

Pavel Šebek, Lukáš Čížek (eds.)
a kolektiv

TRADIČNÍ HOSPODAŘENÍ V LESÍCH A BIODIVERZITA



agentura gevak, s. r. o.

The research leading to this publication has received funding from Norway Grants 2014–2021 and the Technology Agency of the Czech Republic (project No. TO01000132).

Výzkum, který vedl k publikaci této knihy, byl financován z Norských Fondů 2014–2021 a Technologickou agenturou České republiky (projekt č. TO01000132).



Tradiční hospodaření v lesích a biodiverzita

Pavel Šebek, Lukáš Čížek (eds.)
a kolektiv

agentura gevak, s. r. o.
2024

Kolektiv autorů:

Pavel Šebek¹, Lukáš Čížek¹, David Hauck¹, Jana Doudová², Ondřej Vild³, Péter Szabó^{3, 4}, Radim Hédľ^{3, 5}, Jindřich Prach^{6, 7}, Radek Bače⁸

1. Entomologický ústav, Biologické centrum AV ČR, Branišovská 1160/31, 370 05 České Budějovice
2. Fakulta životního prostředí, Česká zemědělská univerzita v Praze, Kamýcká 129, 165 00 Praha-Suchdol
3. Botanický ústav AV ČR, Zámek 1, 252 43 Průhonice
4. Katedra environmentálních studií, Fakulta sociálních studií, Masarykova univerzita, Joštova 10, 602 00 Brno
5. Katedra botaniky, Přírodovědecká fakulta, Palackého univerzita v Olomouci, Šlechtitelů 27, 779 00 Olomouc
6. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Reg. pracoviště Střední Čechy, Správa CHKO Český kras
7. Centrum pro teoretická studia, společné pracoviště Univerzity Karlovy a Akademie věd ČR, Jilská 1, 110 00 Praha 1
8. Fakulta lesnická a dřevařská, Česká zemědělská univerzita v Praze, Kamýcká 129, 165 00 Praha-Suchdol

Citace:

Šebek, P. & Čížek, L. (eds.) et al. (2024) Tradiční hospodaření v lesích a biodiverzita. gevak, s. r. o., Věrovany, 127 pp.

Tato publikace je neprodejná.

1. vydání

Texty © Pavel Šebek, Lukáš Čížek, David Hauck, Jana Doudová, Ondřej Vild, Péter Szabó, Radim Hédľ, Jindřich Prach, Radek Bače, 2024

Fotografie na obálce © David Hauck (přední strana), Radim Hédľ, Nicolas Gouix, Pavel Šebek (zadní strana)

Vydala agentura gevak, s. r. o., v roce 2024.

ISBN 978-80-86768-74-8

OBSAH

1. Změny biodiverzity	7
<i>P. Šebek</i>	
2. Historie jako klíč k záchraně biodiverzity?	18
<i>P. Šebek, L. Čížek, P. Szabó</i>	
3. Pastevní lesy	30
<i>L. Čížek, P. Šebek</i>	
4. Ořezávané stromy	44
<i>P. Šebek, L. Čížek, D. Hauck</i>	
5. Nízké a střední lesy	55
<i>L. Čížek, P. Šebek, R. Hédľ</i>	
6. Hrabání steliva	76
<i>J. Doudová, O. Vild, R. Bače, P. Szabó</i>	
7. Žďáření, vypalování	85
<i>L. Čížek, P. Šebek</i>	
8. Tradiční hospodaření a platné předpisy	90
<i>L. Čížek, J. Prach</i>	
9. Výlety za tradičními praktikami	98
<i>P. Šebek, J. Doudová, R. Hédľ</i>	
Literatura	116
O autorech	126
Poděkování	126
Dedikace	127

Krise biodiversity

Krise biologické rozmanitosti se stává stále častějším tématem nejen mezi biology, ale v celé společnosti. Roste zájem o environmentální témata a stejně tak uvědomění, že lidská činnost je vedle klimatických změn jednou z hlavních příčin dalekosáhlých a potenciálně nevratných změn v ekosystémech. Podle zprávy Mezivládního panelu OSN pro biodiverzitu a ekosystémové služby z roku 2019 může být z odhadovaného celkového počtu 8 milionů rostlinných a živočišných druhů na naší planetě až 1 milion druhů ohrožen vymřením (IPBES 2019). V roce 2021 sekce World Wide Fund for Nature (WWF) odhadla, že během následující dekády může dojít na planetě k vymizení přes milionu druhů, a tedy k největšímu masovému vymírání od éry dinosaurů (WWF 2021). Často tak zaznívá názor, že aktuálně zažíváme šesté masové vymírání druhů na Zemi.

Jenže pohled na vymírání jako na hlavní trend aktuálních změn biodiversity je velmi zjednodušený a realita je o poznání složitější (Storch 2021). Víme například, že vymřely stovky druhů živočichů a rostlin přinejmenším od počátku novověku, a tak se vymírání neoddiskutovatelně děje obrovskou rychlostí (Storch 2021, Humphreys et al. 2019). Jenže během těch předchozích pěti masových vymírání – udála se na konci ordoviku, v devonu, na konci permu, na konci triasu a na konci křídly – vymřely odhadem celé desítky procent tehdy existujících druhů, a proto je míra aktuálního vymírání, která činí maximálně desetiny procenta celkové diversity na planetě, stále nesrovnatelně menší (Barnosky et al. 2011).

Aktuální změny v biodiverzitě se proto netýkají ani tak úbytku počtu druhů na planetě jako spíš výrazných změn v populacích druhů. Pokles populace je přitom vždy odůvodněným vodítkem, že konkrétní druh může v blízké době eventuálně vymřít. Nicméně, ani na úrovni populací to není jednoduché. Populace některých skupin totiž paradoxně rostou anebo jsou stabilní, například u obratlovců. U jiných skupin ale objektivně k úbytku v populacích dochází, týká se to například mořských ryb, obojživelníků a členovců včetně hmyzu (Storch 2021).

O hmyzu se přitom nyní mluví častěji než dříve. Diskusi o drastickém úbytku hmyzu v roce 2017 rozvířil článek německých entomologů, kteří zjistili, že za posledních pouze 30 let ubyla biomasa létajícího hmyzu o neuvěřitelných 75 % (Hallmann et al. 2017). Fakt, že se ve své studii nezaměřili na úbytek v počtu druhů, ale na úbytek biomasy, je o to víc alarmující, že hmyz je dominantní složkou potravy velké části ptáků, ale i mnoha druhů ryb, obojživelníků, plazů a savců. Takže výrazné změny v populacích hmyzu mohou zasáhnout kaskádovitě celou rozvětvenou potravní síť a těžko lze odhadovat, kde se projeví následky. Navíc mnohé druhy hmyzu plní v ekosystému některé funkce přímo prospěšné i pro člověka, například opylování rostlin nebo biologickou regulaci potenciálních škůdců hospodářských plodin. Pomyslný hmyzí armagedon tak může ve výsledku výrazně komplikovat život celé lidské společnosti. O tom, do jaké míry je příčinou úbytku hmyzu přímý vliv činnosti člověka anebo například změna klimatických podmínek, se momentálně vedou vášnivé debaty (Sánchez-Bayo & Wyckhuys 2019, Müller et al. 2024) a není v tom stále jasno.

K hmyzu se ale ještě v mnohých kapitolách této knihy vrátíme. Jak totiž bylo zmíněno výše, opravdový úbytek druhů se zdaleka netýká všech skupin organismů. Co se ale zdá být poměrně jasným trendem biodiverzity, je postupná homogenizace společenstev druhů napříč stanovišti, krajinou, případně kontinenty (Prach 2021). A jak uvidíme níže, to se už na vrub činnosti člověka přičíst dá. Samotný pojem biodiverzita se tradičně dá rozložit na tři prvky: alfa, beta a gama diverzitu. Diverzita na lokální škále, například

počet druhů rostlin na konkrétní louce, se označuje jako alfa diverzita. Rozdíl v druhovém složení mezi konkrétními stanovišti na lokální škále se pak označují jako beta diverzita, ve vědeckém žargonu též jako disimilarita. Konečně jako gama diverzita se pak označuje souhrnná bohatost všech druhů na vyšší škále, často na škále regionální, případně kontinentální. Přitom platí, že beta diverzita je jednoduše poměr mezi počtem druhů na regionální úrovni (gama diverzitou) a průměrným počtem druhů v lokálních společenstvech (alfa diverzitou).

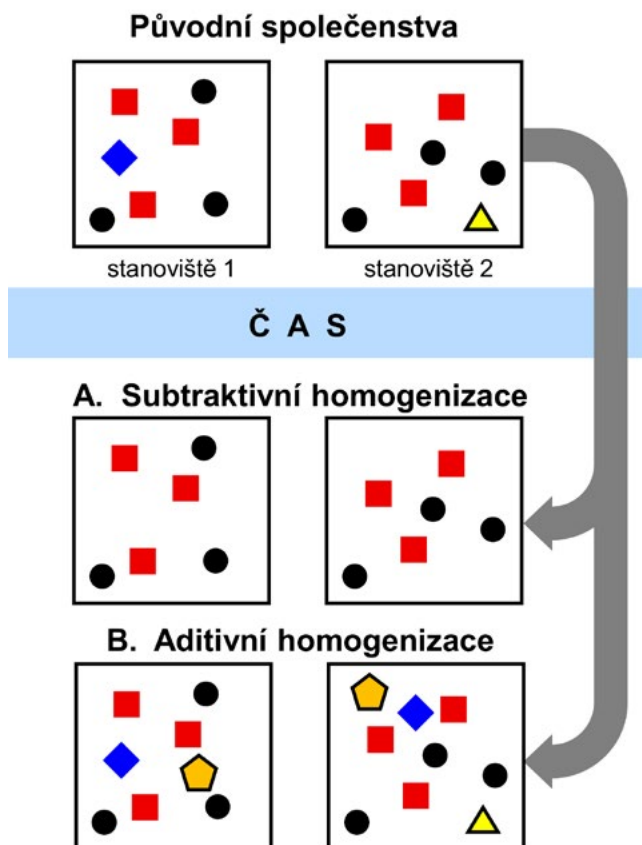
A právě beta diverzita začíná být ústředním tématem v diskusi o aktuálních změnách biodiverzity. Vysoká beta diverzita značí případy, kdy jsou lokální společenstva výrazně rozrůzněná, a to nehledě na to, jaká je alfa diverzita. Například při pohybu ze suché louky na zamokřenou si můžeme všimnout, že sice třeba obě louky hostí podobný počet druhů rostlin, ale společenstva rostlin jsou na každém typu louky úplně jiná. Naopak nízká beta diverzita značí případy, kdy se při pohybu z jednoho stanoviště do druhého setkáváme stále s těmi samými druhy, společenstva jsou téměř identická.

Nemusíme se ale pohybovat jen na prostorové škále. Pro nás je možná mnohem zajímavější čas. Přírodní společenstva jsou totiž zřídka stabilní, často jde spíše o dynamické systémy, které se v čase mění. Některé druhy ze společenstva mizí, některé jiné druhy mohou naopak do společenstva přibýt v důsledku populační dynamiky konkrétních druhů, mezidruhových vztahů nebo v důsledku sukcese či změn lokálních mikroklimatických a geochemických podmínek. Pro případy, kdy se snižuje beta diverzita v čase, tj. oproti určitému předešlému stavu se rozrůzněná společenstva stávají čím dál více podobnějšími, sežil termín biotická homogenizace (Olden & Rooney 2006).

Ke snižování beta diverzity v čase, tedy k biotické homogenizaci, může klasicky docházet v případech, kdy z různých společenstev mizí různé vzácné nebo lokálně nepočetné druhy, typicky specialisté, a zůstávají v něm dominantní nebo běžné druhy, často generalisté (druhy s širokou ekologickou valencí). Stejně tak ale k biotické homogenizaci paradoxně může docházet i v případech, kdy roste alfa diverzita lokálních společenstev (tzv. aditivní

homogenizace). To se děje v momentech, kdy se objeví nepůvodní druhy, které obsadí všechna společenstva, nebo v případech, kdy se druhy původně přítomné jen na několika málo lokalitách rozšíří a stanou se běžnými druhy ve všech společenstvech (Socolar et al. 2016) (obr. 1.1). Homogenizaci společenstev, a to často v její aditivní formě, lze vysledovat v nesčetných studiích na společenstvech lesních rostlin (Keith et al. 2009, McCune & Vellend 2013, Prach & Kopecký 2018, Nielsen et al. 2019, více také v práci Prach 2021). Ukazuje to mimo jiné, že záleží na tom, na jakou složku biodiverzity se díváme. Zatímco na lokální úrovni může počet druhů růst, na větší škále nemusí být trend nutně pozitivní. Složitější je vysledovat homogenizaci ve společenstvech živočichů, neboť zde je určitá vyšší míra náhodného výskytu druhů ve společenstvech dána faktem, že se mohou často aktivně přemísťovat. Ale i zde jsou známé příklady u ryb, ptáků, méně pak u hmyzu (Olden et al. 2016).

Hnací silou na pozadí změn v beta diverzitě je ale především homogenizace samotných přírodních stanovišť způsobená činností člověka. Biotopy se totiž stávají čím dál podobnějšími v důsledku aplikace stejných způsobů moderního hospodaření napříč regiony a kontinenty. Zvětšuje se zrno krajinné mozaiky, neboť velké neroztříštěné lány polí, luk či plochy lesa jsou snáze obhospodařovatelné pro větší centralizované podniky. Navíc dochází k masivní celoplošné eutrofizaci biotopů v důsledku nadužívání průmyslových hnojiv a jejich vyplavování, případně kvůli atmosférické depozici dusíku. To vede například k plošnému mizení konkurenčně slabších druhů rostlin, které vyžadují málo úživné půdy. V důsledku překotného rozvoje dopravy pak častěji dochází i k zavlečení nepůvodních druhů rostlin a živočichů na místa, kam by se předtím dostaly jen velmi obtížně nebo vůbec.



Obrázek 1.1 Biotická homogenizace je změna společenstev v čase, která vede k tomu, že různá společenstva si jsou navzájem svým druhovým složením podobnější, než si byla v minulosti. K homogenizaci společenstev může docházet v důsledku ubývání druhů (v obrázku jsou druhy naznačeny různými symboly), kdy primárně z původních společenstev mizí vzácné druhy a zůstávají v nich běžné druhy a generalisté (subtraktivní homogenizace). V některých situacích ale může k biotické homogenizaci docházet i v případě, že druhy ve společenstvech přibývají. A sice pokud přibývají ty samé nové druhy do všech společenstev najednou, často jde o nepůvodní nebo invazní druhy (pak se jedná o tzv. aditivní homogenizaci). (Upraveno podle Socolar et al. 2016)



Obrázek 1.2 Tradiční záhumenky na jižní Moravě poskytují rozmanitá stanoviště pro mnoho druhů hmyzu a ptáků, kterým nevyhovuje příliš uniformní krajina velkých lánů otevřených polí, luk anebo příliš tmavých lesů (velké lány polí jsou vidět v pozadí vpravo). Záhumenky také ukazují, jak mohla vypadat krajina na velké části našeho území ještě před 80 lety. (Foto: K. Šimeček)

Tato kniha se věnuje problematice biodiverzity vázané na lesní stanoviště. Snaží se ukázat, jakým způsobem došlo k její proměně v evropských, potažmo ve středoevropských podmínkách ve spojení s ústupem od tradičních forem hospodaření. Jednotlivé kapitoly přinášejí popis hlavních tradičních praktik, jejich stručnou historii, biologický význam, ale také návrhy na potenciální využití v ochraně přírody a v managementu populací ohrožených druhů rostlin a živočichů. Pro lepší pochopení ekologických souvislostí následujících kapitol je ale vhodné se napřed zmínit o biodiverzitě vázané na evropské lesy a o některých konceptech její ochrany.

■ Biodiverzita lesních stanovišť a její ochrana

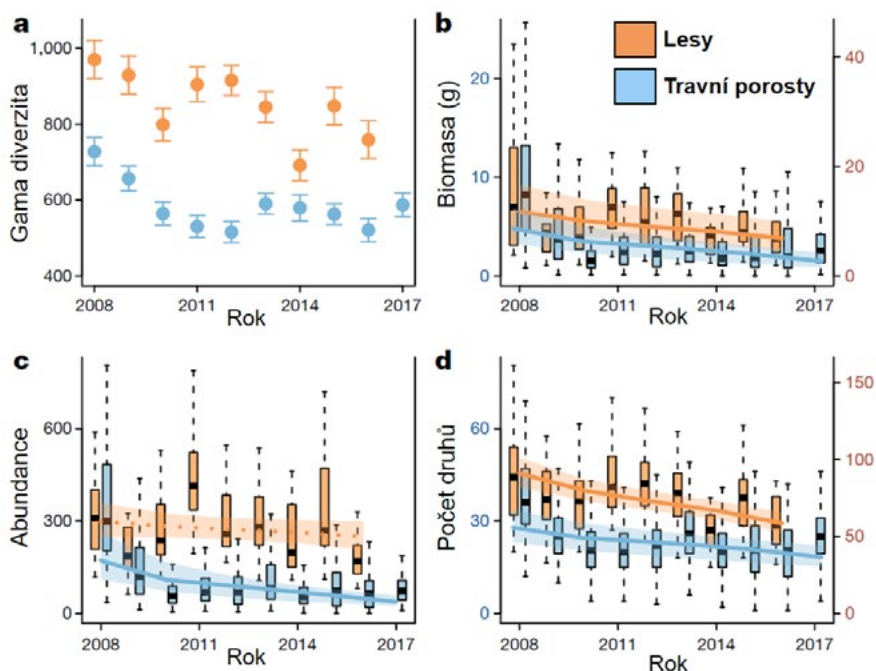
Již zmíněná německá studie o rapidním úbytku biomasy hmyzu (Hallmann et al. 2017) byla provedena pouze v chráněných územích, ale naznačovala rovněž, že úbytek hmyzu je nezávislý na typu stanoviště. Jiná komplexnější studie, která sledovala vývoj počtu druhů, abundancí, biomasy, a dokonce i gama diverzity hmyzu v průběhu deseti let, zjistila, že pokles se týká podobnou měrou společenstev hmyzu v travních porostech i společenstev hmyzu v lesích (Seibold et al. 2019) (obr. 1.3). Biomasa hmyzu v lesích klesla o 41 %, počet druhů potom o 34 %, a to se studie týkala pouze období od roku 2007 do roku 2017. Hmyz je samozřejmě jen jednou složkou celkové diverzity organismů vázaných na lesní prostředí, ale vedle doložených indicií o homogenizaci společenstev rostlin v lesních podrostech (viz výše) to naznačuje, že se s lesní biodiverzitou děje něco opravdu zásadního.

Oproti tomu působí jako zvláštní kontrast fakt, že v Evropě plocha lesů za poslední dvě století výrazně stoupla. Například na území dnešní České republiky byla pokryvnost lesa kolem roku 1800 zhruba 25 %, zatímco dnes činí plocha lesa 34 %. To naznačuje, že problém není v rozloze lesů, ale v tom, co lesy nabízejí po kvalitativní stránce. Do velké míry se to dá snadno vysvětlit stavem produkčních lesů, které jsou dominantním typem lesů a jsou v dnešní době primárně určeny k produkci stavebního dříví (kulatiny). O hospodaření v produkčních lesích a o rozdílech oproti tradičním praktikám hospodaření si více povíme v následující kapitole (kapitola 2). Zde je důležitější, že i plocha chráněných lesních biotopů se historicky zvýšila (Forest Europe 2020), a přece ani tam není biodiverzita vázaná na lesní prostředí úplně za vodou.

Do doby poměrně nedávné byl hlavním problémem samotný koncept ochrany lesní biodiverzity. Častou reakcí na pocit, že aktivity člověka vždy škodily přírodě, byla propagace konceptu bezzásahovosti. Ten hlásal, že chráněná území mají být přírodě blízké či člověkem málo pozměněné ekosystémy, a pokud náhodou nejsou, mají být aspoň sekundárně lidských aktivit zbaveny. Pod pojmem bezzásahovosti si v minulosti ochránáři představovali

vznik opravdové divočiny, kde si příroda „pomůže sama“ a „vezme si zpět, co jí náleží“.

Problém byl, že nikdo ani pořádně nevěděl, co to ta původní opravdová evropská divočina před příchodem člověka byla. Dřívější klasická ekologická teorie se zaštiťovala konceptem klimaxu, který přinejmenším nabízel



Obrázek 1.3 Vývoj biodiverzity členovců (především hmyzu) na výzkumných plochách studovaných v Německu v rozmezí deseti let, od 2008 do 2017; konkrétně vývoj (a) gama diverzity (souhrnného počtu druhů na studovaných plochách), (b) biomasy, (c) abundancí (počtu jedinců) a (d) počtu druhů ve vzorku (alfa diverzita). Dohromady bylo studováno 30 ploch lesních a 150 ploch travních porostů, zobrazená data ukazují výsledek po očištění od vlivu počasí a lokálních rozdílů v intenzitě hospodaření. Ve všech případech, s výjimkou abundancí členovců u lesních společenstev, je znát výrazný pokles diverzity. (*Upraveno podle Seibold et al. 2019*)

představu toho, jak se asi „divoké“ ekosystémy mohly utvářet. Koncept tvrdil, že ekosystémy po narušení, tedy disturbanci, podstupují sérii postupných změn, sukcesí, jejímž finálním stadiem je tzv. klimax, stabilní společenstvo, kde jsou produkce a spotřeba energie ve vyváženém stavu a dochází zde už jen ke změnám na úrovni jedinců. Takové společenstvo mělo údajně mít vysokou diverzitu a komplexní potravní řetězce. V evropských podmínkách pak byla za klimax považována pralesní společenstva s hustými lesy s nespočtenými starými stromy. Snad jen nebylo moc jasné, jak moc velké ty staré stromy byly, kolika let se mohly dožívat a jaké přesně měly ty lesy druhové složení.

Koncept klimaxového ekosystému začal ale dostávat koncem 20. století vážné trhliny s rozvojem palynologie – oboru, který se zabývá analýzou pylových zrn z fosilních záznamů. Z evropských pylových záznamů se totiž dá vyčíst vyšší zastoupení světlomilných druhů stromů a keřů, například dubu či lísky, případně světlomilných bylin, jahodníku, kohoutků či čertkusů, než jaké by se dalo očekávat, kdyby ta původní divočina sestávala jen z nekonečných neprostupných stinných lesů (Rackham 2015). Zdálo se pravděpodobnější, že divočina před příchodem člověka byla tvořena spíš mozaikou otevřených stanovišť, různě rozvolněných křovin a porostů se stromy v různých hustotách. Po roce 2000 tato představa získala s rozvojem teorie „evropské savany“ (Vera 2000) více zastánců. Ta tvrdí, že dominantním disturbančním činitelem evropské krajiny byla stáda velkých divokých býložravců, zubrů, pakoní a praturů, kteří svým spásáním dynamicky vytvářeli savanovité ekosystémy. I tato novější teorie podoby „pralesa“ má však svoje trhliny. Na jednu stranu například dobře vysvětluje, jak v takové krajině mohli přežívat předneolitické lovci-sběrači, motýli vázaní na polootevřené lesy, běžné druhy ptáků dnešních zahrad, kteří vyžadují zároveň stromy a trávničky, nebo jak mohly v krajině fungovat velké staré stromy, které nesnesou zástín. Na druhou stranu například v Irsku jsou pylové záznamy nápadně podobné záznamům z Velké Británie, ačkoli v Irsku velké druhy býložravců chyběly. Navíc v evropských předneolitických záznamech často chybí pyl hlohu a trnky, běžných druhů

extenzivních pastvin a zároveň v nich dominuje jilm, který je ale na okus zvířaty extrémně náchylný (Rackham 2017). Je tedy jasné, že teorii nelze generalizovat a pravda bude někde mezi. Dnes se vědci přiklání k názoru, že býložravci měli dominantní vliv na utváření ekosystémů především v nížinách kontinentální části Evropy a ve Středomoří, zatímco v oceánické části Evropy, na západě a na severu mohly být lesy výrazně zapojenější nebo tam měly vliv jiné disturbance jako například oheň nebo povodně.

Pro nás není až tak důležité, který disturbanční činitel býval větším hráčem a kde. Mnohem důležitější je spojení mezi disturbancemi a biodiverzitou. Velká část biodiverzity lesů je totiž vázána právě na stanoviště vzniklá po narušení ekosystému disturbancemi, na raně sukcesní nebo naopak na pozdně sukcesní stadia vývoje lesa (Hilmers et al. 2018, He et al. 2019). Tyto fáze jsou charakteristické výrazným narušením korunového zápoje, v jehož důsledku dopadá sluneční světlo do nižších pater vegetace či přímo na zem, a navíc často vzniká i zásoba mrtvého či odumírajícího dřeva. Případně lesní biodiverzita prosperuje v polootevřených porostech, kde dlouho vydrží přežívat staré stromy (Miklín et al. 2018). Za dnešních podmínek ale ve středoevropských chráněných lesích k větším disturbancím dochází jen zřídka a vesměs pouze v lesích horských, kde mají výraznější vliv například vichřice a zámrazy anebo v důsledku dominance smrkových porostů dojde k namnožení lýkožrouta a následnému rozpadu celého porostu. V chráněných lesích nižších a středních poloh, kde převažují nebo dominují listnaté stromy, nicméně velké disturbanční faktory výrazně chybí. Velcí býložravci v krajině chybí úplně, vichřice zde mají většinou menší vliv, vzniknuvším požárům se aktivně zabráňuje v šíření a hmyz, který by způsoboval dlouhodobější defoliace a odumírání korunového patra, zde neexistuje. Listnaté lesy v nížinách či pahorkatinách tak nakonec spíš připomínají ono dříve opěvované klimaxové stadium. Neznamená to nutně, že je to tak vždy špatně – na přírodu nelze nahlížet černobíle a dnes například víme, že mnohá místa, která byla ušetřena disturbancí, mohou mít nedocenitelnou hodnotu pro diverzitu některých skupin organismů (Krawchuk et al. 2020). Jen je



Obrázek 1.4 Staré stromy, které již vytvořily nesčetná mikrostanoviště mrtvého dřeva, jako například dutiny, praskliny, místa bez kůry, či plodnice dřevokazných hub, jsou považovány za klíčové prvky pro biodiverzitu lesů mírného pásma. V nižších polohách mají ale často problémy přežít v zapojených lesích, neboť nejsou schopny konkurovat o světlo s mladšími a vitálnějšími stromy. Na obrázku odumírající staré mohykány v Náměšťské oboře. (Foto: D. Hauck)

potřeba si uvědomit, že kvůli často zapojenému charakteru takových porostů mají dnešní listnaté lesy omezené schopnosti hostit širokou škálu organismů vázanou na lesní stanoviště.

Dalo by se ale možná oponovat, že k výrazným disturbancím v dnešní době dochází v důsledku činnosti člověka, například v rámci běžného lesního hospodaření. O tom, v čem je moderní způsob hospodaření nedostačující, jak formovalo evropskou biodiverzitu lesních organismů dřívější tradiční hospodaření, nebo o tom, jak jeho opuštění vedlo k plošnému úbytku vhodných stanovišť a následné ztrátě biodiverzity na lokálních či regionálních škálách, pojednávají následující kapitoly této knihy.

Člověk ovlivňoval evropské lesy již od svého příchodu na kontinent. Tehdejší lovci-sběrači nepochybně využívali darů lesa jako dřeva, zvěře či lesních plodů. Podobu lesů ovlivňovali už tím, že měnili složení a početnost zvěře. Zároveň zřejmě využívali oheň k nadhánění zvěře nebo jejímu přilákání na regenerující bylinnou vegetaci (Fanta 2007a, Kuneš et al. 2008, Salavert et al. 2014). A protože ve velké části střední Evropy byl člověk podstatně dříve než lesy, které se šířily po konci doby ledové, mohl člověk jejich nástup zbrzdit a někde také zcela eliminovat. Podobné zásahy – například požáry – je ale těžké přímo spojit s člověkem i dnes. Situaci v dávné minulosti lze proto spíše odhadovat na základě znalostí podstatně recentnější činnosti lovců a sběračů na jiných kontinentech než z dokladů a informací přímo souvisejících s Evropou.

Teprve se zemědělskou revolucí v neolitu, ve středoevropských podmínkách tedy před zhruba 6 000 lety, začíná docházet k systematickému a lokálně výraznějšímu ovlivňování lesů. Některé lesy nadobro zmizely, daly prostor polím a pastvinám, jiné lesy sloužily především jako zdroj palivového dříví. Čistě kvůli klimatickým podmínkám a úrodnosti půd vliv člověka zemědělce začínal a byl vždy nejsilnější v teplých nížinách a s rostoucí lidskou populací se posunoval do vyšších poloh (Kolář et al. 2022). Na druhové složení lesů nutně působila míra jejich ovlivnění člověkem. Budeme-li se držet zjednodušené pásmovitosti lesních stupňů ve střední Evropě (Fanta 2007b), je jasné, že největšímu tlaku člověka byly vystaveny teplomilné doubravy a dubohabřiny typické pro nížiny a dále acidofilní doubravy nižších středních poloh (Vojta et al. 2023). Nicméně samotné nížiny, především

ty moravské navazující na panonskou oblast, byly nejspíš vystaveny tlaku velkých býložravců (zubrů, praturů a tarpanů) ještě dávno před příchodem neolitického člověka. Takové lesy představovaly formu evropské savany (kapitola 1), byly strukturou porostu nejspíše výrazně rozvolněné a otevřené. Ve složení nížinných lesů dominovaly listnaté dřeviny přivyklé regenerovat výmladností po pravidelnému okusu zvířat.

Neolitický člověk sice divoké druhy býložravců skoro vyhubil, ale nahradil je zároveň jejich domestikovanými formami – skotem, koňmi, osli – a vedle toho choval také prasata, kozy a ovce. Kromě toho lidé rychle pochopili, že výmladnost listnatých stromů po zásahu sekerou znamená v podstatě neomezený obnovitelný zdroj palivového dříví, tedy suroviny, kterou potřebovala každá domácnost v podstatě celoročně. Lesní porosty blízko lidských sídel sloužily často jako pastevní lesy, tedy různě roztroušené stromy, mezi kterými se pásal dobytek (kapitola 3). Stromy hned za domem či na pastvinách byly běžně osekávány ve výšce nad zemí, aby je zvířata neokousala (kapitola 4). Jinde byl dobytku přístup do lesních porostů omezen a vznikaly z nich výmladkové lesy (kapitola 5). Z přirozených porostů savanovitého typu se aktivním působením člověka stala savana „kulturní“ (Rackham 2015). Na tomto místě je třeba zmínit, že výrazně upřednostňovanou dřevinou byl historicky dub díky kvalitě svého dřeva. To mělo dobrou výhřevnost, hodilo se jako stavební dřevo, a navíc jeho žaludy mají vysokou nutriční hodnotu, takže se dub hodil pro pastvu prasat (Jørgensen 2013, Szabó 2013a). Dub je ale zároveň druhem stromu, na který je vázáno největší množství druhů hmyzu v Evropě (Brändle & Brandl 2001, Vogel et al. 2021). Navíc společenstva hmyzu v otevřených stanovištích jsou výrazně bohatší než v zapojených stinných lesích (Horak et al. 2014, Sebek et al. 2016). Otevřená struktura kulturní savany tak vlastně nezištně podporovala biodiverzitu, mimo jiné i proto, že nabízela prostředí pro život organismům, které různé otevřené lesní biotopy, tj. nejen zapojené husté lesy, využívaly už předtím. V období raného středověku již v nížinách téměř neexistovaly lesní porosty neovlivněné člověkem (Szabó 2009).



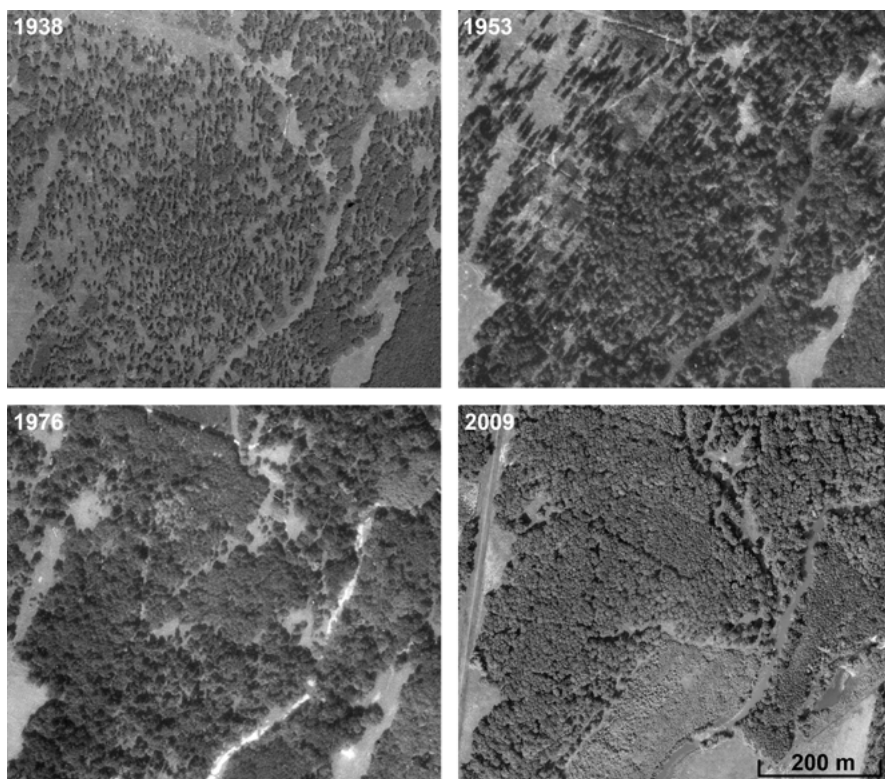
Obrázek 2.1 Pastva prasat zobrazená na iluminaci v Žaltáři královny Marie vzniklém kolem roku 1315 v Anglii. Pasáčci shazují žaludy z větví dubů za pomoci holí, které občas do korun stromů i házeli, pokud na větve nedosáhli.

K výraznému, někde i necitlivému ovlivnění stupně bučin v pahorkatinách a smrčin v podhorských a horských oblastech docházelo o něco později. V důsledku zvýšené spotřeby dřeva pro dolování a tavení rud a pro sklářství byly v těchto polohách ve vrcholném středověku výrazně odlesněny velké plochy. Často docházelo k jednorázovému vytěžení lesa a odvezení či splavení dřeva do nižších poloh, než že by tamní lesy byly dlouhodobě obhospodarovány. Sklářské hutě se většinou zakládaly jako dočasné, po vytěžení dřeva z okolí byly často přestěhovány na jiná místa, kde bylo lesa dostatek. Původní odtěžené lesní plochy pak regenerovaly spontánní sukcesí. Vliv člověka na les se tedy projevoval různorodě. Lesní porosty byly diferencované, co se týče druhové skladby. Záviselo na využití dřeva, hustotě místního osídlení a na lokálních terénních a klimatických podmínkách (Fanta 2007a, tamtéž bližší informace).

Přístup k využívání lesa se začal měnit v první polovině 18. století. Nárůst lidské populace vedl k výrazným sociálním a kulturním změnám podmíněným především industriální a zemědělskou revolucí (zintenzivněním

polního a pastevního hospodaření). Změny byly velmi podobné v celé západní a střední Evropě (Thomas 1998, Szabó 2013b, Savill 2015). Rostoucí populace stále potřebovala palivové dříví, ale zároveň byla potřeba zajistit lokální soběstačnost sídel. Ta spočívala i v blízké dostupnosti stavebního dříví (kulatiny), jehož doprava ze vzdálených míst byla před existencí železnice velmi pomalá a drahá. Výmladkové nízké lesy se tak pomalu začaly proměňovat v lesy střední, které kombinovaly výmladkové hospodaření s pěstováním vysokých stromů semenného původu (výstavků) pro účely získání stavebního dříví (více v kapitole 5). Začaly se nově zakládat i lesy tvaru vysokého, tedy porosty pouze s vysokokmennými stromy a dlouhou dobou obmýti (Bürgi 1999, Savill 2015). Do té doby běžná pastva dobytka v lesích byla od roku 1800 výrazně omezena, neboť byla považována za poškozování lesa (Thomas 1998, Bürgi 1999, Szabó 2013b). Kvůli zintenzivnění lučního a pastevního hospodářství byly na mnoha místech záměrně odstraňovány staré stromy z pastvin (Bürgi 1999, Plieninger & Bieling 2013).

K eskalaci změn a k opouštění tradičních forem lesního hospodaření ale došlo především po 2. světové válce. Výmladkové hospodaření prakticky pozbylo významu v momentě, kdy začala být snadno dostupná fosilní paliva. Během počátků komunistického režimu v Československu došlo navíc ke ztrátě vlastnických práv, znárodnění a kolektivizaci pozemků, což se odrazilo v unifikaci způsobu hospodaření v lesích po celé zemi. V podstatě jediným typem lesa se stal les vysoký, těžný primárně holosečným způsobem po přibližně 80–120 letech. Druhové složení lesů se výrazně zjednodušilo, často se pěstovaly lesy o jednom nebo několika málo druhích stromů. Výrazně upřednostňovaným stromem se stal smrk, který byl vysazován dokonce i na místa k tomu nevhodná, s příliš mělkou a suchou půdou. Scelování zemědělských pozemků vedlo k plošné likvidaci remízků nebo stromů, které do té doby tvořily hranice mezi pozemky jednotlivých vlastníků. Zrno krajinné mozaiky se radikálně zvětšilo (Šálek et al. 2018).



Obrázek 2.2 V luzích při dolních tocích Moravy a Dyje zmizela mezi roky 1938 a 2009 většina řídkých lesů, které byly před válkou často využívány jako pastevní lesy nebo jako pařeziny. V roce 1938 tvořily řídké lesy 40 % všech porostů, v roce 2009 pouze něco málo přes 5 %. Letecké snímky porostů u řeky Kyjovky v oboře Soutok ukazují postupný průběh zapojování. (Podle Miklín & Čížek 2014)

Z ekologického hlediska měly změny ve struktuře a složení lesů významné důsledky pro biodiverzitu na lesy či stromy vázanou. Organismy vázané na otevřená či polootevřená lesní stanoviště, které nedokážou přežívat v zapojených stinných lesích ani na otevřených stanovištích bez stromů, se staly vzácnějšími, jejich populace často výrazně klesly, pokud druhy lokálně úplně nevyhynuly (Bergman 2001, van Swaay et al. 2006, Hédli et al. 2010, Kopecký et al. 2013, Saniga et al. 2014). V rámci běžného holosečného

hospodaření se často ani neponechávají starší stromy, které by fungovaly jako biotopové stromy. Staré stromy jsou stěžejní pro biodiverzitu lesů (Lindenmayer et al. 2014), protože nabízejí důležitá mikrostanoviště mrtvého dřeva (Kraus et al. 2016) a mohou tak hostit bohatá společenstva organismů. Takový stav trochu kontrastuje s tím, že například padlého mrtvého dřeva, na které je rovněž vázáno mnoho druhů saproxylických (na mrtvé dřevo vázaných) organismů, je dnes v lesích podstatně více než v minulosti, kdy skoro všechno padlé dřevo končilo v kamnech (Weiss et al. 2021, též kapitola 5). Jenže samotná diverzita saproxylických organismů, především pak hmyzu, výrazně lépe prosperuje na osluněném dřevě (Vodka et al. 2009, Horak et al. 2014, Müller et al. 2015), takže vzniká paradox moderních lesů – jsou sice bohatší na padlé mrtvé dřevo než kdysi, ale ne už na biodiverzitu na mrtvé dřevo vázanou. Dnešní lesy nabízejí jiné zdroje než lesy před, řekněme, dvěma stoletími. Dříve vzácné ležící i stojící mrtvé dřevo malých i větších průměrů je dnes zcela běžnou součástí krajiny, takže řada druhů, které v posledních stoletích z krajiny prakticky vymizely, se překvapivě rychle vrací. Příkladem budiž lesák rumělkový (*Cucujus cinnaberinus*), který žije pod kůrou mrtvých stromů a donedávna byl velice vzácný, u nás žil jen v Karpattech a lužních lesích nad soutokem Moravy a Dyje. Zhruba od konce minulého století se ale rychle šíří, dnes ho najdeme v každém větrolamu, běžný je v akátinách, plantážích hybridních topolů a obsadil nejen většinu Česka, ale také Německa, doputoval až do Belgie a Nizozemska. Naopak řada dnes vzácných mikrostanovišť, například dutin, byla ve výmladkových a pastevních lesích zcela běžná. Proto druhy na taková mikrostanoviště vázané dnes ustupují.

Pohled do historie využívání lesů a na strukturu porostů, které vznikaly v důsledku tradičních metod hospodaření, nám může pomoci pochopit, proč dochází k tak zásadním poklesům a změnám biodiverzity lesních organismů, přestože lesů na našem území dlouhodobě přibývá a dnes máme lesa více než za posledních několik staletí. Ponaučení z historie evropských lesů si vzala už i moderní ochrannářská věda a obor ekologie obnovy (restoration

ecology). Co bohužel stále ještě nefunguje tak dobře, je výraznější aplikace konkrétních tradičních praktik v místech, kde by pomohly zpomalit nebo zastavit vymírání populací ještě žijících vzácných organismů. Smyslem naší úvahy nicméně v žádném případě není tvrzení, že určitá konkrétní historická doba byla pro biodiverzitu lesních organismů nejlepší, a je tedy třeba se do ní vrátit. Není totiž zřejmé, jaká doba by to měla být, a je těžké si představit, že bychom se vzdali efektivních nástrojů a například k těžbě dřeva využívali koně místo harvesterů jen proto, že je to více tradiční. Mnohem důležitější je pochopit, jakým způsobem lze zlepšit lokální podmínky konkrétních lokalit, protože v nich došlo k ochuzení diverzity z důvodu změn v hospodaření. Jakým konkrétním nástrojem potom stav stanovišť přiblížit dřívějším kvalitám, je už druhotné. Například znovuzavedení pařezení v České republice je dnes motivováno hlavně ochranou přírody a ekonomické důvody jsou spíše druhotné (Kozdasová et al. 2023).

Dobrým příkladem ilustrujícím, že opuštění tradičního hospodaření může skutečně představovat problém pro biodiverzitu, je brouk páchník hnědý (*Osmoderma barnabita*). Žije v trouchu dutin listnatých stromů, kde se jeho larva vyvíjí po tři roky, aby pak na počátku června vylezl dospělý brouk, který několik posledních týdnů života tráví hledáním partnera ke spáření a vhodné dutiny pro potomstvo. Jde o ochránářsky významný druh, jehož přítomnost indikuje vysokou druhovou bohatost saproxylických brouků a dalších organismů (Ranius 2002). Z toho důvodu také druh funguje jako deštníkový druh, jeho ochranou totiž pomáháme i dalším vzácným druhům. Páchník někdy bývá označován za druh prapůvodních evropských pralesů (Eckelt et al. 2018). Jenže v naprosté většině případů obývá stanoviště vytvořená nebo výrazně pozměněná člověkem. Spíše než v lesích nebo v pralesích páchníka najdeme v městských parcích, alejích kolem cest, ve starých sadech nebo v hlavatých vrbách a dalších ořezávaných stromech (Cizek et al. 2021). Je to dáno tím, že podmínky v lesích se změnily natolik, že staré stromy s dutinami, které brouk potřebuje ke svému životu, v nich nedokážou dlouho přežívat (Miklín et al. 2018, Vera 2018) (kapitola 1). Kde ale tradiční



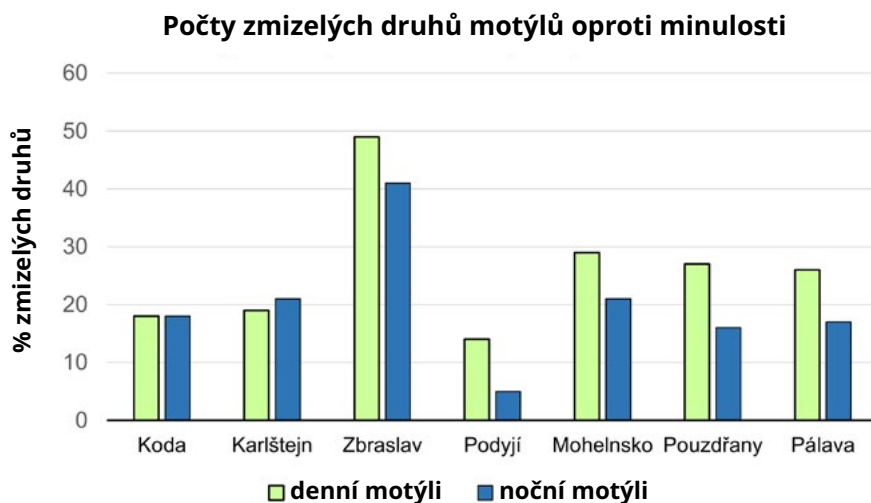
Obrázek 2.3 Národní přírodní památka Pouzdřanská step – Kolby na jižní Moravě představuje unikátní území, kde stále ještě najdeme vysoké zastoupení stepní a lesostepní vegetace, v létě hojně navštěvované turisty a přírodovědci. Nicméně při porovnání s historickým stavem před 2. sv. válkou toto území a jeho blízké okolí přišlo o 132 hektarů porostů kategorizovaných jako polootevřené lesy (tj. lesy s korunovým zápojem 34–66 %), ačkoli šlo předtím o dominantní typ biotopu. V pozadí je vidět pálavský vrch Děvín, který se může pyšnit jedněmi z nejzachovalějších výmladkových lesů v Česku (kapitola 9). (Foto: P. Šebek)

péče o stromy, jako jejich pravidelné ořezávání (kapitola 4), alespoň trochu vydržela, tam má páchník stále šanci. A paradoxně to tedy i znamená, že taková stanoviště jsou často výrazně bohatší na diverzitu saproxylických brouků než lesy.

Důsledky historických změn v krajině se ale netýkají jen druhů vázaných na mrtvé dřevo a nevyhnuly se ani nesčetným chráněným územím, která pro dnešní společnost představují přírodně zajímavé a často i druhově bohaté lokality. Analýza historických (z doby před 80 lety) a současných

leteckých snímků ze sedmi chráněných území Čech a Moravy (NPR Karlštejn, NPR Koda, PR Šance, NPR Mohelenská hadcová step, CHKO Pálava, NP Podyjí a NPP Pouzdřanská step) ukazuje, že i v našich nejvýznamnějších refugiích fauny a flóry světlých lesů zastoupení zapojeného lesa výrazně vzrostlo na úkor stanovišť s polootevřenou strukturou (křoviny, lesostepi, světlé lesy) a existující polootevřená stanoviště se v důsledku opuštění bývalého způsobu hospodaření nadále zahušťují s postupující sukcesí. Vedle rozlohy zapojeného lesa se ale udržela nebo zvýšila i plocha otevřených travníků. Ztráta v lokální nabídce různých stanovišť se, zdá se, výrazně promítla do diverzity motýlů. Analýza nálezových dat – 166 druhů denních a 169 druhů velkých nočních motýlů (můr) – před a po roce 2000 ukázala, že průměrně došlo na území studovaných rezervací k úbytku 26 % druhů denních a 20 % druhů nočních motýlů (obr. 2.4) (Percel et al., v *přípravě*). Naopak nově zaznamenány byly vždy pouze jednotky druhů. Že navíc vymírání druhů nejsou úplně náhodná, ukazuje například to, že mezi můrami vymíraly s větší pravděpodobností druhy vázané na otevřená stanoviště. Což je navíc i trochu paradox, protože úplně nejotevřenější traviny (bezlesí, chcete-li) svoji rozlohu zvýšily. Takže mizení druhů souvisí také s tím, že i kvalita těchto travníků se změnila. I na bezlesí dochází k zahušťování vegetace v důsledku plošného sečení místo kdysi extenzivnějšího kosení kombinovaného s pastvou domácích zvířat a často také vypalováním.

I v lesích lze v delším časovém horizontu detekovat trendy, které nelze postřehnout při jediné procházce. V evropských lesích mírného pásu totiž například došlo mimo jiné k výraznému úbytku populací nektaronosných rostlin. Lesní podrost může nabízet velké množství nektaru pro společenstva opylovačů. Produkce nektaru v lesích mírného pásu se v průměru pohybuje kolem 16 g nektaru na metr čtvereční za rok, ale většina této produkce je omezena na krátké období na počátku jara, zhruba od počátku dubna do půlky května. Nicméně na základě historických záznamů a opakovaných průzkumů více než tří tisíc evropských lokalit botanici odhadují, že produkce nektaru rostlin klesla v průměru o 24 % jen za posledních zhruba 40 let



Relativní změny v pokryvnosti stanovišť

Kategorie zápoje korun	průměr	medián
0–10 %	2,44	-0,01
11–33 %	-0,46	-0,67
34–66 %	-0,60	-0,73
67–89 %	-0,29	-0,34
90–100 %	0,60	0,53

Obrázek 2.4 Při porovnání nálezových dat motýlů v sedmi významných chráněných územích v Čechách a na Moravě z období před rokem 2000 a po roce 2000 zjistíme, že z těchto území oproti minulosti zmizelo (tj. nebylo po roce 2000 zaznamenáno) v průměru 26 % původních druhů denních motýlů a 20 % druhů velkých nočních motýlů. Vymizení druhů má spojitost s mizením otevřených a polootevřených stanovišť, případně mozaiky těchto stanovišť. Tabulka vpravo ukazuje relativní úbytek (-) nebo nárůst (+) plochy stanovišť kategorizovaných podle stupně zápoje korun při porovnání historických (před 1946) a současných leteckých snímků. V podstatě jen husté lesy (zápoj korun 90–100 %) zvýšily svoji plochu.

(De Schuyter et al. 2024). Hlavní příčinou je změna v dostupnosti světla spojená s tím, že lesy obecně jsou více tmavé a stinné, takže populace nektaroznárodných rostlin trpí.

Posledním, i když trochu vedlejším příkladem toho, že opouštění od tradic může vést k ohrožení biodiverzity, je expanze třtiny křovištní (*Calamagrostis epigejos*). Tato lipnicovitá tráva ochotně zarůstá nesčetné málo sečené přírodní lokality, ale například i lesní paseky. Obrovská hmota stařiny této trávy potom vytlačuje ostatní rostliny a snižuje tak rozmanitost porostu. Přitom ale nejde o žádný nepůvodní druh, je to na území Česka původní tráva. Čím to tedy je, že najednou tolik expanduje? Vysvětlení je prosté – v krajině chybí koně a osli, kteří byli ještě před 2. světovou válkou nejdůležitějším dopravním prostředkem a pomocníkem při práci. Když dnes pustíte koně na plochu zarostlou třtinou křovištní, často je to to první, na co se vrhnou. V dobách minulých tak koně, osli, případně mezci a muly roztroušeně se pasoucí v krajině za každým domem a hospodářským stavením úspěšně bránili, aby třtina dokázala expandovat.

Opuštění tradičních způsobů hospodaření není samozřejmě jedinou příčinou změn našich lesů a jejich biodiverzity. Zásadní podíl má také celková eutrofizace krajiny a zejména spad dusíku, místy má opravdu dramatické dopady také šíření nepůvodních invazních druhů dřevin i bylin.



Obrázek 2.5 Ukázka pastevních lesů v tradiční krajině u obce Koločava, Zakarpatská oblast, Ukrajina. (Foto: O. Hauck)



Obrázek 2.6 Tradiční pastevní lesy nedaleko města Altinyayla, Turecko. (Foto: L. Čížek)

Historie pastevních lesů

Lesní pastva je velmi starým způsobem hospodaření. Provozovala se již od počátků zemědělství v 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 ale došlo i k ovlivňování porostů v pahorkatinách a nakonec i v horských oblastech. Lesní pastva měla vedle výmladkového hospodaření (kapitola 4, kapitola 5) dominantní vliv na utváření struktury lesních biotopů a jejich dynamiku (Kirby & Watkins 1998, Rackham 2003, Kirby & Watkins 2015, Çolak et al. 2018).

Pastevní lesy nabízely místo pro pastvu dobytka, ale také určitou zásobu dřeva různých rozměrů či letninu pro dobytek, pokud stromy byly zároveň pravidelně ořezávány (kapitola 4). Koncept pastevního lesa je poměrně široký (Rackham 1998, Hartel et al. 2013), ale zjednodušeně lze říci, že jde o travinné porosty s více či méně roztroušenými stromy. V pastevních lesích se pásly různé druhy domestikovaných zvířat – skot, ovce, kozy, prasata a koně. To je poměrně důležité, neboť zmíněná zvířata se liší způsobem, jakým se pasou, a tedy i vlivem na vegetaci (Vera 2000, Jirků & Dostál 2015, viz též níže).

V evropských podmínkách byla v minulosti asi nejrozšířenějším domestikovaným zvířetem prasata. Díky své schopnosti využívat široké spektrum potravy byla totiž snadno užitelná (Hooke 2013, Jørgensen 2013). Pastevci 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 (označovaných jako *dehesa* nebo *montado*).

Upřednostňovanou dřevinou v evropských pastevních lesích byl často 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 vzájemně stínit a nechají prostor i pro travinné porosty. Pastevní lesy tedy představovaly prostředí s otevřenými trávníky, roztroušenými, často mohutnými stromy s širokými korunami a s křovisky v místech, kde zvířata nestihla vegetaci dostatečně potlačit (obr. 3.1). Tato heterogenita ve struktuře porostu, navíc časově poměrně stabilní oproti například pařezinám (kapitola 5), nabízela životní prostor širokému spektru organismů.



Obrázek 3.1 Pro tradiční pastviny je často typická přítomnost soliterních stromů, trnitých keřů, travní porosty mají různě vysokou vegetaci a vyskytují se zde i místa s holou půdou. K druhové rozmanitosti vegetace často přispívá i kombinace různých druhů pasoucích se zvířat. (Ilustrace: M. Helclová)

Na území dnešní České republiky byla lesní pastva naprosto běžným způsobem hospodaření až do první poloviny 18. století, kdy došlo k razantním změnám podmíněným sociálním a kulturním vývojem (kapitola 2). Pastva v lesích 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, Szabó 2013b). Dobytek se začal chovat pod střechou i během léta a solitérní staré stromy

bývalých pastevních lesů, z důvodu křivolakých tvarů kmene pro stavební účely nepoužitelné, byly záměrně odstraňovány, aby se zvýšila produktivita intenzivních luk či pastvin (Bürgi 1999, Plieninger & Bieling 2013). Někdy byly naopak původně otevřené pastevní lesy zalesňovány. Během několika málo desetiletí tak dramaticky pokleslo zastoupení rozvolněných lesů ovlivněných pastvou – pastviny a les se staly oddělenými stanovišti. I přes silná omezení a pozdější zákazy se lesní pastvu nepodařilo úplně vymýtit až do období kolem 2. světové války, což lze vidět i na mnohých leteckých snímcích z doby před válkou (Miklín & Čížek 2014) (obr. 2.2). Skutečný konec lesní pastvy nicméně nastal v období komunismu kvůli vyvlastňování majetku, scelování hospodářských pozemků a přechodu na intenzivní chov dobytka v družstevních velkochovech.

Dnes tak lze v Česku lesní porosty dlouhodobě ovlivněné pastvou najít v podstatě jen v oborách, tedy v ohraničených porostech, kde jsou, často již od středověku, záměrně udržovány vysoké stavy zvěře zabraňující spontánnímu zmlazování (Fletcher 2015). Podobné podmínky jako pastevní lesy nebo obory potom nabízely například i tradiční ovocné sady (Bergmeier et al. 2010, Horak et al. 2013).



Obrázek 3.2 Pastevní les poblíž obce Cserépfalu, v národním parku Bukové hory (Bükk), Maďarsko. (Foto: D. Hauck)

■ 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, 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 (Alexander 1998, Konvička et al. 2006, Spitzer et al. 2008, Bergmeier et al. 2010, Bugalho et al. 2011, Paltto et al. 2011, Brunet et al., 2012, Gonçalves et al. 2012, Hartel & Plieninger 2014, Plieninger et al. 2015, Çolak et al. 2018, Horák et al. 2018, Oksuz et al. 2020).



Obrázek 3.3 Na svazích Malého Kavkazu dokážou stáda domácích zvířat i ve velmi vlhkém klimatu udržovat pásy řídkých lesů na přechodu mezi hustým lesem a bezlesím. (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 mikrostaniště jako velké odumírající větve, stromové dutiny nebo místa s odlupující se či chybějící kůrou, která slouží jako substrát pro bohatou škálu organismů (Siitonen & Ranius 2015, Green 2018). Díky tomu, že měly dostatek světla, ale částečně také díky tomu, že byly často obhospodařovány osečným (vrškovým) hospodařením (kapitola 4), dožívaly se takové stromy dlouhého věku. Mohutné solitérní stromy jsou označovány za klíčové prvky pro biodiverzitu organismů vázaných na stromy, a to nejen v Evropě, ale na celém světě (Manning et al. 2006, Fischer et al. 2010, Lindenmayer et al. 2014, Sebek 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 (Sebek 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.

Otevřené plochy mezi roztroušenými stromy jsou udržovány pastvou různých druhů dobytka (Mountford & Peterken 2003, Bergmeier et al. 2010). V tradičních pastevních lesích nebyla pastva tolik intenzivní, což podporovalo heterogenitu stanoviště (obr. 3.4). Některá místa byla spásána jen občas, byla zde místa s dlouhou trávou, tzv. nedopasky, případně s křovinami, naopak některá místa byla v důsledku zvýšené aktivity zvířat, například v blízkosti farem nebo kolem zdrojů vody, 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.



Obrázek 3.4 Tradiční pastviny jsou heterogenní stanoviště s roztroušenými stromy, keři a otevřenými trávnickými. Takové prostředí nabízí podmínky pro společné soužití široké škály živočichů i rostlin. Na obrázku je tradiční pastvina v Aveyronu, Francie. (Foto: P. Šebek)

Někteří motýli například přezimují jako larvy nebo kukly v trsech dlouhé trávy nebo během léta jejich dospělci využívají vysokou travu jako svá teritoria (Konvička et al. 2005). Místa s velmi krátkou či řídkou trávou nebo místa dobyt看 vydupaná až na hlínu zase mohou být vhodná pro některé druhy brouků nebo samotářské včely. Vedlejší rysem pastvin je potom roztroušená nabídka trusu pro koprofilní druhy živočichů či hub. Extenzivní pastva tak podporuje i mnoho chráněných druhů, které jinak v moderní intenzivně obdělávané krajině nemohou přežít (Bergmeier et al. 2010, Rosenthal et al. 2012, Hartel et al. 2014). 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 dokážou využívat. Nadměrná intenzita pastvy rovněž zabraňuje i spontánnímu zmlazování dřevin, což působí negativně, chceme-li stanoviště udržet ve stavu otevřeného lesa dlouhodobě.

Vedle půdních vlastností má důležitý vliv na dynamiku vegetace druh pasoucího se dobytka. Některé druhy dobytka se vyznačují strategií spásáčů, tj. specializují se na konzumaci bylinné vegetace (kůň, skot), jiné druhy tíhnou ke strategii okusovačů, tj. okusování listů, větviček či semenáčů (koza, částečně ovce) (detaily viz níže). Kromě toho mohou některá zvířata i poškozovat vzrostlé stromy (např. kůň) (obr. 3.5).

Fakt, že se v pastevních lesích nachází stromy v těsné blízkosti s travníky, je velmi důležitý pro mnohé druhy hmyzu. Některé druhy totiž potřebují k vývoji larev dřevo starších 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). Otevřená struktura porostu, a tedy prostupnost pastevních lesů, navíc napomáhala poměrně jednoduché lokalizaci potřebného substrátu i pro druhy s omezenými schopnostmi šíření (např. páchník hnědý).

Lesní pastva jako nástroj v ochraně přírody

Podobně jako u výmladkového hospodaření (kapitola 4, kapitola 5), i v případě pastevních lesů mnoho praktických zkušeností zmizelo v důsledku ztráty vlastnických práv během doby komunismu a kvůli intenzivnímu managementu lesů v posledních zhruba 70 letech. Na druhou stranu pastva dobytka nikdy existovat nepřestala a její přizpůsobení managementu lesních stanovišť nevyžaduje příliš velké úsilí.

Zkušenosti s pastvou v lese pro účely ochrany přírody jsou na území České republiky zatím stále řídké, i když v poslední době se zvyšuje počet iniciativ, které se problematiky týkají. Zkušenosti ze zahraničí ale ukazují, že jde

často o poměrně snadno zvládnutelný management (Rotherham et al. 2013). Je namístě opatrnost, ale ne zase příliš velká; vyplatí se 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 nutné zvážit lokální půdní podmínky a 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.

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. Tam, kde se v minulosti opravdu páslo, 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. Na druhou stranu, pokud jde o ochranu druhů vázaných na otevřené lesy, tvorba pastevního lesa i na místech, kde předtím možná nebyl, je vždy lepší než ponechání stanoviště samovolné sukcese.

V mnoha případech bude před zavedením pastvy nutná předchozí úprava lesa. Může jít o zbavení se buřene či prosekání keřového patra. Na některých lesostepních stanovištích nebo v jiných sušších porostech se můžeme keřového patra zbavit i řízeným vypalováním (kapitola 7). V případě, že chceme pastevní les vytvořit na místě hustého zapojeného lesa, můžeme přistoupit k výraznějšímu kácení za cílem snížení zakmenění.

Způsob pastvy, intenzita a volba zvířete

Způsob, jakým můžeme provozovat pastvu v lese, může nabývat dvou základních podob, mezi nimiž ale existuje celá škála možností. Na jedné straně kontinua může jít o přirozenou (volnou) pastvu či polodivoký chov, kdy pastva je celoroční, extenzivní a (kromě již přítomné zvěře) zahrnuje pouze druhy specializovaných velkých spásáčů: 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 polodivokou pastvu zvířat jako alternativní management v ochraně přírody, tzv. rewilding, popisují velmi podrobně ve své metodice Jirků & Dostál (2015). Tento přístup využívá jako nástroj managementu velké specializované spásáče, jejichž vliv na cílová společenstva, jakož i péče o ně se podstatným způsobem liší od managementu nárazovým přepásáním konvenčními domácími zvířaty, zejména ovce 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 spásáčů 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 intenzivní kulturní krajině nejsou vždy dostupné, proto jsou častější polodivoké chovy na vybraných stanovištích, kde je potřeba dynamiku disturbance 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 se zdá čím dál víc reálný (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). Projekt inspiroval mnohé další iniciativy, které jsou ve většině případů zaměřeny především na management bezlesí, stepí nebo lesostepí, ale většinou 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 příkrmování, 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 v 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, zůstává problémem 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 stanoviště 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 (Hartel et al. 2014). 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: okusovači, kombinovaní či oportunní okusovači-spásači a 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 ale jediným specializovaným okusovačem los evropský). Kombinovaní okusovači-spásači jsou nevyhranění. Podle možností se soustředí na momentálně nej kvalitnější dostupný zdroj potravy. Většinou spásají bylinnou vegetaci v době, kdy je čerstvá. Jakmile bylinná biomasa v průběhu vegetační sezony 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 ovci 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. Například rozvoj třtiny křovištní (*Calamagrostis epigejos*), který je často hrozbou pro travinná společenstva



Obrázek 3.5 Velcí herbivoři v dobách nedostatku lepší potravy ohryzávají kůru dřevin. Například koně tak dokážou krajinu efektivně zbavit stromů s tenkou kůrou a napravit tak škody způsobené zalesňovací mánií nebo absencí vhodné péče. (Foto: L. Čížek)

v mnohých chráněných územích, lze poměrně snadno přiřknout tomu, že z naší krajiny téměř úplně zmizeli pasoucí se koně. Navíc koně 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.

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 vzniku budoucích generací solitérních stromů.

Staré solitérní stromy by neměly být odstraňovány z důvodu, že jsou příliš staré a mohly by být nebezpečné. 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 (kapitola 4). 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 mohou spodní větve koruny dosahovat až 15 metrů od kmene. Jako ideální se zdá situace, kdy plocha otevřených stanovišť je zhruba 25–75 % stanoviště, zbytek činí plocha korun stromů (Alexander 1998).



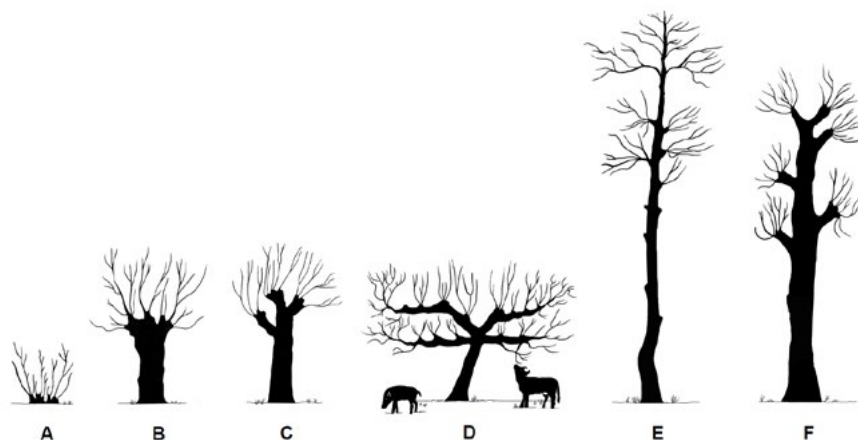
Obrázek 3.6 Dub zmlazující pod ochranou trnitých keřů na tradiční pastvině v Aveyronu, Francie. V místech s extenzivním režimem pastvy mohou mladé stromy pod ochranou trnitých keřů samovolně zmlazovat. Později přerostou keř a díky otevřeným podmínkám mohou dosáhnout značných rozměrů. Mohou tak v budoucnu 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 intenzivní, nebo naopak žádná, je vhodnější přistoupit k aktivnímu vysazování a výchově nových generací budoucích solitérů. (Foto: P. Šebek)

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 metry nad zemí a kmeny jsou ponechány, aby regenerovaly tvorbou kmenových výmladků. Pravidelným ořezáváním dochází ke vzniku hlavatých stromů, ale i dalších stromových forem (obr. 4.1). 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 (kapitola 5). 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 (Szabó et al. 2024a). Ten by jinak výmladky u země mohl poškodit. Stromy se ořezávaly v pravidelných intervalech, průměrně 7–15 let, což poskytovalo dřevo vhodné jako palivové dříví či dřevo na výrobu nejrůznějších nástrojů. Při velmi krátké době obmýtití, 1–3 roky, pak stromy poskytovaly i proutí vhodné jako píce pro dobytek nebo ke košíkářství apod.

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. 4.1, B). Nicméně na hlavu se historicky neořezávaly jen vrby, ale mnoho dalších druhů dřevin a z různých důvodů. V krátkých intervalech (do tří let)



Obrázek 4.1 Tradiční formy ořezávání stromů: (A) pařezení; (B) a (C) dvě formy pollardingu; (D) ořezávání stromů typické pro pastevní lesy ve Španělsku (dehesa) a Portugalsku (montado); (E) a (F) dvě formy ořezávání ve vyšší výšce, tzv. shredding. (Ilustrace: M. Helclová podle Rackham 1998)

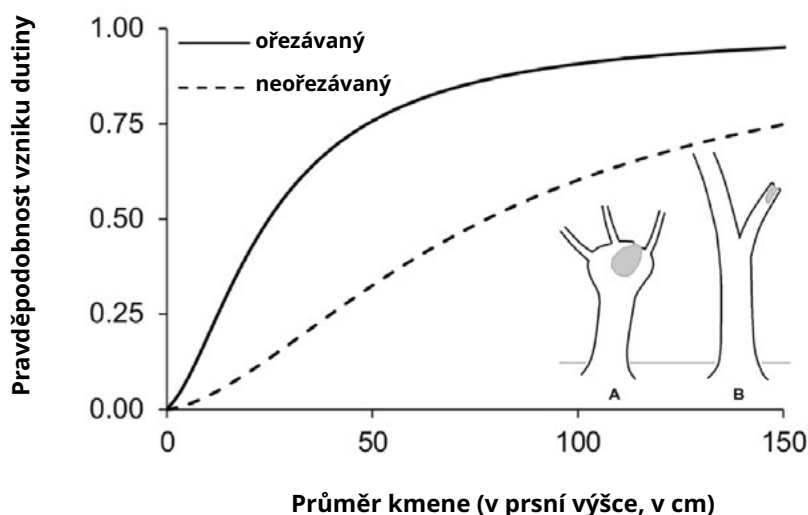
hospodáři často ořezávali například jasaný, jilmy a lípy a přikrmovali jejich listím dobytek. Listí jasanů navíc bylo odjakživa známo pro své antibakteriální vlastnosti a dobrou výhřevnost a používalo se jako častá podestýlka. V ulicích obcí a měst lze zahlédnout lípy, jírovce, javory a další stromy ořezané tak, že jsou ponechány větší části nejsilnějších větví (obr. 4.1, C). Ořezávání se na stromech v intravilánech udrželo jednoduše proto, že kdyby jejich větve rostly příliš svobodně, mohly by vadit drátům elektrického vedení, fasádám domů nebo by stínily do oken bytů. 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, případně přímo na pozůstatcích bývalých pastevních či selských lesů můžeme vidět stromy, kterým byly zkráceny postranní větve, a tak bylo dosaženo jejich vysokého vzrůstu (obr. 4.1, E a F). Stejně tak i ovocné stromy byly a jsou běžně ořezávány specifickým způsobem k dosažení určitého tvaru koruny, neboť dobré ovoce plodí vždy především dobře osluněné větve.



Obrázek 4.2 Staré jasany ořezávané na hlavu v Marais Poitevin, západní Francie. Díky pravidelnému ořezu 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)

Ořezávání stromů přináší hned několik výhod z hlediska ochrany biodiverzity a stromů samotných:

1. Ořezávání podporuje tvorbu dutin a dalších mikrostanovišť mrtvého dřeva (např. místa s obnaženým dřevem, mízotoky). 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. 4.3). V důsledku se tak zvyšuje dostupnost těchto mikrostanovišť pro druhy, které jsou na ně vázané. Navíc ořezávané stromy jsou často dobře osluněné a osluněné dřevo a mikrostanoviště jsou vhodné pro mnoho druhů ohrožených organismů (Seibold et al. 2015, Vodka et al. 2009).



Obrázek 4.3 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. Pravděpodobnost vzniku dutiny v ořezávaných vrbách je výrazně vyšší než v neořezávaných. Při průměru kmene kolem 50 centimetrů 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. (*Upraveno podle Sebek et al. 2013*)

2. Ořezávání podněcuje tvorbu dutin v 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.

3. Pravidelné ořezávání vede k prodloužení věku stromů (Rackham 1998, Read 2000, Lonsdale 2013, Sebek 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 silících 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, příp. veterány.

Kromě negativních důsledků opuštění ořezu 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 tvaru lesa vysokého se mnoho starých stromů bývalých pastevních lesů ocitlo v zapojeném prostředí, které nakonec vedlo k jejich úhynu, neboť staré veterány nebyly schopny soupeřit o světlo s mladými stromy (Rackham 1998, Miklín et al. 2018).



Obrázek 4.4 Vysoké na letninu osekávané stromy v Nedašově Lhotě, Valašsko. Tento způsob ořezávání z naší krajiny skoro úplně zmizel. (Foto: M. Plátek)

Na zemědělských pozemcích pak docházelo k odstraňování stromů v důsledku snahy zvýšit produkční potenciál pastvin nebo polí. Se zánikem osobního vlastnictví během komunismu potom často došlo i na odstranění ořezávaných stromů, které kdysi vytyčovaly hranice mezi pozemky.

Ořezávání stromů je velmi vhodným způsobem péče tam, kde je potřeba zajistit ochranu druhů vázaných na osluněné staré 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.

Principy ořezávání stromů a využití v ochraně přírody

Ořezávání stromů si v poslední době získává stále více zastánců, především z řad ochránců přírody, správců maloplošných chráněných území, ale i vlastníků nelesních pozemků s roztroušenými stromy či příbřežní vegetací. Jedním z možných důvodů je fakt, že se do zorného pole ochrany přírody v poslední době dostává samotná problematika úbytku starých stromů, veteránů, klíčových prvků pro biodiverzitu lesních organismů. Čím dál více lidí si uvědomuje, že v krajině chybí celé generace starších stromů, které by hostily vzácné organismy vázané na dutiny a mrtvé dřevo, a proto je třeba něco aktivně dělat. Podobné myšlenky stojí i za novým trendem – tzv. veteranizací, tedy postupy vedoucími k záměrnému poškození stromů za účelem podpory tvorby specifických mikrostanovišť (Bengtsson et al. 2013, Pešout et al. 2019). Druhým neméně důležitým faktorem jsou změny v přemýšlení o palivovém dříví jako o obnovitelné komoditě, i když výrazněji se tento faktor může podílet na postoji k výmladkovým lesům (kapitola 5). Svoje místo pak má ořezávání stromů i v agrolesnictví. Ve zbytku této kapitoly zmíníme jen některé základní principy ořezávání stromů. Rozsáhlejší návody a praktické rady na správnou péči jsou popsány

například ve volně dostupné publikaci *Ořezávané stromy – zapomenuté dědictví* (Čížek et al. 2020).

Obecně má smysl ořez 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 centimetrů a jejich následným ořezem jsme například schopni zajistit vznik stromů s dutinami ve velmi krátké době, třeba jen za 15–20 let (Čížek et al. 2020). Protože ořezávané stromy jsou při dostatečné péči nízké a stabilní, a neohrožují tak pádem své okolí (Sebek et al. 2013), je pravidelný ořez vhodným způsobem péče i o stromy 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 by mělo být pravidelné. U ořezávání platí podobný princip jako u pařezení, většina listnatých stromů snáší ořezávání dobře. Jehličnaté stromy se naopak pro ořezávání většinou nehodí. Je to spojeno s evoluční adaptací dřevin. Zatímco jehličí je pro většinu velkých herbivorů nepoživatelné, listnaté stromy se musely potýkat s občasným okusem listoví pravidelně, a tak musely vyvinout schopnost obrazit novými větvemi a ztracené listy rychle nahradit. 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 centimetrů) je možné hlavně u dřevin, které snadno obrázejí (více Čížek et al. 2020). V zimě nebo v předjaří (ale např. jasaný je možné ořezávat i v létě) kmen stromu uřízneme v odpovídající výšce, většinou 1,5 až 3 metry vysoko. Vitalita a schopnost zmlazovat se liší nejen mezi druhy (např. buky a duby jsou obecně náročné a je třeba být při jejich ořezu opatrní), ale i mezi kultivary stromů, a dokonce i mezi jedinci toho samého kultivaru. Často také výrazně závisí 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 (zákon č. 289/1995 Sb.). 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, ale i některých dendrologů, arboristů, a dokonce ochranářů. Pomůže jen vysvětlování a osvěta. Námitky mohou být „soucitné“, tedy etické, i estetické. Jenže nejstarší stromy například ve Velké Británii, ve Francii, ale často i u nás velká většina „památných stromů“ jsou právě ty, které byly alespoň kdysi ořezávané (Read 2000, Lonsdale 2013). Díky tomu dorostly často úctyhodných rozměrů. Ořez stromů je tak veřejností vnímán negativně často pouze proto, že se s ním dnes málo setkáváme a nejsme na něj zvyklí. 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.



Obrázek 4.5 Vrbovna 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 populace páchníka hnědého, roháče obecného, tesaříka pižmového a několika dalších zajímavých, chráněných nebo ohrožených druhů brouků. (Foto: D. Hauck)

Z finančního hlediska je management ořezu stromů levný, ale ořez starších stromů vyžaduje často konzultaci s odborníkem – arboristou. 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 (obr. 4.5), porost hlavatých vrb hostící jednu z největších populací páchníka hnědého v České republice. 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 (kapitola 8). Proto je vždy nezbytné zásah předem dohodnout s příslušným orgánem ochrany přírody. Metoda je nicméně využívána i v jiných zemích EU k záchraně starých stromů a k cílené podpoře cílových druhů, např. páchníka hnědého nebo tesaříka alpského (více dokument *Notes On Pollards*, Cantero et al. 2017, www.trasmochos.net).

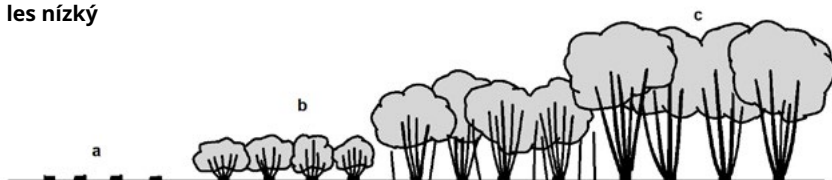


Obrázek 4.6 Starý, kdysi ořezávaný buk v bývalém selském lese v Halenkově, Valašsko, dnes bohužel obklopený smrkovou plantáží. Podobné relikty dnes zapomenutých forem hospodaření jsou v naší krajině místy překvapivě časté. A přitom nezřídka slouží jako stanoviště ohrožených druhů lišejníků nebo hmyzu. (Foto: M. Plátek)

Výmladkové hospodaření (či pařezení) je dříve zcela běžný a v dobách před využíváním fosilních paliv jeden z ekonomicky nejvýhodnějších způsobů využití lesa. Dnes je i významným nástrojem péče o lesy v některých chráněných územích. Umožňuje dostat do lesa světlo a tak podpořit světlomilné organismy, ale zároveň dovozuje přežívání i organismům stínomilným. 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 pařezem 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 nejrozdílnější přechody mezi nimi.

Historie výmladkového hospodaření a jeho formy

Výmladkové hospodaření je způsob hospodaření, při kterém jsou stromy pokáceny a spoléhá se na vegetativní výmladnost ponechaných částí stromu, pařezů, kmenů nebo kořenů, tedy na regeneraci stromů pomocí výmladků. Výmladkové hospodaření se periodicky opakuje v intervalech,

A. les nízký**B. les střední**

Obrázek 5.1 Dvě formy výmladkového lesa, (A) les nízký (též pařezina) a (B) les střední (pařezina s výstavky). Nízký les je složen pouze z jedinců výmladného původu a je těžen v pravidelných intervalech s krátkou dobou obmýti (7–40 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 etází ještě několik generací výstavků (d), vzrostlých stromů převážně semenného původu, které jsou těženy ve věku 80–120 let. (Ilustrace: P. Šebek)

obvykle 7–40 let, získané dřevo je tedy využitelné zejména na palivo, ale i pro výrobu nástrojů či kůlů, případně proutí apod.

Výsledkem výmladkového hospodaření (tzv. pařezení) jsou nízké a střední lesy (jindy také pařeziny a pařeziny s výstavky) (obr. 5.1, obr. 5.2). V pařezinách se stromy stínají u země a vzniklé pařezy jsou ponechány, aby znovu obrazily. Pařezy stromů odrážejí 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 (obr. 5.3), případně z jednoho místa,



Obrázek 5.2 Čerstvě smýcená plocha středního lesa u obce Drösing, Rakousko. Prosvětlené fáze pařezinového cyklu představují důležitá stanoviště pro mnoho druhů živočichů a rostlin, které nemohou dlouhodobě přežívat v zapojeném lese. Lesy obce Drösing se rozkládají na ploše zhruba 400 hektarů, což dovoluje smýcení poměrně velkých ploch každoročně. Doba obmýetí spodní výmladkové etáže se pohybuje kolem 40 let, výstavky jsou ponechávány po dobu 80–120 let, některé z výstavků jsou ponechány k dožití. (Foto: L. Zapletalová)

pokud původní pařez již zanikl. Výmladkové hospodaření se dá praktikovat na listnatých stromech, neboť ty mají obecně dobrou schopnost obrážet. Jehličnaté stromy až na výjimky (např. tis) nejsou schopny dobře obrážet.

Další formou výmladkového hospodaření je i ořezávání stromů (pollarding), kdy se větve stromu stínají nikoli u země, ale výše nad zemí a dochází ke vzniku hlavatých stromů a dalších forem (kapitola 4). To se uplatňovalo v místech, kde bylo potřeba skloubit těžbu palivového dříví s pastvou dobytka.

V důsledku potřeby palivového dříví byly pařeziny historicky velmi rozšířené (Szabó 2009, Szabó 2010, Müllerová et al. 2014, Buckley 2020).

Na území České republiky výmladkové lesy postupně ubývaly již od druhé poloviny 18. století v důsledku převodu na lesy vysoké (viz historický vývoj v Müllerová et al. 2014). Šlo ale víceméně celoevropský trend (McGrath et al. 2015), ve střední Evropě byl úbytek jen trochu více razantní. 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 1 000–40 000 hektarů, 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 ochránářského 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 blíže představíme oba 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).



Obrázek 5.3 Lesní porosty, které jsou výsledkem pařezinového hospodaření, poznáme klasicky podle vícekmenné růstové formy stromů ve spodní (výmladné) etáži. Tzv. polykormony vznikají tím, že pařezy původních stromů byly ponechány, aby obrazily výmladky. Ve středoevropských podmínkách byly nejčastějšími dřevinami výmladné etáže habr, líska, případně lípa. Zde spodní etáž středního lesa na Děvině, jižní Morava, tvořená lípou velkolistou. Horní etáž je převážně tvořena dubem zimním, který ale na obrázku nevidíme. (Foto: R. Hédli)

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 obvykle pohybovala v rozmezí 0,5–10 hektarů. Počet oddělení byl stejný jako doba obmýetí, což dovolovalo těžbu dřeva každý rok. Doba obmýetí (od vzniku porostu po jeho smýcení) bývala historicky velmi krátká, ve středověku 4–8 let, později se ale 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 potom zpravidla ponechány po dobu 2–4 pařezinových cyklů (dnes kolem 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.

Oba typy výmladkového lesa byly rozšířeny především v nížinách 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.

■ **Význam nízkých a středních lesů pro biodiverzitu**

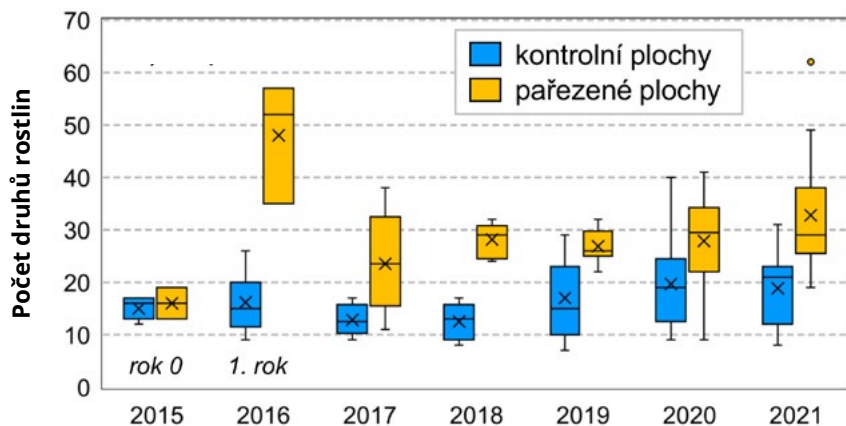
Z ekologického hlediska představují nízké a střední lesy světlejší prostředí než moderní vysoký les. Díky pravidelné rotaci těžby výmladné etáže totiž dochází k periodickému výskytu všech fází sukcese lesa v odděleních, přičemž celkově je poměr světlých a tmavých fází sukcese stále vyvážen. Čerstvě smýcené plochy představují rané sukcesní stádium lesa s obnaženou půdou a osluněným dřevem pařezů. V době kolem pěti let od smýcení již pařezové výmladky vytvoří křoviny připomínající porosty. Později se změni 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 (Warren & Thomas 1992, Bengtsson et al. 2000, Beneš et al. 2006, Spitzer et al. 2008, Hédľ et al. 2010, Sebek et al. 2015, Buckley 2020, Roleček & Řepka 2020, Weiss et al. 2021, Hamřík et al. 2023).

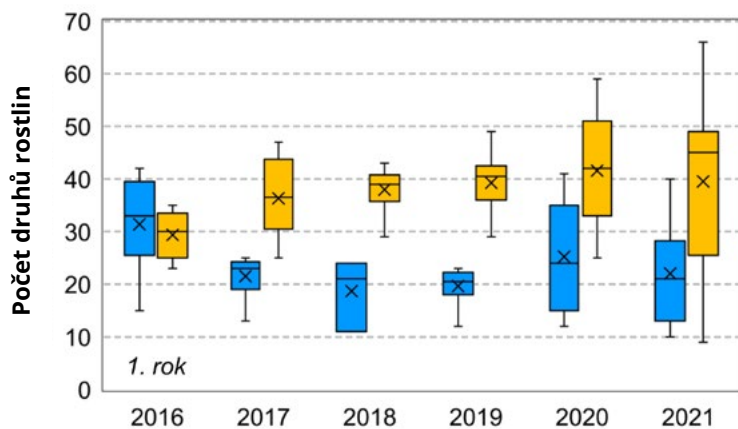
Pro rostliny jako fotosynteticky aktivní organismy je nepochybně nejdůležitějším zdrojem světlo. Ve výmladkových lesích variabilita v dostupnosti světla v rámci několikaletého mýtního cyklu usnadňuje vzájemnou koexistenci rostlin s různými nároky na světlo a různými evolučními strategiemi. V prvních 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 (Hédľ et al. 2011). Rané fáze čerstvě po smýcení navíc dávají možnost uplatnění i pionýrskými 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) (Hédľ 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 porovnání 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*) (Hédľ et al. 2011).

a) Popice



b) Hnanice



Obrázek 5.4 Počty druhů cévnatých rostlin ve čtvercích 10 x 10 metrů na experimentálních plochách v Národním parku Podyjí, kde bylo na dvou lokalitách (Popice, Hnanice) obnoveno pařezení. Pro lokalitu Popice jsou zobrazena i data z roku před zásahem, tj. před obnovou pařezení (*rok 0*), poté následují data z dalších let (oranžově) a vedle toho data z kontrolních ploch (modře), kde k žádnému zásahu nedošlo. (Ilustrace: V. Vašková & R. Hédľ)

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 stanovištěm 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 (někteří velcí okáči, okáč meduňkový – *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 jako jasoně dymnivkového (*Parnassius mnemosyne*), okáče jílkového (*Lopinga achine*) nebo hnědáška osikového (*Euphydryas maturna*), ale i druhy na území ČR již vyhynulé – běláška východního (*Leptidea morsei*) či okáče hnědého (*Coenonympha hero*). Další druhy s vazbou na pařeziny jsou ohrožené, např. hnědásek podunajský (*Melitaea britomartis*), ostruháček jilmový (*Satyrrium 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 dvoukřídých, a dokonce i u nočních motýlů – u skupiny,

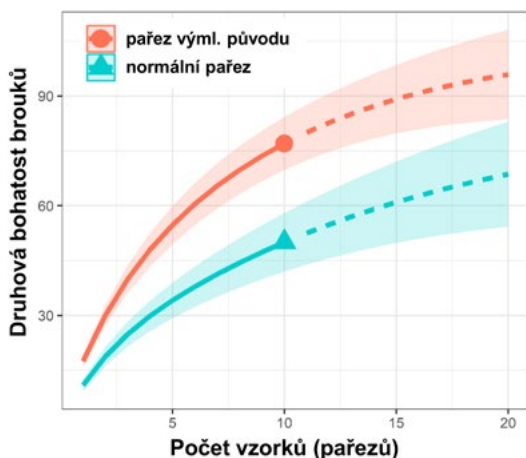
která není primárně ovlivněna světlem (Bolz 2008, Sebek et al. 2015). Při studiích v aktivních a bývalých pařezinách se ukázalo, že noční motýli jsou druhově bohatší ve stinných fázích lesa, nicméně společenstva druhů vyskytujících se v otevřených fázích se od nich významně liší a zahrnují velký počet vzácných druhů (Sebek et al. 2015, Weiss et al. 2021). Mezi druhy nočních motýlů s vazbou na pařeziny se vyskytují např. v ČR vyhynulý přástevník střemchový (*Pericallia matronula*) a martináč trnkový (*Saturnia spini*), kriticky ohrožený bourovec cerový (*Eriogaster rimicola*), bourovec osikový (*Gastropacha populifolia*), bekyně narudlá (*Ocneria rubea*), bekyně dubová (*Parocneria detrita*), lišaj dubový (*Marumba quercus*), hřbetozubec jižní (*Drymonia velitaris*) nebo evropsky významné druhy bourovec trnkový (*Eriogaster catax*) (obr. 9.2) a přástevník kostivalový (*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 v pařezinách hostí různá společenstva saproxylických brouků (Weiss et al. 2021). 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. Čerstvě smýcené paseky, resp. rané fáze pařezinového cyklu, mohou hostit velmi bohatá a unikátní společenstva saproxylických brouků s velkým zastoupením ohrožených druhů (Sebek 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). 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. Navíc všechno padlé mrtvé dřevo menších rozměrů bylo nejspíše z lesa odstraňováno jako hodnotný zdroj paliva, a pokud nějaké mrtvé dřevo ve výmladkových lesích zůstalo, šlo o velmi drobné větvičky, které se rychle rozložily. Na druhou stranu ale dostatek vhodného substrátu mohl být zajištěn přítomností pařezových hlav, ze kterých vegetativně obnovuje spodní etáž (obr. 5.5). Pařezové hlavy totiž můžou být staré i několik stovek let a často jsou vyhnílé uvnitř a poskytují tak vhodná stanoviště druhům vázaným na mrtvé dřevo, ale i dutiny a další mikrostanoviště. V minulosti byly navíc 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. 5.5). Pařezové hlavy tak mohly svým způsobem zastávat funkci biotopových stromů (veteránů), které jsou dnes považovány za mnohem důležitější prvky pro biodiverzitu 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 hnědokřídlo (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. Druhovná 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).



Obrázek 5.5 Pařezové hlavy vzniklé častým mýcením ve výmladkových lesích nabízejí mrtvé dřevo, ale i další vhodná mikrostanořiště (dutiny, praskliny, obnažené dřevo) pro mnohé druhy živočichů (hmyzu, plazů i drobných savců) či hub. Výzkum saproxylických brouků v Národním parku Podyjí ukázal, že dubové pařezy výmladného původu hostí až o třetinu více druhů než dubové pařezy vzniklé během normální těžby vzrostlých stromů generativního původu. Graf vlevo ukazuje odhady počtu druhů při kumulativním počtu vzorků (v tomto případě pařezů). Pokud jsou pařezy ponechávány vysoké, mohou hostit například i tesaříka obrovského – tak jako pařez z Bulharska na obrázku vpravo. (*Ilustrace a foto: L. Čížek*)

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 veveřek (Gurnell et al. 1992). Těm se v pařezinách daří především díky diverzitě ve struktuře bylinného a keřového patra. Navíc přítomnost pařezových hlav nabízí vhodný úkryt nejen drobným savcům, ale i ještěrkám a hadům.

Opuštění pařezinového hospodaření vedlo k rychlému zapojení korunného 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 (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. 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.

■ Výmladkové lesy v ochraně přírody

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 namístě. Důležité je sledovat výsledky zásahu a podle nich postupovat jinde i přizpůsobovat následnou péči.

■ 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



Obrázek 5.6 Okáč jílkový (*Lopinga achine*), motýl vázaný na řídké listnaté lesy s bohatým bylinným a strukturovaným keřovým patrem. V minulosti byl k nalezení ve většině nížinných lesů. V druhé polovině 20. století vyhynul nejdříve v Čechách, poté drasticky vymizel i na Moravě, kde dnes obývá jedinou lokalitu. Jeho ústup v celé Evropě souvisí se zánikem nízkých a středních lesů a pastevních lesů. (Foto: M. Vojtíšek)

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 ruderalní 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 hektarů) 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 ochranné. 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 nejceňnějších 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 výmladkového 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 se především 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 světlo milné lesní organismy těžko překonatelnou překážkou (Sebek 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 ruderalních 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 bezlesem je z hmyzí perspektivy lepší než paseka izolovaná v hustém lese. Na druhou stranu stejnou cestu pravděpodobně využijí i ruderalní 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 ruderalních druhů rostlin lze do určité míry blokovat i opakovaným prosekáním podrostu po několika letech od zásahu nebo vhodně nastavenou pastvou dobytka.

Ekonomika

Jakkoli zejména v maloplošných chráněných územích ekonomické hledisko nesmí převažovat nad biologickým, ekonomika je důležitá. Ideální situace samozřejmě je, pokud se zásah zdůvodněný ochrannářsky 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 ochrannářsky. 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.

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 sezony 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 sezoně může podpořit jiné dřeviny než řez zimní. I zde je proto možné a žádoucí experimentovat.

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 metrů), některé stromy naopak uříznout těsně u země, ale většina pařezů by měla být vysoká mezi 25–60 centimetrů. 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 nejnížší. Konkrétně u stromů s výčetní tloušťkou pod 10 centimetrů těsně u země, u stromů silnějších (10–20 centimetrů) má být výška pařezů 5 centimetrů a u stromů s výčetní tloušťkou nad 20 centimetrů má být pařez vysoký do 10 centimetrů. Toto doporučení je v chráněných oblastech bohužel zavádějící a vychází z čistě produkčního charakteru hospodaření v pařezích. 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 kováříkovi 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 výhodou 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.

■ Výběr výstavků

Ekonomické hledisko ve středním lese velí ponechávat jako výstavky perspektivní, tedy zdravé a rovné, jedince, ideálně semenného původu. Ochrannářské

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 ochránářsky 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 nejrozličnějších 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 nabídce biotopových stromů, tedy dostatek biotopových stromů v současnosti, ale stejně tak i dostatek mladších stromů, které se mohou biotopovými stromy stát v budoucnu.



Obrázek 5.7 Některé výstavky mohou být ušetřeny těžby a ponechány k dožití, takže mohou sloužit jako biotopové stromy pro podporu biodiverzity. To se týká zvláště stromů, které jsou nějakým způsobem poškozené nebo již vytvořily některá mikrostaniště mrtvého dřeva jako dutiny či plodnice dřevokazných hub, takže jejich ekonomická hodnota je nízká. Zde jeden ze starších výstavků hostící tesaříka obrovského (*Cerambyx cerdo*) ve středních lesích u obce Stillfried, Rakousko. (Foto: P. Šebek)

Evropské lesy byly využívány po celá staletí nejen k těžbě dřeva formou výmladkového hospodaření (kapitola 5), k pastvě dobytka (kapitola 3) nebo ke sběru lesních plodů. Mezi široce rozšířené formy tradičního využívání lesa patřilo i shrabování lesního steliva, tj. soustřeďování a sběr listí, jehličí a dalšího materiálu k následnému použití ve stájích, především na podestýlku pro zvířata a později jako hnojivo na pole. Lesní stelivo bylo náhradou slámy, proto nabýval jeho sběr na významu především v regionech, kde sláma nebyla k dispozici v dostatečném množství. Z ekologického hlediska díky této aktivitě docházelo k pravidelnému snižování obsahu živin v lesních půdách.

Hrabání a sklizení lesního steliva v minulosti

O intenzitě, frekvenci a rozsahu hrabání steliva v lesích máme jen kusé informace, protože tyto činnosti byly jen zřídka dokumentovány v podobě písemných historických záznamů (Bürgi & Gimmi 2007). Navíc na rozdíl od pařezení, lesní pastvy nebo vypalování hrabání opadu v lesních porostech nezanechává žádné snadno viditelné stopy. Z oblasti středoevropského prostoru, konkrétně ze švýcarských Alp a z Moravy, máme přesto k dispozici několik studií, které v základních rysech dokládají význam tohoto způsobu využívání lesa v období 19. a na počátku 20. století (Stuber & Bürgi 2002, Vild et al. 2018, Szabó 2023). V základních sděleních se setkávají a je dosti pravděpodobné, že podobný vývoj se děl i v dalších oblastech Evropy.

Studie ukazují, že lidé využívali jako stelivo veškerý materiál, který les poskytoval. Z lesa bylo odváženo listí a jehličí a například v horách a podhůří



Obrázek 6.1 Sbíráání bukového listí k plnění matrací v okolí obce Flums, Švýcarsko. (Zdroj: *Schweizerisches Archiv für Volkskunde, Basel*)

Alp byly pro tyto účely shromažďovány i menší osekávané větve jehličnanů. Listí se často míchalo s bylinami a mechem a někdy se doplňovalo srpem nebo ručně natrhanými kapradinami a lesními travinami. Pro sběr se používaly různé nástroje, v závislosti na druhu sbíraného steliva a na místních regulacích. Někde se seškrabávalo listí a jehličí společně s mechem a drobitvou lesní půdou železnou škrabkou. Jinde, pokud šlo pouze o listí a měla být chráněna půda, „se vymetalo“ různými druhy košťat (obr. 6.1) nebo se práce prováděly holými rukama (Stuber & Bürgi 2002). Na Moravě se kladl důraz na to, aby místo železných hrábí lidé používali hrábě dřevěné (Szabó 2023). Využíván byl opad jak na podzim, tak na jaře, v závislosti na tom, zda byla lesní půda dostatečně suchá. Na podzim sbíraný opad byl většinou přímo

v plátnech přizpůsobených nošení nebo ve velkých nůších, nezřídka ženami a dětmi, přenášen přímo do chléva, kde byl ihned uložen pod dobytek. Po promíchání s exkrementy se tato materie využívala jako hnojivo na pole.

Listí bylo využíváno také k plnění matrací a lůžkovin. Jeho sběr pro tyto účely se traduje především v oblastech s převládajícím rozšířením buku. Víme například, že na mnoha místech Švýcarska existoval volný školní den určený pro sběr listí za účelem plnění matrací. Byla to tedy pravděpodobně významná společenská událost. V suchých listopadových dnech, kdy foukal teplý fén z hor, se rodiny z okolních vesnic spojily a společně vyrazily do bukového lesa s ručními kárami a dvoukolovými povozy taženými koňmi. „Pokud jste našli rokli nebo puklinu v bukovém lese, brázdu vytvořenou vodou, kam fén nafoukal spoustu listí, mohly začít sklizňové práce. Ze všech konců děti košťaty, která si svázaly z bukových větvíček, zametaly suché bukové listí na velkou hromadu v prohlubni, kde se plnilo ložní prádlo.“ (Stuber & Bürgi 2002) Ještě lepší pružnost vykazovalo kaštanové listí, kterým se plnily matrace v nejižněji položených oblastech Švýcarska.

Z lesnického pohledu nicméně odstraňování lesního opadu platilo za jednu z nejškodlivějších praktik vůbec. Přesto nemohlo být jednoduše zakázáno, jelikož v mnoha regionech nebo časových obdobích plnilo základní životní potřeby venkovských obyvatel. Tereziánský lesní řád z roku 1754 zdůrazňoval, že hrabání nelze zakázat, „aby horní obyvatelé pro vymrvení jejich rolí na stlání žádného nedostatku netrpěli.“ Ve skutečnosti bylo povoleno hrabat stelivo vždy výsledkem vyjednávání mezi majitelem lesa a místními obyvateli (Szabó 2023). Hrabání opadu dosáhlo největšího rozšíření v 19. století, zřejmě proto, že se v průběhu zemědělské revoluce přešlo z venkovní pastvy na krmení ustájeného dobytka, a také proto, že pěstování obilí bylo v mnoha oblastech nahrazeno bramborami a cukrovou řepou, což snížilo množství dostupné slámy (Bürgi & Gimmi 2007, Szabó 2023).

Cenným zdrojem informací o geografickém rozsahu hrabání steliva na území České republiky je tzv. stabilní katastr z první poloviny 19. století, jehož hlavním cílem bylo popsat využití jednotlivých pozemků kvůli



Obrázek 6.2 Rozšíření hrabání steliva v 19. století na Moravě a ve Slezsku podle záznamů ve stabilním katastru. (Ilustrace: P. Szabó)

stanovení daně. Protokoly, kromě informací o produkci dřeva, poskytovaly také údaje o dalších způsobech využití lesa, označovaných jako „Nebennutzungen“. Díky těmto záznamům víme, že byl tento management na našem území překvapivě častý. V té době se totiž provozoval na území 80 % obcí Moravy a Slezska (Szabó et al. 2024b). Hrabalo se v podstatě všude kromě nížinných oblastí jižní Moravy a Hornomoravského úvalu (obr. 6.2). V roce 1875 bylo v Čechách ze skoro 1,5 milionu hektarů lesa (přesně 1 474 517 hektarů) sklizeno 168 000 tun steliva (Szabó 2023). Takto rozsáhlý vliv člověka pravděpodobně významně ovlivnil lesní ekosystémy, což se týká jak složení dřevinné skladby, tak i bylinného podrostu. Hrabání opadanky bylo ve většině evropských zemí během 20. století zakázáno. Hlavním důvodem byla

tehdejší argumentace lesníků, že degradace půdy následkem opakovaného odnosu živin omezuje růst stromů.

Vliv odstraňování opadu na lesní ekosystém

Opakované odstraňování opadu vede vedle mechanického narušení k postupnému ochuzování půdy o živiny a její acidifikaci. Zároveň dochází při manipulaci hráběmi nebo jinými nástroji k poškozování semenáčků dřevin. Tyto důvody byly v minulosti udávány jako hlavní argumenty pro podporu zákazu odebrání steliva z lesů.

Současné experimentální studie potvrzují, že pravidelné odebrání na živiny bohatého opadu ovlivňuje chemické složení půdy, což se projevuje především snížením obsahu bazických kationtů, ale také dusíku a fosforu v její svrchní vrstvě (Dzwonko & Gawroński 2002, Hofmeister et al. 2008, Doudová et al. 2022). Je velmi pravděpodobné, že vliv intenzivního odběru biomasy na acidifikaci lesních půd v minulosti byl nejméně totožný, ne-li vyšší v porovnání s pozdějším efektem atmosférické depozice (Glatzel 1991). Současné znečištění atmosférickým dusíkem má navíc zcela odlišný vliv na chemismus půdy, jelikož vedle acidifikace narůstá i saturace půdy dusíkem, která vede k eutrofizaci stanoviště (Glatzel 1991, Horswill et al. 2008).

V minulosti pravidelné odstraňování živin z lesní půdy a mechanické odstraňování zmlazení mohly lesy udržovat světlejší a otevřenější, podobně jako to dělala pastva (Stuber & Bürgi 2002). Hrabání opadu mělo také nejspíš velmi významný vliv na složení společenstev rostlin a někde může být jeho vliv na současné složení vegetačního pokryvu patrný ještě dnes (Vild et al. 2018, Wohlgemuth et al. 2002). S upuštěním od hrabání steliva zůstal opad v lesích, kde se rozkládal a obohacoval půdu živinami. Vedle postupného zarůstání a tmavnutí lesů v důsledku opuštění pařezení a lesní pastvy se tedy lesy stávaly úživnější. Oligotrofní druhy, které neumí obstat v konkurenci s druhy adaptovanými na živiny bohatší prostředí, již v mnoha lesních porostech vymřely (Wohlgemuth et al. 2002), jinde jsou na pokraji

vymření nebo jsou odkázány na svažité stanoviště, kde se živiny nehromadí v tak velké míře.

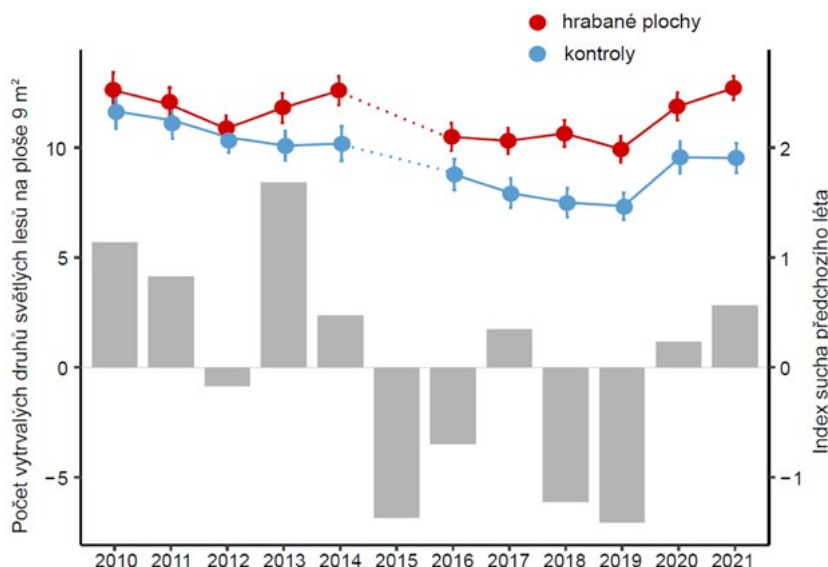
Situace se navíc ještě zhoršila v posledních desetiletích kvůli zvyšování emisí a nadužívání průmyslových hnojiv. To vede k eutrofizaci půd a smývání živin, především dusíku, z polí do lesních stanovišť (Thimonier et al. 1994).

■ **Odstraňování opadu jako nástroj ochrany přírody**

Z našich výpočtů vyplývá, že na experimentální lokalitě Vysoká stráž v Českém krasu je množství celkového dusíku vracejícího se do ekosystému z opadu přibližně šestkrát vyšší než množství dusíku z atmosférického spadu (Douda et al. 2017). Zavádění praktik, které by alespoň místy redukovaly množství opadu a snižovaly tak obsah živin v půdě, je proto možné považovat za jeden z nástrojů ochrany přírody a 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 nejspíš ještě bude. Vedle řízeného vypalování (kapitola 7) je pravidelné hrabání opadu jednou z forem, jak obsah živin v půdě snižovat a podpořit oligotrofní druhy rostlin (Vild et al. 2015, Doudová et al. 2022).

Experimentální studie s hrabáním opadu ukazují, že vliv odstraňování opadu se nemusí projevit ihned, tj. po jednorázovém odstranění (obr. 6.3). Často je potřeba odstraňování opadu opakovat po několik let. Už po čtyřech letech ale na některých stanovištích můžete pozitivně ovlivnit druhovou diverzitu bylinného patra včetně podpory vzácných cílových druhů (Douda et al. 2017, Doudová et al. 2022) (obr. 6.4).

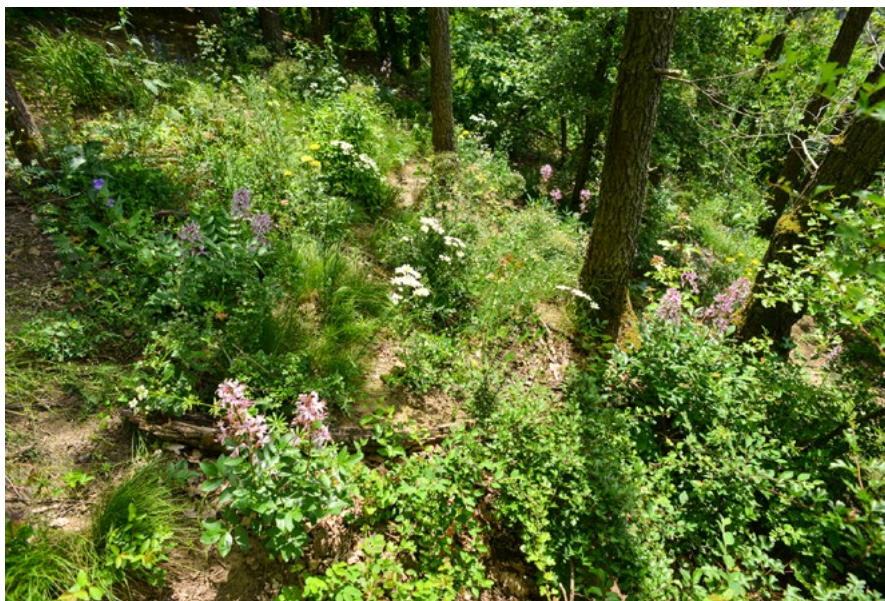
Hrabání steliva a odstraňování opadu se dá praktikovat v každém lese, výsledný efekt ale silně závisí na lokálních podmínkách. Velmi vhodné je odstraňování opadu především v oligotrofních doubravách s bohatou vegetací v podrostu (Douda et al. 2017), nejvíce ohroženou nadbytkem živin. Naopak v lesích s úživnými půdami bude efekt hrabání nejspíše nižší nebo bude trvat déle, než se projeví. Odstraňování opadu je nejlepší provádět na podzim, má



Obrázek 6.3 Vliv pravidelného odstraňování opadu a sezony na diverzitu vytrvalých druhů vázaných na světlé lesy. Z grafu je patrné, že diverzita vytrvalých rostlin pozitivně odpovídá na odstraňování opadu již od čtvrtého roku a v průběhu času zůstává poměrně stabilní bez ohledu na počasí. Sloupkové grafy znázorňují hodnoty indexu sucha zohledňujícího srážkový úhrn a evapotranspiraci dané sezony. Hodnoty vyšší než 2 znamenají extrémní vlhko, 1,5 až 2 silné vlhko, 1 až 1,5 mírné vlhko, 1 až -1 značí normální podmínky, -1 až -1,5 mírné sucho, -1,5 až -2 silné sucho a při poklesu pod -2 nastává extrémní sucho. (Převzato z Doudová et al. 2022)

to příznivější efekt na druhovou diverzitu rostlin, než když se provádí na jaře (Vild et al. 2015), kdy navíc hrozí mechanické poškození rašících jarních druhů. Opad se doporučuje hrabat nejlépe každý rok, ideálně předtím, než se začne rozkládat.

Odstraňování opadu představuje slibný nástroj jako doplňkový management při plánovaných prosvětlovacích zásazích za účelem obnovy světlých lesů, kdy v prvních letech po proředění stromového patra často



Obrázek 6.4 Druhově bohaté bylinné patro acidofilní teplomilné doubravy na kopci Vysoká stráň nad obcí Hostim v Českém krasu. Podrostu dominují rozkvetlé exempláře třemdavy bílé (*Dictamnus albus*), řimbaby chocholičnaté (*Tanacetum corymbosum*), omanu srstnatého (*Inula hirta*) a zvonku broskvolistého (*Campanula persicifolia*). (Foto: J. Doudová)

dochází k nárazovému uvolnění většího množství živin a nežádoucí ruderalizaci stanoviště. Důkladné odstranění opadu společně s drobným klestím z lokality následované ihned po těžbě může výrazně snížit nebo velmi zpomalit zarůstání lokality na živiny náročnými druhy, jako jsou např. česnáček lékařský, svízel přitula, ovsík vyvýšený nebo třtina rákosovitá, které se jinak po prosvětlení šíří a mohou negativně ovlivnit diverzitu bylinného patra. Hrabání opadu je bohužel finančně nákladné, především kvůli požadavkům na lidskou pracovní sílu, proto jej lze dlouhodobě a účinně provádět jen na menších plochách. Alternativní formou odstraňování opadu v lesích je řízené vypalování (kapitola 7), které se dá provádět poměrně rychle a efektivně

i na větších plochách. Hrabání opadu, na rozdíl od vypalování, méně narušuje stávající vegetaci, jelikož jde o selektivní odstranění specifických vrstev organického materiálu pouze z povrchu půdy. Zároveň je to šetrnější forma managementu, jelikož některé bylinné druhy nemusí požár přežít nebo být schopny účinně regenerovat. V tomto ohledu je důležité uvažovat specifické potřeby a tolerance druhů, které jsou cílem ochrany. Bohužel dosud neexistuje experimentální srovnání těchto dvou typů managementu, které by nám umožnilo jednoznačně určit, do jaké míry jsou hrabání opadu a řízené vypalování efektivní alternativy pro ochranu diverzity světlých lesů. Zásadní je tedy provádět důkladný výzkum a monitoring, který by objasnil vliv těchto metod na ekosystémy a pomohl optimalizovat ochrannářské strategie.

Výčet tradičních praktik hospodaření by nebyl úplný, kdybychom se alespoň krátce nezmnínili o využití ohně. Oheň byl odjakživa významným ekologickým činitelem v mnoha typech ekosystémů, ať už jde o oblasti tropické, subtropické, středozevní, mírné pásmo, či boreální zónu. Už samotná dominance lidského druhu na Zemi je silně spjata s jeho schopností oheň do určité míry ovládat, a proto je jasné, že k záměrnému ovlivňování lesů a krajiny ohněm v důsledku aktivit člověka muselo docházet už od nepaměti.

Jednou z tradičních technik využití ohně v lesním prostředí je žďáření. Jde o záměrné vypálení lesního porostu nebo křovin s cílem získat zemědělskou půdu například pro pěstování polních plodin, ale i pro pastvu. Jde o techniku, která nejspíše vznikla z vypalování porostů, které praktikovali již lovci-sběrači dávno předtím, než došlo k neolitické revoluci – počátkům zemědělství. Lovcům oheň sloužil k nadhánění zvěře, vypalovali, aby přilákali zvěř na regenerující vegetaci nebo aby podpořili růst některých jedlých rostlin (Innes & Blackford 2003, Salavert et al. 2014). Od neolitu byla žďáření získávána zemědělská půda, což i na našem území dokládají mnohé místní názvy, které obsahují variace na slova *žďár* nebo *ždírec*. Dodnes se žďáření praktikuje v některých tropických a subtropických oblastech, často formou kočovného zásahu, kdy se vypálí část lesa, která se obhospodaří, a jakmile se produktivita půdy po několika letech sníží, je místo opuštěno a po nějakém čase opět zaroste lesem. Tak se často využívalo historicky i v Evropě, především v severských zemích, kde byly nižší hustoty populace a hodně lesa.

Vzhledem k tomu, že v naprosté většině případů bylo cílem žďáření spíše se zbavit lesa úplně než ho udržovat, lze samozřejmě tuto praxi označit

za tradiční „lesní“ hospodaření jen velmi obtížně. Nicméně oheň se nevyužíval jen k úplnému odstranění lesa. Krajina byla po většinu post-glaciální historie Evropy kulturní savanou složenou z mozaiky lesních porostů, ale i rozvolněných pastevních lesů, travinatých plání s roztroušenými stromy či sekundárních lesostepí a stepí. Poměrně častým způsobem péče o některé složky této kulturní savany bylo i pravidelné vypalování podrostu, které se využívalo k prosvětlení lesa a podnícení růstu vegetace pro pastvu dobytka (Rackham 2015), tedy k podobnému účelu, jako kdysi oheň využívali lovci-sběrači, jen už šlo o výrazně kontrolovaný přístup. Zároveň intenzita a četnost vypalování často definovaly, kde ještě zůstaly na plochách stromy nebo keře, a šlo tedy o svým způsobem lesní porost (či lesostep), a kde už stromy a keře kvůli častému ohni chyběly (například stepi). Už samotný rozdíl mezi tím, co je step a co lesostep, nebyl nikdy jasně definován. Dodnes vypalování s následnou pastvou dobytka můžeme vidět v některých středomořských oblastech – v Portugalsku, Španělsku nebo na Balkáně (Rackham 1998, Montiel & Kraus 2010, Maděra & Úradníček 2023). Občasný výskyt ohně se přitom nijak nevylučuje ani s nejvýznamnější evropskou dřevinou z pohledu využití i biodiverzity – s dubem. Například dub letní je totiž – vedle borovice – ve středoevropských podmínkách považován za pyrofytní (rostlinu přizpůsobenou snášet oheň). Studie zmlazování dubu letního v řídkých doubravách v Polsku a na západní Ukrajině ukázala, že na nevypálených plochách dub prakticky nezmlazuje, zatímco v lesích vypalovaných extenzivním ohněm na jaře zmlazuje téměř 5 000 stromky na hektar (Ziobro et al. 2016).

Výskyt ohně v lesích střední Evropy byl historicky častější, než jsme kdysi předpokládali (Adámek et al. 2015, Adámek et al. 2016), ačkoli lze těžko usuzovat, do jaké míry šlo o záměrné vypalování člověkem či o požáry přírodního charakteru. Dříve se odhadovalo, že průměrná doba výskytu požáru v porostech s dominancí borovice lesní byla 50–100 let (Angelstam 1998). Studie z Bělověžského pralesa založená na analýze jizev po ohni ve výřezích starých borovic ale ukázala, že ve druhé polovině 17. století hořel zkoumaný



Obrázek 7.1 Zmlazující bukový porost několik let po požáru v chorvatském pohorí Velebit. Na některých místech pastevci záměrně lesní porosty vypalují, aby podpořili růst bylinné vegetace pro pastvu dobytka a zároveň snížili rizika požárů na opuštěných pozemcích, které zarůstají. Aktivní pastvina je vidět u zatáčky v pravém horním rohu obrázku. (Foto. L. Čížek)

porost každých 6 let, přičemž jednotlivé stromy byly ohněm zasaženy každých zhruba 18 let (Niklasson et al. 2010). Že by požáry v borech vznikaly tak často spontánně, se zdá být nepravděpodobné. Od konce 18. století frekvence požárů klesala a po roce 1874 už žádný větší požár zaznamenán nebyl. V původně řídkém boru se po poklesu frekvence požárů uchycoval kromě borovic také smrk. Úplná absence ohně pak vedla k tomu, že smrk ve zmlazení naprosto dominuje a z řídkého boru vznikla stinná smrčina.

Výše zmíněný příklad přitom není jen nějaká zvláštní situace z „pralesa“, spíše jde o případovou studii, která se dá vztáhnout na celou střední Evropu. V minulosti byly lesní požáry místy běžné a člověk uměl s ohněm pracovat. Změna v přístupu k ohni nastala v celé Evropě 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 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). Zamezování vzniku požárů v lesních porostech a jejich usilovné potlačování s sebou přineslo nejen změny ve struktuře lesa, ale také určité problémy. Opouštění tradičních forem hospodaření mělo za následek menší využívání biomasy (např. stařiny, listí nebo mrtvého dřeva), což vedlo k akumulaci potenciálního paliva na úrovni celé krajiny. Tím se zvýšilo i riziko vzniku ničivých, intenzivních požárů (Montiel & Kraus 2010, Rackham 2015). Místo častých malých ohňů zakládaných pastevcí tak nyní vznikají obrovské a nekontrolovatelné požáry.

Absence požárů v lesích a jejich důsledné potlačování měly svůj podíl na ochuzování druhové rozmanitosti středoevropských lesů. Jednou z příčin je rostoucí obsah živin – zejména dusíku a fosforu – v půdě. 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 a dochází také k vyplavování živin do hlubších vrstev půdy, kde jsou méně dostupné. Oheň tak významně ovlivňuje dostupnost živin. Jedno vypálení vřesoviště dokáže zbavit plochy objemu dusíku, který byl ekvivalentem jeho spadu za 5 let (Niemeyer et al. 2005). Podobně vypálení podrostu v doubravě s borovicí vedlo k uvolnění 55 kg dusíku z hektaru (Hubbard et al. 2004). Oheň tedy umožňuje omezit až zvrátit vliv depozice dusíku do půdy. Kontrolované vypalování by na některých lesních stanovištích proto mohlo pomoci zlepšit lokální podmínky pro mnohé vzácné druhy rostlin mimo jiné odstraněním opadu.

Bohužel aktuální situace v českém prostředí není aktivním snahám o návrat ohně jako managementového nástroje v lesích pro účely ochrany přírody anebo pro účely předcházení ničivých požárů příliš nakloněna.

Nedávno sice byl přijat zákon, který umožňuje vypalování bezlesí, lesy ale zůstávají nadále nedotknutelné. Rozsáhlý požár v Českosaském Švýcarsku v červenci 2022, který zasáhl více než 1 600 hektarů plochy lesů, zároveň rozdmýchal obavy z ohně a spustil snahy ohni bránit za každou cenu. Hrozí proto, že ochrana přírody o možnost vypalovat alespoň bezlesí zase přijde.



Obrázek 7.2 Požár v Českosaském Švýcarsku v roce 2022 zasáhl více než 1 600 hektarů lesních porostů, převážně odumřelých smrčín, ale i borů a bučin. Rozsah požáru byl částečně zapříčiněn velkým množstvím mrtvého smrkového dřeva po kůrovcové kalamitě, která v oblasti kulminovala v předchozích letech. Nicméně akumulace potenciálního paliva v lesích (mrtvého dřeva a stařiny), které může živit nekontrolovatelné ničivé požáry, je běžná na úrovni celé naší krajiny. Tradiční typy hospodaření jako kdysi běžné vypalování stařiny na pastvinách či na lesostepních stanovištích nebo pastva zvířat v lese vedly k pravidelnému odstraňování paliva ze systému a v důsledku tak napomáhaly vlivy spontánních požárů lépe kontrolovat. (Foto: L. Čížek)

Obnova tradičních lesních praktik a aktivní péče o tradiční stanoviště, stejně jako o jejich faunu a flóru naráží na mnohá legislativní omezení. Způsob, jakým lze provádět zásahy, se výrazně liší podle kategorie pozemku, tedy zda jde o pozemek lesní, nebo nelesní. V praxi ale můžeme narazit i na nejednotný výklad zákona a vyhlášek jednotlivými zaměstnanci příslušných pracovišť státní správy. Zatímco někde není problém převést hospodářský les na „les zvláštního určení“ nebo získat souhlas příslušného úřadu s ořezem stromů, jinde může totéž znamenat problém, který je třeba řešit až soudně.

Pokud se pohybujeme v lese, který legislativně lesem není – obvykle proto, že pozemek býval nelesní plochou, ale zarostl nebo byl zalesněn poměrně nedávno a vlastník jej nepřevedl na pozemek určený k plnění funkce lesa (tzv. PUPFL) –, naše snahy pečovat o biodiverzitu omezuje především zákon o ochraně přírody a krajiny (č. 114/1992 Sb.) a jeho ustanovení týkající se ochrany dřevin rostoucích mimo les, které dále upravuje vyhláška o ochraně dřevin a povolování jejich kácení (č. 189/2013 Sb.). Na lesní půdě potom musíme vyhovět především ustanovením tzv. lesního zákona, tedy zákona č. 289/1995 Sb., o lesích. Ten sice neřeší stav jednotlivých dřevin, ale v mnoha jiných ohledech je značně přísný na vlastníka i hospodáře. Ukládá mnohé povinnosti, které jsou v přímém rozporu s potřebami obnovy tradičních lesních biotopů. A zatímco nelesní plochu na les můžeme převést kdykoli, opačně je to velmi drahé a složité.

K řadě zásahů na podporu biodiverzity v lesích na lesní půdě proto potřebujeme získat výjimky ze zákona, o které musí žádat vlastník pozemku. 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, někdy funguje výborně, někdy hůře. Prosadit nezbytné zásahy na podporu ohrožených druhů a často i předmětů ochrany třeba v národní přírodní rezervaci vlastněné státem proto nemusí být 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. Níže uvádíme situaci dle aktuální legislativy. Legislativa se ale mění, momentálně například dochází k aktualizaci zákona o ochraně přírody, takže stávající zákon č. 114/1992 Sb. může brzy pozbýt platnosti. Vždy je proto třeba zjistit si aktuální stav.

■ Výmladkové hospodaření, lesní pastva a hrabání steliva

V lesích rostoucích na nelesní půdě zákon hrabání steliva nebo pastvu významněji neomezuje. Problémem je zde výmladkové hospodaření, protože mimo les nelze bez povolení kácet stromy s obvodem kmene větším než 80 centimetrů ve výšce 130 centimetrů nad zemí a celková plocha kácených zapojených porostů dřevin (týká se menších stromů i keřů) nesmí přesahovat 40 m². Povolení (od orgánu příslušné obce) tedy může být teoreticky vyžadováno i kvůli čištění velmi malých ploch od náletových dřevin. Toto ustanovení naštěstí obvykle není vymáháno a získat povolení by neměl být problém. Významnějším problémem je nakládání s dřevinami s obvodem

kmene nad 80 centimetrů. K jejich kácení je třeba povolení (obvykle od příslušné obce). Obce dobře zdůvodněné kácení obvykle povolují.

Na pozemcích určených k plnění funkce lesa (PUPFL) narážíme při tvorbě řídkých lesů (např. při obnově výmladkových lesů či při přípravě budoucího pastevního lesa) na § 31 odst. 4 zákona o lesích (č. 289/1995 Sb.), který zakazuje úmyslnou těžbou snižovat zakmenění porostu pod 0,7 zakmenění plného. Lze dělat drobné lokální zásahy, např. tvorba malé světliny, pokud to ale znamená, že ostatní hustý porost zůstane nedotčen, a v průměru tak nedojde ke snížení zakmenění porostu pod 0,7. Abychom se při výraznějším a efektivnějším snížení zakmenění pod hranici 0,7 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) až f) a h) zákona č. 289/1995 Sb.). Do těchto kategorií může být les zařazen orgánem státní správy lesů (OSSL), a sice buď 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 (LHP) či lesní hospodářská osnova (LHO), 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 mytní v porostech mladších 80 let (ve výmladné etáži nízkých a středních lesů se přitom obmýtl 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



Obrázek 8.1 Jedna z výzkumných ploch těsně po podzimním vyhrabání opadu. Stejně velký sousední čtverec je nehrabaný a slouží jako kontrola pro porovnání výskytu rostlin v sezoně v rámci experimentu v Českém krasu, kde takových párů ploch bylo vytvořeno několik desítek (viz také obr. 6.3). (Foto: J. Prach)

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 anebo hrabání steliva narážíme na § 20 odst. 1 písm. n) zákona č. 289/1995 Sb., o lesích, který pastvu hospodářských zvířat a hrabání steliva v lesích zakazuje. I v tomto případě může OSSL na žádost vlastníka rozhodnout o udělení odchylného opatření ve prospěch účelového hospodaření. U obou typů hospodaření je nutné, aby lesy byly zařazeny ve vhodné kategorii lesa zvláštního určení. Nicméně například pouze lokální vyhrabání opadu v místě výskytu některého vzácného druhu

rostliny, který to vyžaduje, a odnesení tohoto opadu o pár metrů vedle lze stěží považovat za zákonem zakázané hrabání steliva, a v určitém případě je tedy možné ho využít.

Ořez a veteranizace stromů

Legislativní situace kolem ořezu a veteranizace stromů, tedy zásahů, jejichž cílem je vytvoření nebo iniciace vzniku vzácných mikrostanovišť (dutin, prasklin, holého dřeva apod.), je komplikovaná zejména mimo les. Na lesní půdě lze stromy veteranizovat se souhlasem vlastníka. Mimo les ale § 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 vrůb byl postižitelný a bylo jednodušší starý strom skácet než ořezat. Zákon, jehož cílem bylo stromy chránit, tak ve výsledku spíše 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.) (Pešout et al. 2019). 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 roce 2015 Ministerstvo životního prostředí vydalo ve svém věstníku metodické doporučení k aplikaci některých ustanovení vyhlášky (Ministerstvo životního prostředí 2015). Navíc je-li strom již osídlen zvláště chráněným druhem nebo cílem zásahu je



Obrázek 8.2 Skomírající jalovec indikuje, že se pohybujeme v místě, kde se kdysi páslo, ačkoliv struktura porostu již může připomínat les. Při obnově tradičních praktik hospodaření je vhodné se primárně zaměřit na místa, kde se tradičně hospodařilo i v nedávné minulosti, a je tedy velká šance zachrany populací ještě přežívajících druhů rostlin a živočichů. Nicméně jakýkoliv zásah vedoucí k alespoň částečnému prosvětlení či odstranění živin může pomoci mnohým druhům i v místech, kde důkazy o nedávné péči chybí. (Foto: O. Vild)

vytvoření vhodného stanoviště pro takový druh, pak provedení ořezu nutné pro zajištění provozní bezpečnosti a prodloužení životnosti stromu je zásahem v rámci péče o zvláště chráněný druh. Zde je žádoucí postupovat podle standardů péče o přírodu a krajinu AOPK, konkrétně podle standardu speciálních opatření druhové ochrany, řady E (Péče o stromy jako biotop vzácných druhů organismů, Martinek et al. 2024). Ve zvláště chráněném území je ideální, jsou-li zásahy do dřevin uvedeny ve schváleném plánu péče.

Pokud uvedeny nejsou, je třeba pohlídat při tvorbě plánu nebo jeho zveřejnění a veřejném připomínkování, aby v plánu péče na další období byly doplněny.

V každém případě je vždy žádoucí opatřit si vyjádření příslušného orgánu ochrany přírody (OOP) či odborný posudek nebo studii.

Vypalování porostů

Zakládání ohně a jeho použití pro účely ochrany lesní biodiverzity je omezeno hned několika zákony, které zmiňujeme níže (též Sedláček et al. 2015). O nastavení možnosti záměrně vypalovat lesní porosty momentálně probíhá poměrně žhavá diskuse v ochranářských kruzích. Nedávný požár v Českosaském Švýcarsku ale mírně zbrzdil postup směrem k větším změnám. Proto si zájemce o tento typ zásahu v porostech musí vyhledat aktuální informace. K vypalování nelesních pozemků se potom vyjadřují Pešout & Fišer (2016) či Pešout (2021).

Zákon č. 133/1985 Sb., o požární ochraně, v platném znění, 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 „... rozdělovat nebo udržovat otevřené ohně... mimo vyhrazená místa“, stejně jako zákaz rozdělovat nebo udržovat otevřené ohně do vzdálenosti 50 metrů 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“ (Sedláček et al. 2015). Podle zákona č. 289/1995 Sb., o lesích, může nicméně vlastník lesa na rozdělování a udržování ohně v lese povolit výjimku, pokud tím nejsou porušena práva jiných vlastníků lesa.



Obrázek 8.3 Lesy Pfynwaldu, Švýcarsko, prosvětlené kvůli podpoře biodiverzity kombinací výběrové těžby a pastvy skotu a oslů. (Foto: K. Boublík)

Sedláček et al. (2015) ve svém dokumentu uvažují, že realizace a legalizace řízeného vypalování na určitých plochách by se dala vyřešit kombinováním zájmů hasičů (především formou cvičení vojenských nebo civilních jednotek) a zájmů ochrany přírody.

Tato kapitola nabízí přehled několika míst a lokalit, kde se tradiční praktiky hospodaření v lesích buď dodnes udržely, nebo došlo po určitém přerušení hospodaření k jejich obnově. Jde pouze o chabý výběr několika zajímavých míst, nejen z území České republiky. Skutečnost je taková, že při troše snahy lze podobných míst najít po Evropě, ale i jinde ve světě výrazně více, pro rozsáhlejší výčet v této publikaci není dost místa. Snad ale některé zmíněné lokality přilákají zvědavé čtenáře k návštěvě.

■ Střední lesy obce Bad Windsheim, Německo

Německá obec Bad Windsheim ve Frankách vlastní celkem 1 480 hektarů lesních porostů podél řeky Aisch v oblasti mezi jižní částí Steigerwaldu a severní částí vrchoviny Frankenhöhe. Všechny lesní porosty obce jsou součástí evropsky významné lokality v rámci soustavy Natura 2000 a jde většinou o bývalé střední lesy. V roce 2010, po zhruba šedesáti letech, kdy byl tradiční management na této lokalitě opuštěn, se obec rozhodla obnovit pařezení v první části porostů na ploše celkem 100 hektarů. Dnes už celková plocha obnovených středních lesů na lokalitě činí 370 hektarů. Při obnově hospodaření se většinou vytváří plochy o velikosti zhruba 3 hektary, ve kterých se zápoj snižší na 30 %, jako výstavky pak bývají často ponechávány především starší duby. V porostech, které nejsou určeny k obnově pařezin a jsou drženy ve tvaru lesa vysokého, se zároveň obec snaží podpořit zmlazování dubu a dalších světlomilných dřevin za pomoci cíleného vytváření menších světlin (o minimální velikosti 0,3 hektaru), ze kterých jsou odstraněny všechny stromy. To má částečně napodobovat přirozenou dynamiku vzniku malých



Obrázek 9.1 Obnovené střední lesy u Bad Windsheimu, Německo. Korunový zápoj byl zásahy snížen na 30 %. (Foto: H. Bußler)

světlin (small gap dynamics) v pralesích, kde světliny můžou vznikat jako výsledek pádu velkých starých stromů nebo jejich skupin.

Lesy obce Bad Windsheim, především pak ty části, které jsou obhospodařovány jako střední lesy, jsou mezi biology známy jako významný hot-spot flory a fauny národního významu (Dolek et al. 2018). Z 581 druhů saproxylických brouků zaznamenaných v regionu je 180 druhů považováno za ohrožené a figuruje na německém červeném seznamu. V místních lesích bylo též zaznamenáno kolem 1 000 druhů denních a velkých nočních motýlů (tzv. macrolepidoptera), z čehož významná část je vázána na teplé, světlé lesy s vlhčími podmínkami či na prosvětlené okraje lesů; mezi jinými např. hnědásek osikový (*Euphydryas maturna*), přástevník kostivalový (*Euplagia*



Obrázek 9.2 Bourovec trnkový (*Eriogaster catax*) je ohrožený ztrátou světlých lesů a plošnou chemizací krajiny. Vzhledem k nízké mobilitě samic je druh náchylný k vytváření ostrůvkovitých, izolovaných populací. (Foto: S. Finnberg)

quadripunctaria), bourovec trnkový (*Eriogaster catax*) (zapsaný v Příloze II evropské směrnice o stanovištích) či okáč jílkový (*Lopinga achine*) (Příloha IV směrnice). Podmínky vhodné pro tyto zmíněné druhy se dají většinou najít spíše v lužních lesích nebo v oblastech se sezonně vlhčími podmínkami.

Vysoká biodiverzita v lesích Bad Windsheimu je výsledkem hned několika faktorů. Charakter lokality je primárně definován sezonně podmáčenými půdami na rozmanité směsi hornin – sádrovce, slínovce, jílu nebo pískovce. Místní porosty jsou tvořeny převážně dubohabřinami svazu *Galio sylvatici-Carpinetum* a *Stellario holostaeae-Carpinetum*. Další charakteristikou lokality je relativně teplé a suché klima, které se společně s předešlou dlouhou tradicí hospodaření postaralo o zachování bohaté příměsi dalších

druhů stromů a keřů. Bylinná a travní vegetace podrostu je bohatá a nabízí nektaronosné květy v podstatě po celou vegetační sezonu. Pařezinové hospodaření vytváří mozaiku různě otevřených a zapojených porostů a svým způsobem tak nahrazuje přirozenou dynamiku lužního ekosystému, který byl silně pozměněn důslednou regulací toků řek v minulosti. Pohled do geologických map území totiž naznačuje, že v délce zhruba 83 kilometrů podél řeky Aisch se kdysi rozprostíraly nivní biotopy o rozloze až 4 200 hektarů charakterizované směsí porostů tvrdého luhu, podmáčených lesů, mokřadů a rašelinišť. Sezonně podmáčené střední lesy Bad Windsheimu tak kromě atraktivity pro světlomilné druhy slouží také jako refugia pro společenstva druhů bývalého lužního ekosystému. To naznačuje i fakt, že fauna brouků a denních a nočních motýlů Bad Windsheimu je nápadně podobná fauně lužních lesů v nivách Rýna nebo Dunaje. Společným rysem těchto stanovišť je také přítomnost topolu osiky (*Populus tremula*), zvláště pak mnohých přestárých stromů tohoto druhu. Na osiku je vázáno množství druhů motýlů, mūr a brouků, takže může jít o klíčový prvek (Dolek et al. 2008). V lesích tvaru vysokého osika běžně výrazně chybí, většinou jsou totiž ponechávány během lesnických zásahů pouze mladí jedinci podél okrajů lesních cest.

■ Tradiční krajina fjordů západního Norska

Krajina západního Norska je proslulá rozsáhlými fjordy, které se zařezávají hluboko do strmých horských masivů, jež zvýrazňují nepříznivé klima dané vysokou zeměpisnou šířkou. Přirozená vegetace temperátních lesů zde přechází do březové tajgy, avšak na jižních svazích fjordů a v úzkém pruhu jihozápadního pobřeží, které je pod vlivem teplého Golského proudu, lze najít ještě hojně listnaté stromy typické pro střední Evropu. Tato oblast je také centrem zemědělské produkce, která se kvůli neúrodné půdě a krátké vegetační sezoně provozuje jen na 3 % území Norska. Pastevectví, které se zde rozvinulo namísto pěstování náročných plodin, formovalo jedinečný charakter norské krajiny. Jejím typickým obrazem jsou staré solitérní



Obrázek 9.3 Typická krajina západního Norska: farmářská usedlost ve vesnici Fykse, kousek za Øystese v severní části fjordu Hardanger, západní Norsko. (Foto: J. Johansen)

stromy (obr. 9.3) rozestěné nejen podél cest, ale často i v lesích jako pozůstatky bývalých pastvin.

Od doby, kdy první lidé začali v severských zemích chovat dobytek, zejména ovce a kozy, bylo pro ně výzvou zajistit celoročně dostatečné množství travní píce. Listí a kůra stromů byly jediným možným náhradním zdrojem potravy v nepříznivých obdobích roku, kdy byl nedostatek čerstvé trávy nebo sena. Stromy se tradičně ořezávaly koncem léta nebo začátkem podzimu a listí, které mělo vysokou nutriční hodnotu, se sušilo a používalo jako krmivo během zimních měsíců nebo na podzim, kdy se dobytek vracel z hor. Olistěné větve se sbíraly do svazků, tzv. kjerv, a sušily se na polích nebo uvnitř stodol postavených speciálně pro tento účel.



Obrázek 9.4 Farma ve vesnici Ulvik, Hardanger, západní Norsko. Pastvina s jasy-ny ořezávanými na hlavu, což je tradiční způsob péče o stromy podporovaný v Norsku dotačním programem. (Foto: J. Johansen)

Překvapivým jevem jsou relativně mladé ořezávané stromy, které lze dnes spatřit volně rozeteté po krajině u jednotlivých farem a na pastvinách (obr. 9.4). Tento stav je výsledkem iniciativy norské vlády, která od roku 2005 podporuje údržbu starých a zakládání nových ořezávaných stromů prostřednictvím regionálních dotačních programů. Hlavními důvody jsou snaha o zachování kulturního dědictví a podpora biologické rozmanitosti, která je na ořezávané stromy vázána. V západním Norsku žije 4 860 farmářů, z nichž téměř 8 % se aktivně účastní tohoto programu. Farmáři dostávají za péči o každý strom jen 500 norských korun (přibližně 1 100 Kč), což je spíše symbolická částka, ale přesto dostatečně motivující k udržování této tradice. Dnes už jen třetina farmářů ořezává stromy v létě za účelem příkrmování

dobytky. Ti, kteří ořezávají v zimě, to činí především proto, aby ochránili stromy před větším poškozením nebo aby využili dřevo jako topivo, což je dnes nejběžnější způsob využití. Často také farmáři nechávají větve jen ležet v hromadách na pastvinách, kde slouží jako úkryt pro různé organismy. Nejčastěji ořezávaným stromem je jasan ztepilý (*Fraxinus excelsior*), který však v posledních letech čelí úhynu v důsledku nekrózy způsobené houbou *Hymenoscyphus fraxineus*, což mnohdy komplikuje obnovu starých ořezávaných stromů. Dalšími často ořezávanými stromy jsou jilm horský (*Ulmus glabra*), vrba jíva (*Salix caprea*) a břízy (*Betula pendula* a *B. pubescens*).

Mnoho farmářů v Norsku navazuje na tradice svých předků, což jim dává významnou výhodu oproti postkomunistickým zemím střední a východní Evropy, kde byl přímý vztah k půdě přerušen a kontinuita s tradičním hospodařením se vytratila. Tento faktor, vedle iniciativy norské vlády, výrazně ovlivňuje míru angažovanosti norských farmářů při obnově starých ořezávaných stromů. To dokládají také výsledky sociologického průzkumu, z něhož vyplývá, že hlavní motivací farmářů k pokračování v této činnosti je především snaha o zachování kulturního dědictví.

Pastevní lesy jižního Švédska

Možná se to může zdát překvapivé, ale jedna z oblastí s největší koncentrací stanovišť osídlených páchníkem hnědým v Evropě leží ve Švédsku. Švédsko sice rádi zahrnujeme do škatulky severských zemí, ale jeho jihovýchodní část zdaleka nepřipomíná chladnou tajgu, jakou by možná někdo očekával. Klima v této oblasti je totiž ovlivněno doznívajícím efektem Golského proudy a převládajícími tlakovými nížemi v oblasti Baltského moře, což má za následek relativně mírné zimy a teplá léta s dostatečným úhrnem srážek. Zhruba od Stockholmu na jih se tak rozprostírají porosty boreo-nemorálního a nemorálního charakteru s pestrými směsí listnatých stromů – dubu, jasanu, buku či břízy –, s příměsí jehličnanů – smrku a borovice. Tyto lesy byly historicky pod výrazným vlivem hospodaření člověka a dodnes tu lze na mnohých



Obrázek 9.5 Obnovený pastevní les v rezervaci Tromtö, jižní Švédsko.
(Foto: P. Kozel)

místech spatřit stále aktivní pastevní lesy. Často přitom už z dálky zaujmou přítomností mohutných dubů.

Duby měly v zemi svůj hospodářský význam. Švédsko bylo námořní velmocí v Baltském moři, a duby tak sloužily jako důležitá surovina pro stavbu lodí. Všechny duby oficiálně patřily švédskému králi a pro farmáře platil zákaz je kácet. Především kraj Östergötland je známý svými zachovalými „dubovými pastvinami“ (eklandskap), rozvolněnými porosty se starými duby, mezi kterými se pasou ovce, skot nebo koně. Obrovské duby jsou dobře osluněné, často jsou uvnitř duté a tvoří těžiště obrovské metapopulace páchníka hnědého. V jednom takovém dubu lze najít klidně i vyšší desítky jedinců tohoto brouka. Kromě páchníka ale představují švédské pastevní lesy



Obrázek 9.6 Pastevní les u obce Ruda Gård, jižní Švédsko. (Foto: P. Šebek)

i významná stanoviště dalších ohrožených saproxylických brouků, mnohých druhů motýlů nebo diverzity epifytických lišejníků.

Bohužel i dnešní stav krajiny jihovýchodního Švédska je spíše připomínkou zašlé slávy. Počty velkých dubů bývaly výrazně vyšší, než byl v 19. století zákaz kácet duby zrušen. Mnozí farmáři se poté začali dubů zbavovat, protože jim na pastvinách překážely, a to vedlo k drastickému úbytku starých stromů na úrovni celé krajiny. V poslední době se též projevuje vliv opouštění hospodaření. Nevyužívané pastevní lesy postupně zarůstají, staré duté duby v důsledku zastínění mladšími stromy často chřadnou a odumírají a v porostech se mění i mikroklima, což nemusí vyhovovat některým teplomilným druhům vzácných organismů. Větší koncentrace starých dubů tak vydržely hlavně v blízkosti zámků, sídel šlechty a na pozemcích

církve. Ačkoli zbývajících pastevních lesů si váží i mnozí nezainteresovaní obyvatelé jižního Švédska především pro jejich kulturní a estetickou hodnotu – dávají totiž jejich krajině specifický ráz –, dlouhodobější plány na udržení nebo zlepšení stavu do budoucna chybí. Obnova porostů se tak děje většinou jen lokálně, a především z iniciativy ochranářů. V nedávné době se například projekt Bridging the Gap z unijního programu Life zasloužil o rozšíření povědomí o problematice starých dubů a o obnovu 800 hektarů porostů na vybraných cenných lokalitách s pastevními lesy. V rámci obnovy došlo na lokalitách ke snižování korunového zápoje na 50 %, k vysazování mladých solitérních stromů a k obnově pastvy na místech, kde byla dříve opuštěna. (více na lifebridgingthegap.se)

■ Děvín – dominanta jižní Moravy

Děvín je se svými 550 metry nápadným, zdaleka viditelným kopcem na nejjižnější Moravě. Svým profilem poněkud připomíná ležící lidskou postavu, snad známou Věstonickou venuši, která byla vytvořena a o mnoho tisíc let později nalezena při vykopávkách ve sprašových svahovinách na úpatí Děvína. Místo je rovněž pověstné bohatou biodiverzitou, zejména teplomilných organismů vápencových skalních stepí. Většina návštěvníků si proto ani neuvědomí, že většina zhruba čtyřsethektarové rezervace je pokryta lesem. Není to les obyčejný, spojuje totiž pozoruhodnou přírodu a kulturní historii. Stručně řečeno, lesy na Děvině jsou zcela jedinečnou ukázkou tradičních pařezin, které takto byly kontinuálně obhospodařovány nejméně sedm století. První písemné doklady o pařezinách s krátkým obmýtím máme z konce 14. století, naposledy se pak na Děvině pařezilo ve 30. letech 20. století. Krátce poté vznikla v roce 1946 rezervace a lesy prakticky „zamrzly“ v čase. Jsou unikátním reliktem historického hospodaření, které bylo na sedm desetiletí přerušeno.

Až na přelomu let 2009 a 2010 byly podniknuty první pokusy o obnovu tradičních pařezin. Nejprve jako mírná či silnější prosvětlení, v roce 2022



Obrázek 9.7 Tyto lipové mnohokmeny byly naposledy pařezeny před dlouhou dobou. Dokonale indikují historické výmladkové hospodaření, které nebude žádný problém obnovit. (Foto: R. Hédľ)

pak bylo vytvořeno šest pasek o rozloze mezi 0,5 a 1 hektarem. Jsou počátkem rotačního systému porostů připomínajících původní způsob hospodaření na Děvině. Hned v prvním roce lipové pařezy bohatě obrazily a po třech letech mají výmladky výšku až pět metrů. Tak rychle by žádný stromek nevyrostl, kdybychom ho vysadili jako semenáček. Lípa velkolistá (*Tilia platyphyllos*) tvoří na Děvině většinu stromů výmladkového původu. Výmladky jsou často také jasan ztepilý (*Fraxinus excelsior*), který bohužel pomalu mizí vlivem houbového patogenu. Výstavky, které jsou na Děvině také výborně zachovalé, jsou většinou duby zimní (*Quercus petraea*), někdy habr obecný (*Carpinus betulus*) a další druhy dřevin.

Výzkum změn biodiverzity lesní vegetace ukázal výrazný úbytek biodiverzity mezi 50. lety 20. století a přelomem letopočtu, tedy zhruba po pěti



Obrázek 9.8 Obnova výmladkového hospodaření funguje na Děvině aspoň na začátku výborně. Díky živinami bohatým půdám dosahují pařezené lípy výšky až přes 4 metry po pouhých dvou letech – stromy byly smýceny na začátku roku 2022 a takto vypadaly v květnu 2024. (Foto: R. Hédl)

desetiletích (Kopecký et al. 2013). Příčinou je postupné stárnutí a zapojování lesa čili proces ekologické sukcese. Značně starší a tmavší lesy, než jaké byly během dlouhých staletí předchozího vývoje, vyhovují podstatně omezenějšímu spektru druhů rostlin. Přežívá jen omezené spektrum stínomilných bylin. Postupné prosvětlování, motivované právě podporou biodiverzity lesů, ukázalo jasný pozitivní vliv na biodiverzitu rostlin. Nedávné vytvoření velkých pasek znamenalo několikanásobné zvýšení biodiverzity (měřeno jako počet druhů na ploše o velikosti v řádu stovek metrů čtverečních). Tam, kde rostlo kolem 10–15 druhů, je během pár let až ke stovce druhů rostlin. Mohly buď přežívat v podobě semen v půdě, nebo se na nově vytvořené paseky dostat zvnějšku. Často jde o světlomilné druhy, které byly ze zemědělské krajiny skoro úplně vytlačeny intenzivním hospodařením. V obnovených

pařezinách nalézají opět příhodné biotopy. Netýká se to jen rostlin, ale vůbec biodiverzity organismů preferujících otevřená lesní stanoviště.

Krajina Bílých Karpat a Beskyd

Západní cíp Vnějších Karpat, tedy členitá údolí a strmé kopce v Bílých Karpatech a na Beskydsku, patří mezi oblasti, které si dodnes zachovaly určitý tradiční ráz. Ačkoli i zde dnes vidíme významný pokrok ve využívání moderních hospodářských postupů, především v nížinách a nivách větších řek, není těžké se rozhlédnout po odlehlejších kopcích a najít louky se solitérními stromy či pastviny lesostepního charakteru. Bělokarpatská Velká nad Veličkou a okolní obce jsou proslulé tradičními záhumenky, tedy pruhy úzkých políček a louček oddělených řadami ořezávaných a ovocných stromů, které se táhnou jako hadi skoro od každého domu (obr. 9.9). Tato drobná mozaika, která jako by vypadla z moderní příručky o agrolesnictví, nám připomíná, jak asi mohla vypadat krajina na většině našeho území ještě někdy v polovině 50. let 20. století. Záhumenky jsou důležitým útočištěm pro nespočetné druhy hmyzu a ptáků, které vyžadují rozmanitá stanoviště a v běžné, uniformní krajině, kde dominují velké lány polí a rozsáhlé plochy vysokého lesa, nemohou přežívat. Kromě záhumenků se na kopcích Bílých Karpat lze obdivovat na orchideje bohatým loukám s četnými solitérními stromy v oblasti Čertoryjí, Dolnoněmčanských luk, na Porážkách-Lazech, Podhradí či na Machové.

Kousek severovýchodně pak najdeme krajinu Valašska typickou svým lučním a pastevním hospodařením. Kvůli těžce přístupnému terénu, málo úrodné půdě a snad i odbojně valašské nátuře se v těchto místech kolektivizace v 50. letech nestihla projevit tak drasticky jako na většině našeho území. Mnohé loučky a ovčí pastviny na svazích jsou oddělené úzkými remízky nebo na nich rostou různě staré solitérní stromy, jalovce a křoviny. Často se stane, že nelze říct, kde jde ještě o pastvinu a kde už o les. Kromě ovcí ale lze tu a tam zahlédnout na pastvině i skot, koně či osly. Díky



Obrázek 9.9 Tradiční záhumenky mezi obcemi Lipov a Louka u moravských Bílých Karpat. Nahoře snímek oblasti z roku 1952, dole situace z roku 2022. Vpravo dole je vidět, jak se v důsledku scelování pozemků změnila kdysi drobná mozaika políček s různými plodinami v obrovské uniformní lány pole.

Zdroj: © CENIA 2010 a © Geodis Brno, spol. s r.o. 2010 (VGHMÚŘ Dobruška, © MO ČR 2009), © Český úřad zeměměřický a katastrální (ČÚZK), dostupné on-line: Národní geoportál INSPIRE <<http://geoportal.gov.cz>>.



Obrázek 9.10 Ovčí pastviny na Valašsku s volně rostlými stromy a jalovci.
(Foto: P. Šebek)

rozmanitosti v lokálních podmínkách a způsobech péče jsou valašské kopce známé bohatostí orchidejí a denních motýlů. Vedle luk a pastvin jsou dominantním typem stanoviště na Valašsku lesy. Ty jsou dnes tvořené převážně smrkem, v menší míře bukem a jedlí, ale lze vidět i javory, třešně či habry. Dříve byly běžné tzv. javoriny, které sloužily jako pařeziny, nebo selské lesy, což byly výběrově těžené porosty kombinované s pastvou dobytka a pařeziním. Dnes bohužel bývalé selské lesy připomínají už jen pokroucené, často duté buky s více kmeny a nápadnými vybouleninami, tzv. pasinčáky, které jsou často zarostlé v hustém porostu smrků (obr. 4.6).

■ Česká stopa v rumunském Banátu

Skoro celý oblouk Karpat nabízí možnosti setkat se s tradičními typy lesního hospodaření. V této kapitole nelze opomenout oblast rumunského Banátu, kde se vyskytuje i pět českých vesnic, vzniklých v průběhu kolonizace v 19. století, dnes hojně navštěvovaných českými turisty. Oblast je známá svou vysokou biodiverzitou. Ta je dána do velké míry geografickými a přírodními podmínkami. Území totiž leží blízko glaciálních refugií, a navíc se tu setkávají druhy rostlin a živočichů typické pro středoevropské lesy s druhy mediteránními a submediteránními. Vedle sebe tak rostou buk lesní (*Fagus sylvatica*), dub zimní (*Quercus petraea*), habr obecný (*Carpinus betulus*) a lípa srdčitá (*Tilia cordata*) – typické pro střední Evropu – a mediteránní druhy jako dub cer (*Q. cerris*) a dub balkánský (*Q. frainetto*), habr východní (*C. orientalis*) či lípa stříbrná (*T. tomentosa*) (Maděra & Úradníček 2023). Nicméně možná mnohem výraznějším mechanismem udržujícím tamní vysokou biodiverzitu je velká rozmanitost ve využívání tradičních typů hospodaření. Pro okolí českých vesnic je typická mozaika políček, úhorů, pastvin, luk a lesů protkaná liniovými prvky mezi a stromořadí podél úvozových cest. Lesy jsou zčásti obhospodařovány jako lesy vysoké, ale hojně rozšířeným tvarem je zde především les nízký, těžný často s obmýtím 10–20 let. Rozšířená je i pastva dobytka v lese a kromě toho se některé pastviny záměrně vypalují (Maděra & Úradníček 2023, tamtéž i obsáhlejší popis). Před kolonizací českými osadníky byla tehdejší krajina převážně porostlá tmavými bukovými lesy, proto je neoddiskutovatelné, že mnohé druhy otevřených lesů, potažmo otevřených stanovišť, by bez tradičních praktik v oblasti těžko prosperovaly tak jako dnes.

Bohužel i v Banátu dochází v posledních desetiletích k poměrně rychlému opouštění hospodaření spojenému především s úbytkem místního obyvatelstva. Mladší generace Čechů se často přestěhovaly kvůli lepším pracovním možnostem do větších rumunských měst, případně do Česka, a chod většiny hospodářství tak zajišťuje jen starší generace. Mnohé pozemky tak rok od roku přestávají být obhospodařovány stejnou intenzitou jako kdysi,

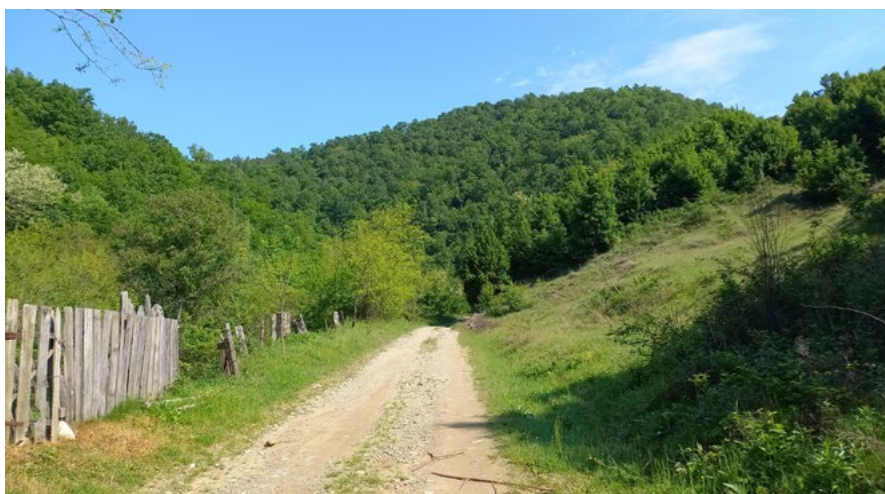


Obrázek 9.11 Krajina kolem české vesnice Eibenthal v rumunském Banátu.
(Foto: P. Kozel)

opuštěné pastviny postupně zarůstají, plocha výmladkově obhospodařovaných lesů se zmenšuje, z bývalých nízkých lesů se stávají přestárle pařeziny. Některá bývalá hospodářství přestala být aktivní a proměnila se na ubytovací zařízení na podporu českého letního turismu. Nic navíc nenasvědčuje tomu, že by se měl trend v blízké době změnit – jde o trend širší oblasti rumunských Západních Karpat, ne pouze o specifikum českých vesnic. Proto hrozí, že bohužel i o tuto příkladnou ukázkou vlivu tradičních praktik na biodiverzitu brzy přijdeme.



Obrázek 9.12 Rozmanité lesní porosty rumunského Banátu jsou z velké části výsledkem působení člověka. (Foto: T. Koutecký)



Obrázek 9.13 Bez vlivu tradičních praktik by většinu krajiny rumunského Banátu nejspíš dnes pokrývaly husté lesy. V místech, kde již došlo k opuštění hospodaření v důsledku úbytku místního obyvatelstva, postupně dochází k zapojování a zarůstání bývalých pařezin a pastevních lesů, což může znamenat i ohrožení pro diverzitu vázanou na otevřené lesní porosty. (Foto: T. Volfová)

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. *Forest Ecol. Manag.* 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. *Forest Ecol. Manag.* 380, 285–295.
- Alexander K. N. A. (1998) The links between forest history and biodiversity: the invertebrate fauna of ancient pasture-woodlands in Britain and its conservation. The links between forest history and biodiversity: the invertebrate fauna of ancient pasture-woodlands in Britain and its conservation. CAB International, 73–80.
- Angelstam P. K. (1998) Maintaining and restoring biodiversity in European boreal forests by developing natural disturbance regimes. *J. Veg. Sci.* 9, 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.
- 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.
- Barnosky A. D., Matzke N., Tomiya S., Wogan G. O., Swartz B., Quental T. B., ... & Ferrer E. A. (2011) Has the Earth's sixth mass extinction already arrived? *Nature* 471, 51–57.
- Beneš J., Čížek O., Dovala J. & Konvička M. (2006) Intensive game keeping, coppicing and butterflies: The story of Milovický Wood, Czech Republic. *Forest Ecol. Manag.* 237, 353–365.
- Bengtsson J., Nilsson S. G., Franc A. & Menozzi P. (2000) Biodiversity, disturbances, ecosystem function and management of European forests. *Forest Ecol. Manag.* 132, 39–50.
- Bengtsson V., Hedin J. & Niklasson M. (2013) Veteranisation of oak—Managing trees to speed up habitat production. *Trees Beyond the Wood: An Exploration of Concepts of Woods, Forests and Trees*, 61–68.
- Bergman K.-O. (2001) Population dynamics and the importance of habitat management for conservation of the butterfly *Lopinga achine*. *J. Appl. Ecol.* 38, 1303–1313.
- Bergmeier E., Petermann J. & Schröder E. (2010) Geobotanical survey of woodpasture habitats in Europe: diversity, threats and conservation. *Biodivers. Conserv.* 19, 2995–3014.
- 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. & Brin A. (2014) 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. (2012) 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.
- Buckley P. (2020) Coppice restoration and conservation: a European perspective. *J. For. Res.* 25, 125–133.

- 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 Ecol.* 22, 77–87.
- 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.
- Cantero A., Passola G., Aragón Á., de Francisco M., Mugarza V. & Riaño P. (2017) Notes On Pollards. Best practices' guide for pollarding. Gipuzkoako Foru Aldundia-Diputación Foral de Gipuzkoa, www.trasmochos.net.
- Cizek L., Hauck D., Miklin J., Platek M., Kocarek P., Olsovsky T. & Sebek P. (2021) Relict of primeval forests in an intensively farmed landscape: what affects the survival of the hermit beetle (*Osmoderma barnabita*) (Coleoptera: Scarabaeidae) in pollard willows? *J. Insect Conserv.* 25, 407–415.
- Čolak A. H., Kirca S. & Rotherham I.D. (2018) Ancient woodlands and trees. A guide for landscape planners and forest managers. IUFRO World Series 37, 271 pp.
- Čížek L., Hauck D., Čamlík G. & Šebek P. (2020) Ořezávané stromy - zapomenuté dědictví. Historie, současnost a význam v ochraně přírody. Agentura Gevak, 90 pp.
- De Schuyter W., De Lombaerde E., Depauw L., De Smedt P., Stachurska-Swakoń A., Orczewska A., ... Verheyen K. (2024) Declining potential nectar production of the herb layer in temperate forests under global change. *J. Ecol.* 112, 832–847.
- Dolek M., Bußler H., Schmidl J., Geyer A., Bolz R. & Liegl A. (2008) Vergleich der Biodiversität verschiedener Eichenwälder anhand xylobionter Käfer, Nachtfalter und Ameisen. In: Bayerisches Landesamt für Umwelt (Hrsg.): Ökologische Bedeutung und Schutz von Mittelwäldern in Bayern, UmweltSpezial, 7–37.
- Dolek M., Kőrösi Á. & Freese-Hager A. (2018) Successful maintenance of Lepidoptera by government-funded management of coppiced forests. *J. Nat. Conserv.* 43, 75–84.
- Douda J., Boublík K., Doudová J. & Kyncl M. (2017) Traditional forest management practices stop forest succession and bring back rare plant species. *J. Appl. Ecol.* 54, 761–771.
- Doudová J., Douda J. & Boublík K. (2022) Traditional human practices protect diversity of open forests threatened by ticking nutrient time bomb. *Biol. Conserv.* 275, 109758.
- Dzwonko Z. & Gawroński S. (2002) Effect of litter removal on species richness and acidification of a mixed oak-pine woodland. *Biol. Conserv.* 106, 389–398.
- Eckelt A., Müller J., Bense U., Brustel H., Bußler H., Chittaro Y., ... & Seibold S. (2018) "Primeval forest relict beetles" of Central Europe: a set of 168 umbrella species for the protection of primeval forest remnants. *J. Insect Conserv.* 22, 15–28.
- Fanta J. (2007a) Lesy a lesnictví ve střední Evropě II. Z dávné historie využívání lesů. *Živa* 2/2007, 65–68.
- Fanta J. (2007b) Lesy a lesnictví ve střední Evropě I. Přírodní podmínky pro existenci lesa. *Živa* 1/2007, 18–21.
- 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.

- Forest Europe (2020) State of Europe's Forests 2020. <<https://foresteurope.org/state-of-europes-forests/>>
- 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.
- Glatzel G. (1991) The impact of historic land use and modern forestry on nutrient relations of Central European forest ecosystems. *Fert. res.* 27, 1–8.
- Gonçalves P., Alcobia S., Simões L. & Santos-Reis M. (2012) Effects of management options on mammal richness in a Mediterranean agro-silvo-pastoral system. *Agroforest. Syst.* 85, 383–395.
- Green T. (2018) The importance of an open-grown tree – from seed to ancient. In: Çolak A. H., Kirca S. & Rotherham I. D. (eds.) (2018) *Ancient woodlands and trees. A guide for landscape planners and forest managers IUFRO World Series* 37, 78–84.
- 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.
- Hallmann C. A., Sorg M., Jongejans E., Siepel H., Hofland N., Schwan, H., ... & De Kroon H. (2017) More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PloS One* 12, e0185809.
- Hamřík T., Košulič O., Gallé R., Gallé-Szpisjak N. & Hédrl R. (2023) Opening the canopy to restore spider biodiversity in protected oakwoods. *Forest Ecol. Manag.* 541, 121064.
- Hartel T. & Plieninger T. (2014) *European Wood-pastures in Transition. A Social-ecological Approach*. Routledge, 322 pp.
- 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.
- He T., Lamont B. B. & Pausas J. G. (2019) Fire as a key driver of Earth's biodiversity. *Biol. Rev.* 94, 1983–2010.
- Hédrl 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.
- Hédrl R., Szabó P., Riedl V. & Kopecký M. (2011) Tradiční lesní hospodaření ve střední Evropě II. Lesy jako ekosystém. *Živa* 3/2011, 108–110.
- Hilmers T., Friess N., Bässler C., Heurich M., Brandl R., Pretzsch H., ... & Müller J. (2018) Biodiversity along temperate forest succession. *J. Appl. Ecol.* 55, 2756–2766.
- Hofmeister J., Oulehle F., Krám P. & Hruška J. (2008) Loss of nutrients due to litter raking compared to the effect of acidic deposition in two spruce stands, Czech Republic. *Biogeochemistry* 88, 139–151.
- 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.
- Horak J., Peltanova A., Podavkova A., Safarova L., Bogusch P., Romportl D. & Zasadil, P. (2013) Biodiversity responses to land use in traditional fruit orchards of a rural agricultural landscape. *Agr. 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. *Forest Ecol. Manag.* 315, 80–85.

- Horák J., Pavlíček J., Kout J. & Halda J. P. (2018) Winners and losers in the wilderness: response of biodiversity to the abandonment of ancient forest pastures. *Biodivers. Conserv.* 27, 3019–3029.
- Horswill P., O'Sullivan O., Phoenix G. K., Lee J. A. & Leake J. R. (2008) Base cation depletion, eutrophication and acidification of species-rich grasslands in response to long-term simulated nitrogen deposition. *Environ. Pollut.* 155, 336–349.
- Hubbard R. M., Vose J. M., Clinton B. D., Elliott K. J. & Knoepp J. D. (2004) Stand restoration burning in oak–pine forests in the southern Appalachians: effects on aboveground biomass and carbon and nitrogen cycling. *Forest Ecol. Manag.* 190, 311–321.
- Humphreys A. M., Govaerts R., Ficinski S. Z., Nic Lughadha E. & Vorontsova M. S. (2019) Global dataset shows geography and life form predict modern plant extinction and rediscovery. *Nat. Ecol. Evol.* 3, 1043–1047.
- 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.
- IPBES (Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services) (2019) Nature's dangerous decline 'unprecedented'; species extinction rates 'accelerating'. Tisková zpráva, 6. května 2019.
- Jirků M. & Dostál D. (2015). Alternativní management ekosystémů. Metodika zavedení chovu býložravých savců jako alternativního managementu vybraných lokalit. Certifikovaná metodika. Ministerstvo životního prostředí, Praha.
- 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.
- Keith S. A., Newton A. C., Morecroft M. D., Bealey C. E. & Bullock J. M. (2009) Taxonomic homogenization of woodland plant communities over 70 years. *P. Roy. Soc. B-Biol. Sci.* 276, 3539–3544.
- 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.
- Kolář J., Macek M., Tkáč P., Novák D. & Abraham V. (2022) Long-term demographic trends and spatio-temporal distribution of past human activity in Central Europe: Comparison of archaeological and palaeoecological proxies. *Quaternary Sci. Rev.* 297, 107834.
- Konvička M., Beneš J. & Čížek L. (2006) *Ohrožený hmyz nížinných lesů: ochrana a management*. Sagittaria, Olomouc. 79 pp.
- Kopecký M., Hédli R. & Szabó P. (2013) Non-random extinctions dominate plant community changes in abandoned coppices. *J. Appl. Ecol.* 50, 79–87.
- Kozdasová, A., Galčanová Batista L., Hédli R. & Szabó P. (2024) Coppice reintroduction in the Czech Republic: extent, motivation and obstacles. *Eur. J. For. Res.* 143, 305–317.
- Kraus D. & Krumm F. (eds.) (2013) *Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity*. European Forest Institute, 284 pp.
- Kraus D., Bütler R., Krumm F., Lachat T., Larrieu L., Mergner U., ... & Winter S. (2016) *Catalogue of tree microhabitats – Reference field list*. Integrate+, Technical Paper. Freiburg: European Forest Institute.

- Krawchuk M. A., Meigs G. W., Cartwright J. M., Coop J. D., Davis R., Holz A. ... & Meddens A. J. (2020) Disturbance refugia within mosaics of forest fire, drought, and insect outbreaks. *Front. Ecol. Environ.* 18, 235–244.
- Kuneš P., Pokorný P. & Šída P. (2008) Detection of the impact of early Holocene hunter-gatherers on vegetation in the Czech Republic, using multivariate analysis of pollen data. *Veg. Hist. Archaeobot.* 17, 269–287.
- 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.
- Lonsdale D. (ed.) (2013) Ancient and other veteran trees: further guidance on management. The Tree Council, London. 212 pp.
- Maděra P. & Úradníček L. (2023) Dřeviny, lesy a starobylé lesní hospodaření v okolí českých vesnic rumunského Banátu. *Živa* 4/2023, 175–178.
- Mairota P., Manetti M. C., Amorini E., Pelleri F., Terradura M., Frattegiani M., ... & Piussi P. (2016) Opportunities for coppice management at the landscape level: the Italian experience. *iForest* 9, 775–782.
- Manning A. D., Fischer J. & Lindenmayer D. B. (2006) Scattered trees are keystone structures – Implications for conservation. *Biol. Conserv.* 132, 311–321.
- Martínek P., Hejda R., Čížek L., Papoušek Z., Foit J., Kašák J., ... & Štefl L. (2024) Péče o stromy jako biotop vzácných druhů (E02 005). Standardy péče o přírodu a krajinu. Agentura ochrany přírody a krajiny, 23 pp.
- McCune J. L. & Vellend M. (2013) Gains in native species promote biotic homogenization over four decades in a human-dominated landscape. *J. Ecol.* 101, 1542–1551.
- McGrath M. J., Luyssaert S., Meyfroidt P., Kaplan J. O., Bürgi M., Chen Y., ... & Valade A. (2015) Reconstructing European forest management from 1600 to 2010. *Biogeosciences* 12, 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. *J. Nat. Conserv.* 22, 35–41.
- Miklín J., Sebek P., Hauck D., Konvicka O. & Cizek L. (2018) Past levels of canopy closure affect the occurrence of veteran trees and flagship saproxylic beetles. *Divers. Distrib.* 24, 208–218.
- 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.
- Montiel C. & Kraus D. (eds.) (2010) Best practices of fire use – prescribed burning and suppression fire programmes in selected case-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., 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.
- Müller J., Brustel H., Brin A., Bussler H., Bouget C., Obermaier E., Heidinger I. M. M., Lachat, T., Förster, ... & Gossner M. M. (2015) Increasing temperature may compensate for lower amounts of dead wood in driving richness of saproxylic beetles. *Ecography* 38, 499–509.

- Müller J., Hothorn T., Yuan Y., Seibold S., Mitesser O., Rothacher J., ... & Menzel A. (2024) Weather explains the decline and rise of insect biomass over 34 years. *Nature* 628, 349–354.
- 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 Ecol. Manag.* 331, 104–115.
- Müllerová J., Hédl R., Szabó P. (2015) Coppice abandonment and its implications for species diversity in forest vegetation. *Forest Ecol. Manag.* 343, 88–100.
- Nielsen T. F., Sand-Jensen K., Dornelas M. & Bruun, H.H. (2019) More is less: net gain in species richness, but biotic homogenization over 140 years. *Ecol. Lett.* 22, 1650–1657.
- 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. *Appl. Veg. Sci.* 8, 183–192.
- 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 Białowieża Primeval Forest, Poland: implications for Central European lowland fire history. *J. Ecol.* 98, 1319–1329.
- Oksuz D. P., Aguiar C. A., Tápiá S., Llop E., Lopes P., Serrano A. R., ... & Palmeirim J. M. (2020) Increasing biodiversity in wood-pastures by protecting small shrubby patches. *Forest Ecol. Manag.* 464, 118041.
- Olden J. D. & Rooney T. P. (2006) On defining and quantifying biotic homogenization. *Global Ecol. Biogeogr.* 15, 113–120.
- Olden J. D., Comte L. & Giam X. (2016) Biotic homogenisation. *eLS*, 1–8.
- Paltto H., Nordberg A., Nordén B. & Snäll T. (2011) Development of secondary woodland in oak wood-pastures reduces the richness of rare epiphytic lichens. *PLoS One* 6, e24675.
- Percl G., Cizek L., Benes J., Miklin J. & Sebek P. (*v přípravě*) Successional changes in central-European nature reserves over the last 80 years: increasing canopy cover, loss of vegetation heterogeneity, and associated extinctions of butterflies and moths (Lepidoptera).
- Pešout P. (2021) Legalizace vypalování porostů v ČR. *Ochrana přírody* 6/2021, 22–23.
- Pešout P. & Fišer B. (2016) Řízené vypalování porostů – k vybraným otázkám praktické péče o chráněná území I. *Ochrana přírody* 6/2016, 12–15.
- Pešout P., Šíma J. & Stuchlíková L. (2019) Veteranizace, pollarding a kroužkování stromů vs. jejich ochrana. K vybraným otázkám praktické péče o chráněná území II. *Ochrana přírody* 6, 18–22.
- 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.
- Prach J. (2021) Homogenizace krajiny - antropocenní trend biodiverzity. In: Pokorný P. & Storch D. (eds.) et al. (2021) *Antropocén*. Academia, pp. 378–400.
- Prach J. & Kopecký M. (2018) Landscape-scale vegetation homogenization in Central European sub-montane forests over the past 50 years. *Appl. Veg. Sci.* 21, 373–384.
- 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*. HarperCollins Publishers, 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. Manag.* 291, 308–317.
- Ranius T. (2002) *Osmoderma eremita* as an indicator of species richness of beetles in tree hollows. *Biodivers. Conserv.* 11, 931–941.
- Read H. (2000) *Veteran trees: A guide to good management*. English Nature, 167 pp.
- Roleček J. & Řepka R. (2020) Formerly coppiced old growth stands act as refugia of threatened biodiversity in a managed steppe oak forest. *Forest Ecol. Manag.* 472, 118245.
- 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.
- Sánchez-Bayo F. & Wyckhuys K.A. (2019) Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. *Biol. Conserv.* 232, 8–27.
- Saniga M., Balanda M., Kuchel S. & Pittner J. (2014) Four decades of forest succession in the oak-dominated forest reserves in Slovakia. *iForest* 7, 324–332.
- Savill P. (2015) High forest management and the rise of even-aged stands. In: Kirby K. J., & Watkins C. (eds.) (2015) *Europe's changing woods and forests: from wildwood to managed landscapes*. CAB International, Wallingford, pp. 93–106.
- Sebek P., Altman J., Platek M. & Cizek L. (2013) Is active management the key to the conservation of saproxylic biodiversity? pollarding promotes the formation of tree hollows. *PLoS O* 8, e60456.
- Sebek P., Bace R., Bartos M., Benes J., Chlumska Z., Dolezal J., ... & Cizek 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 Ecol. Manag.* 358, 80–89.
- Sebek P., Vodka S., Bogusch P., Pech P., Tropek R., Weiss M., Zimova K. & Cizek L. (2016) Open-grown trees as key habitats for arthropods in temperate woodlands: The diversity, composition, and conservation value of associated communities. *Forest Ecol. Manag.* 380, 172–181.
- Sedláček O., Marhoul P. & Dušek J. (2015) *Využití řízených požárů v ochranném 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.
- Seibold S., Gossner M. M., Simons N. K., Blüthgen N., Müller J., Ambarlı D., ... & Weisser W. W. (2019) Arthropod decline in grasslands and forests is associated with landscape-level drivers. *Nature* 574, 671–674.

- 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.
- Socolar J. B., Gilroy J. J., Kunin W. E. & Edwards D. P. (2016) How Should Beta-Diversity Inform Biodiversity Conservation? *Trends Ecol. Evol.* 31, 67–80.
- 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. & Tuřová J. (2008) Does closure of traditionally managed open woodlands threaten epigeic invertebrates? Effects of coppicing and high deer densities. *Biol. Conserv.* 141, 827–837.
- Storch D. (2021) Budoucnost Života v antropocénu. In: Pokorný P. & Storch D. (eds.) et al. (2021) *Antropocén*. Academia, pp. 286–324.
- Stuber M. & Bürgi M. (2002) Agrarische Waldnutzungen in der Schweiz 1800–1950. *Nadel- und Laubstreue. Schweiz. Z. Forstwes.* 153, 397–410.
- Szabó P. (2009) Open woodland in Europe in the Mesolithic and in the Middle Ages: Can there be a connection? *Forest Ecol. Manag.* 257, 2327–2330.
- Szabó P. (2010) Driving forces of stability and change in woodland structure: A case-study from the Czech lowlands. *Forest Ecol. Manag.* 259, 650–656.
- Szabó P. (2013a) Rethinking pannage: Historical interactions between oak and swine. In: Rotherham I. D. (ed.) (2013) *Trees, Forested Landscapes and Grazing Animals: A European Perspective on Woodlands and Grazed Treescapes*, Abingdon, Routledge, pp. 51–61.
- Szabó P. (2013b) The end of common uses and traditional management in a Central 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. (2023) The Horka litter raking incident: on foresters and peasants in nineteenth-century Moravia. *Environ. Hist.* 29, 323–343.
- Szabó P., Suchánková S. & Johansen J. (2024a) Historie ořezávaných stromů v Evropě. *Živa* 3/2024, 118–121.
- Szabó P., Diniz É. S. & Houška J. (2024b) Traditional agroforestry on forested land: a comprehensive analysis of its distribution pattern in the 19th century. *Agroforest. Syst.* 98, 115–127.
- Šálek M., Hula V., Kipson M., Daňková R., Niedobová J. & Gamero A. (2018) Bringing diversity back to agriculture: Smaller fields and non-crop elements enhance biodiversity in intensively managed arable farmlands. *Ecol. Indic.* 90, 65–73.
- Thimonier A., Dupouey J. L., Bost F. & Becker M. (1994) Simultaneous eutrophication and acidification of a forest ecosystem in North-East France. *New Phytol.* 126, 533–539.
- Thomas R. C. (1998) Ecological changes in Bernwood Forest – woodland management during the present millennium. In: Kirby K. J. & 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.
- Van Calster H., Baeten L., Verheyen K., De Keersmaecker L., Dekeyser S., Rogister J. E. & Hermans M. (2008) Diverging effects of overstorey conversion scenarios on the understorey vegetation in a former coppice-with-standards forest. *Forest Ecol. Manag.* 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. *Biol. Rev.* 90, 347–366.
- van Swaay C., Warren M. & Loïs G. (2006) Biotope use and trends of European butterflies. *J. Insect Conserv.* 10, 189–209.
- Vera F. W. M. (2000) *Grazing Ecology and Forest History*. CABI Publishing, Wallingford, 506 pp.
- Vera F. (2018) The wood-pasture; for food, wood and biodiversity. In: Çolak A. H., Kirca S. & Rotherham I. D. (eds.) (2018) *Ancient woodlands and trees. A guide for landscape planners and forest managers*. IUFRO World Series 37, 184–211.
- Vild O., Roleček J., Hédli R., Kopecký M. & Utinek D. (2013) Experimental restoration of coppice-with-standards: Response of understorey vegetation from the conservation perspective. *Forest Ecol. Manag.* 310, 234–241.
- Vild O., Kalwij J. M. & Hédli R. (2015) Effects of simulated historical tree litter raking on the understorey vegetation in a central European forest. *Appl. Veg. Sci.* 18, 569–578.
- Vild O., Šipoš J., Szabó P., Macek M., Chudomelová M., ... & Hédli R. (2018) Legacy of historical litter raking in temperate forest plant communities. *J. Veg. Sci.* 29, 596–606.
- 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.
- Vogel S., Bussler H., Finnberg S., Müller J., Stengel E. & Thorn S. (2021) Diversity and conservation of saproxylic beetles in 42 European tree species: an experimental approach using early successional stages of branches. *Insect Conserv. Diver.* 14, 132–143.
- Vojta J., Brabec M., Skokanová H. & Kuča K. (2023) Legacies of historical management practices in the large-scale distribution pattern of oak-hornbeam woodlands in Czechia. *Forest Ecol. Manag.* 545, 121241.
- 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.
- Weiss M., Kozel P., Zapletal M., Hauck D., Prochazka J., Benes J., ... & Sebek P. (2021) The effect of coppicing on insect biodiversity. Small-scale mosaics of successional stages drive community turnover. *Forest Ecol. Manag.* 483, 118774.
- Wohlgemuth T., Bürgi M., Scheidegger C. & Schütz M. (2002) Dominance reduction of species through disturbance—a proposed management principle for central European forests. *Forest Ecol. Manag.* 166, 1–15.
- WWF (World Wide Fund for Nature) (2021) *Gewinner und Verlierer 2021. WWF zu Artensterben 2021: Dorsch-Apokalypse, Muschelsterben und Elefantenwilderei / Lichtblicke bei Luchsen, Panzernashörnern und Bartgeiern*. Tisková zpráva, 29. prosince 2021.
- 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.



Zvonovec liliolistý (*Adenophora liliifolia*), kriticky ohrožený druh naší květeny vázaný na světlé lesy. Z české krajiny prakticky vymizel v důsledku opuštění pařezinového hospodaření. Moderní lesy jsou pro přežívání jeho populací příliš stinné. (Foto: J. Prach)

O autorech

Kolektiv autorů je složen z odborníků v oblasti entomologie, botaniky, ekologie společenstev a ochrany přírody. Autoři pracují v akademickém prostředí, ať už na ústavech Akademie věd České republiky (Entomologický ústav Biologického centra, Botanický ústav), nebo jsou výzkumníky a lektory na univerzitách (Česká zemědělská univerzita v Praze, Masarykova univerzita, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích). Přestože se ve své práci zabývají ekologií různých skupin organismů a často i na různých místech planety, společným pojítkem autorů je jejich zájem o studium biodiverzity evropských lesních společenstev a ekologických mechanismů, které různé složky lesní biodiverzity ovlivňují. V evropských podmínkách je historický význam hospodaření člověka tak silný, že především v oboru ochrany přírody často nelze uvažovat o přírodních společenstvech nebo o populacích konkrétních vzácných druhů bez toho, aby člověk nenakoukl do historie studovaných lokalit nebo si neuvědomoval historické proměny hospodaření celé zájmové oblasti. Téma významu tradičních způsobů hospodaření v lesích pro biodiverzitu zaujalo autory knihy často nezávisle a v této knize se pokusili dát dohromady základní informace pro zájemce z řad ochranářů, hospodářů, úředníků, studentů či laické veřejnosti.

Poděkování

Rádi bychom na tomto místě poděkovali těm, kteří nám poskytli cenné materiály a dodali rady a podněty k textu. Naše díky si zaslouží Martin Adámek, Heinz Bußler, Sven Finnberg, Ly Lindman, Gwendoline Percel, Lenka Pejchalová, Michal Plátek. Rovněž tímto děkujeme všem autorům fotografií.

Dedikace

Tato publikace vznikla v rámci projektu „Využití tradičních znalostí k zastavení ztráty biologické rozmanitosti v lesích“ (projekt č. TO01000132) řešeného v letech 2021–2024 a financovaného z Norských Fondů 2014–2021 a Technologickou agenturou České republiky. Více o zaměření a výstupech projektu na <http://rotate.ibot.cas.cz/>.



Freska z kostela ve švýcarském Zillisu z první poloviny 12. století. Muž ořezává větve stromu za pomoci nástroje typického pro tuto práci.

TRADIČNÍ HOSPODAŘENÍ V LESÍCH A BIODIVERZITA

Pavel Šebek, Lukáš Čížek (eds.)
a kolektiv

Grafické zpracování a sazba Markéta Pučoková

Vydala a vytiskla agentura gevak, s. r. o.
Věrovany, Rakodavy 233
v roce 2024

1. vydání

ISBN 978-80-86768-74-8

Neprodejná publikace