromy tak zajišťovaly časovou kontinuitu v nabídce vhodných mikrostanovišť. Samotné ořezávání stromů navíc vede ke zvýšené tvorbě některých mikrostanovišť, především dutin (Šebek et al. 2013), které jsou považovány za velmi důležitý biotop pro mnohé organismy vázané na stromy. Mohutné solitérní stromy jsou označovány jako klíčové prvky pro biodiverzitu organismů vázaných na stromy a to nejen v Evropě, ale na

celém světě (Fischer et al. 2010, Lindenmayer et al. 2014, Manning et al. 2006, Šebek et al. 2016). Srovnání diverzity hmyzu a pavouků vázaných na stromy mezi solitérními stromy a stromy rostoucími v lese s hustým korunovým zápojem například ukazuje, že solitérní stromy hostí bohatá společenstva s mnoha ohroženými druhy (Šebek et al. 2016). Stromy rostoucí v hustém lese většinou hostí jen chudší společenstva, která jsou navíc často jen podmnožinou toho, co lze najít na solitérních stromech. Stromy rostoucí v otevřených podmínkách tak mají nezastupitelnou a stěžejní roli pro biodiverzitu lesních organismů.

Obrázek 27. Tradiční pastviny jsou heterogenní stanoviště s roztroušenými stromy, keři a otevřenými trávníky. Takové prostředí nabízí podmínky pro společné soužití široké škále živočichů i rostlin. Na obrázku je aktivní pastvina v Aveyronu, Francie. Foto: P. Šebek

Otevřené plochy mezi roztroušenými stromy jsou udržovány pastvou různých druhů dobytka (Mountford & Peterken, 2003, Bergmeier et al. 2010). V tradičních pastevních lesích byla pastva poměrně málo intenzivní, což vedlo k heterogenitě stanoviště. Některá místa byla spásána jen občas, byly zde dlouhé trávníky, případně křoviny, naopak některá místa, například v blízkosti farem, byla spásána častěji a tráva zde byla krátká, nebo se objevovala místa s holou půdou. Tato lokální heterogenita podporovala existenci bohatých společenstev rostlin a živočichů na malé ploše. Vysoké trávníky, či ponechané trsy stařiny podporují velkou diverzitu hmyzu a pavouků, kteří se zde mohou schovat, stavět sítě nebo je jinak využívat. Někteří motýli například přezimují jako larvy nebo kukly v trsech dlouhé trávy, nebo během léta jejich dospělci využívají vysokou trávu jako svá teritoria (Konvička et al. 2005). Místa s velmi krátkou či řídkou trávou nebo místa dobytkem vydupaná až na hlínu

zase mohou být vhodná pro některé druhy brouků nebo samotářské včely. Extenzivní pastviny tak podporují i mnoho chráněných druhů, které jinak v moderní intenzivně obdělávané krajině nemohou přežít (Bergmeier et al. 2010, Rosenthal et al. 2012). Naopak příliš intenzivní pastva dobytka je pro společenstva otevřených ploch často škodlivá. Vlivem nadměrné pastvy se homogenizují travinná společenstva a tím i společenstva živočichů, kteří je mohou využívat. Nadměrná intenzita pastvy rovněž často zabraňuje i spontánnímu zmlazování dřevin, což působí negativně, chceme-li stanoviště udržet ve stavu otevřeného lesa dlouhodobě (Hartel et al. 2014). Druh pasoucího se dobytka má rovněž výrazný vliv na vegetaci. Některé druhy dobytka se vyznačují strategií spásačů, tj. specializují se na konzumaci bylinné vegetace (kůň, skot), jiné druhy tíhnou ke strategii okusovačů, tj. okusování listů, větviček či semenáčů (koza, částečně ovce) (k herbivorním strategiím viz blíže kap. 4.2.3.). Kromě toho mohou některé druhy i poškozovat vzrostlé stromy (např. kůň). Vedle půdních vlastností tak má v dlouhodobém kontextu druh pasoucího se dobytka velmi výrazný vliv na průběh sukcese a strukturu porostu v pastevních lesích.

Fakt, že v pastevních lesích se nachází stromy v těsné blízkosti s trávníky, je velmi důležitý pro spousty druhů hmyzu. Některé druhy totiž potřebují k vývoji larev dřevo statných stromů, ale v dospělém stadiu potřebují nektar z květů lučních rostlin. Mnoho zástupců s touto vazbou lze najít mezi brouky (krasci, tesaříci), včelami (parazitoidní včely) či dvoukřídlými (pestřenky) (Fayt et al. 2006, Müller et al. 2008, Lachat et al. 2013). Otevřená struktura a tedy prostupnost pastevních lesů navíc napomáhala poměrně jednoduché lokalizaci potřebného substrátu i pro druhy se špatnými schopnostmi šíření (např. páchník hnědý).

Kombinace otevřených pastvin s osluněnými stromy nebo háji představuje výrazně heterogenní prostředí oproti tmavým zapojeným lesům nebo pastvinám bez stromů. Díky této kombinaci pastevní lesy představují extrémně bohatá stanoviště z pohledu biodiverzity. V odborných studích byl doložen velký význam pastevních lesů pro diverzitu rostlin (Bergmeier et al. 2010, Bugalho et al. 2011, Tárrega et al. 2009), motýlů (Beneš et al. 2006), ptáků (Hartel et al. 2014), epigeického hmyzu (Taboada et al. 2006, Spitzer et al. 2008), saproxylického hmyzu (Horák et al. 2014, Ramírez-Hernández et al. 2014, Siitonen & Ranius 2015, Šebek et al. 2016), či dokonce i pro bohatost lišejníků (Horák et al. 2014, Paltto et al. 2011).

4.2.3. Lesní pastva jako nástroj v ochraně přírody

Pastva v lese byla ještě nedávno jedním z běžných a široce rozšířených typů hospodaření v lese. Podobně jako u výmladkového hospodaření i v tomto případě se mnoho praktických zkušeností s pastvou v lese jistě ztratilo v důsledku ztráty vlastnických práv během doby komunismu a kvůli intenzivnímu managementu lesů v posledních zhruba 70ti letech. Na druhou stranu pastva dobytka nikdy existovat nepřestala a její přizpůsobení k managementu lesních stanovišť nevyžaduje příliš velké úsilí.

Zkušenosti s pastvou v lese pro účely ochrany přírody jsou na území ČR velmi řídké. Zkušenosti ze zahraničí ale ukazují, že jde často o poměrně snadno zvládnutelný management

(Rotherham et al. 2013). I v tomto případě je na místě opatrnost, ale ne zase příliš velká; velmi se vyplatí s praktikou experimentovat. Je velmi důležité si především uvědomit, čeho chceme zavedením pastvy v lese docílit a podle toho zvolit vhodný postup, odpovídající druh dobytka a intenzitu pastvy. Je nezbytné sledovat vliv pastvy na vegetaci a porost a podle toho péči o stanoviště přizpůsobovat. V následujících odstavcích se zaměříme na několik základních rad vhodných při tvorbě pastevních lesů či při opětovném zavedení lesní pastvy.

Pastva hospodářských zvířat v lesích je zakázána podle § 20 odst. 1 písm. n) zákona č. 289/1995 Sb., o lesích. Při zavádění/obnově lesní pastvy je proto potřeba si vyžádat příslušnou výjimku ze zákona (kap. 6.1.).

4.2.3.1. Kde pást

Primárně by snaha o zavedení lesní pastvy měla být směřována do míst, kde se v minulosti již páslo nebo kde je stále struktura porostu otevřená či do nedávné doby ještě byla. Na takových stanovištích totiž zavedení pastvy může přinést výsledky již v krátké době. Ideální je směřovat pastvu tam, kde se v minulosti opravdu páslo. Zde bude podpora návratu vzácných druhů vázaných na pastevní lesy nejefektivnější, neboť je největší pravděpodobnost, že se zde ještě nějaké takové druhy nacházejí. Pokud cílová plocha v minulosti nebyla pasena, ale prokazatelně byla struktura jejího porostu otevřená, stojí za úvahu zvážit i jiný způsob managementu. Například pokud se jedná o bývalou pařezinu, je vhodné upřednostňovat spíše obnovu výmladkového hospodaření než pastvu dobytka. Vždy je potřeba si uvědomit historii lokality a snažit se zachovat kontinuitu hospodaření (kap. 3.2.). Na druhou stranu tvorba pastevního lesa i na místech, kde předtím možná nebyl, je vždy lepší než ponechání stanoviště samovolné sukcesi.

V mnoha případech bude před zavedením pastvy nutná předchozí úprava lesa. Může jít o zbavení se buřeně, či prosekání keřového patra. Na některých lesostepních stanovištích nebo v jiných sušších porostech se můžeme keřového patra zbavit i řízeným vypalováním (kap. 4.5.). V případě, že chceme pastevní les vytvořit na místě hustého zapojeného lesa, můžeme přistoupit k výraznějšímu kácení za cílem snížení zakměnění.

4.2.3.2. Způsob pastvy, intenzita a volba zvířete

Způsob jakým můžeme provozovat pastvu v lese v podstatě může nabývat dvou základních podob, mezi nimiž ale existuje celá škála možností. Na jedné straně může jít o přirozenou (volnou) pastvu, či polodivoký chov, kdy pastva je celoroční, extenzivní a (kromě již přítomné zvěře) zahrnuje pouze druhy specializovaných velkých spásačů: zubra evropského a ekologické náhrady tří vyhubených druhů, pratura, divokého koně a divokého osla. Na druhé straně kontinua se potom nachází řízená pastva domácích zvířat na vybraných plochách, případně jen v některých obdobích.

Přirozenou pastvu zvířat jako alternativní management v ochraně přírody popisují velmi podrobně Jirků & Dostál (2015). Tento přístup využívá jako nástroj managementu velké

specializované spásače, jejichž vliv na cílová společenstva, jakož i péče o ně, se podstatným způsobem liší od managementu nárazovým přepásáním konvenčními domácími zvířaty, zejména ovcemi a kozami. Nástroji managementu jsou v případě přirozené pastvy primitivní plemena koní a skotu, v poslední době i zubr evropský. Přirozená pastva vyžaduje poměrně nízké náklady a je nenáročná na provoz. Náklady jsou většinou vysoké na úplném počátku zavádění pastvy, tj. při zajištění a přípravě lokality na pastvu. Později již pastva zvířat nevyžaduje velké finanční náklady. Přirozená pastva tak představuje finančně racionální a dlouhodobě udržitelnou alternativu v porovnání s běžnou pastvou domácími zvířaty.

Pro opravdu přirozenou pastvu velkých spásačů jsou potřeba velké plochy, kde by se zvířata mohla pohybovat bez omezení. Uvádí se, že minimální rozloha pozemku, na kterém lze volnou pastvu provádět, aniž by docházelo k degradaci stanoviště, je 20 ha. Takové plochy pochopitelně v poměrně intezivní kulturní krajině nejsou vždy dostupné, proto jsou častější polodivoké chovy na vybraných stanovištích, kde je potřeba dynamiku disturbancí obnovit. Česká republika je v oblasti přirozené pastvy výrazně pozadu za zbytkem Evropy. V poslední době ale vzniklo několik iniciativ a návrat velkých býložravců do české přírody (tzv. „re-wilding“) se zdá čím dál více reálnější (Jirků & Dostál 2015). Za zmínku stojí úspěšné zavedení pastvy zubra evropského, divokých koní (Exmoor pony) a divokého skotu (plemene tauros - ekologického ekvivalentu pratura) v bývalém vojenském výcvikovém prostoru Milovice-Mladá ve Středočeském kraji (Jirků & Dostál 2015). Iniciativy jsou ve většině případů zaměřeny především na management bezlesí, stepí nebo lesostepí, ale povětšinou pouze s mladšími stromy. Polodivoká pastva v plně vzrostlém lese nebo bývalém pastevním lese v našich podmínkách v podstatě neexistuje.

Pastva domácími zvířaty (skot, koně, osli, ovce či kozy) je z dlouhodobého hlediska o něco náročnější na finance a zajištění. Nevýhoda domácích zvířat oproti divokým druhům a jejich ekvivalentům tkví v tom, že se v podstatě neobejdou bez lidské péče, zejména bez přikrmování, péče o kopyta a bez asistence při reprodukci. Stejně tak často i ta nejhouževnatější plemena domácích zvířat potřebují ustájení alespoň na zimu nebo nutnou veterinární péči. Celoroční život vyšlechtěných plemen v přírodě navíc může kolidovat se zákonem na ochranu zvířat proti týrání (problematika viz. v metodice Jirků & Dostál 2015).

Na druhou stranu je ale pastva domácími zvířaty oproti divokým druhům poměrně snadno proveditelná, třeba už jen proto, že s pastvou domácích zvířat máme jednoduše více zkušeností, i když ne třeba v lesích. Proto by správce chráněných území trochu větší náročnost oproti divokým druhům neměla odradit od pokusu zavést pastvu lese. Naopak. Na mnoha místech je pastva žádoucí nebo nutně potřeba, a to i když není celoroční. Je potřeba si uvědomit, že pastevní management je prováděn primárně za účelem péče o lokality, nikoliv nezbytně za účelem chovu zvířat samotných. Ta jsou v podstatě jen nástrojem k dosažení cílů, ačkoliv je jasné, že jejich pastva může vlastníkům zvířat generovat i nějaký zisk, ať už jde o mléko, maso, apod. Bohužel v některých situacích, například při managementu potřebném jen na malé ploše, nebo jen v konkrétním období, může být problém vůbec sehnat někoho, kdo stáda svých zvířat na účely ochrany přírody poskytne.

Pokud jde o zachování diverzity společenstev světlých lesů, tak v zásadě škodí dvě věci – na jedné straně absence pastvy nebo příliš malá intenzita a na druhou stranu zase její nadměrná intenzita (van Klink et al. 2014). Příliš extenzivní pastva může vést k zarůstání stanovišťě a ve výsledku tak být neúčinná. Nadměrná intenzita pastvy je naopak také škodlivá, jejím vlivem se unifikují travinná společenstva a brání se zmlazování stromů, bez kterých by se z pastevních stromů brzy staly jen otevřené pastviny. Je potřebné zvolit vhodný druh zvířat a jejich počet. Přitom se musí brát ohled na typ lokality a herbivorní strategii zvířat. Velmi dobře jsou popsány herbivorní strategie v již zmíněné metodice (Jirků & Dostál 2015). Býložraví kopytníci se dle způsobu příjmu potravy dělí na tři základní typy: a) okusovači, b) kombinovaní či oportunní okusovači-spásači a c) spásači. Mezi kategoriemi existují přechody. Řada druhů není úplně vyhraněných, či v závislosti na ročním období mezi jednotlivými strategiemi přepíná, ale většinou některá ze strategií jasně převládá.

Okusovači se specializují na okus listů, větviček, semenáčů a kůry dřevin (v našich podmínkách je jediným specializovaným okusovačem los evropský). Kombinovaní okusovači-spásači jsou nevyhranění. Podle možností se soustředí na momentálně nejkvalitnější dostupný zdroj potravy. Většinou spásají bylinnou vegetaci v době, kdy je čerstvá. Jakmile bylinná biomasa v průběhu vegetační sezóny zhrubne, přecházejí na strategii okusovače. V době vegetačního klidu se mohou živit výhradně okusem. Do této kategorie spadají jelenovití, ovce a kozy, stejně jako kamzík a muflon (ten spolu s ovcí inklinuje ke spásačům). Poslední skupina, spásači, se naproti tomu celoročně specializuje na bylinnou vegetaci, nehledě na obsah vlákniny byliny spásají i ve stadiu, kdy jsou zcela suché. Okusem si potravu zpestřují jen v zimě. Do této skupiny patří skot, koně a osli.

Často hraje velkou roli nejen samotná strategie, ale preference jednotlivých zvířat (Jirků & Dostál 2015). Koně se výrazně zaměřují na trávy, většiny dvouděložných si prakticky nevšímají, navíc na podzim často okusují plody dřevin a v zimě okusují větvičky a loupou kůru stromů. Při vyšší intenzitě tedy mohou stromy i poškozovat. To může na některých lokalitách být ku prospěchu věci, například tam, kde je jen několik starých stromů a hodně mladších, a naopak na jiných lokalitách, v místech bez mladších stromů jen s několika starými stromy, to může být nežádoucí. U skotu je kromě trav významná i složka dvouděložných bylin, některé dřeviny žerou i během vegetační sezony a kůru loupou kdykoliv najdou vyvrácený mladý strom. Ovce jsou výrazně selektivní a primárně spásají dvouděložné byliny. Proto tam, kde je záměrem podpořit např. květnatost luk, nelze ovce doporučit. Ovce jsou k pastevnímu managementu vhodné v režimu toulavé pastvy, která je ovšem vzhledem k náročnosti (nutná neustálá přítomnost pasáčka) často velmi obtížně proveditelná. Kozy jsou schopny svým působením poškozovat mladé stromky a křoviny.

Obrázek 28. Velcí herbivoři v dobách nedostatku lepší potravy ohryzávají kůru dřevin. Například koně tak dokáží krajinu efektivně zbavit stromů s tenkou kůrou a napravit tak škody způsobené zalesňovací manií nebo absencí vhodné péče. Foto: L. Čížek

4.2.3.3. Solitérní stromy a jejich zajištění

Stromy rostoucí v otevřených podmínkách jsou klíčové pro zachování biodiverzity světlých lesů. Při obnově a managementu pastevních lesů je proto potřeba jim věnovat velkou pozornost. Péče o solitérní stromy by měla zahrnovat dva základní cíle: zaprvé, zajištění dlouhodobého přežití stávajících solitérních stromů, a zadruhé, zajištění existence budoucích generací solitérních stromů.

Staré solitérní stromy by neměly být odstraňovány z důvodu, že jsou příliš staré a mohly by být nebezpěčné. Místo toho by jim měla být věnována dostatečná péče odborníka, arboristy. Vhodně zvolená péče, např. ořez větví (pollarding) či redukce koruny, může prodloužit věk stromu i o několik desítek či stovek let (kap. 4.3.). Kromě udržování starších jedinců, je potřeba zajistit vznik dostatečně početných generací mladých solitérních stromů. Ty budou plnit roli solitérů, až stávající staré stromy umřou, a udržovat tak kontinuitu podmínek na stanovišti. V místech s extenzivním režimem pastvy se mohou mladé stromy do určité míry vyvíjet samovolně pod ochranou trnitých keřů (především při pastvě skotu a koní). Může se ale stát, že takový způsob obnovy může trvat velmi dlouho. V místech, kde už existují jen generace velmi starých stromů a mladé generace jsou tedy naléhavě třeba, je vhodné přistoupit k aktivní výsadbě stromků a jejich ochraně před okusem.

Aby porost zůstal otevřený, ale zároveň nabízel dostatek volně rostoucích stromů i v budoucnu, je potřeba obnovu mladých stromů pečlivě pozorovat. Pokud je obnova příliš velká, lze přistoupit k ořezávání některých mladých stromků, ať už na hlavu nebo na pařez, aby tím nestínily jiným stromům, kterým dovolíme vytvořit si širokou korunu. Při výsadbě je potom nutné si uvědomit, že vysazované stromy jednou dorostou velkých rozměrů a podle toho sázet stromy v dostatečných vzdálenostech od sebe nebo od stávajících stromů. Například u dubů můžou spodní větvě koruny dosahovat až 15 m od kmene. Jako ideální se zdá situace, kdy plocha otevřených stanovišť je zhruba 25-75 % stanoviště, zbytek činí plocha korun stromů (Butler & Alexander 2013).

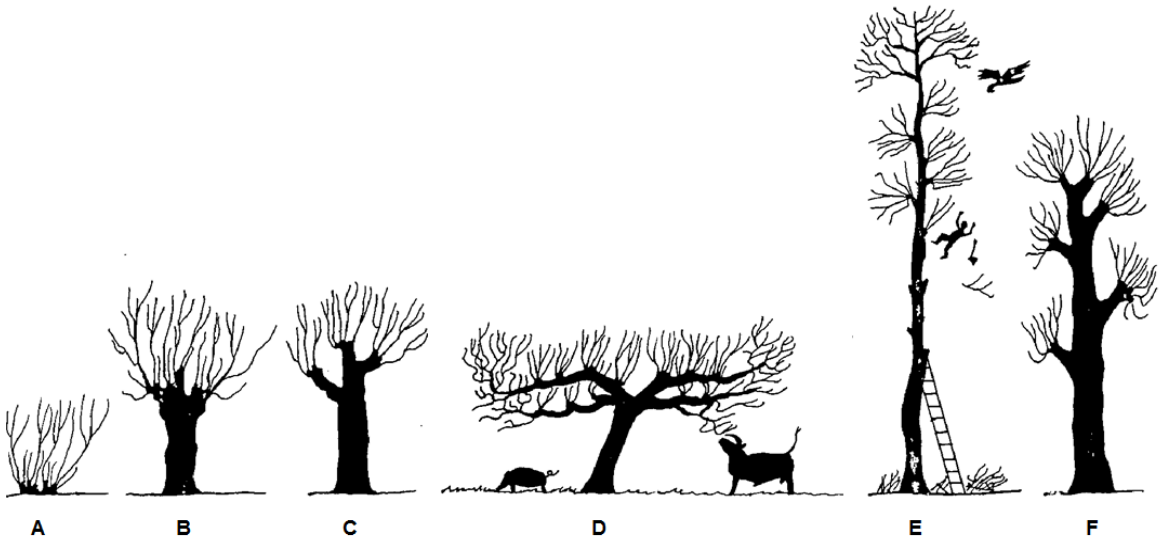
Obrázek 29. Dub zmlazující pod ochranou trnitých keřů na tradiční pastvině v Aveyronu, Francie. V místech s extenzivním režimem pastvy mohou mladé stromy pod ochranou trnitých keřů samovolně zmlazovat. Později přerostou keř a díky otevřeným podmínkám mohou dosáhnout značných rozměrů. Mohou tak v budoucnu nahradit stávající staré solitérní stromy a zajistit tak kontinuitu v nabídce vhodného substrátu pro mnoho druhů živočichů nebo i lišejníků a hub. V místech, kde je pastva příliš intezivní nebo naopak žádná, je vhodnější přistoupit k aktivnímu vysazování a výchově nových generací budoucích solitérů. Foto: P. Šebek

4.3. OŘEZ STROMŮ

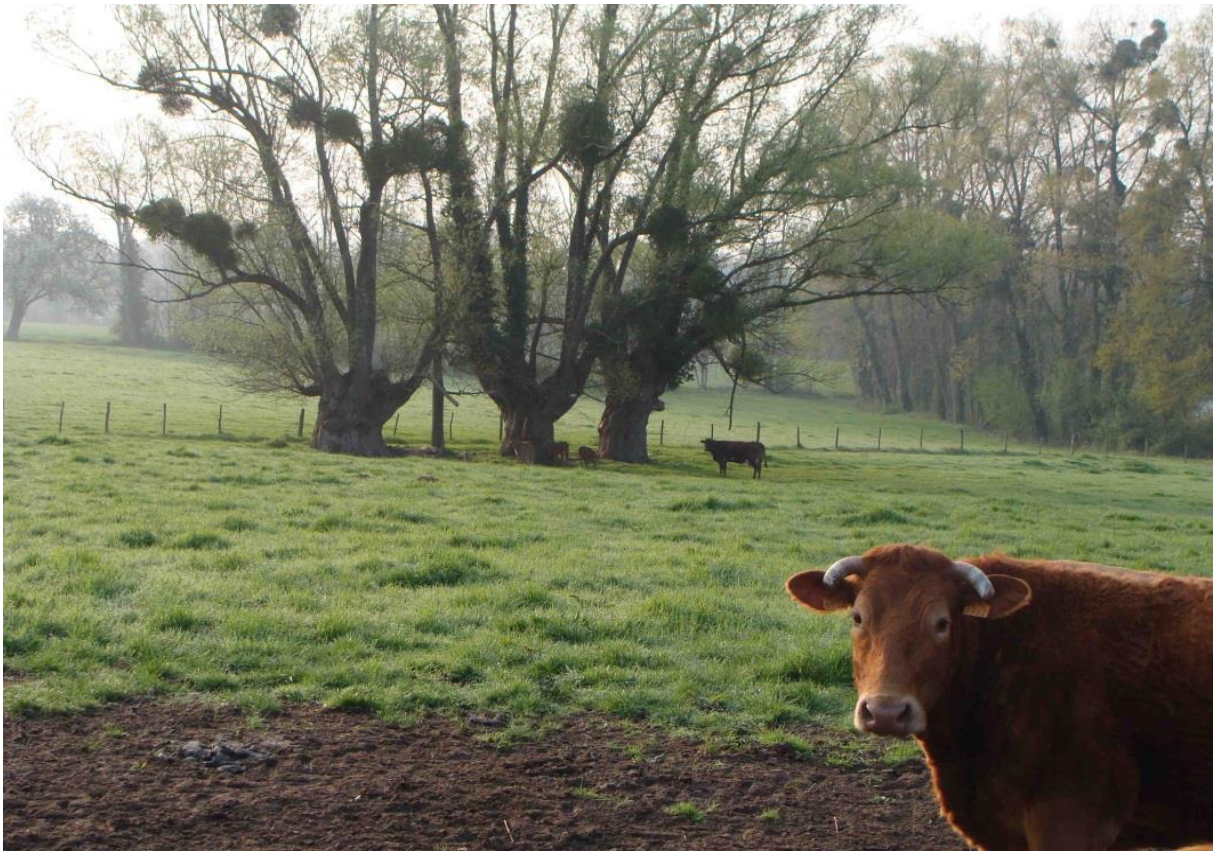
4.3.1. Historie a význam ořezávání

Ořezávání stromů, někdy též osečné hospodaření nebo „vrškové“ hospodaření, angl. *pollarding*, je tradičním způsobem péče o stromy, při němž se větve stromů stínají zpravidla ve výšce 1,5 až 3 m nad zemí a kmeny jsou ponechány, aby regenerovaly tvorbou pňových výmladků. Pravidelným ořezáváním dochází ke vzniku hlavatých stromů, ale i dalších stromových forem (Obr. 30). Ořezávání stromů bývalo a je typické pro obhospodařování stromů rostoucích v pastevních lesích a stromů rostoucích mimo les, na loukách, v remízcích, v alejích podél cest nebo vodních toků, ale i v parcích a ve městech.

Ořezávání stromů je forma výmladkového hospodaření (kap. 4.1.). Historicky bylo ořezávání na hlavu široce rozšířeným způsobem péče o stromy, protože dovolovalo těžbu dřeva menších rozměrů i v místech, kde se pravidelně pohyboval dobytek, a hrozilo tak poškození výmladků. Stromy se ořezávaly v pravidelných intervalech, průměrně 7-15 let, což poskytovalo dřevo vhodné jako palivové dříví, či dřevo na výrobu nástrojů. Při velmi krátké době obmýtí, 1-3 roky, pak stromy poskytovaly i proutí vhodné jako píce pro dobytek, nebo ke košíkářství, apod.



Obrázek 30 (nahoře). Tradiční formy ořezávání stromů: (A) pařezení; (B) a (C) dvě formy pollardingu; (D) pollarding typický pro španělské pastevní lesy (*dehesa*); (E) a (F) dvě formy ořezávání ve vyšší výšce, tzv. shredding. Upraveno podle Rackham 1998.



Obrázek 31. Staré hlavaté vrby jako součást pastviny, Eure-et-Loire, Francie. Ořezávání stromů na hlavu bylo běžným způsobem péče o stromy v pastevních lesích, neboť dovolovalo těžbu palivového dříví na stejném pozemku, kde se pásl dobytek. Ořezávání na hlavu je tak vlastně pouze pařezení ve vyšší výšce, kam dobytek nedosáhne a nepoškodí obrážející výmladky stromů. Pravidelným ořezáváním se snižuje těžiště stromů. Dá se tak zabránit rozpadu stromů v důsledku váhy větví, a prodloužit tak jejich věk (všimněme si tloušťky kmene vrb). Foto: D. Mansion

Klasickým příkladem ořezávaných stromů jsou vrby „babky“, kdy je ořezem zkrácen kmen a odstraněny všechny větve. Strom obrazí novými větvemi, které pak vyrůstají z jednoho místa, tvoří postupně tzv. hlavu (Obr. 30, B). V parcích nebo alejích zase můžeme vidět stromy, kterým byly zkracovány silné kosterní větve a tím vytvářena nízká kulovitá koruna. V alejích nebo kolem silnic můžeme vidět stromy, kterým byly zkráceny postranní větve, a tak bylo dosaženo vysokého vzrůstu (Obr. 30, E a F). Stejně tak i ovocné stromy jsou běžně ořezávány specifickým způsobem k dosažení určitého tvaru koruny.

Ořezávání stromů přináší hned několik výhod:

- Ořezávání podporuje tvorbu dutin a dalších mikrostanovišť mrtvého dřeva (např. místa s obnaženým dřevem). Přítomnost těchto mikrostanovišť je důležitá pro mnoho organismů vázaných na mrtvé dřevo. Ořezávání vede k tvorbě dutin a dalších mikrostanovišť v nižším věku stromu, než u stromů neořezávaných (Obr. 34). V důsledku se tak zvyšuje dostupnost těchto mikrostanovišť pro druhy, které jsou na ně vázané. Navíc ořezávané stromy jsou

dobře osluněné a osluněné dřevo a mikrostanoviště jsou vhodné pro mnoho druhů ohrožených organismů (Seibold et al. 2015, Vodka et al. 2009).

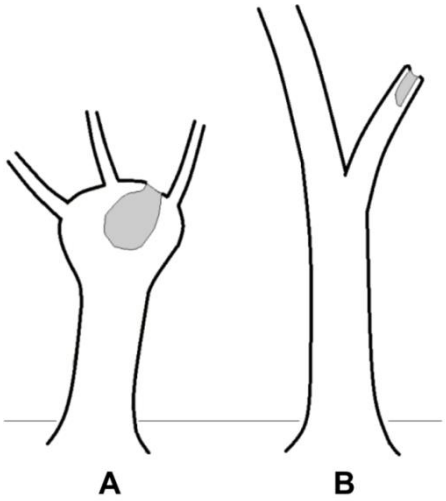
- Ořezávání podněcuje tvorbu dutin ve kmeni stromu, nikoli ve větvích. Dutiny jsou obecně považovány za jeden z nejvýznamnějších prvků pro biodiverzitu lesních organismů, neboť poskytují substrát širokému spektru druhů hmyzu či hub (Speight 1989, Quinto et al. 2012, Müller et al. 2014, Siitonen & Ranius 2015). Dutiny v kmeni bývají větší než dutiny ve větvích, a mohou tak hostit více druhů dutinových organismů. Mezi druhy vázané na dutiny patří například i brouci páchník hnědý (*Osmoderma barnabita*), chráněný v rámci soustavy Natura 2000, kriticky ohrožený kovařík rezavý (*Elater ferrugineus*), nebo ohrožený sýček obecný (*Athene noctua*), ale i mnoho dalších dutinových bezobratlých, ptáků (sýkory) či savců (plši, netopýři). V dutinách s otvorem blízko u země se může vyskytovat i kovařík fialový (*Limoniscus violaceus*), rovněž chráněný v rámci Natura 2000.
- Pravidelné ořezávání vede k prodloužení věku stromů (Rackham 1998, Read 2000, Lonsdale 2013, Šebek et al. 2013). Díky pravidelnému odstraňování větví se snižuje těžiště stromu a tím dochází k jeho stabilizaci. Snižuje se tak riziko, že se strom rozpadne v důsledku velké váhy přerostlých větví. Prakticky se tak strom může dožít i několika stovek let. To je poměrně důležité, neboť ořezávaný strom tak může poskytovat mrtvé dřevo a vhodná mikrostanoviště mnoha druhům organismů po velmi dlouhou dobu.

Opuštění pravidelného ořezávání stromů vedlo a stále vede k úbytku starých stromů v krajině a k ohrožení na ně vázaných organismů typických pro světlé lesy. Pokud se totiž dříve ořezávané stromy přestanou ořezávat, váha sílících větví může způsobit rozlomení kmene a rozpad stromu. Stejně tak v důsledku absence ořezávání vznikají mikrostanoviště mrtvého dřeva, jako dutiny a jiné, mnohem vzácněji. Výskyt starých stromů a jejich mikrostanovišť je čím dál vzácnější jak v prostoru tak v čase, čímž dochází k přímému ohrožení organismů, které je potřebují ke svému životu. Ořezávané stromy tak často působí jako velmi důležité biotopové stromy (viz kap. 4.1. nebo kap. 4.2.).

Kromě toho docházelo v posledních 200 letech i k záměrnému odstraňování starých ořezávaných stromů, protože byly považovány za „nebezpečné“, „defektní“ nebo jako možné zdroje nákazy pro zdravé stromy v okolí. S přechodem k intenzivnímu tvaru lesa vysokého se mnoho starých stromů bývalých pastevních lesů ocitlo v zapojeném prostředí, které nakonec vedlo k jejich úhynu, neboť nebyly schopny konkurovat o světlo s mladými stromy (Rackham 1998). Na zemědělských pozemcích docházelo k odstraňování stromů v důsledku snahy zvýšit produkční potenciál pastvin nebo polí. Se zánikem osobního vlastnictví během komunismu potom došlo i na odstranění ořezávaných stromů, které kdysi vytyčovaly hranice pozemků.

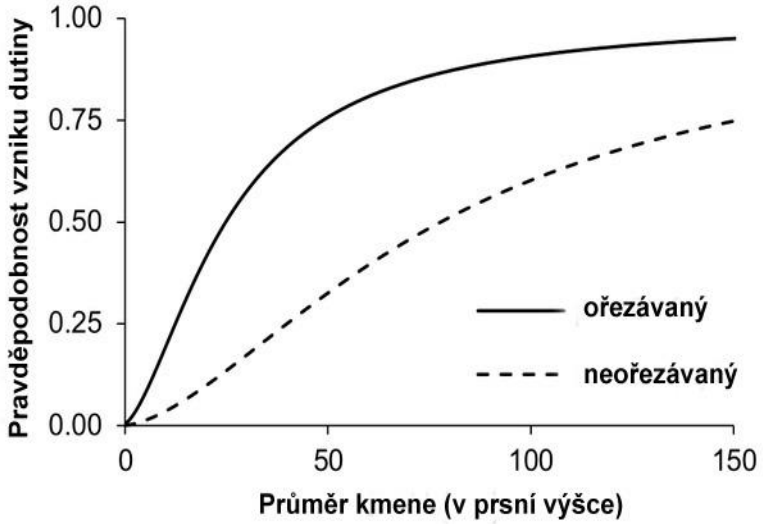
Ořezávání stromů je velmi vhodným způsobem péče tam, kde je potřeba zajistit ochranu druhů vázaných na osluněné stromy a jejich specifická stanoviště. Jedná se o levný a poměrně jednoduchý prostředek jak zajistit dostatečný počet osluněných biotopových stromů, ať už

ořezem starých stromů a prodloužením jejich věku, nebo ořezem a výchovou mladších stromů. Ořezávání stromů má tedy důležitou roli při obnově biologicky cenných světlých lesů v chráněných územích.



Obrázek 32 (vlevo). Ve stromech ořezávaných na hlavu (A) nejčastěji vznikají dutiny ve zduřelé části kmene (tzv. hlavě), zatímco ve stromech neořezávaných (B) se většina dutin nachází ve větvích. Dutiny v hlavatých stromech tak zpravidla bývají větší a mohou hostit více druhů dutinových organismů než dutiny vzniklé ve větvích neořezávaných stromů. Převzato z Šebek et al. 2013.

Obrázek 33 (nahoře). Ořezávané jasany v Marais-Poitevin, Francie. Díky pravidelnému ořezávání se stromy mohou dožít vysokého věku a nabízet vhodné dřevo a mikrostanoviště široké škále druhů vázaných na staré stromy. Tyto jasany jsou například osídleny tesaříkem alpským (*Rosalia alpina*). Foto: L. Drag



Obrázek 34 (nahoře). Pravděpodobnost vzniku dutiny v ořezávaných vrbách je výrazně vyšší než v neořezávaných. Při průměru kmene kolem 50 cm bude mít dutinu téměř 75% ořezávaných stromů, ale jen čtvrtina neořezávaných. Navíc ořezávané stromy mívají dutiny v kmenech, zatímco neořezávané stromy jen malé dutiny ve větvích. Převzato z Šebek et al. 2013.

4.3.2. Základní principy ořezávání stromů

Základní principy tvorby hlavatých a ořezávaných stromů jsou popsány v Boxu 1 a níže. Ořez má smysl realizovat zejména na mladších stromech do věku 30-40 let, ve stromořadích, na mezích a v remízcích, v příbřežních porostech, kolem cest a silnic, v koridorech v lesích i plošně v rezervacích. Výsadbou vrbových kůlů o průměru 10-15 cm, jsme schopni zajistit vznik stromů s dutinami ve velmi krátké době, třeba jen 15-20 let (Box 6). Protože ořezávané stromy jsou při dostatečné péči nízké a stabilní, a neohrožují tak pádem své okolí (Šebek et al. 2013), je pravidelný ořez vhodným způsobem péče o stromy i v intravilánech a místech se zvýšeným pohybem lidí. Vhodnou individuální péčí o stromy lze zajistit dostatek stromů vhodných pro populace ohrožených druhů, které se typicky nacházely ve světlých lesích.

Ořezávání stromů není náročné, ale mělo by být pravidelné. U ořezávání platí stejný princip jako u pařezení, většina listnatých stromů snáší ořezávání dobře (Box 6), jehličnaté stromy se naopak pro ořezávání většinou nehodí. Listnaté stromy s tvrdým dřevem můžeme ořezávat jednou za 15-30 let. Nové ořezávané stromy můžeme vytvořit z mladých jedinců nebo výsadeb, ale i vzrostlých stromů. Zavedení ořezu na vzrostlých stromech (průměr kmene > 30 cm) je možné hlavně u dřevin, které snadno obrážejí. V předjaří nebo zimě (jasany je možné ořezávat i v létě) kmen uřízneme v odpovídající výšce (Obr. 39). Vitalita a schopnost zmlazovat se liší nejen mezi druhy a kultivary stromů, ale i mezi jedinci (Obr. 37) a závisí i na místních podmínkách a průběhu počasí v daném roce. U starších jedinců je často potřeba rozfázovat ořez do několika let. Nejdříve ořezat koncové větve a sledovat, jak strom reaguje, při pozitivní reakci pak pokračovat s ořezem silnějších větví a postupně docílit požadovaného tvaru koruny (Read 2000).

Velmi obezřetně je potom potřeba postupovat v případech, kdy chceme obnovit ořezávání u starých, kdysi ořezávaných stromů rostoucích dnes v hustém lese. V hustém lese staré ořezané stromy rychle uhynou kvůli konkurenci mladších a vyšších stromů. Je proto potřeba starý strom před samotným obnovením ořezu postupně uvolňovat ze zápoje. To může trvat i 2 roky. Náhlé silné oslunění totiž starý strom nemusí dobře snášet, na druhou stranu zásah musí být dosti razantní, jinak koruny zbývajících stromů vytvořený prostor rychle „zatáhnou" během jediného roku. V případě, že dojde při uvolňování ke snížení zakmenění v rámci porostu pod 0,7, je nutná výjimka ze zákona o lesích (kap. 6.1.). V momentě, kdy víme, že strom na uvolnění reagoval dobře, lze přistoupit k postupnému ořezávání koncových a poté i silnějších větví. Uvolnění starých stromů ze zápoje a obnovení jejich ořezu tak může ve výsledku trvat i několik let, třeba i 5-7 let (Lonsdale 2013).

Zavedení ořezu stromů může zpočátku narazit na odpor veřejnosti, dendrologů a ochranářů. Pomůže jen vysvětlování a osvěta. Námitky mohou být „soucitné", tedy etické, i estetické. Jenže nejstarší stromy například ve Velké Británii, a často i u nás, jsou právě ty (kdysi) ořezávané (Read 2000, Lonsdale 2013); ořez stromů je tak veřejností vnímán negativně často pouze proto, že se s ním dnes málo setkáváme. Stromu ořezem neubližujeme, ale spíše pomáháme. Ořez totiž snižuje těžiště a s ním i pravděpodobnost zlomení stromu nebo jeho vyvrácení větrem. Čerstvě ořezané stromy se nemusejí líbit každému, ale rychle obrůstají a starší ořezávané stromy jsou krásné. Hlavaté vrby jsou leckde dodnes neodmyslitelnou součástí krajiny a snad nikdo si nemyslí, že by ji hyzdily (snad nikdo si není schopen představit vodníka bez jeho hlavaté vrby). Ořezávání stromů je vlastně univerzální management pro organismy vázané na dřevo listnatých stromů.

Z finančního hlediska je management ořezu stromů levný. V některých případech se lze dokonce dohodnout s někým, kdo za získané dřevo stromy ořeže. Takhle se například postupovalo v obci Vojkovice (okres Brno-venkov), v jejímž katastru se nachází Vojkovická vrbovna, porost hlavatých vrb, hostící jednu z největších populací páchníka hnědého v ČR. Páchník zde přežíval ve vrbách, které dlouho nebyly ořezány, a hrozilo tak, že za několik let nebude mít dost stromů a vyhyne. Výměnou za dřevo občané vrby sami ořezali a páchník zde může žít dál.

Je třeba upozornit, že naše zákony mohou na ořez pohlížet jako na poškození dřeviny. Tato praxe je přípustná pouze, pokud je cílena na podporu zvláště chráněných druhů. Proto je vždy nezbytné zásah předem dohodnout s příslušným orgánem ochrany přírody. Metoda je nicméně využívána i v jiných zemích EU k cílené podpoře cílových druhů, např. páchníka hnědého (Biodiversity and Pollards 2012). O legislativních úskalích ořezu stromů se zmiňujeme v kapitole 6.1.

Obrázek 35 (nahoře). Vrbovna, tedy porost ořezávaných vrb kolem Vojkovického náhonu je enklávou světlého lesa v nivě řeky Svratky. V jinak téměř bezlesé, zemědělsky intenzivně využívané krajině tu několik set ořezávaných vrb hostí populaci páchníka hnědého, roháče obecného a několika dalších chráněných nebo ohrožených druhů brouků. Návrh majitele pozemků, obce Vojkovice, vyhlásit zde chráněné území před několika lety úředníci Krajského úřadu Jihomoravského kraje odmítli. Foto: L. Čížek

Obrázek 36 (vpravo). Starý „hlavatý“ dub na jinak akátem zarostlé stráni nedaleko Brna. Podobné relikty dnes zapomenutých forem hospodaření jsou v naší krajině místy překvapivě časté. A nezřídka slouží jako stanoviště ohrožených druhů lišejníků nebo hmyzu. Foto: L. Čížek

Box 5. Jak vytvořit nový hlavatý nebo ořezávaný strom?

- Většina listnáčů v mládí snadno obráží. Čím lépe strom zmlazuje, tím starší jedince můžeme seříznout.
- Ořezávaní jedinci i ořezaná místa na stromech musejí mít dostatek světla, konkurence jiných stromů je může snadno zabít.
- Je třeba pečlivě vážit, v jaké výšce řez provedeme. Výmladky chutnají býložravcům, takže je užitečné držet je mimo jejich dosah. Srnec dosáhne do výsky ca 1,3 m, kráva 2 m a kůň až 3 m. Páchník navíc preferuje dutiny výše na kmeni, výška např. hlavaté vrby by neměla být menší než asi 2 m.
- Hůře stromy většinou obrážejí níže pod řezem, první řez je třeba vést výše, než kde chceme nechat korunu větvit (Obr. 39).
- Některé stromy (např. vrby a lípy) na ořez reagují velkým množstvím výmladků, ty je možné prořezat.
- Strom můžeme, podle druhu a potřeby, ořezávat v intervalech zhruba 5-30 let. Mladší jedince ořezáváme častěji než staré.
- Starší jedinci většiny druhů obrážejí hůře, než mladí. Začínáme-li s výchovou stromu ve vyšším věku, ponecháváme více větví.
- K překlenutí mezery v kontinuitě výskytu starých stromů mohou být ořezány i stromy ve věku nad 60 let. V takovém případě musejí nižší větve zůstat neořezány. Strom (i dub a buk) pak většinou neobráží z kmene, ale právě z nich. Prodloužíme jim tak život a zároveň vytvoříme stanoviště pro saproxylické organismy.
- Stromu bychom zároveň s ořezem neměli změnit podmínky, třeba vyřezat okolní vegetaci. Napřed je třeba strom uvolnit, ořezat ho až se na novou situaci adaptuje.
- Zkušenosti získané na jednom místě, nemusejí platit jinde, takže postup je vždy třeba napřed vyzkoušet, poradit se s dendrologem, případně pamětníky.
- Většinu stromů je vhodné ořezávat v zimě, někdy (jasan) může být vhodnější ořez v pozdním létě.
- Při výsadbách zachovávat průhledy a nesázet stromy příliš blízko dosud živých starých stromů.
- Stromy (hlavně jasan) někdy obrážejí až druhým rokem. Zachovejte klid.
- Veřejnosti je třeba zásah i jeho důvody pečlivě vysvětlit

(podle Read 2000)

Box 6. Jak a které stromy ořezávat?

Buk – Vhodný, ale choulostivý. Při ořezu mladých jedinců ponechat několik větví, právě ty nejvíce rostou a z nich raší výmladky. Starší jedinci prakticky neobrážejí, ale ponechané větve rychle rostou. U starších jedinců najednou odstranit max. 25 – 50 % koruny. Reakce bývá individuální. Ořezávané buky místy dosud najdeme na východní Moravě.

Dub – Vhodný, ale choulostivější. Ořez i mladých jedinců rozfázovat do více let (Obr. 39). U starších stromů postupovat velmi opatrně. Výsledky ořezu se liší místo od místa a také druh od druhu. V suchých letech a na sušších lokalitách pravděpodobnost přežití zásahu klesá.

Habr –Velmi vhodný, jedinci do průměru kmene 45 cm přežijí úplné odstranění koruny i v zástinu. U starších ponechat kratší větve nebo pahýly až 2 m dlouhé. Prořezávat v zimě. Někdy dobře obrazí a po několika letech uschne, lokálně vhodný postup je třeba testovat. Ořez na jaře většinou nepřežije. Mohutné, dříve ořezávané habry najdeme na Břeclavsku.

Jasan – Výmladky často vyrážejí nízko na kmeni, takže první řez je potřeba vést vysoko, nechat růst 4-5 let a pak znovu ořezat níže. U mladších stromů je někdy možné odstranit celou korunu, ale lepší je pracovat postupně (Obr. 39). Jasan obráží pozdě, může lépe reagovat na řez v pozdním létě. Někde jsou i vzrostlé stromy zcela ořezávány, ale reakce jasanu se mohou lokálně velmi lišit. Jasany se stopami ořezu u nás najdeme hlavně ve vyšších polohách.

Javor babyka – velmi vhodná, obráží velice dobře, hlavně mladí jedinci, u starších nutno vyzkoušet a raději dočasně ponechat několik větví. Na jižní Moravě občas najdeme i staré „hlavaté“ babyky.

Javory klen a **mléč** – vhodné, ale obráží hůře, než babyka. Mladí jedinci obrážejí velmi dobře. U starších jedinců vyzkoušet a raději dočasně ponechat několik větví. Mohutné kleny se stopami ořezu potkáme hlavně ve vyšších polohách. V Terezíně v Čechách žijí páchníci v dutinách mladých ořezávaných mléčů (ca 30 cm průměr kmene).

Jilmy – Vhodné, obrážejí velmi dobře, většinou i staré stromy. Ztráty bývají vysoké kvůli grafióze. Prosvětlení může zvýšit aktivitu xylofágních přenášečů grafiózy, starší jedince raději neprořezávat. Na hlavu ořezávané jilmy najdeme např. v NPR Křivé jezero.

Jírovec maďal – Méně vhodný strom, má křehké dřevo, i starší jedinci většinou obráží dobře.

Lípa – Velmi vhodný strom, výborně obráží z kmene, korunu je možné kompletně ořezat, u starých jedinců stromů pro jistotu ponechat 20 - 30 cm dlouhé pahýly větví.

Morušovník – Velmi vhodný strom, běžně ořezávaný na hlavu.

Olše - Mladé by měly obrážet dobře, starší jedinci pravděpodobně také.

Ovocné dřeviny (*Prunus, Pyrus, Malus* etc.)– zejména mladí jedinci a divoké nebo zplanělé formy obrážejí velmi dobře. Sadaři a zahradníci mají většinou dostatek zkušeností.

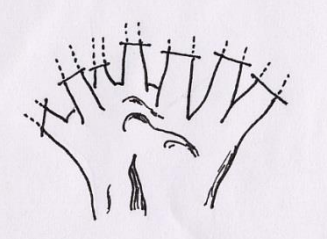
Platan – Velmi vhodný, i starší stromy reagují dobře, ořez starých jedinců raději postupný, příliš často ořezávané platany (každé 2 – 3 roky) nakonec trpí nedostatkem spících pupenů.

Topoly– Vhodný strom, vedle vrb nejčastěji ořezávané stromy u nás. Většinou obrážejí velmi dobře, zejména mladí jedinci. U starších je vhodné ponechávat část koruny.

Vrba – Zejména úzkolisté druhy obrážejí velmi dobře. Umožňuje rychlou náhradu dožívajících stromů, vhodný zejména pro dutinové specialisty. Pravidelný ořez vede ke vzniku dutin už ve věku 15 – 25 let (zasazeny byly větve o průměru do 5 cm). Vrby navíc velmi ochotně koření, což umožňuje usazení kůlů o průměru 10-25 cm a tím vznik dutin dále urychlit. Velkou vrbovnu najdeme v NPR Křivé jezero, vzorová je péče o vrbovnu v Jevišovce. Stromy ořezávané na hlavu většinou sloužily jako zdroj paliva, pruty pro košíkářství se získávaly v tzv. prutnících.

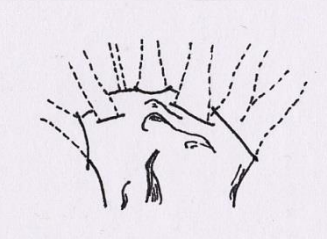
(podle Read 2000)

Box 7. Pravidla pro dobře obrážejících listnáčů



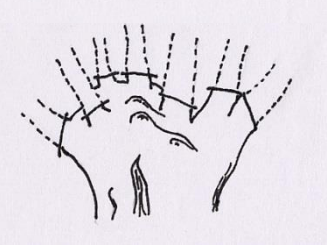
Špatně – příliš vysoko vedený řez

Je-li řez veden příliš vysoko (jsou ponechány „pahýly“ vyšší než 7 cm) dochází k neúměrnému narůstání mohutnosti a hmotnosti hlavy, a ta se potom rozlamuje vlastní vahou.



Špatně – příliš nízko vedený řez

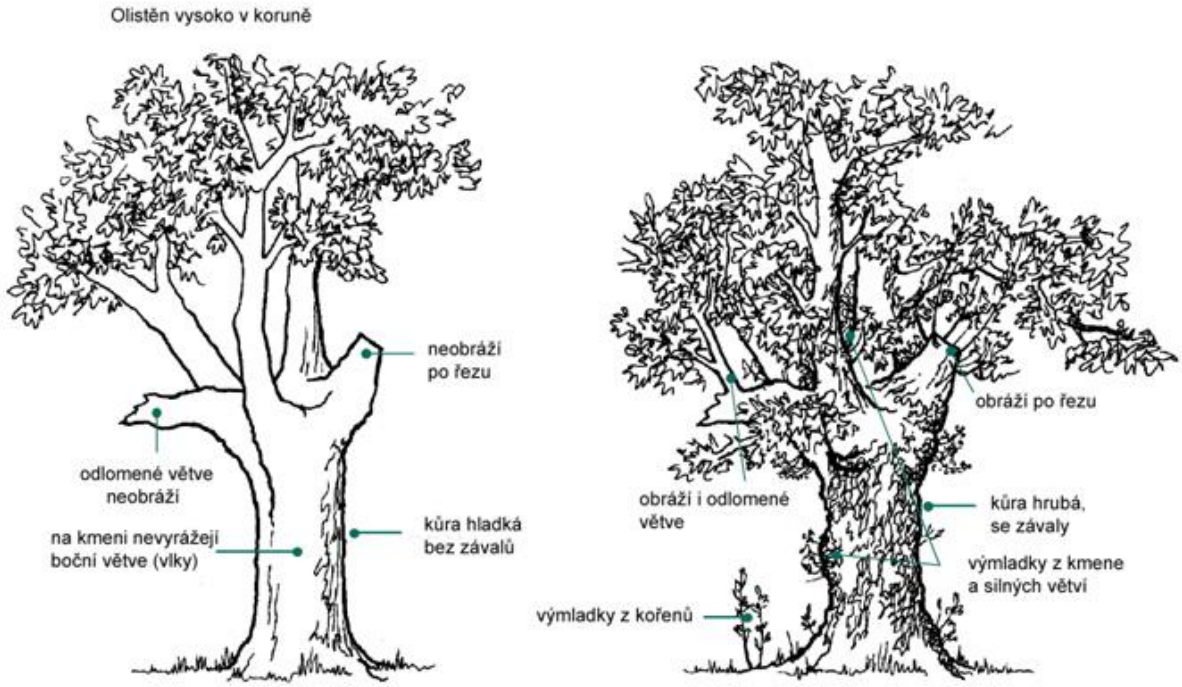
Je-li řez veden příliš nízko (řeže se až do kmene) dochází k odstranění pupenů v oblasti větevního kroužku, vrba není schopna obrazit a následně odumírá.



Správně vedený řez

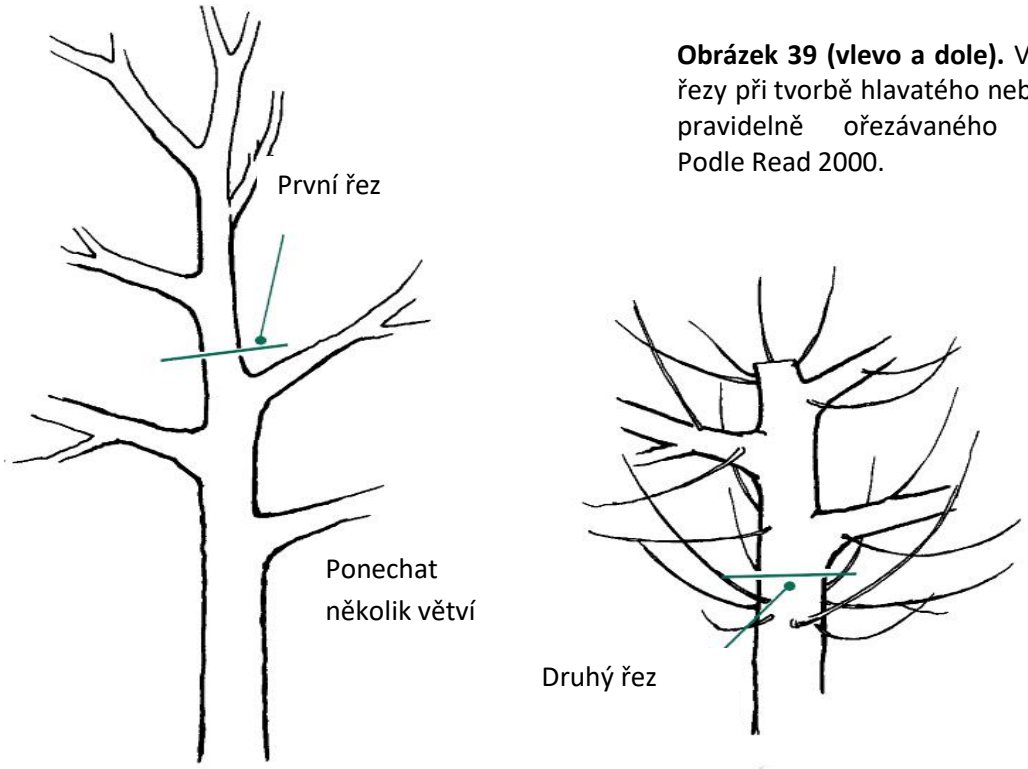
Řez je veden asi 4-7 cm od kmene, plynule, mírně šikmo v závislosti na posazení větve. Na kmeni nezůstávají dlouhé pahýly, nedochází k řezání do kmene.

(Podle M. Drobílkové)

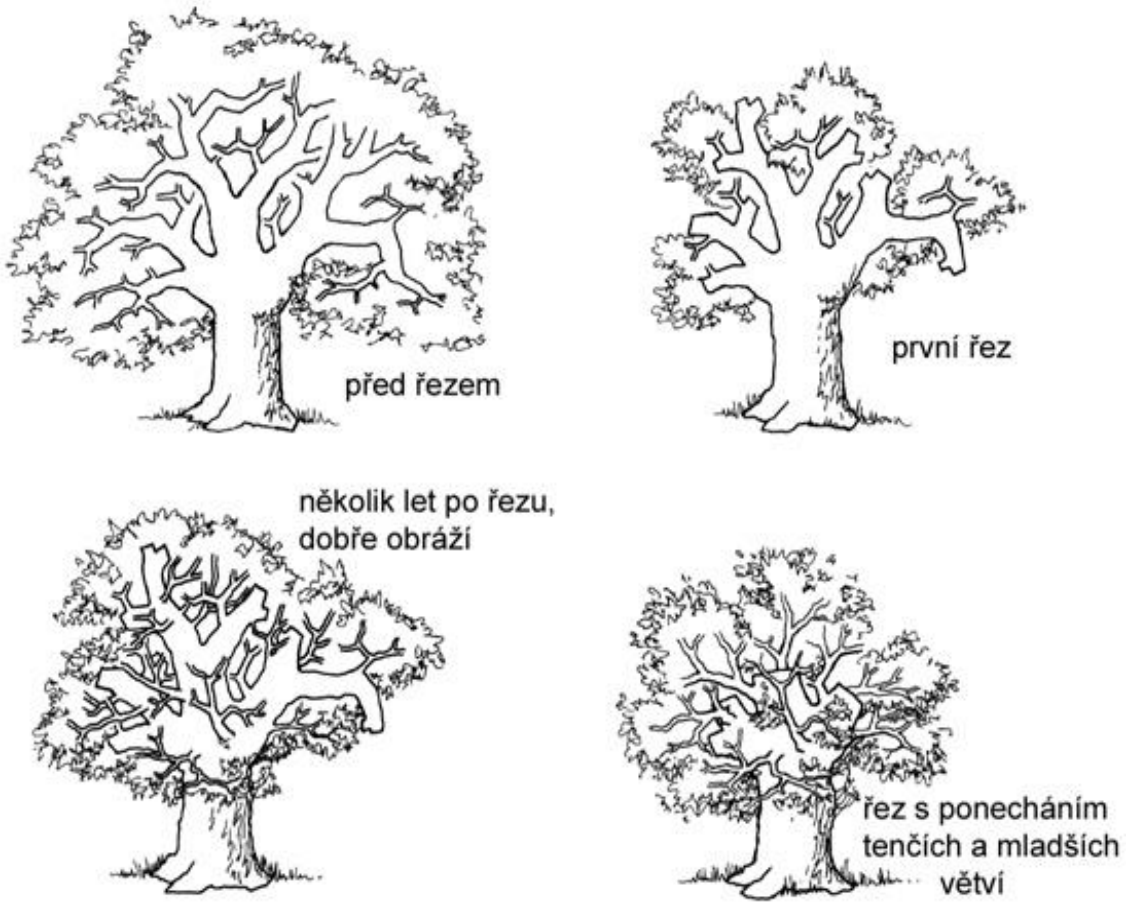


Obrázek 37 (nahoře). Jak odhadnout reakci staršího stromu na ořez? Strom vpravo je vitální, což se pozná podle toho, že dobře obráží v místech odlomených větví nebo z kmene; pravděpodobně na ořez zareaguje dobře. Strom vlevo je méně vitální, nevytváří výmladky v místech odlomených větví ani na kmeni; zřejmě zareaguje na ořez hůře. Podle Read 2000.

Obrázek 38 (nahoře). Strom vhodně ošetřený (vlevo) a strom dříve ořezávaný, dnes přerostlý (vpravo). Dlouho neořezávané stromy obrážejí hůře, jenže bez ořezu dříve či později dojde k rozlomení kmene vahou větví. Ořez je tedy nezbytný, ale je třeba postupovat obezřetně a nejlépe ořez rozfázovat do několika let. Podle Read 2000.



Obrázek 39 (vlevo a dole). Výchovné řezy při tvorbě hlavatého nebo jiného pravidelně ořezávaného stromu. Podle Read 2000.



Obrázek 40. Postupný ořez staršího stromu. Podle Read 2000.

4.4. HRABÁNÍ STELIVA

4.4.1. Hrabání a sklízení lesního opadu

Středoevropské lesy byly intenzivně využívány po celá staletí a to nejen k těžbě dřeva formou pařezení (kap. 4.1.) a pastvě dobytka (kap. 4.2.). Mezi široce rozšířené formy tradičního využívání lesa patřilo i hrabání lesního opadu. Jedná se o shrabávání a soustřeďování listí a jehličí k následnému použití ve stájích, především k výkrmu dobytka a na podestýlku. Přesné zhodnocení intenzity, pravidelnosti a rozsahu hrabání steliva v lesích bohužel není k dispozici, protože tyto z ekologického pohledu velmi zásadní činnosti nebyly dokumentovány v podobě písemných historických záznamů, mimo jiné i proto, že hrabání steliva prováděly nejčastěji ženy a děti (Bürgi & Gimmi 2007).

Nejvíce rozšířené bylo hrabání opadu na konci 18. a počátku 19. století, zřejmě proto, že se v průběhu zemědělské revoluce přešlo z venkovní pastvy na krmení ustájeného dobytka (Bürgi & Gimmi 2007). V některých oblastech bylo shrabané suché listí z lesů využíváno i k plnění matrací a lůžkovin. Z roztroušených zdrojů víme, že mnoho lesních porostů ve střední Evropě bylo zbavováno vlastního opadu každoročně. Na rozdíl od pařezení, lesní pastvy nebo vypalování, nezanechalo hrabání opadu v lesních porostech žádné dnes snadno viditelné stopy. Proto lze rozsah a intenzitu sběru opadu často pouze odhadovat na základě potřeby jednotky lesního opadu na člověka v dané době (Bürgi & Gimmi 2007).

Obrázek 41. Sbírání lesního opadu v bukových porostech v oblasti Betlis, kanton St. Gallen, Švýcarsko. Převzato z Bürgi & Gimmi 2007.

4.4.2. Sběr opadu jako nástroj ochrany přírody

Opakované hrabání opadu má vedle mechanického narušení půdy či poškození bylinného patra za následek především odstraňování živin a tedy i sníženou kapacitu půdy neutralizovat kyseliny. V důsledku tak pravidelné odstraňování na živiny bohatého opadu vede k podpoře

oligotrofních druhů rostlin (Vild et al. 2015). Hrabání opadu v minulosti tak mělo nejpíš velmi významný vliv na složení společenstev rostlin a někde může být jeho vliv dosud patrný na současném složení vegetačního pokryvu (Dzwonko & Gawronski 2002). Existují případy, kdy byly zaznamenány změny druhové skladby vegetačního pokryvu na základě upuštění od hrabání steliva na přelomu 19. a 20. století (Wohlgemuth et al. 2002).

S upuštěním od hrabání steliva zůstával opad v lesích, kde se rozkládal a obohacoval živinami půdu. Vedle postupného zarůstání a tmavnutí lesů v důsledku opuštění pařezin a lesní pastvy se tedy navíc lesy stávaly úživnější. Situace se navíc ještě zhoršila v posledních desetiletích, kvůli zvyšování imisí a nadužívaní průmyslových hnojiv, které vedlo k eutrofizaci půd a smývání živin, především dusíku, z polí do lesních stanovišť (Thimonier et al. 1994). Oligotrofní druhy, které pro svůj život potřebují půdní substrát s nízkou úrovní živin a vysokou mírou oslunění, již v mnoha lesních porostech vymřely (Wohlgemuth et al. 2002), jinde jsou na pokraji vymření nebo jsou odkázány na svažitá stanoviště, kde se živiny nehromadí v tak velké míře.

Zavádění praktik, které by alespoň místy redukovaly množství opadu, a snižovaly tak obsah živin v půdě, je proto třeba považovat za jeden z nástrojů ochrany přírody, způsob, jak podpořit ohrožené druhy rostlin. Zde je nutné si uvědomit, že k depozici atmosférického dusíku a ukládání živin z průmyslových hnojiv dochází neustále a dlouho nejpíš ještě bude. Vedle řízeného vypalování (kap. 4.5.) je pravidelné hrabání steliva jednou z forem, jak obsah živin v půdě snižovat (Vild et al. 2015). Odjímání ročního opadu vede ke snížení živin v množství, které je skoro dvacetkrát vyšší než roční množství živin vstupující z atmosféry (Vild et al. 2015).

Je rovněž nutné si uvědomit, že vliv odstraňování opadu se nemusí projevit ihned, tj. po jednom jediném odstranění. Často je potřeba odstraňování opadu opakovat každoročně. Nedávné experimenty s hrabáním opadu na lesních půdách nicméně ukazují, že obnova této praktiky může mít pozitivní vliv na druhovou diverzitu bylinného patra, včetně podpory vzácných cílových druhů, již po několika málo letech, např. po 5 letech (Douda et al. 2016, Vild et al. 2015).

Hrabání steliva a odstraňování opadu se dá praktikovat v každém lese, výsledný efekt ale silně závisí na lokálních podmínkách. Velmi vhodné je odstraňování opadu především v oligotrofních doubravách s bohatou vegetací v podrostu (Douda et al. 2016), nejvíce ohroženou v současnosti zvýšenou atmosférickou depozicí. Naopak v lesích s úživnými půdami bude efekt hrabání nejspíše nižší, bude trvat déle, než se projeví. Odstraňování opadu je nejlepší provádět na podzim, má to příznivější efekt na druhovou diverzitu rostlin, než když se praktika provádí na jaře (Vild et al. 2015), na jaře navíc hrozí mechanické poškození rašících jarních druhů. Hrabání by mělo být každoroční, ale nemělo by být aplikováno najednou na celé ploše chráněného území, aby nedocházelo k homogenizaci vývoje v rámci celého předmětného území. Naopak je vhodné hrabání provádět tak, aby území poskytovalo heterogenitu ve vývoji sukcese.

Hrabání opadu jako ochranářský management je bohužel poměrně hodně finančně náročné, především na lidskou pracovní sílu. Proto se účinně dá provádět v podstatě jen na velmi malé ploše. Případně lze doporučit aplikaci tohoto managementového nástroje především tam, kde může být odebraný opad dále zužitkován, např. jako biomasa na spalování nebo jako mulč pro zahradnické účely. Účinnější formou odstraňování opadu v lesích je potom řízené vypalování (kap. 4.5.), které se dá provádět poměrně rychle a efektivně i na docela velkých plochách.

4.5. OHEŇ V LESE

Už minimálně dvě století u nás výrazně přibývá zapojených lesů na úkor bezlesí i lesů řídkých, což je příčinou výrazného ochuzování biodiverzity. I tak známé, významné a desítky let přísně chráněné lokality jako Mohelnská hadcová step nebo Pálava pozbyly od doby, co jsou rezervacemi, zhruba polovinu svého travnatého bezlesí a většinu řídkých lesů. A navzdory značným prostředkům investovaným do péče o ně tento trend pokračuje. Je tedy potřeba najít co nejjednodušší a nejrychlejší cestu, jak tento trend zvrátit. Jako vhodný pomocník pro boj proti zarůstání se zdá být oheň.

Zmínka o vypalování lesních, lesostepních nebo stepních rezervací vyvolává na tvářích českých milovníků přírody a často bohužel i ochranářů přinejlepším pobavený úsměv. Jenže totéž by vyvolal pohled na několik osob ručně vyřezávajících křoví a hrabajících stařinu na tváři „rangera“ z téměř libovolného chráněného území v Severní Americe. Tohle by si totiž nemohli dovolit. A nemají to ani zapotřebí. V Severní Americe je oheň běžným nástrojem nejen při péči o chráněná území, ale také v lesnické praxi a třeba při péči o vegetaci kolem cest včetně dálnic. I při zohlednění veškerých příprav a mezd (v americké výši) všech zúčastněných se náklady na vypalování často pohybují v řádech desítek, někdy i jednotek dolarů na hektar.

Jednou z příčin ochuzování rozmanitosti vegetace je rostoucí obsah živin – zejména dusíku a fosforu – v půdě. Atmosférická depozice dusíku v ČR průměrně dosahuje okolo 0,9 g/m^2/rok (ČHMÚ 2013). Spálením biomasy se většina - až 90% - dusíku v ní vázaného uvolní do ovzduší. Přítomnost popela sice dostupnost ostatních živin dočasně zvýší, po požáru ale bývá popel alespoň místy odnesen větrem nebo odplaven, dochází také k vyplavování živin do hlubších vrstev půdy, kde jsou méně dostupné. Oheň tak významně ovlivňuje dostupnost živin. Jedno vypálení vřesoviště zbavilo pokusné plochy na vřesovišti objemu dusíku, který byl ekvivalentem jeho spadu za 5 let (Niemeyer at al. 2005). Podobně vypálení podrostu v doubravě s borovicí vedlo k uvolnění 55 kg dusíku z hektaru (Hubbard et al. 2004). Oheň je tedy finančně dostupný nástroj, kterým lze zajistit tolik potřebnou péči na velkých plochách, umožňuje omezit až zvrátit vliv depozice dusíku do půdy.

Vliv požáru na vegetaci si nelze představovat jako homogenní disturbanci (Sedláček & Marhoul 2016). Požár vytváří pestrou mozaiku často jen těžko předvídatelných dopadů na vegetaci. Vlhkostní podmínky půdy, rychlost a směr větru, blízkost jiných hořlavějších typů vegetace, to vše vnáší obrovskou heterogenitu do povahy ničivého charakteru ohně. I po relativně velkoplošných požárech tak v podstatě nenajdeme místa s podobným průběhem a povahou vlivu požáru. Sukcese po požáru, tak na jednotlivých plochách často „stojí na různé startovní čáře“, což má velký vliv na následný vývoj (Sedláček & Marhoul 2016).

Zkušeností s vlivem požárů na lesy a jejich společenstva máme v ČR minimum, nicméně existuje důkladný rozbor Sedláčka et al. (2015) o požárech v Brdech, stejně jako další zajímavé studie lesů vyhořelých v národním parku České Švýcarsko (např. Adámek et al. 2015, Adámek et al. 2016, Bogusch et al. 2015). Vyhlédneme-li z České kotliny, najdeme

materiálů bezpočet, vědeckých studií i praktických návodů pocházejících ze Severní Ameriky, severu i jihu Evropy, ale také ze sousedních zemí. Jakkoli studie z našeho území jsou potřebné, neobstojí argument, že výsledky studií odjinud nejsou přenosné do „našich" poměrů. Studie vlivu ohně na biotu přinášejí velmi podobné výsledky, ať jsou ze Skandinávie, Středomoří, Polska, Ukrajiny, Německa, Kalifornie, Minnesoty nebo Kanady. Příroda mírného pásu severní polokoule je zkrátka na oheň zvyklá, někdy až pyrofilní (na ohni závislá).

Vliv ohně samozřejmě není vždy pozitivní. Vždy hrozí, že shoří i to, co hořet nemělo. A samozřejmě se oheň nehodí úplně všude a už vůbec ne jako jediný nástroj péče. Některé rostliny – například jalovce – oheň skutečně nesnesou. Oheň také může podpořit nežádoucí druhy – často bývá uváděn jako faktor podporující expanzní třtinu křovištní nebo bezkolenec (např. Kučerová et al. 2008). Ale žádný způsob péče není univerzální. Je proto nezbytné experimentovat s dobou a frekvencí vypalování, případně zajistit doplňkovou péči, která může spočívat v narušování drnu, seči nebo pastvě. Na podstatné části našich bezlesí, doubrav i jehličnatých lesů je oheň nezbytným, zatím ale zoufale chybějícím pomocníkem v péči o biodiverzitu. Teprve až se oheň stane běžnou součástí péče o naše chráněná území a různé jiné zarůstající plochy, bude zřejmé, že péči o biodiverzitu bereme vážně.

4.5.1. Požáry v lesích, jejich vliv a jejich historie

Požáry jsou důležitým disturbančním činitelem výrazně ovlivňujícím abiotické a biotické podmínky stanovišť. Jsou schopny potlačit rostlinné druhy náchylné k působení ohně ve prospěch druhů, které jsou na oheň adaptovány, nebo po něm rychle regenerují (Adámek et al. 2015, Agee 1998, Lloret et al. 2005). Ovlivňují světelné a tepelné podmínky v lesích i fyzikální a biologické vlastnosti půdy (Certini 2005). Frekvence požárů závisí na složitých interakcích mezi klimatickými podmínkami, topografií krajiny, strukturou a složením vegetace, a rovněž přítomností iniciačních faktorů požáru (Adámek et al. 2016). Lesní požáry nejčastěji vznikají během suchých a teplých období, v evropských podmínkách většinou na jižně orientovaných svazích (Angelstam 1998). Frekvence požárů se zvyšující se vlhkostí klesá, nicméně závisí spíše na výskytu suchého období během roku, než na celkovém úhrnu srážek (Skre et al., 1998). Nejčastější přirozenou příčinou vzniku požárů je úder blesku (Goldammer & Page 2000, Niklasson & Granström 2000), častěji je ale příčinou člověk (Molinari et al. 2013). Člověk nejpozději od konce mezolitu, mnohem spíše však od okamžiku, kdy ovládl oheň, využíval požáry k lovu a přilákání stád zvěře na trávníky regenerující na vypálených plochách (Innes & Blackford 2003, Salavert et al. 2014).

V Evropě jsou lesní požáry časté ve Středomoří a v boreálních oblastech, kde je oheň považován za hlavní disturbanční činitel s obrovským ekologickým významem pro lesy i bezlesí (Engelmark 1993, Skre et al. 1998, Pausas & Vallejo 1999, Niklasson et al. 2010). Ve střední Evropě byl historický vliv lesních požárů donedávna zcela opomíjen, ale ukazuje se, že i zde byly požáry časté (Niklasson et al. 2010, Adámek et al. 2015, Adámek et al. 2016). Na tomto zjištění je překvapivé jak dlouho trvalo, než jsme k němu dospěli. Vždyť v mnoha

často rozsáhlých oblastech historicky převažovaly duby nebo borovice. Obě dřeviny jsou typické pyrofyty velmi odolné vůči ohni, mají silnou borku a hluboko sahající kořeny. Dubové listí stejně jako borové jehličí plné silic velmi dobře hoří. Jejich akumulace v podrostu podporuje tedy šíření ohně. Za další pyrofyt se dá považovat bříza, která sice požár nepřežije, ale je to krátkověký strom schopný rychle obsadit vyhořelé plochy. Častý výskyt požárů (ale i větší intenzita) tak oslabuje dřeviny konkurenčně silnější, ale k požárům náchylné (javor, buk, smrk). Ty nejsou schopny při pravidelném výskytu požárů spolehlivě zmlazovat a zapojit korunové patro. Požáry tak blokují sukcesi a dávají vzniknout polootevřeným a otevřeným vegetačním formacím s druhově bohatým bylinným patrem. Výskyt obnažené půdy po požárech dává prostor raně sukcesním druhům rostlin, které by jinak těžko hledaly místo k životu.

Obecně se odhaduje, že průměrná doba výskytu požáru v porostech s dominancí borovice (*Pinus sylvestris*) je 50-100 let (Angelstam 1998). Studie s Bělověžského pralesa založená na analýze jizev po ohni ve výřezech starých borovic ukázala, že ve druhé polovině 17. století hořel zkoumaný porost každých 6 let, jednotlivé stromy byly ohněm zasaženy každých 18 let. Od konce 18. století frekvence požárů klesala a po r. 1874 už žádný větší požár zaznamenán nebyl. V původně řídkém boru se po poklesu frekvence požárů uchycovalo více borovic a také smrk. Úplná absence ohně pak vedla k tomu, že smrk ve zmlazení naprosto dominuje a z řídké borové savany vznikla stinná smrčina (Niklasson et al. 2010).

Požáry byly běžné i v borech na našem území (Adámek et al. 2016). Borové lesy tedy byly porosty s pravidelně se objevujícími fázemi s otevřenou strukturou. To je poměrně důležité pro biodiverzitu rostlin. Podle výsledků výzkumu borových lesů v severních Čechách kulminuje diverzita cévnatých rostlin v podrostu kolem 5. roku po požáru (Adámek et al. 2016). Následně ubývá druhů vyžadujících světlo, pionýrské dřeviny postupně dorůstají keřového patra, a tím zapojují porost, a nakonec přibývá i stínomilných druhů. Díky pravidelným požárům se ale otevřené fáze lesa dynamicky objevují stále dokola.

Velmi podobně působí požáry v savanovitých porostech jižní Evropy nebo Severní Ameriky, kde je zpravidla dominantní dřevinou dub. Ačkoliv ve střední Evropě dnes savanovité porosty, tj. rozvolněné lesy nebo travinaté pláně s roztroušnými stromy, téměř nenajdeme, v minulosti byly běžnou součástí kulturní krajiny. Vzpomeňme například, že v pastevních lesích byl často upřednostňován dub (viz. kap. 4.2.). Díky vlivu člověka tak po velkou dobu post-glaciální historie existovala v Evropě i tzv. „kulturní savana“ (Rackham 1998, Rackham 2003, Rackham 2015). Poměrně častým způsobem péče o tuto kulturní savanu bylo i pravidelné vypalování podrostu, které se využívalo k podnícení růstu bylin pro pasoucí se dobytek. Dodnes takové způsoby hospodaření, tj. vypalování s následnou pastvou dobytka, můžeme vidět v některých středomořských oblastech, v Portugalsku, Španělsku, nebo na Balkáně (Rackham 1998, Montiel & Kraus 2010). Oheň hrál tedy historicky důležitou roli v péči o krajinu. Že i naše duby letní jsou pyrofyty ukazuje studie vlivu jarního vypalování na zmlazování dubu letního v řídkých doubravách v Polsku a na západní Ukrajině. Na nevypalovaných plochách dub prakticky nezmlazoval (30 mladých stromků/ha), zatímco

ve vypalovaných lesích zmlazoval předpisově s téměř 5000 stromky (= saplings) na hektar (Ziobro et al. 2016).

Změna v přístupu k ohni nastala s opouštěním tradičních forem hospodaření a se snahou požáry potlačovat. Tyto snahy postupně kulminovaly až do poloviny 20. století. Zpřetrhání tradice řízeného vypalování vedlo ke změnám v chápání významu ohně jako nástroje hospodaření a postupně převážil kritický pohled. Oheň začal být vnímán jako bezpečnostní riziko ohrožující zdraví člověka a majetek, což vedlo až k zákazu vypalování legislativou jednotlivých evropských států (Sedláček et al. 2015).

Obrázek 42. Počáteční fáze sukcese borových lesů s převahou semenáčků břízy, porost na Havranní skále, NP České Švýcarsko, dva roky po požáru. Vzrostlé stromy, především borovice vejmutovky, nevydržely nápor požáru a uhynuly. Podrost ale kypí životem. Mezi mnohými semenáčky pionýrských rostlin se objevuje i vysoká diverzita bylin. V podrostu borových lesů ovlivněných požárem diverzita cévnatých rostlin většinou kulminuje kolem 5. roku po požáru. Foto: M. Adámek

Obrázek 43. Havranní skála, NP České Švýcarsko, 10 let po požáru lesa. Borovice lesní vydržely působení požáru narozdíl od borovice vejmutovky, která je k působení požárů náchylnější. Je vidět, že podrost po deseti letech zarůstá břízou a začíná být nevhodný pro světlomilné druhy bylinného patra. Ty tak musí vyčkat na svojí šanci až na další požár. Odhaduje se, že periodicita výskytu požárů v borových lesích je kolem 50-100 let. Foto: M. Adámek

Zamezování vzniku požárů v lesích a jejich usilovné potlačování s sebou přineslo nejen změnu ve struktuře lesa, ale také určité problémy. Opouštění tradičních forem hospodaření mělo za následek menší využívání biomasy (např. stařiny, listí nebo padlého dřeva), což vedlo k akumulaci paliva na úrovni celé krajiny. Tím se zvýšilo i riziko vzniku spontánních a často ničivých intenzivních požárů (Montiel & Kraus 2010, Rackham 2015). Místo malých kontrolovaných požárů tak vznikají obrovské nekontrolovatelné požáry.

Problémem z pohledu biodiverzity je potom postupná změna skladby druhů směrem ke společenstvům konkurenceschopnějších druhů a zániku světlých lesů. Princip této proměny popsali dobře Nowacki & Abrams (2008) na modelu lesů Severní Ameriky. Požáry zde udržovaly savanovité porosty s dominancí dubu a borovice. Následkem potlačování požárů došlo k zarůstání těchto biotopů a nakonec až ke vzniku hustých lesů s uzavřeným korunovým zápojem a dominancí dřevin schopných zmlazovat i ve stinných podmínkách. Společenstva rostlin se změnila, požáry snášející, světlomilné druhy vymizely a byly nahrazeny druhy stínomilnými, které nejsou tolerantní vůči požárům. Změna byla poháněna procesem tzv. „mezofikace“ (Nowacki & Abrams 2008), neboli procesem kontinuální proměny biotopů směrem k mesickým (vlhčím) podmínkám. Tento proces je založen na pozitivní zpětné vazbě, kdy pravděpodobnost vzniku požáru se postupně stále snižuje v důsledku vyššího zastínění, a tedy i menší vysychavosti biotopu, stejně jako v důsledku akumulace méně hořlavého opadu

(listí) s vyšší vlhkostí, např. listí javorů. V důsledku absence požárů a mezofikace se snižuje diverzita rostlin v podrostu, protože početné požárům přizpůsobené druhy jsou nahrazovány stínomilnými generalisty. Zde se pochopitelně nabízí srovnání s velmi podobným principem proměny společenstev rostlin v opuštěných pařezinách, kterou popsali Hédl et al. (2010) nebo Kopecký et al. (2013) (viz kap. 4.1.2.).

Absence požárů v lesích a jejich důsledné potlačování tak měly svůj podíl na ochuzování druhové rozmanitosti středoevropských lesů. Ačkoli v minulosti byly požáry v lesích běžné a člověk uměl s ohněm pracovat, dnes většinová veřejnost považuje požáry za negativní událost (Sedláček et al. 2015). Za změnou postojů stojí jednak fakt, že se s požáry již v podstatě nesetkáváme, jednak dlouhotrvající mediální kampaň především ze strany hasičů, lesníků, myslivecké komunity, ale i ochrany přírody. Hlavními argumenty proti použití ohně v krajině byly obavy z nekontrolovaného šíření požárů a předpokládané vysoké mortality drobné zvěře a hmyzu.

Jak dále Sedláček et al. (2015) uvádí, výše zmíněné postoje se promítly i do legislativy. Dovolíme si zde citovat autory zmíněný výčet několika zákonů, které se problematikou požárů v lesích zabývají:

- Zákon č. 133/1985 Sb., v platném znění, o požární ochraně, je hlavní normou upravující problematiku požárů a ochranu před nimi. Součástí zákona je zákaz vypalování porostů pro fyzické osoby, právnické osoby a podnikající fyzické osoby, včetně sankcí za jeho nedodržení.

- Vypalování porostů je dále částečně ošetřeno zákonem č. 289/1995 Sb. v platném znění, o lesích, který uvádí zákaz „…rozdělávat nebo udržovat otevřené ohně …… mimo vyhrazená místa“, stejně jako zákaz rozdělávat nebo udržovat otevřené ohně do vzdálenosti 50 m od okraje lesa.

- Požáry jsou výslovně zmíněny také v zákoně č. 449/2001 Sb. v platném znění, o myslivosti. V části věnované povinnostem uživatelů honiteb (§11) je v odstavci 3 uvedeno: „Uživatelé honiteb jsou povinni provádět v době nouze dostupná a přiměřená opatření k záchraně zvěře, zejména ve spojitosti se záplavami, povodněmi, lesními požáry a extrémně vysokou sněhovou pokrývkou.“

4.5.2. Jak funguje řízené vypalování

Na území České republiky se řízené vypalování provádí velmi zřídka a v naprosté většině případů jsou primárním cílem požárů plochy bezlesí, stepní porosty, vřesoviště, příp. vrchoviště, nebo jejich vytvoření, tj. odstranění dřevin náletových druhů. O řízených požárech na těchto stanovištích pojednávají Sedláček et al. (2015). Tento dokument souhrnně popisuje existující případy řízeného vypalování, historii požárů na území dnešní CHKO Brdy, ale rovněž i zásady přípravy řízeného vypalování.

Jak bylo popsáno výše, v ČR je provádění řízeného vypalování znesnadněno hned několika zákony. V praxi je možné zákaz vypalování porostů stanovený zákonem o požární ochraně právnickým, podnikajícím fyzickým i fyzickým osobám eliminovat dohodou a přítomností požární jednotky u zásahu. Jako nejschůdnější cesta řešení realizace řízených požárů se jeví zapojení vojenských a civilních jednotek hasičů, a to nejlépe kombinováním zájmů hasičů (především formou cvičení) a zájmů ochrany přírody (Sedláček et al. 2015).

Zkušenosti s řízeným vypalováním lesních porostů na území ČR nejsou. Mnohem běžnější je ale praxe vypalování v severní Evropě, a to v boreálních i nemorálních lesích (Similä & Junninen 2012, Montiel & Kraus 2010). Pro českou ochranu přírody mohou být velmi zajímavé a přenositelné zkušenosti s řízenými požáry v savanovitých porostech v USA (Nowacki & Abraham 2008, Pleasant Valley Conservancy 2016, Oak Savannas 2016), jejichž charakter nápadně připomíná doubravy v některých chráněných uzemích ČR (Obr. 44). Zkušenosti s řízenými požáry mají ale i v Portugalsku nebo Španělsku, kde se často vypalování využívá k obnově pastvin (Montiel & Kraus 2010). Postupně se přistupuje k využívání ohně pro účely ochrany přírody i v některých dalších zemích západní Evropy (Německo, Francie).

V severských zemích se tradičně využívalo řízených požárů za účelem podpory přirozené regenerace lesa. Od 90. let let sílila tendence využívat požáry k obnově struktury porostů do jejich podoby z doby před intenzivním využíváním, tj. k více otevřené struktuře lesa nebo dokonce k vytváření stanovišť pro některé ohrožené druhy hmyzu, dřevorozkladných hub a vyšších rostlin (Montiel & Kraus 2010).

Poměrně novým fenoménem je pak zavádění řízeného vypalování jako nástroje ke snížení rizika vzniku lesních požárů. V naprosté většině případů je cílem řízeného vypalování málo intenzivní požár, který odstraní suchý opad a stařinu, zahubí mladé stromky náletových druhů, ale neuškodí vzrostlým stromům a nepoškodí spodní vrstvy půdy. Snahou těchto požárů je pouze požár v podrostu, nikoli korunový požár, který bývá mnohem intenzivnější a také mnohem hůře kontrolovatelný. Málo intenzivní požáry jsou snáze proveditelné i na území ČR. V některých případech lze řízené vypalování chápat jako náhradní způsob hospodaření za jiné metody snižující akumulaci hořlavého matreriálu (např. hrabání steliva pro dobytek nebo lesní pastva) (Sedláček et al. 2016).

Mezinárodní platformou pro předávání zkušeností s využitím řízeného vypalování pro účely ochrany přírody je organizace Eurasian Fire in Nature Conservation Network (EFNCN, http://www.uni-freiburg.de/fireglobe).

Obrázek 44. Otevřený porost dubové savany (s dubem velkoplodým, *Querqus macrocarpa*) ve státě Wisconsin, USA. Les je pravidělně obhospodařován řízeným vypalováním, v důsledku čehož se podrost pravidelně obnovuje. Díky blokování sukcese nedochází k zarůstání náletovými dřevinami. Porost je tak mozaikou osluněných a zastíněných míst, vhodných pro společný výskyt mnoha druhů rostlin a živočichů. Foto: archiv Pleasant Valley Conservancy (T. D. Brock).

Obrázek 45 (nahoře). Řízené vypalování podrostu v rezervaci Pleasant Valley Conservancy State Natural Area, Wisconsin, USA. Na obrázku je vidět pomalé a málo intenzivní hoření podrostu šířící se zprava doleva proti směru větru (tzv. zpětný oheň, *backfire*). V tomto případě je palivem především dubové listí, proto je vznik vysokých plamenů málo pravděpodobný. Oheň tak odstraní opad a stařinu, ale téměř vůbec nepoškodí rostoucí stromy. Foto: archiv Pleasant Valley Conservancy.

4.5.3. Příprava řízeného vypalování

Řízené vypalování vyžaduje důkladnou přípravu, ať už se jedná o příslušná povolení potřebná pro výkon zásahu, zajištění přítomnosti hasičských sborů, nebo o samotné provedení zásahu. Problematiku přípravy rozebírá Sedláček et al. (2015). Než dojde k samotnému založení požáru, je potřeba zajistit, aby se budoucí oheň choval pokud možno co nejvíce „předvídatelně“. V několika následujících bodech si stručně uvedeme některé zásady, nutné při přípravě řízeného vypalování.

1. **Sezona**. Ačkoliv řízené vypalování lze praktikovat téměř kdykoliv, nejvhodnější dobou pro vypalování je podzim, zima a počátek jara (Sedláček et al. 2015). V průběhu zimních měsíců je teplota vzduchu i paliva nízká, a je tedy zapotřebí více vstupního tepla pro zahájení procesu hoření. Letní období je pro řízené vypalování nevhodné, především kvůli častým vysokým teplotám a vyšší pravděpodobnosti vzniku intenzivních a nekontrolovaných požárů. Záleží ale rovněž na tom, co přesně má být na lokalitě zdrojem hoření, zda dlouhá tráva nebo jen dubové listí.

2. **Počasí**. K řízenému vypalování je potřeba dbát na podmínky počasí a jejich možný vliv na provedení vypalování. Je vhodné obsatarat si informace o předpovědi počasí od relevantního zdroje a poté zhodnotit podmínky i přímo na místě v den zásahu. Vyplatí se sledovat vývoj počasí na lokalitě již několik dní, ne-li týdnů, před plánovaným termínem zásahu. Především vlhkost vzduchu, rychlost větru a teplota hrají nejvýznamnější roli v proveditelnosti a hladkém průběhu vypalování.

Relativní vlhkost vzduchu a rosný bod: Vlhkost a rosný bod mají výrazný vliv na zápalnost trávy nebo listí a intenzitu hoření. Ačkoliv den před plánovaným zásahem může být počasí velmi suché, náhlý pokles teplot a tvorba ranní rosy může snížit proveditelnost nebo dokonce znemožnit vypalování.

Rychlost a směr větru: Vítr je velmi důležitým, ale také nevyzpytatelným faktorem při šíření ohně. Ideální je, pokud je vítr stejně intenzivní a vane stejným směrem po celou dobu zásahu. Nicméně v praxi velmi záleží na podmínkách přímo na lokalitě, na vlhkosti, složení a výšce spalovaného materiálu (oheň se bude rychleji šířit ve vysoké suché trávě než ve spadaném listí), stejně tak velmi záleží na sklonu terénu (do kopce se oheň bude šířit snáz, pokud vítr povane směrem odspodu nahoru, naopak při opačném směru větru se může šíření ohně velmi zpomalit). Je potřeba dbát na okolí vypalované plochy a rozmístění míst, která vypálena být nemají. Na některých lokalitách se dá vypalování praktikovat pouze v případě, že vítr vane určitým směrem.

Teplota: Obecně vyšší teplota vede ke snazšímu šíření ohně (materiál se snáze podpálí). Pokud je teplota vzduchu i paliva nízká, je zapotřebí více vstupního tepla pro zahájení procesu hoření. Naopak s vysokou teplotou roste i riziko vzniku intenzivních a nekontrolovatelných požárů. Teplota je rovněž silně spojená s rosným bodem.

3. **Vypracování plánu vypalování a dokumentace**. Nezbytností řízeného vypalování je vypracování co nejpodrobnějšího plánu postupu prací, včetně map lokality. Pro názorné příklady viz Sedláček et al. (2015). Plán by měl být vytvořen v tištěné formě a v dostatečném počtu připraven přímo na místě výkonu zásahu. Lidé a hasičské jednotky učastnící se zásahu musí být dopředu seznámeni se situací. Plán by měl specifikovat podrobně, jaké plochy na lokalitě se budou vypalovat a které plochy naopak mají být ušetřeny. Stejně tak je vhodné specifikovat přesně, kde budou vytvořeny zábrany v šíření ohně (viz odstavec 5 níže), či navrhnout rozestavění lidí a zasahujících jednotek při samotném zásahu. Po skončení požáru je nezbytné vytvoření detailní dokumentace o průběhu zásahu. Tato zpráva je zásadní při zhodnocení výsledného dopadu požáru na společenstva rostlin a živočichů a je velmi důležitá pro plánování dalších zásahů v budoucnosti, především pro předcházení negativním dopadům, pokud se tyto během zásahu nebo po něm objeví.

4. **Přítomnost hasičských sborů a dostatek vody**. Musí být zajištěna přítomnost dostatečného počtu hasičských jednotek a zajištěn dostatečný přísun vody na hašení případných nechtěných požárů.

5. **Ochranné pásy**. Šíření ohně do míst, která mají být vypalování ušetřena, lze poměrně efektivně zabránit pomocí tzv. ochranných pásů, čili zábran v postupu ohně. Jde o plochy, které neposkytují ohni vhodné podmínky v důsledku absence vhodného paliva k hoření. Může jít o zábrany, které na lokalitě již existují, např. silnice, polní cesta neporostlá trávou a bez listí, či vodní tok. Efektivní ochranné pásy lze ale také vytvořit dopředu na místech, která by jinak hořela, a to důsledným odstraněním hořlavého materiálu. Zábrany musí být dostatečně široké, aby bylo riziko „přeskoku“ ohně co nejnižší. Šířka ochranného pásu je závislá na podmínkách na lokalitě, směru větru (Obr. 46), apod., a nakonec i na zkušenostech provádějících. Někde může postačovat 0,5 m široký pás, jinde naopak nemusí stačit ani šířka 3 m. Sedláček et al. (2015) uvádí vytvoření dokonce 30 m širokého pásu v důsledku minimalizace přeskoku korunového požáru ve smrkových porostech. Pásy lze též pokropit před zásahem vodou a riziko přechodu ohně tak minimalizovat. Vhodné je vytvoření ochranných pásů již několik dní nebo týdnů před plánovaným termínem zásahu a udržovat je čisté až do samotného provedení vypalování (Obr. 47) neboť například vítr může nafoukat listí nebo jiný hořlavý materiál do míst, která byla předtím vyčištěna.

6. **Zamezení vzniku korunového požáru**. Při řízeném vypalování lesních porostů je v naprosté většině případů vhodné zabránit vzniku korunového požáru, který se šíří mezi korunami stromů a může přerůst v nekontrolovaný ničivý požár. Cílem řízeného vypalování sloužícího ochraně biodiverzity bývá většinou pouze málo intenzivní požár v podrostu, který odstraní opad a stařinu a nepoškodí půdu. Ten se mimo jiné dá mnohem lépe kontrolovat (ale např. ve Švédsku a Finsku se provádí i řízené požáry celých porostů). V tomto směru je potřeba si uvědomit, že různé dřeviny jsou různě náchylné na působení požáru, existují dřeviny požáru odolné (dub, borovice) a dřeviny náchylné k působení požáru (bříza, javor, buk, smrk). Chceme-li předcházet možnému vzniku korunového požáru, je vhodné minimalizovat možnosti, kde by mohl oheň z podrostu přeskočit do korun. To se může stát tak, že se vznítí stromy náchylné k požáru, nebo můžou prohořet i hodně staré, duté stromy dřevin požáru odolných (Obr. 48). Na zásahové ploše je proto třeba tyto rizikové stromy vytipovat a učinit opatření, aby se k nim požár v podrostu nedostal. Toho lze opět efektivně docílit vytvořením ochranných pásů kolem samotných stromů (ochranných kruhů) (Obr. 49).

7. **Komunikace s veřejností.** Oheň je stále většinou veřejnosti považován za něco škodlivého a negativního. Při praktikování řízeného vypalování je proto nezbytná komunikace s veřejností (Sedláček et al. 2015). Komunikaci je vhodné provádět jak před zásahem, např. formou upozornění v lokálním tisku, na webu přiléhajících obcí nebo vyvěšením cedulí v blízkosti lokality, tak i po zásahu, obdobnou formou, či popularizační přednáškou nebo článkem. Jedině tak může i laická veřejnost pochopit důležitost provedeného managementu a být shovívavější k užití řízených požárů v budoucnosti.

Obrázek 46 (nahoře). Řízené vypalování podrostu v doubravě v rezervaci Pleasant Valley Conservancy State Natural Area, Wisconsin, USA. Na obrázku je vidět dopředu vytvořený ochranný pás (pruh nízké trávy zbavený listí a stařiny), který brání přeskoku ohně do míst, která mají být hoření ušetřena. Ačkoli plameny mohou dosáhnout vysoko, samotný ochranný pás je v tomto případě poměrně úzký, neboť požár je zakládán tak, aby se šířil po větru (od pásu pryč). Pro zhodnocení dostatečné šířky ochraného pásu je nutné vyhodnotit podmínky na lokalitě a stav počasí, často jsou ale velmi důležité také předchozí zkušenosti s vypalováním. Foto: archiv Pleasant Valley Conservancy.

Obrázek 47 (vlevo). Vytváření ochranného pásu, který má zamezit šíření ohně do míst mimo zásahovou plochu, Pleasant Valley Conservancy State Natural Area, Wisconsin, USA. V ochranném pásu musí být co nejdůsledněji odstraněn hořlavý materiál, palivo, které by mohlo způsobit přeskok ohně. Ačkoliv většinou bývají ochranné pásy situovány do míst mimo les nebo do řídkých porostů, dá se pás vytvořit i v poměrně hustém lese, jak je vidět na obrázku. Foto: archiv Pleasant Valley Conservancy.

Obrázek 48 (nahoře). Při řízeném vypalování je v naprosté většině případů vhodné zabránit vzniku korunového požáru. Na obrázku doutná dutina dubu v důsledku prohoření trouchu z dutiny ve spodních partií kmene. Hrozí riziko, že doutnání se přemění na intenzivnější hoření, které potom následkem komínového efektu může zapříčinit nekontrolovaný korunový požár. Starší stromy s dutinami je proto vhodné ochránit před působením požáru vytvořením ochranných pásů kolem stromů (viz Obr. 49). Foto: archiv Pleasant Valley Conservancy.

Obrázek 49 (vlevo). Díky vytvoření ochranného pásu (kruhu) bez hořlavého materiálu kolem stromu byla bříza (dřevina náchylná k požárům) efektivně ochráněna před působením požáru v podrostu. Nedošlo tak k jejímu vznícení a riziku vzniku korunového požáru. Foto: archiv Pleasant Valley Conservancy.

4.6. PROSVĚTLOVÁNÍ LESNÍCH OKRAJŮ

Jedním z důležitých a nepříliš kontroverzních nástrojů tvorby otevřených lesů je prořeďování lesních okrajů. Lesní okraje mohou být „tvrdé“ nebo „měkké“. Tvrdý okraj je náhlý přechod zapojeného lesa v bezlesí, často neprostupná hradba stromů a keřů, která stíní vše co je za ní. Vzniká tam, kde vliv hospodaření na bezlesí – pastva nebo seč – na okraji lesa náhle končí a nezasahuje do přilehlého lesa. Typicky jde o rozhranní mezi polem a lesem, případně výsledek strojové seče nebo pastvy v ohradách. Měkký okraj je naopak postupný přechod mezi lesem a bezlesím často s jednotlivými stromy a keři. Udržován byl vypalováním, pastvou a také ruční sečí, která umožňuje vyhnout se jednotlivým stromům a spadaným větvím. Jde vlastně o pruh světlého lesa a z hlediska bidodiverzity o velmi důležitý biotop. Jeho lineární charakter je důležitý, při relativně malé ploše mají lesní okraje značnou konektivitu, takže organismy, které lesní okraje potřebují, nemají problém je najít. Problém je, že „měkké“ okraje lesů mizí a nahrazují je okraje „tvrdé“. V chráněných územích i volné krajině je proto žádoucí zajistit „změkčení“ okrajů. Cílem je zajistit osluněné a staré stromy, travnatá a křovinatá stanoviště s nektaronosnými rostlinami a případně další stanoviště, například plošky holého písku a půdy, podle možností a místních podmínek.

Samozřejmě čím bude měkký okraj širší, tím lépe, ale i pás široký několik metrů má smysl. Podobně má smysl měkké lesní okraje vytvářet na libovolně orientovaných okrajích lesa, ale slunci exponované, jižně až západně orientované plochy jsou prioritní (kap. 3.2.). Při okrajích pastvin je možné ohradu posunout několik metrů do lesa, dobytek pak odvede podstatnou část práce na změkčení okraje za nás. Ale může to trvat dlouho. Proto je i při okrajích pastvin vhodné a jinde nezbytné začít vyřezáním části dřevin. Keře a podstatná část stromů rychle obrazí, takže zásah by měl být dost razantní. V širších pruzích ponecháme v dostatečné vzdálenosti od sebe několik silnějších nebo biotopových stromů, některé jedince je možné ořezat, ponechat vysoké pařezy a torza. Pokud chceme vytvořit plochy s obnaženým substrátem, zabránit rychlému zmlazení nežádoucích křovin nebo narušit plochu, kterou zatáhl nežádoucí druh – například třtina křovištní – je možné strhnout drn nebo povrchovou vrstvu půdy buldozerem.

Po vyřezání můžeme okraj zase nechat zarůst a po nějakém čase se do něj vrátit a zase jej proředit – vytvoříme tak vlastně pás výmladkového lesa. Nebo zajistíme následnou péči a okraj už „měkký“ zůstane. Zde se opět nabízí pastva (při okrajích pastvin) a vypalování (za vhodných podmínek, zejména v předjaří, oheň spálí vyschlou vegetaci při kraji lesa, ale do lesa se nerozšíří), ale možné je využít i jiné přístupy, například nezpevněnou cestu pro pěší nebo trasu pro motokros.

4.7. DALŠÍ STANOVIŠTĚ S CHARAKTEREM SVĚTLÝCH LESŮ

4.7.1. Intravilány, parky

Zeleň v intravilánech a parky vůbec, zejména ty rozlehlejší zámecké, bývají významnými útočišti organismů vázaných na staré a osluněné stromy nebo na otevřené lesy obecně. Základní pravidla péče o park spočívají ve snaze udržet rozvolněnou strukturu porostu, pravidelnými dosadbami udržet také vyrovnanou věkovou strukturu stromů v blízké i vzdálenější budoucnosti. Klíčové je tolerovat a vhodně ošetřovat staré stromy a stromy se zhoršeným zdravotním stavem (Read 2000). V obcích a v parcích, kde mohou ohrozit návštěvníky parku, je třeba prosychající nebo uschlé stromy postupně ořezávat (kap. 4.3.), případně ponechat jen co nejvyšší, stojící torza.

Běžná péče o parky zajišťuje dostatek osluněných stromů, které poměrně rychle dorůstají, a snižuje tak riziko jejich budoucího nedostatku. Má tak poměrně blízko k optimální péči o lokality se starými stromy. Samozřejmě za předpokladu, že nedochází k zanedbání péče a pustnutí parku, ani k péči přílišné, tedy k odstraňování „starých a nemocných“ stromů. Problémem bývá nedostatečná rozloha parku. Proto je vždy žádoucí vhodně pečovat i o navazující stromořadí, případně okraje lesů.

Ukázková je péče například o zámecký park v Lednici, která zároveň dokládá, že citlivou péči o stromy osídlené ochranářsky mimořádně cennými organismy lze zajistit i v místech s opravdu vysokou návštěvností.

4.7.2. Aleje a stromořadí

Péče o stromy na hrázích rybníků, v alejích a stromořadích podél cest je podobná péči o stromy v parcích. Vyžaduje spíše zvýšení tolerance přítomnosti starých a odumírajících stromů, než zásadní změny koncepce managementu. Je klíčové zejména přistoupit na to, že staré stromy se nekácejí, ale vyžadují péči (Read 2000), tedy akceptovat, že obnova alejí a stromořadí musí probíhat postupným nahrazováním odumřelých stromů, nikoli kácením starých nebo dokonce všech stromů jednorázově. Možné je samozřejmě odstraňovat mladší, neperspektivní jedince. Důležité je pochopitelně udržovat stromy v alejích a na hrázích mimo zápoj, tzn. tam, kde například přímo vedle aleje zmlazuje les, je třeba zamezit tomu, aby v budoucnu přerostl stávající stromy v aleji. Vzhledem ke svému liniovému charakteru představují aleje kolem silnic a vod poměrně významné migrační cesty pro faunu vázanou na osluněné stromy nebo obecně na světlé lesy.

4.7.3. Větrolamy a biokoridory

V bezlesé krajině našich rovinatých nížin jsou větrolamy často oázami biodiverzity. A to navzdory faktu, že většinou jde o stinné, neprostupné porosty. Bývají často neudržované, takže nabízejí dost mrtvého dřeva, které vzhledem k liniovému charakteru větrolamů bývá

alespoň částečně osluněné. Najdeme tu například brouky roháče obecné či faunu vázanou na jilmy, častý bývá také lesák rumělkový. Druhová skladba dřevin bývá alespoň místy velmi pestrá, zahrnuje duby, jilmy, babyky, topoly, apod. Časté jsou ale také invazní dřeviny, například javor jasanolistý anebo akát. Problémem je, že větrolamy jsou často na lesní půdě a jako běžný hospodářský les bývají také spravovány. Tedy veškeré dřeviny jsou vykáceny, často dochází i k odstranění pařezů a přípravě půdy, a na místě bývalého větrolamu je vcelku zbytečně sázen nový les. Jde o poškozování biologicky poměrně cenných stanovišť, tedy minimálně ve srovnání s běžným hospodářským lesem a hlavně rozlehlými lány polí, na nichž větrolamy většinou rostou. A s ohledem na spíše nízkou kvalitu získaného dřeva taková obnova větrolamů zřejmě nedává příliš smysl ani ekonomicky. Právě větrolamy přitom skýtají skvělou možnost tvorby stanovišť světlých lesů. Žádoucí je vytvořit z nich pruhy středních lesů, nebo v nich alespoň cíleně pěstovat mohutné stromy.

Obdobou větrolamů jsou dnes hojně vznikající biokoridory. Většina z nich zatím není tak stará, aby tvořily hustý, souvislý pás dřevin. Obvykle jde o pás úhoru s vysázenými stromy. Protože pásy hustého lesa pro biotu bezlesí fungují spíše jako bariéra, než koridor, je žádoucí udržovat biokoridory rozvolněné, ideálně jinak než strojovou sečí. Vzhledem k tomu, že jde o pruhy vegetace na orné půdě, jeví se jako nejjednodušší a nejlevnější řízené vypalování, samozřejmě až vysazené stromy dorostou velikosti, kdy jim oheň neublíží, a v době, kdy na okolních polích nemá co hořet.

4.7.4. Extenzivní sady

Sady patří k biologicky nejbohatším stanovištím u nás (Horák et al. 2013b). Samozřejmě ty extenzivní, kde pastva nebo seč udržují bohaté bylinné patro, kde ale najdeme také křoviny a staré ovocné stromy. Takové sady najdeme od nížin do hor, velmi cenné jsou například sady v pahorkatinách jižní Moravy nebo v severních a středních Čechách, které hostí podstatnou část druhového bohatství našich denních motýlů, některých brouků (například krasců, ale častí jsou v nich také páchníci, roháči, apod.) a mnoha blanokřídlých, ale jsou také velmi zajímavé i botanicky a ornitologicky. Typickou lokalitou s mimořádně cennými starými sady je například kopec Výhon nad Židlochovicemi, okolí Hustopečí nebo části Pálavy a Pouzdřanské stepi. Problém je, že tradiční sady jsou rychle mizejícím reliktem malozemědělství. Moderní sady se zákrsky a intenzivní chemizací jsou z hlediska biodiverzity spíše orná půda, než sad v tradičním slova smyslu.

Ochranářská péče o tradiční sady by samozřejmě měla zahrnovat jak citlivou péči o složku nelesní – lze využít pastvu, seč, nebo řízené vypalování – tak o stromy. I nepůvodní ovocné dřeviny mohou hostit původní ohrožené druhy hmyzu, proto odstraňování starých stromů není žádoucí a nezbytná je dosadba nových.

4.7.5. Obory

Obory jsou velmi významným útočištěm bioty světlých lesů, zejména její složky vázané na mrtvé dřevo. Ale mnohé obory jsou významné i botanicky. Najdeme v nich poslední zbytky pastevních lesů. Vyšší stavy zvěře jednak udržují rozvolněný korunový zápoj, jednak jsou místy lesy aktivně prořeďovány s cílem vytvořit pastevní les pro zvěř.

V oborách je třeba udržovat rozvolněný zápoj korun okolo starých stromů a aktivně vytvářet řídké pastevní porosty. Stromy lze dosazovat jednotlivě s individuální ochranou nebo zmlazení zajistit v oplocenkách. Obora by měla být mozaikou různě hustých porostů i malých ploch bezlesí. Ve velkých oborách na produkci dřeva za současné situace rezignovat zřejmě nelze. Je proto při těžbách žádoucí ponechávat co nejvíce výstavků a cenné partie obory propojit koridory řídkých lesů.

V mnoha biologicky mimořádně cenných oborách dnes probíhají drasticky rychlé těžby dřeva. Správci obor jsou z toho často podobně nešťastní jako ochránci přírody. I pro poplatkové lovce je samozřejmě příjemnější lovit v atraktivním, působivém prostředí otevřených starých lesů s mohutnými stromy, než čekat na draze zaplacený kus mezi ploty obnovních bloků. Bohužel lukrativnost oborních chovů zvěře spíše klesá, takže správci obor bývají k těžbám často nuceni ekonomickou realitou. S ohledem na obrovský význam obor, zejména těch s dlouhou tradicí, je pro zachování biodiverzity naší země žádoucí a nezbytné, aby se na financování provozu alespoň některých z nich podílela také ochrana přírody.

Obrázek 50 (vlevo). Pohled do interiéru středního lesa u Moravského Krumlova ukazuje duby ochotně zmlazující z pařezů i žaludů. Tento u nás první a dosud největší pokus obnovit výmladkové hospodaření proběhl v 90. letech 20. století. Dnes už bohužel neexistuje. O výmladkovém hospodaření se mezi ochranáři i lesníky posledních asi 15 let hodně mluví, celková rozloha nově vzniklých středních lesů se zatím rozloze toho u Moravského Krumlova ale zřejmě ani zdaleka neblíží. Přitom výmladkové hospodaření se dá efektivně provádět i na poměrně malých plochách. Například větrolamy skýtají skvělou možnost obnovy světlých lesů převodem na výmladkové lesy. Namísto toho se ale většinou starší větrolamy vykácí a na jejich místě se poměrně zbytečně a draze vysází nový les. Foto: L. Čížek

5. VÝZNAMNÉ BIOTOPY SVĚTLÉHO LESA

5.1. Holá půda a ranně sukcesní stádia

Organismy vázané na velmi ranná sukcesní stádia – holou půdu, droliny a řídké, krátkostébelné trávníky – patří k nejohroženějším u nás. Lze zde najít řadu ohrožených druhů rostlin nebo hmyzu (např. rovnokřídlých či blanokřílých). Dříve běžná stanoviště udržovaná zejména pastvou z krajiny prakticky zmizela, jejich obyvatelé v lepším případě přežívají v pískovnách a na dalších postindustriálních stanovištích. Donedávna ale organismy vázané na velmi ranná sukcesní stádia vegetace také patřily k biotě řídkých lesů. Část z nich dodnes přežívá na pasekách. Ale mělo by být naším cílem jim umožnit návrat do lesů. Tedy některé plochy by bylo záhodno skutečně přepást „až na hlínu“, nebo strhávat drn nebo půdu mechanicky. Případná eroze je v tomto případě žádoucí, měla by vést k odplavení živin, nebo alespoň jejich vymytí do hlubších vrstev půdy.

5.2. Paseky

Jedním z posledních biotopů, které v dnešních lesích umožňují přežívat alespoň části bioty světlých lesů, jsou paseky. Klasická paseka s pařezy a zbytky po těžbě je poslední biotop pravidelně nabízející osluněné dřevo větších průměrů, a holou půdu. V hospodářských lesích jde o jedinou fázi pěstebního procesu, která umožňuje existenci například jasoně dymnivkového, roháčů, svižníků, majek a nabízí hnízdní příležitosti mnoha blanokřídlým. Prakticky pouze na pasekách dnes u nás najdeme lelky nebo skřivana lesního.

Pokud paseka zarůstá přirozeným zmlazením, vzniká většinou další fáze světlého lesa s rozptýlenými křovinami a mladými stromky. Ta může trvat poměrně dlouho a umožňuje existenci mnoha dalším druhům řídkých lesů, typickým případem je hnědásek osikový nebo okáč hnědý. V zemích, například ve Skandinávii nebo v Pobaltí, kde jsou paseky ponechávány přirozenému zmlazení, jsou tyto druhy ohroženy méně, než ve střední Evropě, kde je běžné umělé zalesnění.

Prvním ohrožením fauny pasek – překvapivě nikoli zřídka praktikovaným i v chráněných územích – je odstraňování pařezů a mechanická příprava půdy (Obr. 51). Nic podobného jako součást běžného hospodaření samozřejmě do chráněných území nepatří, jedinou výjimkou by mohla být dozerová příprava s nahrnutím pařezů do valů v oblastech borů na píscích (např. Bzenecko, Dokesko), kde obnažením písku a nahrnutím pařezů do valů vznikají stanoviště ohrožených psamofilních a saproxylických organismů.

S prodloužením doby obmýtí pro mnohé druhy není pasek dost, jsou malé a navíc lesní zákon nutí vlastníky zalesňovat. Po vykácení lesa musejí do šesti let „zajistit kulturu“, tedy mít na pasece stromky vysoké tak, že je zvěř již nepoškodí. Jde o zvrácený požadavek jak z hlediska hospodářského, tak hlediska biologického. Na většině našeho území les vyroste sám od sebe, jen to obvykle trvá o trochu déle. Zalesnění je drahé, ale tento požadavek nutí vlastníka lesa zalesnit i tam, kde to vůbec není potřeba. Většinou se zalesňuje tím

nejlevnějším, co je k dispozici, obvykle smrkem. Zatímco přirozené zmlazení jen vzácně vytvoří monokulturu, nucené zalesnění ji vytvoří téměř vždy. Povinnost zalesnit tak má zásadně negativní dopad na druhové složení našich lesů.

Plošné zalesnění je ale problém i v případě, že bylo zalesněno pestrou směsí místně původních dřevin. Zalesněním totiž dochází ke zkrácení doby, po kterou paseka nabízí životní prostor světlomilným lesním organismům. Rozvolněná, křovinatá fáze zmlazujícího lesa je rychle zcela nahrazena uniformní hustou mlazinou. To samozřejmě zvyšuje také hustotu zápoje a snižuje prostorovou diverzifikaci budoucího lesa.

U nás je zalesňování běžné i v přírodních rezervacích a donedávna bylo běžně praktikováno i například v první zóně NP Podyjí. Tato praxe je nesmyslná a škodlivá. Ale důraz na zachování druhového spektra dřevin by neměl být omluvou pro umělé zalesňování, a zároveň důraz na přirozené zmlazení není omluvou pro změnu druhového spektra dřevin. V rezervaci s dubem nebo jedlí je naším úkolem obnovit procesy, které zmlazení těchto dřevin v minulosti umožňovaly. Dřeviny jsou snad nejrobustnější složkou biodiverzity. Pokud se nám v chráněných územích nepodaří zajistit podmínky pro přirozené zmlazení – a tedy přežití – alespoň hlavních druhů dřevin, nemůžeme čekat, že se nám v dlouhodobém horizontu podaří zajistit podmínky pro přežití citlivějších složek přírody, jejichž umělou obnovu zajistit nedokážeme. Samozřejmě existují případy, kdy zmlazení konkrétního druhu brání faktory mimo náš dosah. Takový druh je třeba vnášet do porostu jednotlivě, s individuální ochranou.

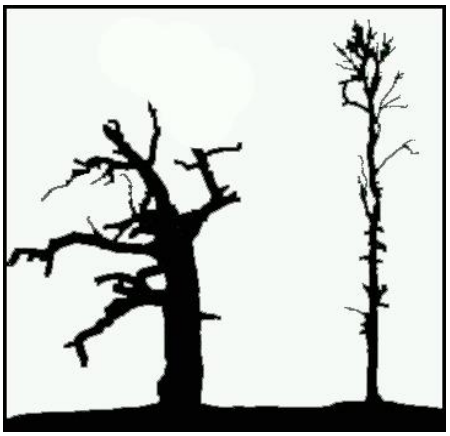
V chráněných územích je nezbytné, a mimo ně žádoucí, na pasekách ponechávat pařezy a zbytky po těžbě, vyhnout se přípravě půdy (Obr. 51), maximálně využívat přirozeného zmlazení, v maloplošných ZCHÚ i za cenu aktivních kroků – např. odstraňováním „nežádoucích“ druhů, vypalováním či pastvou - které umožní cílovým dřevinám přirozeně zmladit.

Obrázek 51. Klasická paseka je strukturně i biologicky bohatý, cenný biotop. Příprava půdy (frézování pasek) i extrakce pařezů a dalších zbytků po těžbě na dotované využití v kotlích elektráren znamenají další ránu pro mnoho světlomilných organismů, které na pasekách přežívají. Paseka po přípravě půdy není strukturně bohatý biotop, nýbrž oraniště, které velmi rychle obsadí ruderální a invazní rostliny. Foto: L. Čížek

5.3. Staré stromy

Staré stromy jsou pro zachování přírodní rozmanitosti klíčové a v chráněných územích je nezbytné jim věnovat podstatně více pozornosti, než dosud. A jakkoli si to prakticky neuvědomujeme, staré stromy se zapojením lesů rychle mizí. Je proto nezbytné vhodně pečovat o stávající zelené veterány, a zároveň cíleně vytvářet jejich nástupce, mladší generace.

Obecně platí, že čím větší strom, tím větší jeho význam pro biodiverzitu. Klíčové je proto udržet stromy co nejdéle živé a stojící. Nesmí docházet k odstraňování starých stromů. Ale to se ve zvláště chráněných územích většinou neděje, a starých stromů je v nich přesto nedostatek. Minimálně stejně důležité je totiž zajistit starým stromům podmínky k přežití. Zde jsou dva problémy.



Obrázek 52. Habitus volně rostlého stromu (vlevo) a stromu rostlého v zapojeném lese (vpravo). Podle J. Miklína

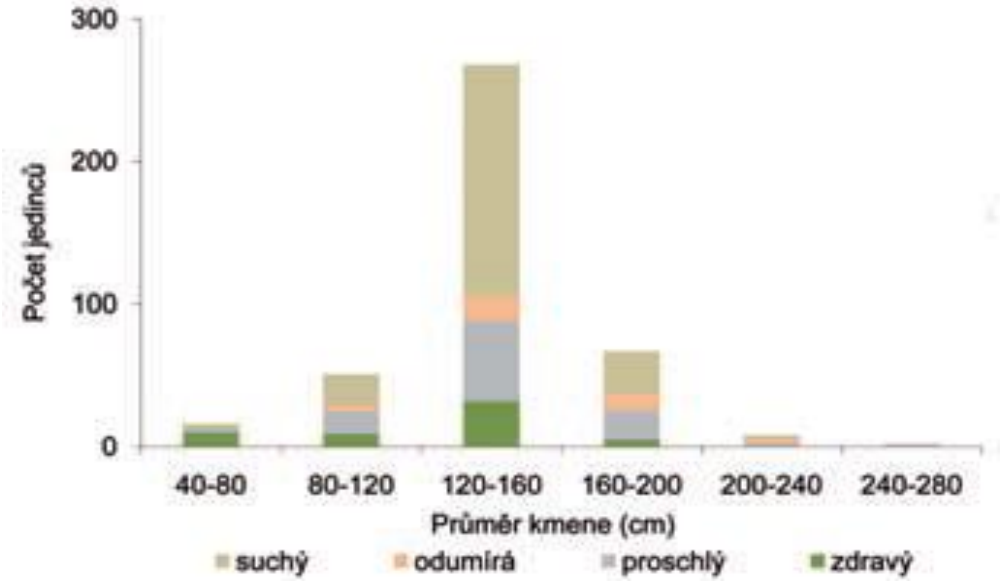
První spočívá v tom, že staré stromy na většině lokalit rostly původně mimo korunový zápoj, ale jejich nejbližší okolí velmi často zarostlo. Tyto staré stromy jsou nižší než jejich mladší sousedé odrostlí v hustém lese, vzhledem k věku jsou také méně vitální, takže nejsou s mladšími stromy schopny soutěžit o světlo, vodu a živiny (Obr. 52). Silná konkurence běžná mezi stromy v hustém lese staré stromy poměrně rychle zabíjí. Důležité je proto věnovat péči okolí starých stromů a uvolňovat je z porostu.

Druhý problém spočívá v tom, že starý strom nemusí náhlé změny podmínek přežít. Stromy rostoucí celý život mimo korunový zápoj mají větve až k zemi. Ty stíní jejich kmen a brání jeho napadení xylofágním hmyzem a u dřevin s tenčí borkou také před přehřátím. Stromy i jen dočasně rostoucí v zápoji mají větve výše na kmeni, takže případné prosvětlení okolí stromu vede k obnažení kmene. To často umožní osídlit kmen broukům, kteří strom dokáží zabít. Toto riziko je vážné u starších dubů, zejména kvůli krasci dvojtečnému (*Agrilus biguttatus*) a tesaříkovi obrovskému (*Cerambyx cerdo*), a také u lip, kvůli krasci lipovému (*Lamprodila rutilans*). Citlivější dřeviny, například jasan a buk může zabít pouhé vystavení holého kmene prudkému slunci. Staré stromy tedy zabíjí jejich ponechání v zápoji, ale také je může zabít náhlá změna podmínek způsobená uvolněním. Je proto třeba vážit všechna pro a proti a postupovat opatrně, přičemž pečlivě sledovat dopady prosvětlení, které provádíme. Jakmile vidíme, že strom na uvolnění reaguje dobře, je vhodné v následujících letech přistoupit k postupnému ořezu větví. Ten má za cíl stabilizovat těžiště stromu, zabránit možnému rozpadu stromu v důsledku váhy přerostlých větví (kap. 4.3., Obr. 37 a 38). Někdy může pečlivé uvolňování mohutných veteránů společně s postupným ořezem větví, tak aby jim to neublížilo, trvat i několik let (třeba až 7 let, Lonsdale 2013). Ale opatrnosti zase nesmí být příliš. Je určitě lepší dát starým stromům šanci vyrovnat se se situací, než je nechat v zapojeném lese jen tak zahynout. Uvolňování starých stromů vyřezáním okolních dřevin musí být postupné a mělo by jít ruku v ruce s uvolňováním mladších jedinců, kteří mají lepší šance

na přežití a jednou nahradí stávající veterány. Zajištění vyrovnané věkové struktury stromů je velmi důležité z dlouhodobého hlediska, protože povede ke kontinuitě v nabídce starých stromů v budoucnu.

Druh stromu ovlivňuje co v něm a na něm žije a roste. Nejbohatší jsou duby (Brändle & Brandl 2001), a jako budoucí veterány má smysl vybírat především místně původní druhy. Ale i zcela nepůvodní jírovec nebo starý akát mohou hostit ohrožené a chráněné druhy. U existujících starých stromů proto druhovou příslušnost příliš řešit nemusíme. Jejich význam tkví hlavně v tom, že jsou staré a nabízí substrát pro ohrožené druhy. Odstraněním druhově nepůvodních veteránů bychom si tedy spíše ublížili.

Podoba (tvar) stromu jasně ukazuje, v jakém prostředí vyrůstal (Obr. 52). Stromy rostlé v zapojeném lese rostou v tvrdé konkurenci svých sousedů, s nimiž musejí soutěžit o světlo, vodu a živiny. Mají proto vysoký, relativně tenký kmen s větvemi soustředěnými ve vrcholové části. Stromy rostlé mimo korunový zápoj, tzv. volně rostlé stromy, naopak se svými sousedy o nic soutěžit nemusí. Jsou tedy až o třetinu nižší, větve mají po celém kmeni často zavětvené až u země, takže mají mohutnou, bohatou korunu, s velkou asimilační plochou. Rostou proto rychleji. Jejich kmen rychle nabývá na objemu také proto, že investují spíše do jeho mohutnění, než do růstu do výšky. Vysoké, relativně tenké stromy jsou mnohem méně stabilní, než stromy nízké a mohutné.



Obrázek 53. Zdravotní stav a velikostní (= věková) struktura solitérních dubů v severní části obory Soutok. Ukazuje se, že počet živých stromů neustále klesá. Z několika set mohutných dubů, které v inventarizovaném území rostly ještě v 80. letech minulého století, brzy zůstane sotva desetina. Podle Čížek & Hauck 2008.

Obrázek 54. Solitérní stromy na pastvinách vyhledává dobytek kvůli stínu. A přestože je často poškozuje, přiměřeně intenzivní pastva v těsné blízkosti solitéru brání uchycení potenciálních konkurentů a tím solitérům prodlužuje život. Strojová seč, běžná na loukách nebo opuštěných pastvinách, se naopak těsné blízkosti kmene stromu vyhýbá, tím nebrání uchycení dřevin a zejména starší solitéry pak snadno zahubí konkurence. Na obrázku je ořezávaná vrba v NPR Křivé jezero ztracená v náletu jasanu a jilmu. Foto: L. Čížek

6. LEGISLATIVA

Aktivní péče o světlé lesy a jejich obyvatele naráží na několik legislativních omezení. Ta se liší především podle kategorizace pozemku, na kterém pracujeme. Jakkoli problémy s prosazováním modernějších postupů do praxe jsou reálné, jsou řešitelné i bez pohybu za hranou zákona.

Rozloha lesů na úkor bezlesí u nás setrvale roste v chráněných územích i mimo ně. Proto se občas pohybujeme v lese, který není na lesní půdě, tedy legislativně lesem není. Pozemek obvykle zarostl nebo byl zalesněn poměrně nedávno a vlastník jej nepřevedl na tzv. PUPFL, tedy **pozemek určený k plnění funkce lesa**. Zatímco v lese rostoucím na **nelesní půdě** naše snahy pečovat o biodiverzitu omezuje především vyhláška na ochranu dřevin rostoucích mimo les, na lesní půdu se vztahuje tzv. Lesní zákon. Ten je, co se dohledu na vlastníka i hospodáře týče, značně přísný. Ukládá mnohé povinnosti, které jsou v přímém rozporu s potřebami ochrany biodiverzity, a určuje množství orgánů, které plnění těchto povinností kontrolují. A zatímco nelesní plochu na les můžeme převést kdykoli, opačně je to velmi drahé a složité.

K většině zásahů na podporu biodiverzity v lesích na lesní půdě potřebujeme získat výjimky ze zákona. A o ty musí žádat majitel. Na většině lesní půdy ve vlastnictví státu, včetně mnoha lesů v chráněných územích, jsou státní lesní podniky správcem s právy vlastníka. Komunikace mezi vedením těchto podniků a vedením státních organizací, které mají na starost ochranu přírody, je spíše omezená. Prosadit nezbytné zásahy na podporu ohrožených druhů a často i předmětů ochrany třeba v národní přírodní rezervaci vlastněné státem proto není snadné ani v případě, kdy se příslušný orgán ochrany přírody snaží ze všech sil. Alespoň v chráněných územích je žádoucí **zalesněné plochy bývalého bezlesí na lesní půdu nepřevádět**.

S požadavky platných zákonů se nicméně musíme vypořádat vždy. Proto by opatření na podporu biodiverzity měla být **popsána v dokumentech ochrany přírody**, které mohou sloužit jako vodítko při rozhodování o udělení výjimky. V případě zvláště chráněných území by opatření měla být popsána v plánech péče, mimo zvláště chráněná území by opatření měla vycházet z jiných koncepčních dokumentů, jako jsou souhrny doporučených opatření pro evropsky významnou lokalitu, pravidla managementu pro evropsky významné druhy a podobně.

6.1. Výmladkové hospodaření, lesní pastva a hrabání steliva

Při tvorbě řídkých lesů narážíme na § 31 odst. 4 zákona č. 289/1995 Sb. (lesní zákon), který zakazuje úmyslnou těžbou snižovat zakmenění porostu pod 0,7 zakmenění plného. Abychom se při snížení zakmenění pod tuto hranici nedostali do konfliktu se zákonem, je nutné, aby lesní porosty byly zařazeny v kategorii lesa zvláštního určení. Nejlépe v podkategorii lesa potřebného pro zachování biologické různorodosti, případně v jiných

podkategoriích, jejichž mimoprodukční funkce mohou být zajišťovány právě nižším zakmeněním (§8 odst. 1 písm. c), odst. 2 písm. a – f, h) zákona č. 289/1995 Sb. Do těchto kategorií může být les zařazen orgánem státní správy lesů (OSSL). A to na návrh vlastníka, nebo z vlastního podnětu OSSL. Na návrh vlastníka OSSL také uděluje výjimku, resp. odchylné opatření od běžného lesního hospodaření (v tomto případě od minimální hodnoty zakmenění) podle § 36 lesního zákona. V případě, že byl již schválen lesní hospodářský plán či lesní hospodářská osnova, může OSSL udělit odchylné opatření ve prospěch účelového hospodaření rozhodnutím. V případě, že se zpracovává nový LHP či LHO, je možné zahrnout odchylné opatření přímo do těchto dokumentů po schválení OSSL.

Při **zavedení (obnově) výmladkového hospodaření**, tedy při změně tvaru lesa vysokého na les nízký nebo střední, čelíme podobným úskalím jako při snižování zakmenění. § 33 odst. 4 zákona č. 289/1995 Sb. zakazuje provádět těžbu mýtní v porostech mladších 80 let (ve výmladné etáži nízkých a středních lesů se přitom obmýtí běžně pohybuje v rozmezí 7-40 let). Dále jsme limitováni maximální šířkou holé seče, která je dle § 31 odst. 2 lesního zákona limitována na dvojnásobek průměrné výšky porostu. Šíře seče přitom může hrát klíčovou roli při obnově světlomilných dřevin. Proto je nutné, aby vlastník požádal OSSL o přijetí odchylných opatření ve prospěch účelového hospodaření v lesích. Stejně jako v předchozím případě musí lesy být zařazeny v kategorii lesa zvláštního určení.

Při zavedení (obnově) **pastvy v lesích** narážíme na § 20 odst. 1 písm. n). zákona č. 289/1995 Sb., o lesích, který pastvu hospodářských zvířat v lesích zakazuje. I z tohoto ustanovení může OSSL udělit výjimku (odchylné opatření ve prospěch účelového hospodaření) na žádost vlastníka. A opět je nutné, aby lesy byly zařazeny ve vhodné kategorii lesa zvláštního určení.

Hrabání steliva je rovněž zakázáno v § 20 odst. 1 písm. m). zákona č. 289/1995 Sb., o lesích. Stejně jako v případě lesní pastvy, může OSSL udělit výjimku (odchylné opatření ve prospěch účelového hospodaření) na žádost vlastníka. Opět je nutné, aby lesy byly zařazeny ve vhodné kategorii lesa zvláštního určení.

6.2. Ořez stromů a tvorba dutin

Legislativní situace kolem ořezu stromů je komplikovaná. § 7 zákona č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny v platném znění zakazuje poškozovat a ničit dřeviny rostoucí mimo les a z tohoto ustanovení nelze udělit výjimku. Zákon občas byl vykládán tak, že strom lze buď lehce prořezat, nebo pokácet, vše ostatní je poškozování stromu. I běžně praktikovaný ořez vrb byl postižitelný a bylo jednodušší starý strom skácet, než ořezat. Zákon, jehož cílem bylo stromy chránit, tak urychloval mizení starších stromů z krajiny.

O nápravu se pokusila novelizace vyhlášky Ministerstva životního prostředí o ochraně dřevin a povolování jejich kácení (vyhláška č. 189/2013 Sb., dále jen "vyhláška"). V ní je v § 2 odst. 1 specifikováno, že pod pojmem "nedovolený zásah do dřeviny" se rozumí „zásah, který způsobí podstatné nebo trvalé snížení jejich ekologických či společenských funkcí nebo

způsobí bezprostředně či následně jejich odumření“. K § 2 vyhlášky byl doplněn odstavec, který umožňuje provádět zásahy jinak považované za poškození dřeviny. A to za účelem zachování nebo zlepšení některé z funkcí dřeviny (tedy i "ekologické funkce" stromu jako specifického biotopu), v rámci péče o zvláště chráněný druh anebo pokud je prováděn v souladu s platným plánem péče o zvláště chráněné území. V lednu 2015 pak Ministerstvo životního prostředí vydalo ve svém věstníku metodické doporučení k aplikaci některých ustanovení vyhlášky (Ministerstvo životního prostředí 2015).

Je-li strom již osídlen zvláště chráněným druhem, pak provedení ořezu nutné pro zajištění provozní bezpečnosti a prodloužení životnosti stromu je zásahem v rámci péče o zvláště chráněný druh (dále jen "ZCHD"). Ministerstvo životného prostředí nicméně doporučuje opatřit si "vyjádření příslušného orgánu ochrany přírody (OOP) či odborný posudek nebo studii". U starých stromů lze také využít argument, že zásahem došlo k zachování ekologické funkce dřeviny (jejím pokácením by byla nulová), pak zásah není striktně vázán na přítomnost ZCHD.

Jinak je tomu v případech, kdy chceme stanoviště vytvořit, tedy ořezat strom, který aktuálně není osídlen žádným zvláště chráněným druhem. Ve zvláště chráněném území není problém, jsou-li zásahy do dřevin uvedeny ve schváleném plánu péče. Pokud uvedeny nejsou, je teoreticky možné je do plánu péče doplnit nebo postupovat stejně jako ve volné krajině. Pokud se cílový zvláště chráněný druh vyskytuje v blízkém okolí, lze použít argumentaci, že ořez je zásahem v rámci péče o ZCHD, neboť ořezávaný strom je součástí jeho biotopu (nabízí mu vhodné stanoviště ke kolonizaci).

Z § 2 odst. 2 vyhlášky vyplývá, že zásah je možné provádět i pro zlepšení některé z funkcí dřeviny. Ořez zdravého stromu (např. pollarding) zlepší ekologickou funkci stromu tím, že urychlí vznik biotopu pro ZCHD. Zároveň ale může dojít ke snížení některé z dalších funkcí dřeviny, např. estetické. Argumentace pro tvorbu ořezávaných stromů by se měla opírat o skutečnost, že ořezávané stromy v minulosti do krajiny patřily, dotvářely její charakteristický ráz, jsou provozně bezpečné a prodlužuje se jejich životnost a tedy i doba, kdy plní zvýšenou ekologickou funkci (nabídkou vhodných biotopů). Ořezávané stromy, které v některých zvláště chráněných územích najdeme, jsou mnohdy těžištěm výskytu ohrožených druhů. Pokud za ně nezajistíme náhradu, přijdou ohrožené druhy na ně vázané o stanoviště.

Obecně lze shrnout, že pokud zásahy, prováděné dle výše zmíněného ustanovení, povedou k prodloužení životnosti a zajištění provozní bezpečnosti stromu tehdy, kdy jedinou další alternativou je kácení, neměly by být postihovány jako porušení zákona. V případě ořezu zdravých, mladých stromů, je možné se případnému postihu vyhnout tím, že si majitel pozemku, na kterém stromy rostou, zažádá o odborné stanovisko např. Agenturu ochrany přírody a krajiny ČR. V žádosti by mělo být jasně formulováno, že jde o stanovisko k zásahu ve prospěch zvláště chráněných druhů živočichů (nikoliv tedy stanovisko k poškozování dřeviny), v čem bude zásah spočívat a pro jaké druhy se opatření provádí (saproxylický hmyz, netopýři, ptáci hnízdící v dutinách – většinou půjde o zástupce všech vyjmenovaných skupin).

6.3. Řízené vypalování

Jak bylo uvedeno v kapitole 3.5. zakládání ohně a jeho použití pro účely ochrany lesní biodiverzity je omezeno hned několika zákony (Sedláček et al. 2015):

Zákon č. 133/1985 Sb., v platném znění, o požární ochraně, je hlavní normou upravující problematiku požárů a ochranu před nimi. Součástí zákona je zákaz vypalování porostů pro fyzické osoby, právnické osoby a podnikající fyzické osoby, včetně sankcí za jeho nedodržení.

Vypalování porostů je částečně ošetřeno zákonem č. 289/1995 Sb., o lesích, který uvádí zákaz „…rozdělávat nebo udržovat otevřené ohně …… mimo vyhrazená místa“, stejně jako zákaz rozdělávat nebo udržovat otevřené ohně do vzdálenosti 50 m od okraje lesa.

Požáry jsou výslovně zmíněny také v zákoně č. 449/2001 Sb., o myslivosti. V části věnované povinnostem uživatelů honiteb (§11) je v odstavci 3 uvedeno: „Uživatelé honiteb jsou povinni provádět v době nouze dostupná a přiměřená opatření k záchraně zvěře, zejména ve spojitosti se záplavami, povodněmi, lesními požáry a extrémně vysokou sněhovou pokrývkou.“ V případě plánovaného vypalování lesních porostů je nutné zajistit součinnost uživatele honitby a aplikovat opatření, která minimalizují dopady vypalování na zvěř. V praxi je riziko negativního ovlivnění zvěře řízeným vypalováním lesů minimální, protože dle zahraničních zkušeností bývají vypalované plochy rozlohou malé a realizace vypalování v přípravné fázi je spojena většinou s pohybem a přítomností většího počtu osob. Přesto je vhodné bezprostředně před zahájením managementového opatření porosty projít a zvěř vyplašit (Sedláček et al. 2015).

Podle zákona č. 289/1995 Sb., o lesích, může nicméně vlastník lesa na rozdělávání a udržování ohně v lese povolit výjimku, pokud tím nejsou porušena práva jiných vlastníků lesa. V praxi je možné zákaz vypalování eliminovat dohodou a přítomností požární jednotky u zásahu. Jako nejschůdnější cesta řešení realizace řízených požárů se momentálně jeví zapojení vojenských a civilních jednotek hasičů, a to nejlépe skombinováním zájmů hasičů (především formou cvičení) a zájmů ochrany přírody. Plánovaná cvičení hasičů, či různých složek Integrovaného záchranného systému mohou vyřešit běžná legislativní omezení, realizace cvičení se řídí samostatnými zákonnými normami. Legalizace vypalování touto formou tak může být velmi efektivní. Zároveň se může za předem stanovených podmínek jednat o zdaleka nejlevnější formu realizace (Sedláček et al. 2015).

7. ORGANISMY

Následující odstavce se věnují popisu vybraných druhů organismů vázaných na světlé lesy a popisu důvodů jejich ohrožení. Kapitola nabízí návrhy managementů, které jsou vhodné pro podporu jejich populací, a má tedy napomoci při rozhodování o plánovaném zásahu na cílové lokalitě. Všechny níže zmíněné druhy mají vazbu na světlé lesy. Nicméně vzhledem k tomu, že pojem světlé lesy zahrnuje širokou škálu různých stanovišť, mohou se managementová opatření důležitá pro záchranu jednotlivých druhů mezi sebou mírně lišit. Jedná se především o „naturové“ a vybrané vlajkové druhy, které často reprezentují i celá společenstva druhů s podobnými nároky na prostředí. Detailnější seznam druhů cévnatých rostlin a živočichů s vazbou na světlé lesy se potom nachází v **Příloze I**.

7.1. Tesařík obrovský

Tesařík obrovský (*Cerambyx cerdo*) je vázán na duby, vyvíjí se zřejmě ve všech dostupných druzích dubů, pokud dosáhnou potřebných parametrů. Larvy se vyvíjí pod kůrou a ve dřevě oslabených, ale živých, osluněných stromů. Nejčasteji se proto tesařík vyskytuje ve starších a různě poškozených dubech rostoucích mimo korunový zápoj. Lokálně osidluje největší a nejstarší dostupné stromy, jejich parametry se ale mohou dramaticky lišit v závislosti na podmínkách dané lokality (Čížek et al.). Jde o silně teplomilný druh vyhledávající slunná stanoviště, který vyžaduje přímé oslunění částí stromu, v nichž probíhá vývoj larev (Buse et al. 2007, Albert et al. 2012). Výrazně preferuje kmeny a silné větve osluněné nejlépe z jihozápadu, ale také jihu a západu, nebo stromy rostoucí na takto orientovaných svazích.

Tesařík obrovský je ohrožený druh chráněný národní i mezinárodní legislativou. V České republice je zvláště chráněným druhem v kategorii silně ohrožený (Příloha č. III vyhlášky ministerstva životního prostředí ČR č. 395/1992 Sb.). Je rovněž chráněn legislativou EU (Směrnice o stanovištích; přílohy II. a IV.) v rámci soustavy NATURA 2000 (Council of the European Communities 1992).

Brouk obývá široké spektrum stanovišť, jejichž abiotické podmínky se mohou zásadně lišit. Téměř vždy jde ale o místa, kde je dostatek starších dubů rostoucích mimo plný zápoj korun. Tesaříka obrovského tak najdeme ve zbytcích řídkých pastevních lesů v některých oborách (Lánská obora, Náměšťská obora, obora Soutok), ve starých stromech na hrázích rybníků (Třeboňsko, Milíčovský les, Hluboká nad Vltavou) a v parcích (Lednice, Veselí nad Moravou) a také ve zbytcích řídkých, dříve výmladkově obhospodařovaných doubrav dnes převážně nepravých kmenovin nebo předržených pařezin (Milovický les, údolí Rokytné) často na prudkých, skalnatých svazích říčních kaňonů (kaňon Dyje v Národním parku Podyjí, řeka Svratka nad Brnem).

Tesařík obrovský je jen výjimečně nalézán v uzavřeném lese. Místy, u nás například v luzích při dolních tocích Moravy a Dyje, se brouk vyvíjí i v korunách stromů mýtního věku v

zapojených porostech na lesních plantážích, občas též níže v kmenech dubů při okrajích pasek a kolem cest. Vzhledem k tomu, že vymizel z oblastí, kde není dostatek starých, volně rostlých a osluněných stromů (např. Polabí nebo Litovelské Pomoraví), je ale velmi pravděpodobné, že jde jen o dočasné výsadky z mohutných solitérů využívající nabídky starších porostů. Ani v chráněných územích v režimu bezzásahového managementu není tesařík obrovský dlouhodobě schopen přežívat. Pokud se zde nalází, např. NPR Ranšpurk, vyskytuje se zejména na stromech původně rostlých v otevřených podmínkách. Postupné zapojování korun vede napřed k zastínění starších stromů, takže přestanou být pro tesaříka vhodné, zároveň je konkurence mladších stromů postupně zabíjí. Zástin efektivně brání obnově světlomilného dubu, takže v dlouhodobém horizontu převládnou v bezzásahovém režimu stínomilné dřeviny. Tesařík obrovský tedy není schopen dlouhodobě přežívat v lesích ponechaných bez zásahu, ale ani v hospodářských lesích pěstovaných ve tvaru lesa vysokého.

Management. Základním cílem péče o populace tesaříka obrovského je zajištění dlouhodobé a kontinuální přítomnosti dostatečného množství starých, osluněných dubů na lokalitě. To vyžaduje aktivní management. Vlastní péče o lokalitu má tři základní složky: péče o existující staré stromy, zajištění dalších generací vhodných stromů, a případně tvorbu náhradních stanovišť. Kolik pozornosti je které z nich třeba věnovat záleží na stavu a rozloze konkrétní lokality. Populace tesaříka obrovského závisí na starých osluněných dubech. Počty stromů v budoucnu potenciálně vhodných pro danou populaci lze poměrně snadno odhadnout jednoduchou inventarizací stromů a jejich věkových tříd, která nám podá odhad, kolik vhodných dubů může na lokalitě dorůst v příštích dekádách.

Klíčem k ochraně tesaříka obrovského jsou aktivní přístupy k ochranářskému managementu lesů v chráněných územích nebo na evropsky významných lokalitách. Ve větších zvláště chráněných územích je vhodné docílit obnovení procesů, které umožňují přirozenou obnovu dubu. Zde se jako optimální možnost jeví návrat divokých velkých býložravců (Jirků & Dostál 2015), jejichž činnost bude udržovat lesy řídké a umožní zmlazovat světlomilným dřevinám. V porostech, které jsou již plně zapojené, může mít reintrodukce velkých býložravců významný vliv na strukturu až v delším časovém horizontu. V takových případech lze přistoupit k prosvětlení porostu předchozím výrazným proředěním. V menších ZCHÚ, ale i na částech větších ZCHÚ je potom optimální návrat k lesní pastvě domestikovaných zvířat (ovce, kozy, krávy, koně), případně opět s předchozím proředěním. V místech, kde je málo dubů, které by jednou mohly nahradit ty stávající staré je vhodné zajistit jejich vysazování.

Vhodným managementem pro ochranu tesaříka je i výmladkové hospodaření, a sice ve tvaru lesa středního při udržování dostatečného počtu starších výstavků dubů. Ponechávání vysokých pařezů je žádoucí, neboť i ty mohou být broukem využity, pokud jsou osluněny. Naopak tvar lesa nízkého je pro účely ochrany populací tesaříka obrovského spíše nevhodný. V nízkých lesích totiž může přežívat právě jen v případě, že jsou zde ponechávány vysoké pařezy dubů. Samotné vysoké pařezy ale k zajištění životaschopné populace nemusí stačit, neboť mají obecně menší objem dřeva než celé stromy a navíc během pařezinového cyklu

obykle v krátké době zarostou spodní (pařezinovou) etáží, a jsou tedy pro brouka nevyužitelné.

7.2. Páchník hnědý

Páchník hnědý (*Osmoderma barnabita*) je kriticky ohrožený brouk obývající dutiny stojících listnatých stromů. V České republice je páchník hnědý zvláště chráněným druhem v kategorii kriticky ohrožený (Příloha č. III vyhlášky ministerstva životního prostředí ČR č. 395/1992 Sb.). Je rovněž chráněn legislativou EU v rámci soustavy Natura 2000, a to jako prioritní druh (Council of the European Communities 1992) a také Bernskou úmluvou.

Larvy se vyvíjí po tři roky v trouchu dutin, imaga po vylíhnutí žijí několik týdnů, většinou zůstávají ve stejné dutině, kde se vylíhla. Páchník je vázán na stojící stromy s dutinami, ačkoliv se jedná většinou o starší jedince stromů, přítomnost páchníka je závislá na kvalitě dutiny, a proto může osidlovat i mladší stromy, pokud nabízejí vhodnou dutinu. Mrtvé stromy nebo padlé kmeny nenabízejí vhodné mikroklimatické podmínky, zejména rychle vysychají, a proto je brouk většionou neosidluje; pokud se v nich nalézá, jde většinou o dožívající populace. Ačkoli za hlavní hostitelskoou dřevinu v našich podmínkách lez označit dub, brouk se může vyskytovat v téměř všech listnatých stromech, pokud mají vhodnou dutinu, často ho tak lze najít i v alejích lip či topolů, ve vrbách, jírovcích, břízách, či dokonce v ovocných stromech. Brouk obývá listnaté stromy, protože ty jsou schopny vytvářet dutiny a dlouhodobě s nimi přežívat. Jehličnaté stromy dutiny vytvářejí méně často, a tak jsou broukem osidlovány zřídka.

Ke svému vývoji páchník preferuje dutiny v osluněných, volně rostlých stromech. Dutiny v nich mají teplejší mikroklima, což umožňuje rychlejší vývoj larev. Důležité také je, aby vchod do dutiny nebyl zarostlý hradbou křovin a náletových dřevin. Volný prostor před vchodem do dutiny a kolem stromu totiž dospělým broukům usnadňuje nalezení dutiny a vůbec migraci. Páchník totiž není dobrým migrantem, rodnou dutinu opouští výjimečně a v zapojených porostech se přelétající jedinci často ztratí.

Přestože brouk bývá označován za pralesní relikt, většina současných lokalit se nachází na místech výrazně ovlivněných lidskou činností. Páchník totiž vyžaduje stromy rostoucí mimo plný zápoj korun, takže spíše než v pralesních rezervacích, které neposkytují otevřené podmínky, jej najdeme v parcích, starých sadech, alejích a stromořadích kolem cest, ve stromech na hrázích rybníků, kolem vod a často i přímo ve městech. Pokud se brouk vyskytuje v zapojených lesích, jde prakticky bez výjimky o stromy, které jsou pozůstatkem minulé podoby lesa, většinou jde o volně rostlé stromy z dřívějších pastevních a středních lesů. Často žije též v oborách, kde pastva zvěře brání plnému zapojení lesa. Páchníka najdeme i v místech, kde dosud rostou staré ořezávané stromy nebo kde se ořezávání stromů (pollarding), dříve běžný způsob péče o stromy, udrželo dodnes.

Hlavní příčinou úbytku a ohrožení páchníka hnědého je dramatický úbytek dutých stromů. Ten je zapříčiněn několika faktory spojenými s intenzifikací lesnictví a zemědělství.

Intenzifikace zemědělství přinesla úbytek roztroušené zeleně v krajině, tedy osluněných stromů na mezích a v remízcích, loukách a pastvinách. S intenzifikací sadovnictví zmizely tradiční staré ovocné sady složené typicky z několika věkových kohort vysokokmenných ořezávaných stromů. Konečně intenzifikace lesnictví, zejména převody pastevních a výmladkových lesů na les vysoký a cílené odstraňování starých a dutých stromů, vytlačila páchníka z hospodářských lesů. Opuštění tradičních způsobů lesního hospodaření vedlo k výraznému zapojení lesů, které snižuje pravděpodobnost přežití starých stromů i tam, kde cíleně odstraňovány nejsou. Samostatnou kapitolou je opuštění kdysi běžného hospodaření formou ořezu stromů (kap. 3.3.), který výrazně zvyšuje pravděpodobnost vzniku dutin. Kvůli plošnému úbytku vhodných stromů v krajině, je tak dnes výrazným ohrožením pro páchníka i izolovanost stávajících lokalit. Na místech, kde lokální populace z nějakého důvodu vymře, často neexistuje možnost opětovné rekolonizace, neboť nejbližší osídlené lokality jsou příliš vzdálené nebo oddělené neprostupným zapojeným porostem.

Management. Základem péče o populace páchníka hnědého je zachování stromů s dutinami a zajištění kontinuální přítomnosti dostatečného počtu takových stromů na lokalitě do budoucna. Na osídlených lokalitách ani v jejich okolí nesmí docházet k odstraňování stromů s dutinami, naopak je potřeba stromům zajistit vhodnou péči. Příkladem vhodné péče o stromy je pravidelné ořezávání, případně redukce koruny. Ořezávání snižuje riziko poškození stromů, ty se v důsledku váhy vlastních větví často rozlomí. Ořezávání tak vlastně prodlužuje věk stromů, takže mohou populace páchníka hostit déle. Ořezávání navíc podněcuje tvorbu dutin a to i v mladých stromech, a tak zvyšuje nabídku vhodných stromů pro páchníka. V místech, kde je jen málo stromů a hrozí, že páchník zde vymře, tak výsadba nových stromů s následným ořezáváním může napomoci rychlé tvorbě stanovišť. Vedle prostého zajištění dostatečného počtu dutin na konkrétních lokalitách je žádoucí jednotlivé osídlené nebo potenciálně vhodné lokality propojovat migračními koridory a izolované populace páchníků tak propojit nebo jim umožnit osídlit nové lokality.

V lesích chráněných území páchníka ohrožuje především zvýšený zápoj korun, tedy houstnutí lesa. Zástin a bujný podrost, jaký dnes najdeme ve většině lesních rezervací snižují kvalitu existujících stanovišť pro páchníka. Zároveň je ale také přímo likvidují. Páchník osidluje hlavně staré stromy. Ty ale většinou vyrůstaly v úplně jiném lese s otevřenými podmínkami, než v jakém se dnes nacházejí. Management v chráněných lesích s přítomností páchníka by tak měl směřovat k rozvolnění struktury lesa. Toho lze docílit proředěním porostu, obnovou lesní pastvy, nebo hospodařením ve tvaru lesa středního. Ideální pro páchníka se zdá obnova tradičních pastevních lesů se současnou péčí o stromy jejich ořezáváním. Ve větších územích může být v delším časovém horizontu vhodné přistoupit k reintordukci divokých plemen velkých býložravců, která zajistí spontánní obovu soliterních stromů, především dubů.

Vhodným managementem pro ochranu tesaříka je i výmladkové hospodaření, a sice ve tvaru lesa středního při udržování dostatečného počtu starších výstavků, případně kombinované s ořezem stromů. Páchník nevyužívá dutiny, které jsou blízko u země. Proto nevyužije ani dutiny v pařezech stromů. Stanovištěm schopným hostit páchníka budou proto

ve středních lesích vždy jen výstavky. Z tohoto důvodu je rovněž pro ochranu populací páchníka nevhodný způsob hospodaření ve tvaru lesa nízkého.

7.3. Roháč obecný

Roháč obecný (*Lucanus cervus*), snad nejznámější a zároveň největší český brouk, je xylofágní druh, který se živí trouchnivějícím dřevem kmenů, pařezů, silných větví a kořenů. Dřevo pro vývoj larev musí být v kontaktu se zemí nebo přímo v zemi a musí ho být dostatečné objemy. Larvy se dají najít přímo v odumřelém dřevě nebo na jeho rozhraní se zeminou. Nejčastěji využívají mrtvé kořeny starých stromů a pařezů, ale najdeme je i pod padlými kmeny a větvemi, někdy také ve stromových dutinách.

Roháč obecný je ohrožený druh chráněný mezinárodní i národní legislativou. V České republice je zvláště chráněným druhem zařazeným v kategorii ohrožený (Příloha č. III vyhlášky ministerstva životního prostředí ČR č. 395/1992 Sb. v platném znění). Je rovněž chráněn legislativou EU v rámci soustavy Natura 2000 (Council of the European Communities 1992) a také Bernskou úmluvou.

Samice roháče kladou vajíčka do trouchnivějících kmenů, pařezů, silných větví a kořenů přednostně dubu, méně často buku a jilmu, případně starých ovocných stromů (hrušně, jabloně). Celkově je u roháče obecného uváděno více než 60 druhů dřevin, v nichž byl zjištěn jeho vývoj, mezi nimi například i habry, javory, olše, vrby, ořešáky, topoly, jasany a další, byl zjištěn vývoj i v borovici. V pevninské Evropě jako živnou dřevinu preferuje jednoznačně dub, druh dubu ale nehraje zřejmě výraznou roli. V České republice se roháč vyskytuje především v nížinných oblastech našeho státu na stanovištích s vyšším zastoupením dubu. Roháč obecný je brouk primárně vázaný na pařeziny a jiné řídké doubravy, dále obsazuje parky, městské zahrady a sady se starými stromy, aleje a lesní okraje, bývá nalézán také ve vrbovnách. Zásadní podmínkou jeho přežití jsou dostatečné rozlohy vhodných stanovišť (prosvětlené doubravy, pařeziny, zachovalé parky, městské zahrady a obory se starými stromy), kde je dostatek vhodného dřeva k vývoji.

Z biotopových preferencí je jasně zřejmá výrazná afinita roháče k lokalitám s vyšší mírou slunečního svitu, otevřenost stanoviště je proto často uváděna jako významná podmínka přítomnosti roháče. Otevřenost porostu jednak umožňuje broukům se před letem zahřát, jednak ovlivňuje i rychlost vývoje larev. Přestože larvy roháčů lze někdy nalézet i na stinných stanovištích, z dlouhodobého hlediska mu stinné lesy nevyhovují, především proto, že optimálním stanovištěm jsou starší duby větších dimenzí. Takové ale v hustém lese v silné konkurenci pod zápojem korun dlouho nepřežijí a ani do takové velikosti nedorostou.

Roháč obecný se dá označit za méně mobilní druh, zejména s ohledem na samice. Asi 1% samců je schopno překonat za život vzdálenost 3 km. Kolonizace nových lokalit ale závisí na samicích, které jsou schopny se šířit jen na vzdálenost menší než 1 km. Populace vzdálené o více než 3 km od dalších populací tak lze považovat za izolované. Takové populace mají

zvýšenou pravděpodobnost vyhynutí. Dospělí roháči většinou létají podél lesních okrajů nebo cest, jsou schopni překonávat také otevřené plochy, ale vyhýbají se hustému lesu.

Stejně jako u tesaříka obrovského nebo páchníka hnědého jsou hlavní příčinou úbytku a ohrožení populací roháče změny prostředí v posledních několika dekádách, zejména dramatické houstnutí lesů a úbytek starých stromů. Tyto změny zatlačily roháče do refugií, často vzájemně izolovaných populací, které se pak stávají náchylnější k vyhynutí. Bohužel i na lokalitách, kde ještě brouk přežívá, ho často ohrožuje nevhodná péče o stromy, např. záměrné ostraňování starých stromů, frézování pařezů, a nevhodná věková struktura porostů, kdy například v parcích, alejích a zahradách často chybí mladší generace stromů, které by mohly nahradit ty stávající staré. V lesích chráněných území se roháč obecný prakticky nevyskytuje. Zástin a bujný podrost, jaký dnes najdeme ve většině chráněných lesů z podstatné části znemožňují roháčům pohyb i využití existujících zdrojů – starých stromů nebo jejich pařezů. Mimo chráněné lesy je značným rizikem pro roháče i frézování pařezů a plošná příprava půdy a také, zejména v poslední době, těžba pařezů kvůli produkci biomasy.

Management. Základem péče o populace roháče obecného je zajištění kontinuální přítomnosti dostatečného množství vhodného substrátu na lokalitách, tj. starých stromů a jejich pařezů. Na lokalitách s hustými lesy je vhodné proředění porostu a uvolňování starých stromů ze zápoje, s následnou péčí o stromy například pravidleným ořezáváním. K udržení otevřených podmínek na stanovišti lze využít lesní pastvy domestikovaných zvířat. Velmi vhodným managementem pro roháče je rovněž výmladkové hospodaření, a to jak ve tvaru lesa středního tak ve tvaru lesa nízkého, neboť oba typy vedou k tvorbě a udržování pařezů (v předržených pařezinách sice nadzemní části stromů mohou vypadat mladě, ale pařezy stromů jsou často i stovky let staré). Na lokalitách parkového charakteru, tj. na otevřených stanovištích s převahou starých stromů je nutné především pečovat o tyto stromy redukcí koruny nebo jejich pravidelným ořezávním. Zároveň je potřeba přistoupit k dosazování mladších generací stromů. Vedle prostého zajištění dostatečného počtu starých stromů a/nebo pařezů na lokalitách je žádoucí jednotlivé osídlené nebo potenciálně vhodné lokality propojovat letovými koridory, které zejména malým populacím umožní šíření a izolované populace roháčů propojí s dalšími. Vzhledem k omezenému doletu roháče by vzdálenost mezi skupinami starých stromů, pasekami s pařezy a dalšími vhodnými stanovišti měla být co nejmenší. Letové koridory lze vytvářet prořeďováním porostů, ideálně jejich okrajů, nebo výmladkovým hospodařením.

7.4. Kovařík fialový

Kovařík fialový (*Limoniscus violaceus*) je kriticky ohrožený brouk chráněný legislativou EU (Natura 2000) vázaný na přízemní dutiny starých listnatých stromů. Většina jeho lokalit se u nás nachází v mírně zvlněném až kopcovitém terénu v nadmořských výškách 400-500 m n. m. Většinou je druh vázán na zachovalé lesní komplexy kolem kaňonovitých údolí větších řek.

Kovařík fialový je vázán na přízemní dutiny starých listnatých stromů. Ke svému vývoji potřebuje dutiny na bázi kmene, které obsahují trouch (sypká směs rozkládajícího se dřeva) a jsou v kontaktu s půdou. Dle studie mikrostanovištních nároků se kovařík fialový vyskytuje především ve velkých dutinách, které jsou v pokročilé fázi rozkladu. Malé dutiny nebo dutiny v počátečních fázích rozkladu brouk neosidluje. Nejdůležitějším faktorem umožňujícím výskyt a přežívání brouka na dané lokalitě je kontinuita výskytu vhodných dutinových stromů v čase a prostoru. Proto se dnes brouk vyskytuje především v bývalých pařezinách, často na prudkých svazích říčních kaňonů, v bývalých pastevních lesích a na pastvinách se starými stromy.

U nás je nejčastější výskyt kovaříka v místech, která byla historicky obhospodařována jako výmladkové lesy. Je-li obmýtí krátké, vznikají vhodné dutiny v obrážejících pařezech. Starší výmladky pravidelně u báze kmene vyhnívají, čímž vznikají vhodné dutiny, které najdeme i v předržených pařezinách po náhlém prodloužení obmýtí. Výmladkové hospodaření tak zajišťovalo vznik mnoha přízemních dutin na relativně malé ploše. Významným biotopem kovaříka fialového jsou pastevní lesy, které dnes u nás najdeme pouze v oborách. Pastva udržuje nízký zápoj korun, čímž usnadňuje přežívání starých, oslabených stromů. Pasoucí se zvířata navíc loupáním kůry na kořenových náběžích a při bázi kmene zvyšují pravděpodobnost vzniku přízemních dutin.

Kovařík fialový není vázán na konkrétní druh stromu. V Evropě je sice znám především z dutin různých druhů dubů a z buku, ale lze ho najít i v dutinách jiných listnatých stromů, například javoru, habru, jasanu, ořešáku, lípy a jilmu (Gouix et al. 2012). Podstatně důležitější než druh stromu jsou pro kovaříka fialového vlastnosti dutin a substrátu uvnitř nich. Trouch v dutinách musí být bohatý na organické zbytky (rostlin, hub a živočichů), v kontaktu s půdou a dostatečně vlhký. Významým faktorem je vedle vlastností dutiny a trouchu také obvod kmene. Čím silnější je báze kmene, tím vyšší je pravděpodobnost výskytu kovaříka fialového. Protože brouk často obývá přízemní partie kmenů, hraje roli obvod kmene u paty, nikoli běžně udávaný obvod v prsní výšce.

Kovařík fialový je znám jak z otevřených prosvětlených lokalit, tak i z uzavřených lesních stanovišť. Např. na Slovensku je druh uváděn především z lesů s plným zápojem korun a stabilnějšími mikroklimatickými podmínkami, než jaké panují na otevřených lesních biotopech. Naproti tomu se ale kovařík fialový vyskytuje v mnoha otevřených, pastevních lesích ve Středomoří nebo ve Velké Británii, kde jsou dokonce otevřené podmínky stanovišť považovány za stěžejní předpoklad pro úspěšnou ochranu tohoto brouka (Whitehead 2003, Alexander 2009). Tyto protikladné informace naznačují, že míra oslunění není pro kovaříka fialového až tak důležitá. Zápoj korun ale významně ovlivňuje přežívání starých, oslabených stromů, což stromy s velkými, přízemními dutinami rozhodně jsou. Je proto při managementu žádoucí řídit se spíše potřebami osídlených nebo potenciálně vhodných stromů.

Hlavní příčinou ohrožení kovaříka fialového na všech typech stanovišť je především nedostatek stromů s dutinami na bázi kmene, a to především z důvodu změn hospaření. Kromě toho brouk trpí fragmentací zbytků vhodných biotopů. Až na výjimky jsou populace

kovaříka fialového malé, izolované, vázané na nejzachovalejší, plošně omezené lokality, a vzájemně spolu nekomunikují.

Management. V chráněných územích s výskytem kovaříka fialového je potřeba zajistit kontinuální přítomnost přízemních dutin, ideálně větších rozměrů. Ideálním způsobem péče je obnova výmladkového hospodaření (tvorba nízkých i středních lesů), které podporuje tvorbu dutin v hlavách obrážejících pařezů ve velkém počtu a na malé ploše. Rovněž je vhodné zajistit vhodnou péči o stojící staré stromy, redukci koruny nebo pravidelné ořezávání. Pokud je porost se starými stromy zapojený, je potřeba přistoupit k jeho prosvětlení prořeďováním, a zabránit tak úhynu stojících stromů z důvodu jejich zastínění. Stejně tak je vhodným managementem lesní pastva, která bude udržovat stanoviště otevřená, nicméně příliš intenzivní pastva může škodit, a je potřeba zajistit dostatečné množství mladších kohort stromů, které nahradí ty staré v budoucnu. Při lesní pastvě dobytka je lepší se vyhnout pastvě prasat, neboť ta mají ve zvyku přízemní dutiny rozrývat při hledání potravy, a tím poškozovat stabilní mikroklimatické podmínky dutiny nutné k dovršení kovaříkova životního cycklu.

7.5. Jasoň dymnivkový

Jasoň dymnivkový (*Parnassius mnemosyne*) je kriticky ohrožený, v ČR a EU legislativně chráněný motýl vázaný na světliny v různých typech řídkých listnatých lesů a lesostepí. Vyskytuje se od lužních lesů nížin po horské bučiny. Živnou rostlinou housenek jsou různé druhy dymnivek (Corydalis spp.), u nás zejména dymnivka plná (Corydalis solida) a dymnivka bobovitá (C. intermedia). Motýl má jednogenerační (začátek května – začátek července, dle nadmořské výšky). Samice kladou vajíčka jednotlivě na vadnoucí jedince dymnivek či do podrostu v jejich blízkosti, aby je housenky, které se líhnou počátkem dubna dalšího roku, snadno našly.

Jasoň dymnivkový se dnes vyskytuje jen na zlomku svého původního areálu a je kriticky ohrožen. V 90. letech 20. století vyhynul v Čechách, kde se vyskytoval především v povodí Berounky, v Českém středohoří, v Podkrkonoší a v Polabí. Dosud žije místy na Moravě, ale i tam zmizel z většiny míst. Silnější populace přežívají v pouze v Litovelském Pomoraví, Pavlovských vrších, na Břeclavsku a Znojemsku.

Podobně jako pro jiné naše ohrožené lesní motýly i pro něj platí, že zachování druhové skladby dřevin přežití motýla nezajistí. Larvální vývoj jasoně totiž probíhá pouze na lesních světlinách, případně v ekotonech les-step či les-louka. Jako světlinový druh jasoň v minulosti prosperoval v nízkých a středních lesích a v pastevních lesích, kde jemnozrnná a v čase přetrvávající mozaika otevřených světlin umožňovala populacím jasoně stopovat sukcesní změny na stanovištích. Populace nemohou přežít zapojení lesních porostů, výrazný ústup v ČR časově spadá do období převodů nízkých a středních lesů na nepravé kmenoviny.

Podmínkou ochrany jasoně dymnivkového v lesích chráněných území je uchování nezapojené struktury obývaných porostů. To je možné zajistit např. prořeďováním porostů takovým způsobem, aby byl v oblastech obývaných jasoněm vždy k dispozici dostatek pasek

rozmístěných v dostatečné blízkosti. Ideální je přímo obnova výmladkového hospodaření (nízkých nebo středních lesů). Plochy obývané jasoněm by měly být udržované jako pařeziny s obmýtím 7-15 let (podle místních podmínek tak, aby na nich nikdy nedošlo k zapojení stromového patra). Jasoň se hustému stinnému lesu vyhýbá. Proto je vhodné zajistit, aby vytvořené paseky, či proředěné plochy byly vzájemně propojené. V oblastech výskytu je tedy vhodné zajistit dostatečně široké a členité vnitřní i vnější lesní lemy, a udržovat široké (10-15 m) a světlé koridory podél lesních cest.

7.6. Okáč jílkový

Okáč jílkový (*Lopinga achine*) je kriticky ohrožený motýl, který u nás přežívá na poslední lokalitě. Motýl je v České republice a v EU legislativně chráněný, patří k nejohroženějším denním motýlům v celé Evropě. V České republice je vázán pouze na řídké světlé listnaté lesy nížin a pahorkatin s bohatým bylinným a strukturovaným keřovým patrem. V minulosti se vyskytoval v pařezinách a pastevních lesích. Okáč jílkový není schopen obývat lesní paseky a velké světliny.

Na poslední jihormoravské lokalitě je živnou rostlinou housenek ostřice doubravní (Carex fritschii) a ostřice Micheliova (C. michelii). Na ostatních historických lokalitách se jednalo o další druhy ostřic, nejčastěji zřejmě ostřici lesní (C. montana). Ve Švédsku, kde byla trofická vazba studována experimentálně i v terénu, bylo zjištěno, že druh je monofágní na ostřici lesní (Carex montana). Vývoj motýla je jednogenerační (konec května – začátek července). Samice kladou vajíčka jednotlivě na živné rostliny rostoucí v polostínu (údajně nejvíce do dvou metrů od okraje stromového či keřového porostu), méně na otevřené světliny. Nikdy saice nekladou do zapojeného lesa. Je to dáno potřebami vyvíjejících se larev. Hlavní žír probíhá po přezimování na jaře, a tudíž se housenky potřebují slunit, současně by je ale zabilo, kdyby jim živné rostliny vyschly na přímém slunci.

Motýl má omezené disperzní schopnosti. Maximální přelety u obou pohlaví byly na jihomoravské lokalitě okolo 2 km. Samice jsou mobilnější ve starším věku. Okáč využívá celé komplexy raně sukcesních ploch v lesních porostech. Bylo dokázáno, že samice mají tendence emigrovat z příliš drobných ploch s populacemi o pouhých desítkách jedinců, což ohrožřuje existence malých populací.

Okáč jílkový byl v minulosti rozšířen ve většině rozsáhlých nížinných lesů. Během druhé poloviny 20. století vyhynul v Čechách, behem 70. a 80 let došlo k drastickému ústupu na Moravě, až nakonec prakticky ze všech lokalit vyhynul. Po roce 1994 byl již znám pouze z Hodonínska a Břeclavska. V současnosti existuje jeho populace pouze na jediné jihomoravské lokalitě.

Motýl je zjevně závislý na ploškové dynamice původních lesů ovlivněných disturbancemi a velkými býložravci. Později díky tradičním způsobům hospodaření přežil i v kulturní krajině a to díky mozaikovité až parkové struktuře v pařezinách a pastevních lesích. Kromě změny ve struktuře lesních porostů v důsledku intenzivního lesního a zemědělského hospodaření

představuje pro motýla nebezpěčí změna druhové skladby lesních porostů, jako například výsadba jehličnanů. Nicméně zachování druhové skladby dřevin pro jeho ochranu nestačí. Protože larvální vývoj probíhá pouze na vlhčích světlinách v lesních porostech, je okáč bezprostředně ohrožen v případě zapojení lesních porostů. Bylo prokázáno, že žije jen ve světlých lesích s pokryvností stromového patra 50-70 %, přičemž snad tolik nezáleží, zda je této pokryvnosti dosaženo rozvolněním porostů, nebo udržováním jemnozrnné sítě drobných světlin a pasek. Pro záchranu motýla jsou nutná okamžitá aktivní opatření. V lesích, kde se vyskytuje, je nutné vytvářet sítě drobných permanentních světlin vzdálených 100-500 metrů od stávajících lokalit. V širším okolí obydlených stanovišť je vhodné podle místních podmínek buď přistoupit k obnově hospodaření ve tvaru nízkého a středního lesa, nebo obnovit lesní pastvu. Vzhledem k vysokému stupni ohrožení je nutné vlivy managementu na populace motýla pravidelně monitorovat. Předpokládá se, že především lesní pastva by měla bránit nástupu vysokých bylin a keřů na světlinách, a tím druhu prospívat. Je potřeba především zajistit kontinuální existenci světlin v čase. V oblastech výskytu je zcela nepřípustná orba na pasekách a výsadba jehličnanů.

7.7. Hnědásek osikový

Hnědásek osikový (*Euphydryas maturna*) je kriticky ohrožený motýl vázaný na řídké listnaté lesy nížin a pahorkatin s bohatým bylinným a keřovým patrem a s nezapojeným patrem stromovým, výslunné lesní světliny a průseky, lesní cesty a lemy lesních plášťů. Jedná se o jednoho z nejohroženějších druhů denních motýlů v ČR, kde je stejně jako v EU legislativně chráněn, jeho důsledná ochrana je povinností České republiky v souvislosti s programem Natura 2000.

Motýl je příkladem druhu, který je v různých částech areálu vázán na různé živné rostliny. Ve středních Čechách je živnou rostlinou housenek pouze jasan ztepilý (Fraxinus excelsior), po přezimovaní se housenky nejprve krmí bylinami (plicníky, violky, aj.), případně rašícími pupeny ptačího zobu (Ligustrum vulgare). Poté, co začne rašit jasan, přecházejí na pupeny a mladé listy jasanu. Na jižní Moravě je živnou rostlinou housenek kromě jasanu také na kalina tušalaj (Viburnum lantana). Vývoj je jednogenerační (konec května – začátek července). Samice kladou hromadně do kupiček několik desítek až stovek žlutavých vajíček na osluněné listy mladých jasanů, přičemž na jednom stromku bývá někdy i více snůšek. Je-li snůška umístěna na vzrostlejší strom, není to výše než 4 metry od země. Mladé housenky jsou gregarické, opřádají vlákny nejprve lístek se snůškou, později celý list (vytvoří hnízdo), po zkonzumování prvního listu se housenky přesunou na další listy a znovu opřádají vhodnou větev živné rostliny zámotkem (tzv. sekundárním hnízdem). Larvy v hnízdech nezimují, ale již na podzim se rozlézají a hibernují solitérně v přízemní vegetaci, v tuto dobu se musí často slunit.

Samice žijí déle než samci, páří se pravděpodobně jen jednou. Samci na samice vyčkávají na osluněných keřích či stromech. Populace bývají nepočetné a poměrně sedentární, byly však zaznamenány i přelety jedinců mezi jednotlivými lesními světlinami do vzdálenosti několika

stovek metrů. Jednotlivé kolonie v rámci lesního komplexu jsou tudíž propojeny do metapopulací.

Motýl se historicky vyskytoval v Čechách jen v listnatých lesích ve středním Polabí a v dolním Poorličí. V nížinách a pahorkatinách jižní a střední Moravy byl naopak v minulosti značně rozšířen ve všech rozsáhlejších lesních komplexech, zejména v aluviích větších řek. Údaje z přelomu 19. a 20. století navíc potvrzují jeho historické rozšíření v českém Slezsku. V současnosti přežívají v celém státě pouze dvě malé populace v Polabí. Na Moravě, kde většina populací vyhynula v 50. letech 20. století, vymizel z posledních lokalit koncem 20. století.

Hnědásek osikový má velmi vyhraněné nároky na prostorovou a věkovou strukturu svých biotopů. Může přežívat pouze tehdy, je-li na jeho lokalitách stálá nabídka po většinu dne osluněných pasek a světlin s mladými jasany a zároveň dostatečná nabídka nektaronosných křovin a bylin. Světliny od sebe musí být ve vhodné vzdálenosti, aby přeletující samice vždy našly dostatek míst s podmínkami vhodnými pro kladení. V minulosti mu zjevně vyhovovalo výmladkové hospodaření, zřejmě kombinované s lesní pastvou.

V lesních rezervacích, kde se hnědásek osikový dosud vyskytuje, je nutné hospodařit tak, aby byla neustále k dispozici mozaika malých ploch v různých sukcesních stadiích. Ideální formou managementu je obnova výmladkového hospodaření - cílem by měl být střední les. Přilehlá pole v oblasti výskytu motýla by němela být orána až těsně k lesu, je třeba vytvářet nové luční lemy o šířce alespoň 5 m a zajistit jejich pravidelné sečení. Je velmi důležité neodstraňovat přirozený jasanový nálet do výše ca 4 m; poté naopak jasany probírkou kácet, aby se zajistila stálá přítomnost osluněných mladých stromků rostoucích v širokém sponu.

7.8. Střevíčník pantoflíček

Střevíčník pantoflíček (*Cypripedium calceolus*) je terestrická orchidej chráněná v soustavě Natura 2000, v Červeném seznamu je zařazena do kategorie silně ohrožených druhů naší květeny (C2b), jako silně ohrožená je chráněna i zákonem (§2). Výskyt střevíčníku na našem území lze hodnotit jako vzácný až roztroušený, roste od nížin do podhůří. Celkový areál je dosti rozsáhlý, eurasijský. Upřednostňuje dusíkem chudší, mírně vlhké, přes léto vysychavé půdy, převážně na vápnitém substrátu. Jeho ekologické nároky sahají od polostinných lesů přes světlé lesy s chudým bylinným podrostem po osluněné křovinaté stráně s rozptýlenými solitérními stromy. Nejobvyklejším biotopem jsou hercynské habrové doubravy, potom také květnaté bučiny (severní Morava, jižní Čechy) a xerotermní trávníky (Bílé Karpaty, České středohoří). V prvních několika letech potřebuje k životu symbiotické půdní houby (obligátní mykotrofie), po objevení listů zcela autotrofní.

Příčinou ohrožení střevíčníku je především člověkem způsobená degradace a mizení vhodných biotopů, což zahrnuje přímé ničení stanovišť i nevhodné lesnické praktiky (holoseče, používání pesticidů, používání těžké mechanizace, smrkové výsadby způsobující okyselení substrátu). Ohrožením jsou rovněž fenomény spojené s pastvou; příliš intenzivní

pastva ohrožuje jedince, naopak úplné opuštění tradiční extenzivní pastvy může vést k sukcesním změnám, které zvyšují konkurenční tlak na střevíčník, případně ohrožují vlastní lokalitu. Svým dílem přispělo i nadměrné sbírání či přesazování této atraktivní rostliny.

Vhodný způsob managementu zahrnuje ochranu vlastních biotopů, ochranu před sešlapem a okusem u jednotlivých populací, a bránění sukcesním změnám. U bezlesých stanovišť to znamená vhodně načasovanou seč, případně v kombinaci s přepasením otav. U lokalit ve světlých lesích je žádoucí udržování dostatečně prosvětleného podrostu; toho lze docílit například záměrným prořeďováním lesního porostu selektivním kácením. Nízké lesy jsou naopak nevhodné pro nedostatek světla v podrostu v pozdějších fázích pařezinového cyklu. Stejně tak je nežádoucí příliš intenzivní lesní pastva.

7.9. Volovec vrbolistý

Volovec vrbolistý (*Buphthalmum salicifolium*) je vytrvalá bylina, patří mezi kriticky ohrožené druhy naší květeny (C1), ve stejné kategorii chráněn zákonem (§1). Jeho rozšíření na našem území má dealpínský charakter a je relativně izolované od jeho souvislého areálu v horském a podhorském stupni Alp a dinárských pohoří ve Slovinsku a Chorvatsku. Na našem území se vždy vyskytoval velmi vzácně; recentně znám pouze z několika lokalit v Podyjí a na Lounsku, v Bílých Karpatech nyní nezvěstný. Vyhledává minerálně bohatší bazické substráty, těžiště rozšíření má ve světlých lesích a navazujících výslunných křovinatých stráních nebo skalních výchozech v stupni pahorkatin. Nejčastěji zastoupen ve vegetaci habrových doubrav, bazifilních borů, bazifilních teplomilných doubrav a suchých lesních lemů.

Přes svou přirozenou extrémní vzácnost je výskyt volovce u nás relativně stabilní, jeho dlouhodobé udržení ovšem vyžaduje zachování charakteru jeho biotopů. Kromě vlastní územní ochrany to znamená udržování lesů dostatečně rozvolněných a světlých, k čemuž je vhodné například pařezinové hospodaření s ponechanými výstavky, v případné kombinaci s extenzivní pastvou.

7.10. Lýkovec vonný

Lýkovec vonný (*Daphne cneorum*) je vždyzelený nízký keř, kriticky ohrožený druh naší květeny (C1), ve stejné kategorii chráněn zákonem (§1). Lokality na našem území se nalézají přibližně ve středu jeho dosti fragmentovaného evropského areálu. U nás se vyskytuje vzácně v teplejších oblastech od nížin do pahorkatin, z mnoha původních lokalit silně ustupuje. Preferuje skeletnaté, propustné, zásadité až slabě kyselé substráty, převážně ve světlých lesích, na lesních světlinách a výslunných lemech. Nejčastěji zastoupen ve vegetaci bazifilních teplomilných doubrav, bazifilních borů, případně širokolistých xerotermních trávníků.

Lýkovec vonný dramaticky ustupuje z většiny historických lokalit. Ohrožuje jej přímý sběr atraktivních vonných květů, přímá destrukce biotopů a nevhodné lesnické praktiky. V případě lokalit ve světlých lesích je nezbytné zachování rozvolněného prosvětleného

charakteru porostu (prořeďování), možné v kombinaci s extenzivní pastvou. Na xerotermních nelesních stanovištích je třeba blokovat sukcesní změny vedoucí k zarůstání, například periodickými vyřezávkami křovin a náletu či přepásáním.

7.11. Užovka stromová

Užovka stromová (*Zamenis longissimus*) je naším největším hadem. V České republice je kriticky ohrožená (CR). Druh se vyskytuje v několika vzájemně izolovaných oblastech. Nejpočetnější jsou populace v okolí Stráže nad Ohří a v Podyjí, dále se druh vyskytuje v Bílých Karpatech a v Poohří.

Užovka stromová obývá sušší a prosluněná stanoviště lesostepního charakteru, otevřené lesy, křovinami porostlé stráně, nebo lesní průseky, kde je ale zároveň možnost najít i vlhčí místa. Úplně otevřené krajině se vyhýbá, stejně tak jí nevyhovuje zapojený les. Největší koncentrace jedinců je zpravidla ve výrazně členitých biotopech s množstvím úkrytů (vykotlané kmeny, dutiny pod kameny,) a vhodným místem ke kladení vajec (vykotlané dutiny stromů s trouchem, hnojiště, kupy tlejícího materiálu). Kořistí, kterou užovky aktivně vyhledávají, jsou většinou hlodavci, ptáci a jejich mláďata. Vhodná místa pro kladení jsou využívána po několik let a mnohdy i několika samicemi současně. Užovka zimuje v dutinách stromů, ve skalních štěrbinách apod., opět často stejný úkryt využívá více jedinců a několik let za sebou.

Největším ohrožením pro populace užovky jsou změny biotopů, rekultivace za pomoci těžké mechanizace, zarůstání neobhospodařovaných luk či lesů, odstraňování vhodných úkrytů v podobě pařezů apod., a nedostatek líhnišť a zimovišť nebo jejich likvidace.

Ochrana populací spočívá v důsledné ochraně biotopů i všech jeho součástí (líhniště, úkryty, zimoviště). Pro skutečnou záchranu populací je ale potřeba stávající plochy vhodných stanovišť rozšiřovat. Ideálním způsobem péče se zdá být tvorba výmladkových lesů (nízkých i středních), neboť početné duté pařezové hlavy mohou fungovat jako ideální úkryty a zimoviště pro užovky. Stejně tak je vhodné zajistit v místech výskytu ořez stromů, neboť tím podporujeme tvorbu dutin s trouchem. Lesní pastva jako nástroj obnovy světlých lesů v místě výskytu by neměla vadit, pokud intenzita pastvy nepovede k narušení stanovišť, která mohou fungovat jako úkryty, líhniště a zimoviště.

8. Popis uplatnění certifikované metodiky

Metodika by měla být aplikována na lokalitách s možným nebo doloženým výskytem organismů vázaných na světlé lesy, především v chráněných územích a územích soustavy Natura 2000. Seznam ohrožených druhů cévnatých rostlin, motýlů a brouků vázaných na světlé lesy je přílohou metodiky. Jako vodítko by měla sloužit také Mapa ohnisek biodiverzity nížinných lesů v České republice, dostupná na adrese:

http://baloun.entu.cas.cz/~cizek/TACR_SvetleLesyMapy/MapaOhnisekBiodiverzitySvetlychLesu/

Uživatelem metodiky by měly být subjekty na těchto lokalitách hospodařící nebo je spravující. Světlé lesy jsou biologicky mimořádně bohatý, ale zároveň velmi rychle mizející biotop. Pro jejich ochranu zatím nečiníme dost. Opatření navrhovaná v této metodice je třeba přijatelným způsobem převést do praxe, některé přístupy je třeba napřed zkoušet na menších plochách, jiné – například pastvu – naopak aplikovat na rozlohách co největších. Každý krok směřující k ochraně a obnově světlých lesů je krokem k zachování biodiverzity naší země.

9. Srovnání novosti postupů

Setrvalý pokles rozlohy světlých lesů uvnitř chráněných území v České republice je důkazem, že ochrana přírody si s péčí o světlé lesy zatím příliš neví rady. Pokud ale chceme zachovat přírodní rozmanitost v našich chráněných územích i přírodní rozmanitost naší země, nezbývá nám, než se o světlé lesy aktivně starat a zvětšit jejich rozlohy. Ve světlých lesích se les prolíná s bezlesím, péče o ně proto vyžaduje kombinovat metody aplikované v lesích a na bezlesí, případně využít metody u nás zatím v péči o přírodu opomíjené. V mnoha zemích světa je péče o světlé lesy efektivní, metodicky dobře zvládnutá. V metodice proto vycházíme ze znalostí praktických ochranářů těchto zemí, ekologického a ochranářského výzkumu u nás i ve světě.

10. Dedikace

Realizace vědecké analytické práce, na jejímž základě uplatněná certifikovaná metodika vznikla, byla umožněna díky finanční podpoře projektu Technologické agentury České republiky (projekt TA ČR programu Beta TB030MZP017 - Ověření postupů a příprava metodik k zvýšení efektivity péče o druhově bohaté lesy (Natura 2000 a lesy chráněných území).

11. Literatura

Adámek, M., Bobek, P., Hadincová, V., Wild, J., Kopecký , M., 2015. Forest fires within a temperate landscape: a decadal and millennial perspective from a sandstone region in Central Europe. For. Ecol. Manage. 336, 81–90.

Adámek, M., Hadincová, V., Wild, J., 2016. Long-term effect of wildfires on temperate Pinus sylvestris forests: Vegetation dynamics and ecosystem resilience. For. Ecol. Manage. 380, 285-295.

Agee, J.K., 1998. Fire and pine ecosystems. In: Richardson, D.M. (Ed.), Ecology and Biogeography of Pinus. Cambridge University Press.

Alexander, K.N.A., 2008b. The special importance of traditional orchards for invertebrate conservation, with a case study of the BAP priority species the Noble Chafer Gnorimus nobilis. Landsc. Archaeol. Ecol. 7: 12–17.

Angelstam, P.K., 1998. Maintaining and restoring biodiversity in European boreal forests by developing natural disturbance regimes. J. Veg. Sci., 593–602.

AOPK ČR, 2014. SPPK D02 005:2014 Standard opatření ke zlepšení struktury lesních porostů. Standardy péče o přírodu a krajinu. AOPK, Praha. 44 pp.

Baloun, J., 2016. Reakce společenstev plazů a obojživelníků na disturbance v doubravách NP Podyjí. Č. Budějovice. bakalářská práce (Bc.). Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Zemědělská fakulta.

Barkham, J.P., 1992. The effect of coppicing and neglect on the performance of the perennial ground flora. In: Buckley, G.P. (ed.), 1992. Ecology and management of coppice woodlands. Chapman & Hall, London. pp. 115-146.

Beneš, J., Čížek, O., Dovala, J., Konvička, M., 2006. Intensive game keeping, coppicing and butterflies: The story of Milovicky Wood, Czech Republic. For. Ecol. Manage. 237, 353–365.

Bengtsson, J., Nilsson, S.G., Franc, A., Menozzi, P., 2000. Biodiversity, disturbances, ecosystem function and management of European forests. For. Ecol. Manage. 132, 39–50.

Bergmeier, E., Petermann, J., Schröder, E., 2010. Geobotanical survey of woodpasture habitats in Europe: diversity, threats and conservation. Biodivers. Conserv. 19, 2995–3014.

Biodiversity and Pollards, 2012. Biodiversidad y Trasmochos, LIFE Programme project 2008, <https://www.lifetrasmochos.net/>. 19th října 2012.

Bogusch P., Blažej L., Trýzna M. & Heneberg P., 2015. Forgotten role of fires in Central European forests: critical importance of early post-fire successional stages for bees and wasps (Hymenoptera: Aculeata). European Journal of Forest Research 134: 153-166.

Bolz, R., 2008. Diversity of moth communities (Insecta: Lepidoptera) in differently structured oak-hornbeam forests: a comparison of different phases of succession in coppice with standards and forests with high standard trees. In: Floren, A., Schmidl, J. (eds.), 2008.

Canopy Arthropod Research in Europe: Basic and Applied Studies from the High Frontier. Bioform Entomology, Nuernberg. pp. 427–443.

Bouget, C., Larrieu, L., Nusillard, B., Parmain, G., 2013. In search of the best local habitat drivers for saproxylic beetle diversity in temperate deciduous forests. Biodivers. Conserv. 22, 2111–2130.

Bouget, C., Larrieu, L., Brin, A., 2014a. Key features for saproxylic beetle diversity derived from rapid habitat assessment in temperate forests. Ecol. Indic. 36, 656–664.

Brändle, M., Brandl, R., 2001. Species richness of insects and mites on trees: Expanding Southwood. J. Anim. Ecol. 70, 491–502.

Brunet, J., Felton, A., Lindbladh, M., 2011. From wooded pasture to timber production – changes in a European beech (Fagus sylvatica) forest landscape between 1840–2010. Scand. J. Forest Res. 27, 245–254.

Bugalho, M.N., Caldeira, M.C., Pereira, J.S., Aronson, J., Pausas, J.G., 2011. Mediterranean cork oak savannas require human use to sustain biodiversity and ecosystem services. Front. Ecol. Environ. 9, 278–286.

Bürgi, M., 1999. A case study of forest change in the Swiss lowlands. Landsc. Ecol. 14, 567–575.

Bürgi, M., Gimmi, U., 2007. Three objectives of historical ecology: the case of litter collecting in Central European forests. Landscape Ecology, 22(1), 77-87.

Butler, J., Alexander, K.N.A., 2013. Re-wilding for the ancients of the future. In: Rotherham, I.D. (ed.), 2013. Trees, forested landscapes and grazing animals: a European perspective on woodlands and grazed treescapes. Routledge, Abingdon. pp. 378-388.

Bütler, R., Lachat, T., Larrieu, L., Paillet, Y., 2013. Habitat trees: key elements for forest biodiversity. In: Kraus, D., Krumm, F. (eds.), 2013. Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity. European Forest Institute. pp 84-91.

Certini, G., 2005. Effects of fire on properties of forest soils: a review. Oecologia 143, 1–10.

ČHMÚ, 2013. Atmosférická depozice na území České republiky. <http://portal.chmi.cz/files/portal/docs/uoco/isko/grafroc/13groc/gr13cz/IX_depozice_CZ.html>

Čížek, L., Hauck, D., 2008. Extinkční dluh v našich lesích: fauna starých stromů na Břeclavsku. Lesnická práce 87, 403-405.

Dorresteijn, I., Hartel, T., Hanspach, J., von Wehrden, H., Fischer, J., 2013. The conservation value of traditional rural landscapes: the case of woodpeckers in Transylvania, Romania. PLoS ONE 8, e65236.

Douda, J., Boublík, K., Doudová, J., Kyncl, M., 2016. Traditional forest management practices stop forest succession and bring back rare plant species. Journal of Applied Ecology.

Dudley, N. (ed.), 2008. Guidelines for Applying Protected Area Management Categories. Gland, Switzerland WITH Stolton, S., P. Shadie and N. Dudley (2013). IUCN WCPA Best Practice Guidance on Recognising Protected Areas and Assigning Management

Categories and Governance Types, Best Practice Protected Area Guidelines Series No. 21, Gland, Switzerland: IUCN. 86 pp.

Dzwonko, Z., Gawroński, S., 2002. Effect of litter removal on species richness and acidification of a mixed oak-pine woodland. Biological Conservation, 106(3), 389-398.

Engelmark, O., 1993. Early post-fire tree regeneration in a Picea–Vaccinium forest in Northern Sweden. J. Veg. Sci. 4, 791–794.

Farkač J., Král D. & Škorpík M. [eds.], 2005. Červený seznam ohrožených druhů České republiky. Bezobratlí. AOPK ČR, Praha. 760 pp.

Fayt, P., Dufrene, M., Branquart, E., Hastir, P., Pontégnie, C., Henin, J.-M., Versteirt, V., 2006. Contrasting responses of saproxylic insects to focal habitat resources: The example of longhorn beetles and hoverflies in Belgian deciduous forests. J. Insect Conserv. 10, 129–150.

Fischer, J., Stott, J., Law, B.S., 2010. The disproportionate value of scattered trees. Biol. Conserv. 143, 1564–1567.

Fletcher, J., 2015. The impact of hunting on European woodland from medieval to modern times. In: Kirby, K.J, Watkins, C. (eds.), 2015. Europe's changing woods and forests: from wildwood to managed landscapes. CAB International, Wallingford. pp. 116-126.

Foster, D., Swanson, F., Aber, J., Burke, I., Brokaw, N., Tilman, D., & Knapp, A., 2003. The importance of land-use legacies to ecology and conservation. BioScience, 53(1), 77-88.

Fuller, R.J. & Henderson, A.C.B., 1992. Distribution of breeding songbirds in Bradfield Woods, Suffolk, in relation to vegetation and coppice management. Bird Study, 39, 73-88.

Goldammer, J.G., Page, H., 2000. Fire history of Central Europe: implications for prescribed burning in landscape management and nature conservation. Freiburg (Germany), Global Fire Monitoring Center (GFMC), Fire Ecology Research Group.

Gonçalves, P., Alcobia, S., Simões, L., Santos-Reis, M., 2012. Effects of management options on mammal richness in a Mediterranian agro-silvo-pastoral system. Agroferest. Syst. 85, 383–395.

Grulich V., 2012. Red List of vascular plants of the Czech Republic: 3rd edition. Preslia 84: 631–645.

Gulliver, R., 1998. What were woods like in the seventeenth century? Examples from the Helmsley Estate, Northeast Yorkshire, UK. In: Kirby, K.J., Watkins C. (eds.), 1998. The ecological history of European forests. CAB International, Wallingford. pp. 135-153.

Gurnell, J., Hicks, M., & Whitbread, S., 1992. The effects of coppice management on small mammal populations. In Buckley, G.P. (ed.), 1992. Ecology and management of coppice woodlands. Chapman & Hall, London, pp. 213-232.

Harmer, R., Boswell, R., Robertson, M., 2005. Survival and growth of tree seedlings in relation to changes in the ground flora during natural regeneration of an oak shelterwood. Forestry 78, 21–32.

Hartel, T., Dorresteijn, I., Klein, C., Máthé, O., Moga, C.I., Öllerer, K., Roellig, M., von Wehrden, H., Fischer, J., 2013. Wood-pastures in a traditional rural region of Eastern Europe: Characteristics, management and status. Biol. Conserv. 166, 267–275.

Hartel, T., Hanspach, J., Abson, D.J., Máthé, O., Moga, C.I., Fischer, J., 2014. Bird communities in traditional wood-pastures with changing management in Eastern Europe. Basic Appl. Ecol. 15, 385–395.

Hédl, R., Kopecký, M., Komárek, J., 2010. Half a century of succession in a temperate oakwood: from species-rich community to mesic forest. Divers. Distrib. 16, 267–276.

Hédl, R., Szabó, P., Riedl, V., Kopecký, M., 2011. Tradiční lesní hospodaření ve střední Evropě II. Lesy jako ekosystém. Živa. 2011, č. 3, s. 108-110.

Hooke, D., 2013. Early wood commons and beyond. In: Rotherham, I.D. (ed.), 2013. Cultural severance and the environment – the ending of traditional and customary practice on commons and landscapes managed in common. Springer, Dordrecht. pp. 107-122.

Horák, J., Rébl, K., 2013. The species richness of click beetles in ancient pasture woodland benefits from a high level of sun exposure. J. Insect Conserv. 17, 307–318.

Horák, J., Peltanova, A., Podavkova, A., Safarova, L., Bogusch, P., Romportl, D., Zasadil, P., 2013b. Biodiversity responses to land use in traditional fruit orchards of a rural agricultural landscape. Agric. Ecosyst. Environ. 178, 71–77.

Horak, J., Vodka, S., Kout, J., Halda, J.P., Bogusch, P., Pech, P., 2014. Biodiversity of most dead wood-dependent organisms in thermophilic temperate oak woodlands thrives on diversity of open landscape structures. For. Ecol. Manage. 315, 80–85.

Hubbard, Robert M., et al., 2014. Stand restoration burning in oak–pine forests in the southern Appalachians: effects on aboveground biomass and carbon and nitrogen cycling. Forest Ecology and Management 190: 311-321.

Innes, J.B., Blackford J.J., 2003. The ecology of late Mesolithic woodland disturbances: Model testing with fungal spore assemblage data. J. Archaeol. Sci. 30, 185–194.

Janda R., Jandová Z., 1950. Naše pralesy. Orbis, Praha. 174 pp.

Jirků, M., Dostál, D., 2015. Alternativní management ekosystémů. Metodika zavedení chovu býložravých savců jako alternativního managementu vybraných lokalit. Certifikovaná metodika. Ministerstvo životního prostředí, Praha. http://www.mzp.cz/cz/zavedeni_chovu_bylozravych_savcu_metodika

Johnson, P.S., Shiffley S.R., Rogers R., 2002. Ecology and Silviculture of Oaks. CABI Publishing, Wallingford. 503 pp.

Jørgensen, D., 2013. Pigs and Pollards: Medieval insights for UK wood pasture restoration. Sustainability 5, 387–399.

Kadavý, J., Kneifl, M., Servus, M., Knott, R., Hurt, V., Flora, M., 2011. Nízký a střední les – plnohodnotná alternativa hospodaření malých a středních vlastníků lesa – obecná východiska. Lesnická práce, s.r.o., Kostelec nad Černými lesy. 296 pp.

Kirby, K.J., 1992. Accumulation of deadwood – a missing ingredient in coppicing? In: Buckley, G.P. (ed.), 1992. Ecology and management of coppice woodlands. Chapman & Hall, London. pp. 99-112.

Kirby, K.J., Watkins C. (eds.), 1998. The ecological history of European forests. CAB International, Wallingford. 376 pp.

Kirby, K.J., Watkins C. (eds.), 2015. Europe's changing woods and forests: from wildwood to managed landscapes. CAB International, Wallingford. 371 pp.

Kontaminovaná místa, 2016. Národní fond kontaminovaných míst <http://kontaminace.cenia.cz/>

Konvička, M., Beneš, J., Čížek, L., 2005. Ohrožený hmyz nelesních stanovišť: ochrana a management. Sagittaria, Olomouc. 128 pp.

Konvička, M., Beneš, J., Čížek, L., 2006. Ohrožený hmyz nížinných lesů: ochrana a management. Sagittaria, Olomouc. 79 pp.

Kopecký , M., Hédl, R., Szabó, P., 2013. Non-random extinctions dominate plant community changes in abandoned coppices. J. Appl. Ecol. 50, 79–87.

Kučerová A., Rektoris L., Štechová T. & Bastl M., 2008. Disturbances on a wooded raised bog - how windthrow, bark beetle and fire affect vegetation and soil water quality? Folia Geobot. 43: 49–67.

Kraus, D., Krumm, F. (eds.), 2013. Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity. European Forest Institute.

Lachat, T., Bouget, C., Bütler, R., Müller, J., 2013. Deadwood: quantitative and qualitative requirements for the conservation of saproxylic biodiversity. In: Kraus D. & Krumm F. (eds.), 2013. Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity. European Forest Institute. pp 92-103.

Lassauce, A., Paillet, Y., Jactel, H., Bouget C., 2011. Deadwood as a surrogate for forest biodiversity: Meta-analysis of correlations between deadwood volume and species richness of saproxylic organisms. Ecol. Indic. 11, 1027–1039.

Lindenmayer, D.B., Laurance, W.F., Franklin, J.F., Likens, G.E., Banks, S.C., Blanchard, W., Gibbons, P., Ikin, K., Blair, D., McBurney, L., Manning, A.D., Stein, J.A.R., 2014. New policies for old trees: Averting a global crisis in a keystone ecological structure. Conserv. Lett. 7, 61–69.

Lloret, F., Estevan, H., Vayreda, J., Terradas, J., 2005. Fire regenerative syndromes of forest woody species across fire and climatic gradients. Oecologia 146, 461–468.

Lonsdale, D. (ed.), 2013. Ancient and other veteran trees: further guidance on management. The Tree Council, London. 212 pp.

Mairota, P., Manetti, M.C., Amorini, E., Pelleri, F., Terradura, M., Frattegiani, M., Savini, P., Grohmann, F., Mori, P., Terzuolo, P.G., Piussi, P., 2016. Opportunities for coppice management at the landscape level: the Italian experience. iForest (early view).

Manning, A.D., Fischer, J., Lindenmayer, D.B., 2006. Scattered trees are keystone structures - Implications for conservation. Biol. Conserv. 132, 311–321.

Mcgrath, M.J., Luyssaert, S., Meyfroidt, P., Kaplan, J. O., Bürgi, M., et al., 2015. Reconstructing European forest management from 1600 to 2010. Biogeosciences, European Geosciences Union, 2015, 12 (14), pp.4291-4316.

Miklín, J. & Čížek, L., 2014. Erasing a European biodiversity hot-spot: Open woodlands, veteran trees and mature forests succumb to forestry intensification, succession, and logging in a UNESCO Biosphere Reserve. Journal for Nature Conservation, 22, 35-41.

Miklín, J., Miklínová, K., Čížek, L., 2016. Změny krajinného krytu na území Národního parku Podyjí mezi lety 1938 a 2014. Thayensia-Znojmo 13, 59-80.

Ministerstvo životního prostředí, 2015. Metodické doporučení k aplikaci některých ustanovení vyhlášky MŽP č, 189/2013 Sb., o ochraně dřevin a povolování jejich kácení, ve znění pozdějších předpisů. Věstník Ministerstva životního prostředí, ročník XV, leden 2015.

Moga, C.I., Hartel, T., Öllerer, K., 2009. Ancient wood-pasture as a habitat for the endangered tree pipit Anthus trivialis. Biologia 64, 1–5.

Molinari, C., Lehsten, V., Bradshaw, R.H.W., Power, M.J., Harmand, P., Arneth, A., Kaplan, J.O., Vannière, B., Sykes, M.T., 2013. Exploring potential drivers of European biomass burning over the Holocene: a data-model analysis. Glob. Ecol. Biogeogr. 22, 1248–1260.

Montiel, C., Kraus, D. (eds.), 2010. Best practices of fire use – prescribed burning and suppression fire programmes in selected cas-study regions in Europe. European Forest Institute Research Report 24. 182 pp.

Mountford, E.P., Peterken, G., 2003. Long term change and implications for the management of wood-pastures: experience over 40 years from Denny wood, New Forest. Forestry 76, 19–43.

Müller J., Bässler H., Kneib T., 2008. Saproxylic beetle assemblages related to silvicultural management intensity and stand structures in a beech forest in Southern Germany. Journal of Insect Conservation 12, 107–124.

Müller, J., Jarzabek-Müller, A., Bussler, H., Gossner, M.M., 2014. Hollow beech trees identified as keystone structures for saproxylic beetles by analyses of functional and phylogenetic diversity. Anim. Conserv. 17, 154–162.

Müllerová, J., Szabó, P. & Hédl, R., 2014. The rise and fall of traditional forest management in southern Moravia: A history of the past 700 years. Forest Ecology and Management, 331,104-115.

Müllerová, J., Hédl, R., Szabó, P., 2015. Coppice abandonment and its implications for species diversity in forest vegetation. For. Ecol. Manage. 343, 88–100.

Neuhäuslová, Z., 2001. Mapa potenciální přirozené vegetace České republiky. Academia. 341 pp.

Niemeyer T; Niemeyer M, Mohamed A; Fottner S & Härdtle W, 2008. Impact of prescribed burning on the nutrient balance of heathlands with particular reference to nitrogen and phosphorus. Applied Vegetation Science 8: 183-192.

Niklasson, M., Granström, A., 2000. Numbers and sizes of fires: long-term spatially explicit fire history in a Swedish boreal landscape. Ecology 81, 1484–1499.

Niklasson, M., Zin, E., Zielonka, T., Feijen, M., Korczyk, A.F., Churski, M., Samojlik, T., Jedrzejewska, B., Gutowski, J.M., Brzeziecki, B., 2010. A 350-year tree-ring fire record from Białowieza Primeval Forest, Poland: implications for Central European lowland fire history. J. Ecol. 98, 1319–1329.

Nowacki, G.J., Abrams, M.D., 2008. The demise of fire and „mesophication“ of forests in the Eastern United States. BioScience 58, 123-138.

Oak Savannas, 2016. Oak Savannas – characteristics, restoration, and long-term management. <http://oaksavannas.org/> (10. listopadu 2016).

Paltto, H., Nordberg, A., Nordén, B., Snall, T., 2011. Development of secondary woodland in oak wood-pastures reduces the richness of rare epiphytic lichens. PLoS ONE 6, e24675.

Pausas, J.G., Vallejo, V.R., 1999. The role of fire in European Mediterranean Ecosystems. In: Chuvieco, E. (Ed.), Remote Sensing of Large Wildfires in the European Mediterranean Basin. Springer-Verlag, pp. 3–16.

Peterken, 1992. Coppices in the lowland landscape. In: Buckley, G.P. (ed.), 1992. Ecology and management of coppice woodlands. Chapman & Hall, London. pp 3-17.

Petit, S. & Watkins, C., 2003. Pollarding trees: Changing attitudes to a traditional land management practice in Britain 1600–1900. Rural Hist. 14, 157–176.

Pleasant Valley Conservancy, 2016. Pleasant Valley Conservancy State Natural Area. <http://pleasantvalleyconservancy.org/> (16. listopadu 2016).

Plesník J., Hanzal V. & Brejšková L. [eds.], 2003. Červený seznam ohrožených druhů České republiky. Obratlovci. Příroda, Praha, 22: 1-184.

Plieninger, T., Bieling, C., 2013. Resilience-based perspectives to guiding high nature value farmland through socio-economic change. Ecol. Soc. 18, 20.

Plieninger, T., Hartel, T., Martín-López, B., Beaufoy, G., Bergmeier, E., Kirby, K., Montero, M.J., Moreno, G., Oteros-Rozas, E., Van Uytvanck, J., 2015. Wood-pastures of Europe: Geographic coverage, social–ecological values, conservation management, and policy implications. Biol. Conserv. 190, 70–79.

Quinto, J., Marcos-García, M.Á., Díaz-Castelazo, C., Rico-Gray, V., Brustel, H., Galante, E., Micó, E., 2012. Breaking down complex saproxylic communities: understanding sub-networks structure and implications to network robustness. PLoS One 7, e45062.

Rackham, O., 1998. Savanna in Europe. In: Kirby, K.J, Watkins, C. (eds.), 1998. The ecological history of European forests. CAB International, Wallingford. pp. 1-24.

Rackham, O., 2003. Ancient Woodland: Its History, Vegetation and Uses in England, 2nd edn. Castlepoint Press, Dalbeattie. 624 pp.

Rackham, O., 2015. Woodlands. William Collins, London. 608 pp.

Radtke, A., Ambraß, S., Zerbe, S., Tonon, G., Fontana, V., Ammer, C., 2013. Traditional coppice forest management drives the invasion of Ailanthus altissima and Robinia pseudoacacia into deciduous forests. Forest Ecol. Manage. 291, 308–317.

Ramírez-Hernández, A., Micó, E., Marcos-García, M.D.L.Á., Brustel, H. & Galante, E., 2014. The "dehesa", a key ecosystem in maintaining the diversity of Mediterranean saproxylic insects (Coleoptera and Diptera: Syrphidae). Biodiversity and Conservation, 23, 2069-2086.

Read, H., 2000. Veteran trees: A guide to good management. English Nature. 167 pp.

Reitmajer J., 2010. Zhodnocení současného stavu a péče o vybraná chráněná území Táborska. Diplomová práce, Lesnická a dřevařská fakulta, Mendelova univerzita v Brně, 128 pp.

Rosenthal, G., Schrautzer, J., Eichberg, C., 2012. Low intensity grazing with domestic herbivores: a tool for maintaining and restoring plant diversity in temperate Europe. Tuexenia 32, 167–205.

Rotherham, I.D. (ed.), 2013. Trees, forested landscapes and grazing animals: a European perspective on woodlands and grazed treescapes. Routledge, Abingdon. 412 pp.

Salavert, A., Bosquet, D., Damblon, F., 2014. Natural woodland composition and vegetation dynamic during the Linearbandkeramik in north-western Europe (central Belgium, 5200–5000 b.c.). J. Archaeol. Sci. 51, 84–93.

Savill, P., 2015. High forest management and the rise of even-aged stands. Kirby, K.J., Watkins, C. (eds.), 2015. Europe's changing woods and forests: from wildwood to managed landscapes. CAB International, Wallingford. pp. 93-106.

Sedláček O., Marhoul P. 2016. Hoří má panenko, minulost a budoucnost ohně (nejen) v Brdech. Fórum Ochrany Přírody 01/2016: 34-36.

Sedláček O., Marhoul P., Dušek J. 2015. Využití řízených požárů v ochranářském managementu se zvláštním zřetelem na jeho využití při managementu bezlesí navrhované CHKO Brdy. Beleco, Praha. 122 pp.

Seibold, S., Brandl, R., Buse, J., Hothorn, T., Schmidl, J., Thorn, S., Müller, J., 2015. Association of extinction risk of saproxylic beetles with ecological degradation of forests in Europe. Conserv. Biol. 29, 382–390.

Siitonen, J., Ranius, T., 2015. The importance of veteran trees for saproxylic insects. In: Kirby, K.J., Watkins C. (eds.), 2015. Europe's changing woods and forests: from wildwood to managed landscapes. CAB International, Wallingford. pp.140-153.

Similä, M., Junninen, K., 2012. Ecological restoration and management in boreal forests – best practices from Finland. Metsähallitus, Vantaa. 49 pp.

Skre, O., Wielgolanski, F.E., Moe, B., 1998. Biomass and chemical composition of common forest plants in response to fire in western Norway. J. Veg. Sci. 9, 501–510.

Speight, M.C.D., 1989. Saproxylic Invertebrates and their Conservation. Council of Europe, Strasbourg. 79 pp.

Spitzer, L., Konvička, M., Tropek, R., Tuf, I.H. & Tufová, J., 2008. Does closure of traditionally managed open woodlands threaten epigeic invertebrates? Effects of coppicing and high deer densities. Biological Conservation, 141, 827–837.

Szabó, P., 2009. Open woodland in Europe in the Mesolithic and in the Middle Ages: Can there be a connection? For. Ecol. Manage. 257, 2327–2330.

Szabó, P., 2010. Driving forces of stability and change in woodland structure: A case-study from the Czech lowlands. Forest Ecology and Management, 259, 650-656.

Szabó, P., 2013. The end of common uses and traditional management in a Cetral European wood. In: Rotherham, I.D. (ed.), 2013. Cultural severance and the environment – the ending of traditional and customary practice on commons and landscapes managed in common. Springer, Dordrecht. pp. 205-213.

Szabó, P., Kuneš, P., Svobodová-Svitavská, H., Švarcová, M. G., Křížová, L., Suchánková, S., Müllerová, J., Hédl, R., 2016. Using historical ecology to reassess the conservation status of coniferous forests in Central Europe. Conservation Biology 31, 150-160.

Šebek, P., Altman, J., Plátek, M., Čížek, L., 2013. Is active management the key to the conservation of saproxylic biodiversity? pollarding promotes the formation of tree hollows. PLoS ONE 8, e60456.

Šebek, P., Bače, R., Bartoš, M., Beneš, J., Chlumská, Z., Doležal, J., Dvorský, M., Kovář, J., Machač, O., Mikátova, B., Perlík, M., Plátek, M., Poláková, S., Škorpík, M., Stejskal,

Svoboda, M., Trnka, F., Vlašín, M., Zapletal, M., Čížek, L., 2015. Does a minimal intervention approach threaten the biodiversity of protected areas? A multi-taxa short-term response to intervention in temperate oak-dominated forests. Forest Ecology and Management, 358, 80–89.

Šebek, P., Vodka, Š., Bogusch, P., Pech, P., Tropek, R., Weiss, M., Zimová, K., Čížek, L., 2016. Open-grown trees as key habitats for arthropods in temperate woodlands: The diversity, composition, and conservation value of associated communities. Forest Ecology and Management, 380, 172-181.

Taboada, A., Kotze, D.J., Salgado, J., Tárrega, R., 2011. The value of semi-natural grasslands for the conservation of carabid beetles in long-term managed forested landscapes. J. Insect Conserv. 15, 573–590.

Tárrega, R., Calvo, L., Taboada, Á., García-Tejero, S. & Marcos, E., 2009. Abandonment and management in Spanish dehesa systems: Effects on soil features and plant species richness and composition. Forest Ecology and Management, 257, 731-738.

Thimonier, A., Dupouey, J. L., Bost, F., & Becker, M., 1994. Simultaneous eutrophication and acidification of a forest ecosystem in North-East France. New Phytologist, 126(3), 533-539.

Thomas, R.C., 1998. Ecological changes in Bernwood Forest – woodland management during the present millenium. In: Kirby, K., Watkins, C. (eds.), 1998. The ecological history of European forests. CAB International, Wallingford. pp. 225-239.

Utinek, D., 2004. Převody pařezin na střední les v městských lesích Moravský Krumlov (založení výzkumných ploch). Doktorská dizertační práce. Brno, Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, LDF, Brno, 124 pp.

Vera, F.W.M., 2000. Grazing Ecology and Forest History. CABI Publishing, Wallingford. 506 pp.

Vodka, S., Konvicka, M., Cizek, L., 2009. Habitat preferences of oak-feeding xylophagous beetles in a temperate woodland: Implications for forest history and management. J. Insect Conserv. 13, 553–562.

Vodka, Š., Čížek, L., 2013. The effects of edge-interior and understorey-canopy gradients on the distribution of saproxylic beetles in a temperate lowland forest. For. Ecol. Manage. 304, 33–41.

von der Dunk, K., Schmidl, J., 2008. Diptera (Brachycera) in oak forest canopies – management and stand openness gradient determine diversity and community structure. In: Floren, A., Schmidl, J. (eds.), 2008. Canopy arthropod research in Central Europe: basic and applied studies from the high frontier. Bioform, Nürnberg. pp. 507-528.

Van Calster, H., Baeten, L., Verheyen, K., De Keersmaeker, L., Dekeyser, S., Rogister, J.E. & Hermy, M., 2008. Diverging effects of overstorey conversion scenarios on the understorey vegetation in a former coppice-with-standards forest. Forest Ecology and Management, 256, 519-528.

Van der Werf, S., 1991. The influence of coppicing on vegetation. Vegetatio, 92, 97-110.

van Klink R., van der Plas F., van Noordwijk C. G. E., WallisDeVries M. F., Olff H., 2014. Effects of large herbivores on grassland arthropod diversity. Biological Reviews 90: 347–366.

Vild, O., Roleček, J., Hédl, R., Kopecký, M. & Utinek, D., 2013. Experimental restoration of coppice-with-standards: Response of understorey vegetation from the conservation perspective. Forest Ecology and Management, 310, 234-241.

Vild, O., Kalwij, J. M., & Hédl, R., 2015. Effects of simulated historical tree litter raking on the understorey vegetation in a central European forest. Applied Vegetation Science, 18(4), 569-578.

Vrba, P., Čížek, O., Marhoul, P., Zámečník, J., Beneš, J. , Konvička, M., 2012. Opuštěné vojenské prostory jako významná refugia motýlí fauny. Živa 5/2012, 251-254.

Vyhláška č. 189/2013 Sb. Vyhláška o ochraně dřevin a povolování jejich kácení (Ministerstvo životního prostředí).

Warren, M.S., Thomas, J.A., 1992. Butterfly responses to coppicing. In: Buckley, G.P. (ed.), 1992. Ecology and management of coppice woodlands. Chapman & Hall, London. pp 249-270.

Wohlgemuth, T., Bürgi, M., Scheidegger, C., & Schütz, M., 2002. Dominance reduction of species through disturbance—a proposed management principle for central European forests. Forest Ecology and Management, 166(1), 1-15.

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

Zákon č. 133/1985 Sb. Zákon České národní rady o požární ochraně.

Zákon č. 289/1995 Sb. Zákon o lesích a o změně některých zákonů (lesní zákon).

Zákon č. 449/2001 Sb. Zákon o myslivosti.

Ziobro, J., Koziarz, M., Havrylyuk, S., Korol, M., Ortyl, B., Wolański, P., Bobiec, A., 2016. Spring grass burning: an alleged driver of successful oak regeneration in subcarpathian marginal woods. A case study. Práce Geograficzne, 146,67–88.

Příloha I. Seznam druhů vázaných na světlé lesy

Níže uvedené tabulky uvádějí seznam druhů s vazbou na světlé lesy. Uvedené druhy byly analyzovány v rámci projektu TA ČR TB030MZP017 - Ověření postupů a příprava metodik k zvýšení efektivity péče o druhově bohaté lesy (Natura 2000 a lesy chráněných území).

Součástí projektu bylo i vytvoření mapy ohnisek biodiverzity světlých lesů. Mapa se opírá o rozšíření uvedených druhů a je k nahlédnutí na: <http://baloun.entu.cas.cz/~cizek/TACR_SvetleLesyMapy/MapaOhnisekBiodiverzitySvetlychLesu/MapaOhnisekBiodiverzitySvetlychLesu_CR.pdf>

Cévnaté rostliny

Aconitum anthora	*Adenophora liliifolia*	*Adonis vernalis*	*Anemone sylvestris*	*Arabis nemorensis*
Arabis sagittata	*Arum maculatum*	*Asperula tinctoria*	*Astragalus austriacus*	*Astragalus onobrychis*
Buphthalmum salicifolium	*Bupleurum affine*	*Bupleurum longifolium subsp. longifolium*	*Campanula bononiensis*	*Campanula cervicaria*
Carex curvata	*Carex divulsa*	*Carex fritschii*	*Carex michelii*	*Carex strigosa*
Carex supina	*Carlina biebersteinii*	*Centaurea stenolepis*	*Cephalanthera rubra*	*Clematis recta*
Corydalis pumila	*Cruciata pedemontana*	*Cuscuta lupuliformis*	*Cyclamen purpurascens*	*Cypripedium calceolus*
Daphne cneorum	*Dictamnus albus*	*Epipactis albensis*	*Epipactis muelleri*	*Epipactis tallosii*
Epipactis voethii	*Erysimum odoratum*	*Euphorbia angulata*	*Euphorbia epithymoides*	*Festuca amethystina*
Gagea minima	*Gagea pusilla*	*Galanthus nivalis*	*Geranium sanguineum*	*Glechoma hirsuta*
Hesperis sylvestris	*Hieracium maculatum*	*Hierochloe australis*	*Himantoglossum adriaticum*	*Hypochaeris maculata*
Inula germanica	*Inula hirta*	*Inula oculus-christi*	*Iris graminea*	*Iris variegata*
Lactuca quercina	*Laser trilobum*	*Lathyrus latifolius*	*Lathyrus pannonicus subsp. collinus*	*Lathyrus pisiformis*
Leonurus marrubiastrum	*Leucojum aestivum*	*Limodorum abortivum*	*Lithospermum officinale*	*Lycopus exaltatus*
Melica picta	*Mercurialis ovata*	*Orchis purpurea*	*Potentilla alba*	*Potentilla patula*
Prunus mahaleb	*Pulmonaria angustifolia*	*Pulmonaria mollis*	*Quercus cerris*	*Quercus pubescens*
Senecio sarracenicus	*Sium latifolium*	*Symphytum bohemicum*	*Thesium bavarum*	*Urtica kioviensis*
Verbascum speciosum	*Vicia cassubica*	*Vicia pisiformis*	*Viola alba*	

Brouci

Acmaeoedera degener	*Acmaeoederella flavofasciata*	*Acmaeops marginatus*	*Aesallus scarabaeoides*	*Agnathus decoratus*
Agrilus ater	*Agrilus cuprescens*	*Agrilus graecus*	*Agrilus graminis*	*Agrilus guerini*
Agrilus hastulifer	*Agrilus kubani*	*Agrilus litura*	*Agrilus pratensis*	*Agrilus roscidus*
Agrilus salicis	*Agrilus sinuatus*	*Agrilus subauratus*	*Agrilus suvorovi*	*Akimerus schaefferi*
Allecula rhenana	*Ampedus brunnicornis*	*Ampedus cardinalis*	*Ampedus hjorti*	*Ampedus quadrisignatus*
Ampedus sinuatuas	*Amphotis marginata*	*Anidorus quercus*	*Anisarthron barbipes*	*Anitys rubens*
Anoplodera rufipes	*Anthaxia candens*	*Anthaxia fulgurans*	*Anthaxia hackeri*	*Anthaxia hungarica*
Anthaxia manca	*Anthaxia podolica*	*Anthaxia salicis*	*Anthaxia semicuprea*	*Anthaxia senicula*
Anthaxia tuerki	*Aromia moschata*	*Attagenus punctatus*	*Aulonium trisulcum*	*Axinopalpis gracilis*
Bolbelasmus unicornis	*Bothrideres contractus*	*Brachygonus dubius*	*Brachygonus megerlei*	*Brachygonus ruficeps*
Buprestis novemmaculata	*Buprestis octoguttata*	*Calambus bipustulatus*	*Callimus angulatus*	*Calosoma inquisitor*
Calosoma sycophanta	*Camptorrhinus statua*	*Carabus clathratus*	*Cardiophorus asellus*	*Cardiophorus discicollis*
Cardiophorus gramineus	*Cardiophorus vestigialis*	*Cerambyx cerdo*	*Cerambyx scopolii*	*Cetonischema aeruginosa*
Cicindela sylvatica	*Clerus mutilarius*	*Clytus tropicus*	*Colydium elongatum*	*Colydium filiforme*
Coraebus undatus	*Corticeus bicolor*	*Corticeus bicoloroides*	*Corticeus fasciatus*	*Crepidophorus mutilatus*
Cucujus cinnaberinus	*Denops albofasciatus*	*Dermestoides sanguinicollis*	*Diaclina testudinea*	*Dicerca alni*
Dicerca berolinensis	*Dicerca furcata*	*Dicerca moesta*	*Diodesma subterranea*	*Drapetes mordelloides*
Dromaeolus barnabita	*Elater ferrugineus*	*Eledonoprius armatus*	*Endecatomus reticulatus*	*Ergates faber*
Eucnemis capucina	*Eupotosia affinis*	*Eurythyrea quercus*	*Eustrophus dermestoides*	*Gasterocercus depressirostris*
Glaphyra marmottani	*Gnorimus nobilis*	*Gnorimus variabilis*	*Hedobia pubescens*	*Hoshihananomia gacognei*
Hymenalia rufipes	*Hymenophorus doublieri*	*Hypoganus inunctus*	*Chalcophora mariana*	*Chlorophorus figuratus*
Chlorophorus sartor	*Chlorophorus varius*	*Chrysobothris igniventris*	*Ischnodes sanguinicollis*	*Isomira antennata*
Isomira semiflava	*Isotomus speciosus*	*Lacon querceus*	*Laemophloeus kraussi*	*Laena viennensis*
Lamprodila dives	*Lamprodila mirifica*	*Lamprodila rutilans*	*Leptura annularis*	*Lichenophanes varius*

Limoniscus violaceus	*Lucanus cervus*	*Lymexylon navale*	*Lytta vesicatoria*	*Megapenthes lugens*
Melanophila formaneki	*Meloe violaceus*	*Melolontha pectoralis*	*Menephilus cylindricus*	*Mordellaria aurofasciata*
Mycetochara axillaris	*Mycetochara flavipes*	*Mycetochara quadrimaculata*	*Nacydalis maior*	*Nalanda fulgidicollis*
Neatus picipes	*Necydalis ulmi*	*Neopristilophus insitivus*	*Nivellia sanguinosa*	*Nothorrhina muricata*
Notolaemus unifasciatus	*Odontaeus armiger*	*Ochina latreillei*	*Opilo mollis*	*Opilo pallidus*
Orphillus niger	*Oryctes nasicornis*	*Osmoderma barnabita*	*Osphya bipunctata*	*Oxylaemus cylindricus*
Oxylaemus variolosus	*Pachytodes erraticus*	*Palorus depressus*	*Paracardiophorus musculus*	*Pedostrangalia revestita*
Pelecotoma fennica	*Pentaphyllus testaceus*	*Perotis lugubris*	*Phloiotrya tenuis*	*Pleganophorus bispinosus*
Podeonius acuticornis	*Poecilium glabratum*	*Poecilium pusillum*	*Poecilium rufipes*	*Poecilonota variolosa*
Polyphylla fulo	*Porthmidius austriacus*	*Prionychus ater*	*Prionychus melanarius*	*Procraeus tibialis*
Prostomis mandibularis	*Protaetia fieberi*	*Protaetia marmorata*	*Pseudanostirus globicollis*	*Pseudicistela ceramboides*
Psoa viennensis	*Ptinus sexpunctatus*	*Ptosima flavoguttata*	*Purpuricenus kaehleri*	*Pycnomerus terebrans*
Quasimus minutissimus	*Rhacopus sahlbergi*	*Rhagium sycophanta*	*Rhamnusium bicolor*	*Rhopalocerus rondanii*
Rhopalopus clavipes	*Rhopalopus femoratus*	*Rhopalopus macropus*	*Rhopalopus varinii*	*Ripidius quadriceps*
Saperda octopunctata	*Saperda similis*	*Selatosomus cruciatus*	*Sinoxylon perforans*	*Sisyphus schaefferi*
Sparedrus testaceus	*Stenocorus meridianus*	*Stenopterus flavicornis*	*Stenopterus rufus*	*Stictoleptura erythroptera*
Tenebrio obscurus	*Tenebrio opacus*	*Teredus cylindricus*	*Teredus opacus*	*Tetratoma desmaresti*
Tilloidea unifasciata	*Trachypteris picta*	*Tribolium madens*	*Trichius gallicus*	*Trichius sexualis*
Trichoferus pallidus	*Trinodes hirtus*	*Triplax collaris*	*Triplax elongata*	*Triplax lepida*
Troderma versicolor	*Trox perisii*	*Xylopertha retusa*	*Xylotrechus arvicola*	*Xylotrechus capricornis*
Xylotrechus pantherinus	*Xylotrechus rusticus*			

Motýli

Abraxas grossulariata	*Acasis appensata*	*Amphipyra livida*	*Atethmia ambusta*	*Boloria euphrosyne*

Callopistria juventina	*Calymma communimacula*	*Campaea honoraria*	*Caradrina terrea*	*Catephia alchymista*
Catocala electa	*Coenotephria tophaceata*	*Colostygia aptata*	*Cupido alcetas*	*Dicranura ulmi*
Drepana curvatula	*Drymonia obliterata*	*Entephria infidaria*	*Epirranthis diversata*	*Erebia aethiops*
Eriogaster catax	*Eriogaster rimicola*	*Euchalcia consona*	*Euchalcia modestoides*	*Euchalcia variabilis*
Euphydryas maturna	*Eupithecia pygmaeata*	*Gastropacha populifolia*	*Gastropacha quercifolia*	*Gnophos dumetata*
Hamearis lucina	*Hemaris fuciformis*	*Hipparchia alcyone*	*Hipparchia fagi*	*Hipparchia semele*
Hyphoraia aulica	*Charissa glaucinaria*	*Charissa intermedia*	*Idaea contiguaria*	*Jodia croceago*
Lampropteryx otregiata	*Lithophane consocia*	*Lopinga achine*	*Martania taeniata*	*Marumba quercus*
Melitaea britomartis	*Mesogona oxalina*	*Minois dryas*	*Mormo maura*	*Nebula achromaria*
Ocneria rubea	*Odontosia sieversii*	*Paidia rica*	*Parnassius mnemosyne*	*Parocneria detrita*
Phragmatiphila nexa	*Phragmatobia luctifera*	*Phyllodesma ilicifolia*	*Polychrysia moneta*	*Pyrrhia purpura*
Rhyparia purpurata	*Satyrium ilicis*	*Satyrium spini*	*Scopula umbelaria*	*Scotochrosta pulla*
Spilosoma urticae	*Staurophora celsia*	*Thymelicus acteon*	*Venusia blomeri*	*Xanthia gilvago*
Zerynthia polyxena	*Zygaena osterodensis*			