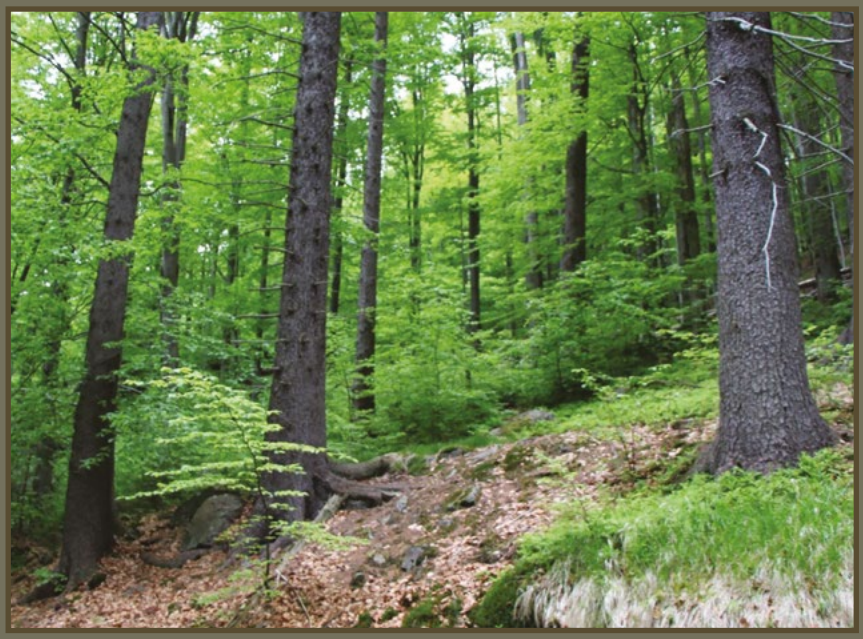
LESNICKÝ PRŮVODCE

# PĚSTOVÁNÍ SMÍŠENÝCH A BOHATĚ STRUKTUROVANÝCH LESNÍCH POROSTŮ V PODMÍNKÁCH NARŮSTAJÍCÍCH POPULACÍ SPÁRKATÉ ZVĚŘE



doc. Ing. ZDENĚK VACEK, Ph.D.
a kol.

Certifikované METODIKY PRO PRAXI

4/2026

# Pěstování smíšených a bohatě strukturovaných lesních porostů v podmínkách narůstajících populací spárkaté zvěře

doc. Ing. Zdeněk Vacek, Ph.D.
prof. RNDr. Stanislav Vacek, DrSc.
Ing. Jan Cukor, Ph.D.
Ing. Vlastimil Skoták, Ph.D.
Ing. Richard Ševčík, Ph.D.
Ing. Kateřina Brynychová, Ph.D.
Ing. Jakub Černý, Ph.D.

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

Fakulta lesnická
a dřevařská

# Lesnický průvodce 4/2026

Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, v. v. i.
Strnady 136, 252 02 Jíloviště
www.vulhm.cz
Publikace vydané v řadě Lesnický průvodce jsou dostupné v elektronické verzi na:
http://www.vulhm.cz/lesnicky_pruvodce

**Vedoucí redaktor:** Ing. Jan Řezáč; e-mail: rezac@vulhm.cz
**Výkonná redaktorka:** Miroslava Valentová; e-mail: valentova@vulhmop.cz
**Grafická úprava a zlom:** Klára Šimerová; e-mail: k.simerova@vulhm.cz

ISBN 978-80-7417-311-0
ISSN 0862-7657

T A

Č R

Technologická
agentura
České republiky

Metodika vznikla v rámci řešení projektu TAČR „Bohatě strukturované smíšené porosty jako klíčová forma adaptace lesního hospodářství na probíhající změny klimatu (TQ03000107)“ a zčásti díky institucionální podpoře Ministerstva zemědělství (MZE-RO0123).

*Adresy autorů:*

doc. Ing. Zdeněk Vacek, Ph.D.

prof. RNDr. Stanislav Vacek, DrSc.

Ing. Jan Cukor, Ph.D.

Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta lesnická a dřevařská,
Katedra pěstování lesů
Kamýcká 129, 165 00 Praha 6 – Suchdol
e-mail: cukor@fld.czu.cz

Ing. Jan Cukor, Ph.D.

Ing. Vlastimil Skoták, Ph.D.

Ing. Richard Ševčík, Ph.D.

Ing. Kateřina Brynychová, Ph.D.

Ing. Jakub Černý, Ph.D.

Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, v. v. i.,
Útvar myslivosti
Strnady 136, 156 00 Praha 5 – Zbraslav
e-mail: cukor@vulhm.cz

*Podíl autorů:*

| | |
|---|---|
| doc. Ing. Zdeněk Vacek, Ph.D. | 30 % |
| prof. RNDr. Stanislav Vacek, DrSc. | 25 % |
| Ing. Jan Cukor, Ph.D. | 25 % |
| Ing. Vlastimil Skoták, Ph.D. | 5 % |
| Ing. Richard Ševčík, Ph.D. | 5 % |
| Ing. Kateřina Brynychová, Ph.D. | 5 % |
| Ing. Jakub Černý, Ph.D. | 5 % |

# MANAGEMENT OF MIXED, STRUCTURALLY DIVERSE FOREST STANDS UNDER INCREASING PRESSURE OF UNGULATE POPULATIONS


## *Abstract*

Damage caused by ungulates represents one of the major limiting factors for the natural regeneration of structurally rich forests and significantly affects their species composition, stability, and long-term development. Under ongoing global climate change, the establishment of mixed, age- and spatially heterogeneous stands is gaining importance, as such forests exhibit higher ecological resilience, improved regenerative capacity, and greater carbon sequestration in biomass. The implementation of these principles, however, often encounters excessive browsing pressure, which restricts the growth of many tree species and alters their competitive relationships in early developmental stages. High ungulate densities negatively impact broadleaved tree species and silver fir in particular, leading to a distortion of the natural species composition and a weakening of forest ecosystem functions. Generally, the lower the proportional representation of a tree species, the more attractive it becomes to ungulates, with the highest browsing intensity typically occurring at stand edges. Contemporary research confirms that browsing damage can substantially slow down or even halt regeneration processes. Its consequences are reflected not only in reduced height growth and vitality but also in altered spatial, species, and age structures of stands, which subsequently affects forest stability and production potential. Recent analyses show that the level of damage to young trees in the Czech Republic exceeds ecologically tolerable thresholds for many species, and the situation continues to deteriorate. The success of close-to-nature forest management therefore depends on harmonizing silvicultural measures with the regulation of ungulate populations and the adoption of appropriate wildlife management strategies. A key requirement is to assess the carrying capacity of hunting grounds based on actual impacts on forest regeneration rather than on animal numbers alone. A comprehensive solution involves improving site conditions, promoting mixed regeneration, applying adequate protective measures, and managing young stands in accordance with their species-specific and ecological demands. The development of stable mixed forests further requires the use of natural processes, differentiated silvicultural interventions, and long-term planning closely aligned with climate change dynamics. This document summarizes the latest knowledge on wildlife ecology, regeneration dynamics, and practical forest management, pro-

viding recommendations that can help reduce wildlife damage and strengthen the resilience of forest ecosystems. The outcomes are intended for a broad audience, including foresters, wildlife managers, conservation authorities, and land administrators striving to build permanently stable and functionally rich forests.

**Key words:** ungulate damage; browsing; mixed stands; forest management

# Obsah:


1 Úvod ..... 9

2 Principy tvorby bohatě strukturovaných lesů ..... 11

2.1 Bohatě strukturované lesy a kritéria jejich hodnocení ..... 13

2.2 Směry přiblížení k bohatě strukturovanému lesu ..... 14

2.3 Možné přístupy k tvorbě bohatě strukturovaných lesů ..... 17

3 Tvorba bohatě strukturovaných smíšených lesních porostů .... 20

4 Tvorba mozaikovitých porostů ..... 30

5 Obnovní postupy v bohatě strukturovaných lesích ..... 33

5.1 Zásady obnovy lesních porostů ..... 33

5.2 Obnovní postupy bohatě strukturovaných lesů ..... 33

6 Škody zvěří na přirozené obnově ..... 44

6.1 Početnost zvěře jako klíčový faktor poškozování porostů ..... 46

6.2 Okus přirozené obnovy ..... 49

6.3 Vytloukání přirozené obnovy ..... 54

6.4 Poškozování ohryzem a loupáním ..... 55

7 Výchova bohatě strukturovaných lesů ..... 58

7.1 Zásady výchovy ve smíšených porostech ..... 58

7.2 Výchova v porostech poškozených zvěří ..... 61

7.3 Výchova porostů v podmínkách klimatické změny ..... 63

8 Pěstování lesních porostů a myslivecký management ..... 66

9 Závěr ..... 70

10 Srovnání novosti postupů ..... 71

11 Popis uplatnění metodiky ..... 72

12 Ekonomické aspekty ..... 73

13 Dedikace ..... 74

14 Literatura ..... 75

# 1 Úvod

Probíhající změna klimatu je jednou z hlavních výzev pro management lesních ekosystémů (Vacek et al. 2023). V řadě oblastí Evropy dochází k poklesu srážek a ke zvyšování teploty vzduchu, což má významný vliv na růst, stabilitu a odolnost lesních porostů vůči biotickým i abiotickým faktorům (Gutsch et al. 2011; Vacek et al. 2023). Evropská pevnina se přitom v období 2012–2021 oteplovala ještě rychleji než globální průměr, a to přibližně o 2,0 °C oproti předindustriální úrovni, přičemž nejvyšší míra oteplení byla zaznamenána v severovýchodní Evropě, Skandinávii a ve vnitrozemských oblastech (IPCC 2022) včetně České republiky, kde průměrná roční teplota vzrostla v období 1961–2024 o 2,3 °C. Proto je nutné vyhodnotit druhově specifické reakce dřevin na probíhající globální klimatickou změnu (GKZ), aby bylo možné předvídat budoucí vývoj a s tím související dopady a změny ve struktuře a vývoji lesů a na základě toho formulovat vhodné strategie pěstování lesů ke zmírnění GKZ (Alvarez et al. 2014). Adaptace lesů na GKZ je proto velkou výzvou a zároveň dlouhodobým úkolem pro české lesnictví (Vacek et al. 2019a). Jedná se o soubor pěstebních opatření, vycházejících ze znalostí struktury a vývoje porostů, s důrazem na ekologickou valenci jednotlivých dřevin, které je však třeba prověřit v podmínkách GKZ a v konkrétních stanovištních a porostních poměrech (Chapin et al. 2001; Vacek et al. 2023).

Zakládání stabilních bohatě strukturovaných lesních porostů s druhovou skladbou odpovídající konkrétním stanovištním poměrům je proto zcela nevyhnutelné. Mezidruhové interakce v bohatě strukturovaných porostech mají za následek změny ve fyziologii a morfologii jednotlivých dřevin a vedou ke změnám v zásobení a využívání živin, což následně pozitivně ovlivňuje produkci smíšených lesních porostů. Příkladem je tzv. hydraulický lift ve směsích smrku s bukem, kdy kořeny buku chrání smrky před suchem tím, že svým hlubším kořenovým systémem přerozdělují vodu v půdním profilu ve prospěch smrku (Šach, Černohous 2015). Mnohem hodnotnější jsou však autochtonní porosty vznikající přirozenou obnovou pod ochranou mateřského porostu. Pozvolný růst a adaptace na podmínky konkrétního stanoviště předurčují přirozenou obnovu k vyšší odolnosti vůči klimatickým extrémům a dalším negativním činitelům. Nicméně v současných podmínkách České republiky, resp. širšího regionu střední Evropy, je zakládání lesních porostů přirozenou obnovou a ostatně i pěstování pestrých lesů umělými výsadbami značně ohroženo narůstajícím tlakem zejména spárkaté zvěře. Především selektivní výběr

atraktivních dřevin potlačuje jejich schopnost prosadit se v odrůstajících porostech, čímž dochází ke snižování biodiverzity a odolnosti lesních porostů. Předložená metodika proto sumarizuje lesopěstební opatření, cílená na tvorbu pestrých lesních porostů včetně částí, věnujících se poškozování zvěří a možnému zmírňování těchto negativních dopadů.

Metodika se proto v první části zabývá především pěstebními zásadami, které vedou k zakládání a hospodaření v pestrých, druhově bohatých a strukturovaných lesních porostech. Následně popisuje škody způsobované zvěří a možné postupy, které mohou dopady a obecně i rizika vzniku škod minimalizovat.

# 2 Principy tvorby bohatě strukturovaných lesů

Současný stav lesů je v České republice, podobně jako v sousedních státech střední Evropy, výsledkem kulturního, hospodářského a politického vývoje. Lesní hospodářství v této oblasti nevznikalo již v prostředí přírodních lesů, ale v území dlouhodobě ovlivňovaném neregulovanou těžbou dřeva a pastvou zvířat (Poleno 1993). Oprávněná byla proto obava o trvalost užitků z lesa, ohrožovaných do té doby neřízenou exploatací. Proto se požadavek trvalosti užitků, které les poskytuje, stal jedním ze základních postulátů (Poleno 1994). Zahrnoval v sobě udržení produkční schopnosti lesních porostů a trvalosti existence lesů prostřednictvím regulace těžeb a soustavné obnovy (Šimůnek et al. 2020). To postupně vedlo k vytváření pěstebních technologií zakládání lesů, výchovy a obnovy lesních porostů, které stále více vyhovovaly požadavkům trvalosti produkce (Poleno et al. 2009; Vacek et al. 2022a).

V lesích se zvýšeným zájmem ochrany přírody v ČR, především pak v maloplošných zvláště chráněných územích, v I. zónách CHKO a v I. i II. zónách národních parků, však uplatňování systémů trvale udržitelného obhospodařování lesů nestačí (Moucha 1999; Vacek et al. 2022b). Posláním těchto území je totiž uchování přírodních hodnot nebo zlepšování současného stavu jejich antropogenně ovlivněného prostředí pomocí diferencované přírodě blízké péče či přírodě blízkého managementu lesních ekosystémů (Vacek et al. 2012). Ten maximálně využívá spontánních procesů a podle jejich stavu postupně omezuje cílevědomé vklady přídatných energií do biologických procesů. Na rozdíl od trvale udržitelného obhospodařování lesů přírodě blízké způsoby péče kladou značný důraz na autochtonnost porostů, tj. nejen na druhovou, ale i ekotypovou skladbu, dále i na přirozenou věkovou a prostorovou strukturu při plnění celého spektra mimoprodukčních funkcí (Vacek et al. 2007).

Diferenciace přírodě blízké péče o lesní ekosystémy vychází ze stanovištních podmínek, skladby porostů (druhové, genetické, věkové a prostorové), jejich odolnostního potenciálu a provozních možností s ohledem na plnění mimoprodukčních funkcí (Vacek et al. 2017). Určitým modelem proto jsou zbytky přírodních a přirozených lesů, které jsou posledními homeostatickými články středoevropské krajiny se značnou biodiverzitou a ekologickou stabilitou. Přírodě blízký les se tak stal nenahraditelnou složkou ekologické infrastruktury naší krajiny a tomu by měla odpovídat především jeho struktura, zdravotní stav a systémy polyfunkčního obhospo-

dařování či péče o lesní ekosystémy (Vacek et al. 2023). Těmto hodnotám by se měla blížit i současná lesnická praxe s cílem zakládání hospodářských lesů, které se však budou do značné míry blížit lesům přírodě blízkým.

Stěžejními prvky tvorby bohatě strukturovaných lesů v našich podmínkách jsou:

- hospodaření s lesem jako ekosystémem, tj. přechod od výlučné péče o lesní dřeviny a jejich porosty na péči o celé lesní ekosystémy;
- vytvoření optimální struktury lesních ekosystémů (druhové, ekotypové, prostorové, věkové) diferencovaně podle stanovištních poměrů a cílů hospodaření;
- tvorba porostních směsí se zastoupením tří dominantních a dalších vtroušených dřevin v jednotlivém až skupinovitém smíšení;
- diferencovaný přechod od plošného ke skupinovitému až individuálnímu způsobu hospodaření;
- využívání a podpora spontánních procesů, zejména pak přirozené obnovy, kompetice i dalších principů autoregulace;
- podpora a tvorba pružných víceúčelových způsobů obhospodařování, a to diferencovaně podle funkčního poslání a možností lesních ekosystémů s cílem dosažení jejich funkční vyrovnanosti;
- volba ekologicky odůvodněných obnovních a těžebně dopravních technologií využívajících mechanizační prostředky minimálně poškozující přírodní prostředí v návaznosti na terénní klasifikaci a technologickou typizaci lesních pozemků;
- zpřístupnění lesů ekologicky a ekonomicky odůvodněnou dopravní sítí v návaznosti na terénní klasifikaci a technologickou typizaci horských lesních pozemků.

Tyto stěžejní prvky tvorby bohatě strukturovaných lesů platí pro lesy v ČR obecně, ale jejich důležitost se výrazně zvyšuje v horských lesích, kde řada druhů přežívá na hranicích existenčního minima (Vacek, Balcar 1992; Vacek, Podrázský 2007). Mnohé horské lesy v ČR byly navíc v uplynulých desetiletích silně poškozeny imisně ekologickými stresy (Vacek et al. 2003).

Obnova lesa nepůsobí problémy, pokud v přirozených porostech probíhá samovolně nebo v kulturních lesích je řízena postupně a pod příznivým vlivem obhospodařovaného mateřského porostu (Vacek, Podrázský 2007). Přitom jsou zde snahy o hledání co nejpříznivějších strategií obnovy pro tvorbu bohatě strukturovaných a zejména pak mozaikovitě uspořádaných porostů (Vacek et al. 2022b) v současných podmínkách, které ovlivňuje řada negativních faktorů včetně zvěře.

## 2.1 Bohatě strukturované lesy a kritéria jejich hodnocení

Bohatě strukturovaným lesem se rozumí les s následujícími parametry:

- jsou v něm zastoupeny alespoň hlavní dřeviny přirozené druhové skladby, tj. základní edifikátory;
- vyznačuje se značnou biologickou rozmanitostí celého ekosystému, tzn. nejen dřevinné složky, ale i bylinného a mechového patra, hub, půdních mikroorganismů, fauny atd.;
- je vitální úměrně růstové či vývojové fázi, tj. les zdravý;
- plní vhodně produkční funkci, tj. produkci dřeva, lesních plodů, zvěřiny atd.;
- dobře plnící ekologické a environmentální (mimoprodukční) funkce, zejména pak funkci půdoochrannou, vodoochrannou, vzduchoochrannou, rekreační, zdravotní, přírodoochrannou a vědeckou;
- přiměřeně plnící funkce socioekonomické.

**Kritéria hodnocení bohatě strukturovaných lesů**

Kritéria hodnocení bohatě strukturovaných lesů jsou výchozí charakteristiky, které je nutné zvažovat především při stanovování cílů polyfunkčního využívání lesů v daných porostních a stanovištních podmínkách.

Z praktických kritérií jsou pro hodnocení bohatě strukturovaných lesů podstatná:

- druhová skladba dřevinné složky ekosystému, která představuje základní předpoklad pro deklaraci bohatě strukturovaného lesa. Z hlediska druhové diverzity lesa lze o splnění kritérií druhového složení uvažovat v případě, kdy jsou hlavní dřeviny přítomny v množství, zdravotním stavu a stadiu schopném zajistit jejich zdárný vývoj, tj. produkci a reprodukci včetně plnění mimoprodukčních funkcí lesa;
- věková struktura lesních porostů, kterou je nutno posuzovat na větších lesních celcích, a to minimálně na úrovni oddělení. Hospodářskými opatřeními věkovou strukturu směřovat minimálně k normalitě lesa a postupně až k přirozené věkové struktuře;

- prostorová struktura lesních porostů, kterou lze posuzovat podobně jako věkovou strukturu a v rámci možností ji postupně směřovat k přirozené maloplošné textuře lesa;
- zdravotní stav a vitalita lesních porostů, které lze obecně posuzovat z hlediska potenciálních možností plnění produkčních i mimoprodukčních funkcí lesů.

Cílenými opatřeními je potřebné zlepšovat zdravotní stav a vitalitu porostů, jejich regenerační kapacitu a přizpůsobivost nepříznivým zátěžím, tzn. zvyšovat ekologickou stabilitu lesa (Vacek et al. 2022a).

## 2.2 Směry přiblížení k bohatě strukturovanému lesu

Lesnický management v těchto lesních ekosystémech maximálně využívá přírodních procesů. Přitom se opírá o strategii ekologicky založeného zacházení s lesem diferencovaně dle konkrétních stanovištních a porostních poměrů. Les však může trvale poskytovat jen tolik užitků, na kolik stačí jeho přirozený funkční potenciál (Obr. 1). Proto musí lesnická praxe směřovat k posilovaní stability, vitality, regeneračních schopností, odolnosti lesních ekosystémů vůči stresům a jejich přizpůsobivosti ke změnám konfigurace stanovištních faktorů v úzké vazbě na GKZ (Vacek et al. 2020).

Základem lesnických rozhodování v tomto směru zůstává diferenciace podle konkrétních stanovištních a porostních poměrů v úzké vazbě na ekologické nároky a kompetiční vztahy jednotlivých dřevin. Z nich lze odhadnout, jaká budou stanoviště a porosty v měnících se globálních ekologických poměrech (Vacek et al. 2023). Vychází se přitom zejména z charakteru souborů lesních typů, stupňů přirozenosti lesních porostů, popř. i stupňů poškození porostů. Přitom obecnou lesnickou i ochranářskou strategií je polyfunkční management. Obecně je možno konstatovat, že přírodě blízkými postupy lze o lesy pečovat dlouhodobě nejefektivněji.

Směry přiblížení k přírodě blízkým lesním porostům nejsou vázány na žádné hospodářské schéma, ani na žádný úzce vymezený postup. V zásadě je možný clonný, skupinovitý a do určité míry i násečný a výběrný postup. Jde tedy o pružný ma-

loplošný způsob hospodaření na ekologických základech, který vyhovuje daným růstovým podmínkám a sleduje dodržování základních principů zajišťujících ekologickou stabilitu a biodiverzitu, tj. ekologickou trvalost a vývojovou vyrovnanost lesních ekosystémů (Vacek et al. 2007).

Obr. 1: Bohatě strukturovaný porost na Klokočné (foto: J. Remeš).

Z obecného hlediska se jedná zejména o:

- přechod od výlučné péče o lesní dřeviny a jejich porosty na péči o celé lesní ekosystémy;
- postupnou přestavbu (přeměna, převod, rekonstrukce) chřadnoucích lesů; u většiny tuzemských lesů je k tomuto účelu nejen vhodný, ale i provozně reálný přechod od holosečně obhospodařovaného lesa na les obhospodařovaný podrostním způsobem s alespoň částečným využitím výběrných principů;
- vytvoření optimální struktury lesních ekosystémů (druhové, genetické, prostorové, věkové) diferencovaně podle stanovištních poměrů a cílů hospodaření;
- přechod od plošného ke skupinovitému až individuálnímu způsobu hospodaření;
- postupné upouštění od věku coby základního kritéria obnovní těžby a diferencované zavedení dalších kritérií, jako např. cílová tloušťka, hodnotový přírůst, kvalita koruny a ovlivnění růstového prostředí porostu;
- uplatňování relativně dlouhé obnovní doby v závislosti na ekologické valenci dřevin, porostních i stanovištních podmínkách a cílech managementu;
- snaha o postupnou minimalizaci přídatné energie v procesu růstu lesa;
- využívání a podpora spontánních procesů, zejména pak přirozené obnovy (spontánní i řízené), kompetice (přirozené redukce náletů a nárostů, vyvětvování atd.) i dalších principů autoregulace, jako je např. směna hlavních edifikátorů;
- vymezení nejnižší hospodářské jednotky podle přírodně prostorových jednotek (porostních typů či typů vývoje lesa);
- podpora a tvorba pružných polyfunkčních způsobů managementu, a to diferencovaně podle funkčního poslání a možností lesních ekosystémů s cílem dosažení jejich produkční a funkční vyrovnanosti (Míchal et al. 1992; Poleno 1993, 1994).

K hlavním principům managementu bohatě strukturovaných lesů tedy náleží především:

- způsoby respektující zákonitosti přirozeného vývoje;
- tvorba druhově, prostorově a věkově skupinovitě smíšeného lesa;
- udržovat či zvyšovat biodiverzitu podporou druhové rozmanitosti (ponechávání neškodících dřevin v lesních porostech, odumřelého dřeva a doupných stromů atd.), a to včetně celého spektra genových zdrojů dřevin původních porostů;
- snižovat stavy zvěře na úroveň, umožňující přirozenou obnovu všech dřevin (včetně vtroušených) bez nutnosti jejich ochrany proti škodám zvěří;

- aplikace maloplošného hospodářského způsobu podrostního, násečného a výběrného, které jsou obecně považovány za modely přírodě blízkých způsobů hospodaření;
- používat šetrné technologie a přípravky nepoškozující nebo minimálně poškozující přírodní prostředí (Míchal et al. 1992; Poleno 1993, 1994).

## 2.3 Možné přístupy k tvorbě bohatě strukturovaných lesů

Lesem, který je v České republice nejčastější, je pasečný les v podobě lesa věkových tříd. Tato podoba lesa je dlouhodobě formována holosečným způsobem. Pro holosečný les platí vědomé navozování situace „katastrofického" rozpadu, přičemž dřevo je vytěženo. Les se nachází téměř trvale ve stadiu dorůstání. Těžebně-dopravními technologiemi je často narušen povrch půdy a humifikace. Místo sukcese je nová generace lesa založena umělou obnovou a musí být po určitou dobu zajišťována za cenu dalšího energetického vnosu (Poleno 1993). Přitom dřeviny přirozených sukcesních stadií, které by jinak přispěly k rovnováze biochemických cyklů, jsou často jako hospodářsky nežádoucí odstraňovány (Vacek et al. 2007).

Na opačném konci spektra lesních ekosystémů stojí les výběrný. O výběrné struktuře, resp. o výběrném lese lze hovořit tehdy, pokud je celý nadzemní produkční prostor (nahoře vymezený nejvyššími stromy) vyplněn jedinci stinných dřevin nebo jen jedné dřeviny (Vacek et al. 2022). Dynamika lesa přitom rámcově kopíruje malý vývojový cyklus, avšak výběrnými pěstebními zásahy se předchází fázi rozpadu. Fázi stárnutí se dává průchod jen do dopěstování cílových stromů. Jejich dimenze přitom vychází z charakteru stanovištních a porostních poměrů. Těžbou se tak navozuje stav, který by měl být mezi fází zralosti a zmlazovací. Tak se při principiálním zachování dřevinné složky ekosystému jednorázově sníží akumulační úroveň biomasy, přičemž procesy tvorby a odbourávání biomasy v podstatě zůstávají stále provázány. Fáze rozpadu plně nastává jen v územích ponechaných samovolnému vývoji a v ostatních částech porostů jen na zanedbatelné ploše (Vacek et al. 2007).

Porozumět výběrnému lesu, jeho fungování a užitkům, které nám může poskytnout, znamená si uvědomit, že je to les obhospodařovaný, i když strukturu výběrného lesa lze pomístně najít též v přírodním lese. Výběrný les je přitom přírodě nejbližším hospodářským útvarem – není však myslitelný bez systematických zásahů

při respektování zásad výběrného principu. Pěstebně opuštěný výběrný les by mohl ještě nějaký čas fungovat, spíš by však ztroskotal na nedostatečné obnově, která by musela být zajištěna pasečnými postupy nebo ponechána přirozené dynamice (Tesař 1999).

Rozsáhlejší ukázky výběrného lesa v českých zemích nemáme. Ovšem tvářnost výběrného lesa byla inspirující pro generace lesníků a řada z nich cílevědomě usilovala o převod pasečného lesa na výběrný. Řada pokusů byla realizována v 50. a 60. letech 20. století. Z tohoto úsilí, za nímž stojí především H. Konias, B. Polanský, V. Zakopal, se však zachovaly jen malé fragmenty, které si tím spíš zaslouží důkladnou analýzu a pokračování (Souček 2001).

Již nyní můžeme konstatovat, že v lesích je střednědobým nástrojem přestavby těchto ekosystémů obhospodařování podrostním způsobem. Dosažení přestavby lesa za pomoci tohoto postupu též znamená vysoce odborný, dlouhodobě důsledný a trpělivý přístup k danému území, avšak riziko zklamání je podstatně menší než u převodu na výběrný les. Ostatně většina uskutečňovaných převodů na výběrný les v příznivých případech v podrostní les vyústila (Vacek et al. 2022a).

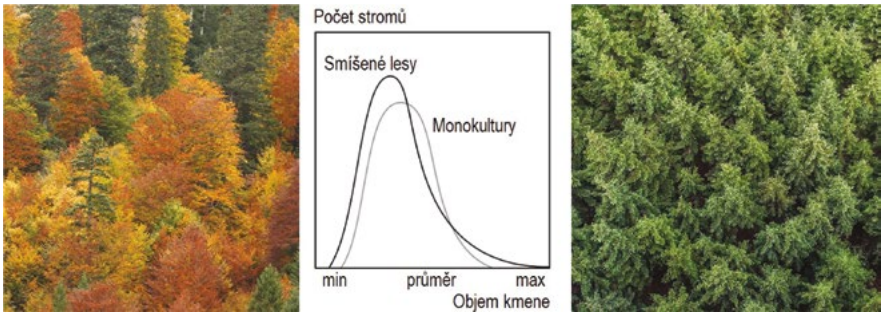
Přitom se jedná o řadu možných forem pasečného lesa s uplatňováním výběrných principů, nikoliv tedy jen o používání výběrných sečí. I tento přístup může vyhovět ekologické opodstatněnosti a zajistit dostatečnou pružnost systému. Důležité je přitom dosažení takové textury lesa, v níž dobře probíhají procesy autoregulace. Pouhá textura porostů nemůže být cílem pěstebních opatření, ale pouze prostředkem ke startování procesů autoregulace. Efektivní je taková struktura porostů, která optimálně odpovídá funkčnímu požadavku na les. Velmi zjednodušeně lze tvářnost lesa v prvém kroku popsat podle vrstevnatostí. Dobře odlišitelné jsou čtyři struktury: jednovrstvá, dvou nebo vícevrstvá, podrostní a výběrná. Žádnou strukturu nelze jednoznačně přiřadit k přírodnímu nebo kulturnímu lesu. I v přírodním lese se setkáme s výrazně jednovrstvou strukturou, např. ve stadiu optima v bučině. Jednovrstvá struktura je však naprosto dominantní v lese věkových tříd. To má důsledky pro růstové děje, obnovu lesa a jeho ekologickou stabilitu. V lese se produkce stále hromadí a lesní hospodářství cíleně předchází kolapsu tím, že les se v relativně krátkém období obnovuje (Vacek et al. 2007).

Pěstební technika pasečného lesa, který je charakteristický velkým časovým podílem stadia dorůstání z celé produkční doby, předchází výchovnými zásahy přírodnímu procesu vyřazováním jedinců z nedostatku prostoru a světla (Vacek et al. 2016). Stačí na to většinou slabé nebo mírné podúrovňové probírky. Teprve počínaje silnou probírkou je tento proces uměle urychlen (Poleno et al. 2009; Štefančík 2015).

Jinak je tomu při úrovňových probírkách, při kterých se střetávají dvě kritéria. Zatímco kvalita kmene je přírodě naprosto cizím kritériem, vitalita je veskrze přírodním výběrovým kritériem. Pěstební intervence je však z různých důvodů často uplatňována tam, kde se nepojí vysoká vitalita s vysokou jakostí stromů. Těžba úrovňových a nadúrovňových stromů s technologickými nedostatky kmene, které snižují jejich zhodnocení, absolutně neodpovídá zásadám přírodě blízkých opatření. Jedná se totiž o jedince, kteří by se s vysokou pravděpodobností prosadili až do nejpokročilejších vývojových stadií. Naproti tomu jedinci podporovaní odstraněním výše uvedených stromů by pravděpodobně v dalším vývoji zanikli (Vacek et al. 2016).

# 3 Tvorba bohatě strukturovaných smíšených lesních porostů

Smíšené lesy zvyšují rezistenci porostů vůči široké škále rizik a mohou také poskytovat zvýšenou ekonomickou hodnotu ve srovnání s monokulturami (Gamfeldt et al. 2013; Pretzsch et al. 2013), zejména s ohledem na probíhající GKZ (Pukkala 2018; Pardos et al. 2021). Je proto důležité zavést vhodná managementová opatření, která zvýší stabilitu a vitalitu porostu, přičemž pěstování smíšených lesů hraje v tomto úsilí důležitou roli na úkor labilních monokulturních porostů (Bolte et al. 2009). Stromy ve smíšených porostech mohou vykazovat vyšší účinnost využívání zdrojů a mít tak výrazně vyšší růst ve srovnání se stromy rostoucími v monokulturách (Pretzsch et al. 2016; Sharma et al. 2017) z důvodu odlišných ekologických požadavků (živiny, vlhkost, klimatické faktory, světlo atd.) jednotlivých druhů dřevin (Knoke et al. 2008). Zvýšenou produktivitu smíšených porostů oproti monokulturám pozitivně ovlivňuje vyšší počet stromů (lepší využívání vertikálního prostoru porostu), zakmenění a projekční plocha korun a výraznější asymetrie růstu stromů (Pretzch et al. 2016; del Río et al. 2017) – (Obr. 2). Výzkum z Německa dokládá vyšší produkci a s tím i zvýšenou sekvestraci v biomase ve smíšených lesích o 11–33 % (Pretzsch et al. 2016). Studie vycházející ze 146 výzkumných ploch dokumentuje rozdíl v porostní zásobě u smíšených porostů od -46 % do +138 % v závislosti




Obr. 2: Distribuce stromů dle objemu kmene a počtu jedinců ve smíšených porostech oproti monokulturám (upraveno podle Pretzsch et al. 2016).

na kombinaci dřevin a stanovišti (Pretzsch et al. 2010). Například zvýšení produkce u smrkových porostů příměsí buku bylo pozorováno na chudých stanovištích, zatímco produkci bukových porostů lze podpořit příměsí smrku na bohatých stanovištích (kombinace druhové interakce a živin). Na základě studií na území České republiky počet stromů ve smíšených porostech může být až o 15–58 % vyšší než v monokulturách (Vacek et al. 2021; Brabec et al. 2023; Hammerová et al. 2025). Vyšší počet stromů souvisí i s odlišnými strategiemi hospodaření ve smíšených porostech. Pozitivní účinek příměsi však může být výrazně snížen nevhodnými pěstebními zásahy, například snižováním počtu stromů ve smíšeném porostu na úroveň monokultur či odstraňováním stínomilných dřevin z podrostu (Pretzsch, Schütze 2016; Cordonnier et al. 2018).

Druhová diverzita a skladba lesů hraje klíčovou roli v produkčním potenciálu a trvalé udržitelnosti. V různých výzkumech jsou druhová bohatost a počet dřevin vyskytujících se v porostu používány k vysvětlení vztahu mezi diverzitou a produkčním potenciálem, avšak druhová vyrovnanost (optimální podíl vyskytujících se dřevin) a různorodost (kombinace druhové bohatosti a vyrovnanosti) by neměly být opomíjeny (Gillman et al. 2015; Vacek et al. 2023). Rozsáhlé metaanalýzy napříč biomy potvrdily, že vyrovnanost druhů je nejvhodnějším indikátorem pro vysvětlení produkčního potenciálu smíšených lesů, jež jsou navíc lépe adaptované na probíhající změny klimatu a disturbance (Zhang et al. 2012).

Vytváření smíšených porostů cílových dřevin je mimořádně náročným a složitým úkolem. Je totiž vhodné, aby na jednom stanovišti rostly alespoň základní, stanovišti odpovídající cílové dřeviny (hlavní edifikátory) a plnily všechny funkce lesa lépe než porosty tvořené jednou dřevinou. Při vší složitosti a náročnosti tohoto úkolu je to však úkol reálný (Poleno et al. 2009). Je totiž známo, že převážná většina našich přírodních lesů byly lesy smíšené (Vacek et al. 2007). Pouze na určitých extrémních stanovištích je nutno se spokojit pouze s jednou dřevinou. Jsou to např. podmáčené a vrchovištní smrčiny (v 8. LVS), podmáčené olšiny apod. Odhaduje se, že na nejméně 90 % lesní půdy mohou v ČR růst smíšené porosty (Vacek, Vacek 2022a). Ty vyžadují při zakládání jasnou koncepci, ve které jde nejen o ekologické působení těchto směsí dřevin na sebe navzájem a na stanoviště, ale i o hledisko produkční a ekonomické (Poleno et al. 2009).

Možnosti vzniku a vytváření smíšených porostů jsou v závislosti na stanovišti a provozním cíli tak četné, že není možno stanovit nějaká obecně platná pravidla ani k základním otázkám, ke kterým patří zejména:

- způsob a časový harmonogram vzniku a vytváření smíšených porostů;
- volba dřevin pro smíšené porosty;
- podíl dřevin ve smíšených porostech (obnovní i provozní cíl);

– předpoklad vývoje smíšených porostů;
– forma smíšení (jednotlivě, hloučkovitě, skupinovitě, řadově);
– péče o mladé smíšené porosty (Vacek, Vacek 2022a).

Smíšené porosty nás staví před řadu problémů, jejichž řešení je mnohem složitější než ve stejnorodých porostech, o jejichž vzniku a vývoji již jsou určité představy. Pro nesmíšené porosty existují již po staletí prováděná výzkumná šetření o jejich růstu a vývoji. Existují také určité – i když ne vždy zcela dokonalé – růstové modely. To vše je však pro smíšené porosty prakticky nepoužitelné. Víme, že jednotlivé dřeviny ve směsi musejí mít alespoň přibližně si odpovídající požadavky na stanoviště (Paule 1992). To však je příliš málo – tyto dřeviny mají rozdílný přirozený růstový rytmus a rozdílné doby kulminace běžného přírůstu všech základních růstových veličin. Mají také rozdílné nároky na světlo, a i ty se s věkem mění. Mění se proto i struktura smíšených porostů během jejich vývoje a vytváří tak plynule se měnící předpoklady pro plnění všech funkcí lesa (Poleno 1993, 1994).

Smíšené porosty mohou v zásadě vznikat třemi způsoby:

a) V prvním, tj. v nejlepším případě může být cíl dosažen v plném rozsahu přirozenou obnovou stanovištně vhodných smíšených porostů. Ty mohou mohou vzniknout i v místech, kde spolu sousedí dva nesmíšené porosty, které se přirozeně obnovují. Lehká okřídlená semena zanáší vítr proměnlivých směrů i z jednoho porostu do druhého. Takto se přirozeně obnovují zejména jehličnaté dřeviny, např. borovice se smrkem, ale i s jedlí, modřín se smrkem, smrk s jedlí apod. Nevylučují se však ani směsi buku s jehličnatými dřevinami – se smrkem, s modřínem, s borovicí či jedlí (Obr. 3), jejichž semena zanese vítr do bukových náletů. Na svazích, jejichž horní části zaujímají bukové porosty, se objevují také nálety buku v níže položených smrkových nebo borových porostech. Bukvice se tam dostanou posuvem po svahu, většinou s podporou srážkové vody. Často se i z jednotlivě rostoucích stromů, především javorů a jasanů (ale i douglasky a vejmutovky) dostavují početné nálety pod převládajícím smrkem či borovicí. Vyskytují se zejména v těch částech porostu, které javoru a jasanu vyhovují (např. prudké kamenité svahy, báze svahů obohacované vodou i humusem apod.). Zejména v monokulturách smrku v nižších lesních vegetačních stupních se v bohatých náletech smrku, který je únosný jako součást smíšených porostů, nikoliv však jako monokultura, objevují jednotlivé náletové semenáčky celé řady dalších dřevin – jedle, buku, modřínu, borovice, javorů, ale i dubu, k jehož rozšíření přispívají zejména sojky.

Vzešlé semenáčky těchto ojediněle vtroušených dřevin se však rychle ztrácejí v množství náletů smrku, popř. i borovice. Může se jednat o semenáčky dřevin v mládí rychle rostoucích; ty však jsou zpravidla náročné na světlo, kterého je pro ně pod clonou mateřského porostu příliš málo, a proto rychle hynou. Až překvapivě velkou životnost projevuje v těchto podmínkách modřín, který je schopen přežít a přerůst smrk i borovici pod clonou, má-li alespoň boční světlo, kterého se mu dostává především v okrajích porostů. Častěji a delší dobu přežívající je příměs stinných dřevin, zejména jedle (ve smrkových porostech) a buku (v borových i smrkových porostech). I příměs těchto stinných dřevin, k nimž dále patří i javory, však vyžaduje pozornost a péči lesníka, nemají-li krnět ve dvojitém zástinu (starého porostu i smrkových či borových náletů). Proto by měl být stav smrkových a borových náletů každoročně ověřen a potlačené semenáčky vtroušených dřevin by měly být uvolněny. Podle zkušeností k tomu zpravidla postačí jednorázové uvolnění, poněvadž stinné dřeviny pod clonou starého porostu rostou po tomto uvolnění již rychleji než nálety smrku

Obr. 3: Porostní směs borovice lesní a jedle bělokoré z přirozeného zmlazení (foto: I. Štefančík).

či dokonce borovice. V takovýchto porostech s četnějšími jednotlivými nálety cenných stinných dřevin je žádoucí účelně hospodařit se stínem a udržovat ještě určitou dobu větší zástin i za cenu zřetelně sníženého přírůstu dřevin náročnějších na světlo (Obr. 4).

V této souvislosti je nutné zmínit i jednotlivé nálety borovice (zejména pahorkatinných a horských ekotypů), které si až překvapivě pod přiměřenou clonou starého porostu udržují svůj štíhlý habitus nesrovnatelný s vysázenými borovicemi nížinného ekotypu na holé ploše.

b) Ke druhému způsobu vzniku smíšených porostů dochází kombinací obnovy přirozené a umělé, nejčastěji doplňováním mezernatých náletů (Obr. 5). Tento způsob je rozhodně jednodušší, méně pracný i přehlednější a může se při jeho uplatňování vycházet alespoň částečně z určité koncepce porostních skladeb. V praxi se proto objevuje častěji. Z hlediska zakládání smíšených porostů do-

Obr. 4: Porostní směs smrku ztepilého a jedle bělokoré při tvorbě bohatě strukturovaných lesů (foto: I. Štefančík).

chází k některým úpravám. V první řadě odpadá použití sazenic stejného druhu a vždy se používají další dřeviny, které vhodně doplňují převládající druhy přirozené obnovy dle růstových podmínek a provozních cílů. Nejnaléhavější je toto doplňování v náletech jehličnatých dřevin, zejména smrku, borovice i modřínu, a to především výsadbou dřevin melioračních a zpevňujících. Jedná se zejména o dřeviny listnaté. Z jehličnatých dřevin je takřka ve všech cílových hospodářských souborech uvedena jedle a v řadě souborů i douglaska, která se vyznačuje rychlým růstem, a proto může být použita i k jednotlivému prosázení náletů borovice v řídkém sponu či již pozvolna odrůstajících náletů. Obdobně se jednotlivě po celé ploše porostu (či skupiny) prosazují modříny (zpravidla pocházející z přirozené obnovy), které do budoucna nezůstanou převládající dřevinou. Proto v tomto případě nevadí určitý věkový předstih modřínu. Jednotlivá příměs je také vhodná při vytváření ekonomicky odůvodněné směsi buku se smrkem. Do bukových náletů se v pravidelném řídkém sponu (např. 3 × 3 až 4 × 4 m) vysází smrk, který na lepších bonitách v 5. a 6. lesního vegetačního stupně (LVS) buku ustupuje, zatímco na chudších půdách a ve vyšších LVS vytváří hlavní porost. Buk se jen částečně udrží v úrovni se smrkem, většinou však ustoupí do podúrovně.

Obr. 5: Smíšený porost vzniklý kombinovanou obnovou (foto: S. Vacek).

Mimo uvedené (spíše výjimečné) případy vytváření jednotlivých směsí dřevin se pracuje převážně se směsí hloučkovitou a skupinovitou dle velikosti mezer v náletech (Vacek et al. 2022a).

Zvláštní případ mohou představovat příměsi cenných dřevin. Ty se vyznačují rychlým růstem v mládí, ovšem nevýhodou je poměrně krátký vývojový cyklus. S těmito dřevinami se pracuje také jednotlivou příměsí, aby po jejich vytěžení nevznikly v porostu větší mezery. Jako příklad může sloužit výsadba třešně ptačí do bukových nebo jasanových náletů (Poleno et al. 2009).

c) Třetí způsob zakládání smíšených porostů spoléhá v plném rozsahu na umělou obnovu, především výsadbou, a tedy zcela podle koncepčních představ lesního hospodáře. Nejčastěji jsou to současně prováděné výsadby všech dřevin v hloučcích dřevin nebo ve skupinách. Hlouček představuje zhruba takovou plochu, jakou zaujímá jeden strom v dospělosti, skupiny jsou dva- až třikrát větší. Všechny dřeviny zaujímají postavení v úrovni porostu a mají také přibližně stejné obmýtí a stejnou obnovní dobu (Vacek et al. 2022a).

   Většinou se takto vytvářejí směsi smrku s bukem a buku se smrkem na úrodnějších stanovištích, kde však smrk netrpí červenou hnilobou. Jako další výhodné směsi dřevin jsou využívány modřín s bukem a buk s modřínem v nižších a středních horských polohách. Dále se jedná o ušlechtilé listnáče (lípy, javory, jilmy, zejména horské druhy) s bukem a buk s ušlechtilými listnáči na živinami bohatých stanovištích, přičemž buk může být s ostatními dřevinami v úrovni, zčásti však i v podúrovni. V neposlední řadě jde o borovici lesní s dubem letním, včetně dalších příměsí lípy nebo habru na úrodných půdách, zejména na odvodněných plochách bývalých lužních lesů. Borovice přitom zaujímá sušší a dub vlhčí lokality (Poleno et al. 2009).

   Často se smíšené porosty, zejména smrku s jedlí a částečně i s bukem (tzv. hercynská směs) ve středních horských polohách (5. a 6. LVS), zakládají ve dvou fázích. S předstihem obnovujeme stinné dřeviny (10–40 let), zčásti i přirozenou obnovou pod clonou vhodného mateřského porostu a v malých mezerách. Využívá se tak ekologická ochrana choulostivých stinných dřevin proti mrazu či přílišnému oslunění spojenému s vysýcháním půdy (Vacek et al. 2022a).

   Na chudších stanovištích, kde se zejména buk (popř. smrk) není schopen udržet v úrovni a ustupuje do podúrovně, je vhodné vytvářet směsi borovice s bukem a dubu s bukem, eventuálně smrku s bukem a borovice se smrkem. Přimíšená dřevina (buk, smrk) se přitom vysazuje v počtu menším než 1000 jedinců sazenic na hektar. Výsadba se provádí v hloučcích a skupinách s představou, že zejména v počátcích růstu a vývoje porostu budou přimíšené dřeviny (buk,

smrk) pod úrovní borovice a dubu. Postupně se však i tyto přimíšené dřeviny při vhodné fytotechnice mohou prosadit i v hlavním porostu (Obr. 6).

Na ještě chudších stanovištích a na lokalitách s červenou hnilobou smrku se počítá pouze s tzv. „sloužící funkcí" přimíšené dřeviny, tedy půdoochranou funkcí jejím zákrytem. Hlavní dřevina se přitom vysazuje v plném hektarovém počtu bez ohleduna výsadbu přimíšené dřeviny, která se provádí řadově po celé ploše porostu ve velmi řídkém sponu. V pozdějším věku vypadá tento podružný porost (buku či smrku pod borovicí) jako věkově mladší spodní etáž (Vacek et al. 2022a).

Specifickým případem je zakládání smíšených porostů dodatečnou výsadbou do mezer poškozeného porostu. K tomu dochází nejčastěji například po sněhovém polomu, po poškození bleskem či po skupinovitém žíru hmyzu. Mohou přitom v zásadě nastat dva případy:

– porost je velmi mladý (asi do 30 let věku, spíše výrazně méně). Cílem v těchto porostech je dodatečně vysazeným rychleji rostoucím dřevinám, především

Obr. 6: Smíšený porost smrku a buku s maximální podporou (uvolňováním) jedinců buku tak, aby se jedinci buku dostali alespoň do spodní úrovně (foto: S. Vacek).

douglasce a jedli obrovské do smrkového porostu, popř. vejmutovce do borového porostu umožnit, aby zvýšenou růstovou dynamikou v prvních dekádách růstu dorostly původní dřevinu. Předpokladem je možnost takto obě dřeviny začlenit do obnovní těžby současně.

– porost je již ve středním věku (30 let a více). Tudíž je již vhodné stejnou mezeru osázet stinnou dřevinou (především jedlí) a výsadbu považovat za základ následného porostu a obnovu poškozeného porostu ukončit dříve, než by odpovídalo stanovené obmýtní době (Poleno 1968).

Za předpokladu menších mezer (o šířce menší než 15 m) se většinou nevyplatí do porostu výsadbou zasahovat, poněvadž růstem stromů a rozšiřováním korun se světelné podmínky pro odrůstání a obecně i vývoj vysazených dřevin zhorší natolik, že většina výsadby uhyne. Do těchto menších mezer se někdy dostaví nálet dřevin mateřského porostu (smrku nebo borovice), jehož osud se odvíjí od dalších hospodářských zásahů v porostu. V mladších porostech s příznivým, bezporuchovým vývojem se porost poměrně rychle zapojí a nálety všech dřevin včetně stínomilných bez další podpory mnohdy zcela vymizí. Ve středním věku porostu se sice nálety smrku či dalších dřevin mohou udržet, ale často pouze živoří, takže je možné jejich využití jako zápojné dřeviny. Až na začátku obnovní doby je možné obnovu doplnit vysázením dalších dřevin v řidším sponu (2 × 2 až 2,5 × 2,5 m). Vhodné jsou především stinné dřeviny jako jedle, buk či klen, a to za použití vyspělých vitálních sazenic (Poleno et al. 2009).

V porostech slunných dřevin (zejména modřínu) je vhodné ve věku tyčovin až slabých kmenovin (při dosažení horní výšky minimálně 10 m) provést silnou probírku. Poté v řídkém sponu za použití vyspělých sazenic aplikovat celoplošnou podsadbu vhodnou stinnou nebo polostinnou dřevinou (bukem, habrem, lípou, v dubových porostech i javorem mléčem, popř. babykou).

Při vytváření smíšených porostů je nanejvýš vhodné vedle hlavních dřevin uplatnit ve vhodných podmínkách některé vzácné domácí dřeviny, ke kterým patří zejména:

– jeřáb břek (*Sorbus torminalis*), který doprovází především teplomilné a habrové doubravy v nížinách až pahorkatinách (podobně jako dub zimní). S oblibou roste na vápencích, ale daří se mu i na čerstvých hlinitých půdách;

– třešeň ptačí (*Prunus avium*) má podobný areál jako buk, je však poněkud náročnější na teplo a světlo. Roste přirozeně jako vtroušená dřevina ve světlých listnatých lesích, zejména v nížinách až pahorkatinách (zde se vyskytuje i jako příměs v bučinách);

Z ekologického hlediska si zaslouží zvýšenou pozornost i další plodonosné dřeviny, k nimž patří:

– jabloň lesní (*Malus sylvestris*), která se přirozeně vyskytuje v lužních lesích, teplomilných doubravách a v suťových lesích, na lesních okrajích a křovinatých stráních, převážně od nížin po pahorkatiny;
– hrušeň planá (*Pyrus pyraster*), která se vyskytuje přirozeně ve stejných podmínkách jako jabloň lesní;
– ořešák černý **(***Juglans nigra*), tedy velmi cenná rychle rostoucí dřevina, která vyžaduje chráněné živinami bohaté nížinné polohy s průměrnou červencovou teplotou nad 18 °C.

K vzácnějším a velmi cenným domácím dřevinám patří tzv. ušlechtilé listnáče (jilmy, javory, jasany, lípy):

– jilm horský (*Ulmus glabra*) má horizontální rozšíření jako dub letní. Roste v suťových a roklinových lesích, na potočních a říčních aluviích a v bučinách, od pahorkatin do nižších horských poloh (na Šumavě až do 1000 m n. m.). Častou směs vytváří s lípou velkolistou a jasanem ztepilým;
– javor klen (*Acer pseudoplatanus*) je polostinnou dřevinou náročnější na půdní i vzdušnou vlhkost. Roste nejčastěji na humózních vlhčích půdách s vyšším podílem skeletu, na suťových půdách obohacených dusíkem a v horských bučinách;
– javor mléč (*Acer platanoides*) roste v listnatých lesích po celém území ČR. Hojný je zejména v suťových lesích;
– javor babyka (*Acer campestre*) dobře slouží jako zápojná dřevina k dubu, poněvadž při svém pomalém růstu kryje dobře půdu a neohrožuje cílovou dřevinu. Je také výbornou dřevinou pro vytváření porostních okrajů od nížin až do pahorkatin;
– jasan ztepilý (*Fraxinus excelsior*) se vyskytuje převážně ve vlhkých a podmáčených lesních porostech i na sutích. Roste převážně v nížinách a pahorkatinách, výjimečně až po nižší horské polohy (do 1000 m n. m.);
– Významnými listnatými dřevinami pro naše růstové podmínky jsou lípy: l. malolistá (*Tilia cordata*) a l. velkolistá (*T. platyphyllos*). Oba druhy mají střední až vysoké nároky na půdní živiny a patří k polostinným až stinným dřevinám. Jsou proto vhodné jako přimíšené dřeviny k slunným dřevinám – především k dubu, jasanu a modřínu.

# 4 Tvorba mozaikovitých porostů

Základem vytvoření mozaikových porostů je textura přírodního lesa, která je známa především z rezervací listnatých a smíšených lesních porostů. Především pak z výzkumu přírodních bukových lesů je zřejmé, že jejich textura je v průběhu celého vývojového cyklu 2–3vrstevná (Korpeľ 1988).

Typická jednovrstevná, výškově vyrovnaná výstavba se vyskytuje velmi zřídka a na malých plochách. Vývojová stadia bukového i dubobukového se střídají na malých plochách maximálně do výměry 20–25 arů, a tím podmiňují vznik maloplošné textury těchto přírodních lesů (Saniga 2010). Střídání vývojových stadií v průběhu vývojového cyklu stejnorodého listnatého, resp. smíšeného listnatého pralesa je charakterizované určitými znaky, které je možné uplatnit při obhospodařování a pěstebním usměrňování hlavně bukových, bukodubových, dubobukových a dubových porostů.

Stadium dorůstání představuje nejvýznamnější proces formování struktury přes přírodní procesy a v lese pěstovaném lesníkem jsou to růstové fáze mlaziny a tyčkoviny. Stadium optima, kdy je zásoba přírodního lesa nejvyšší, představuje lesy obhospodařované lesníkem ve věku 90–110 let, kdy se vyselektovaná kvalita zhodnocuje na nejvyšší porostní zásobě. Stadium rozpadu představuje porost v procesu obnovy, kde kromě vystupňování hodnotové produkce na zůstávajících stromech mateřského porostu vzniká nový následný porost přirozenou obnovou.

Při 230–250letém vývojovém cyklu bukového pralesa se na ploše 30 ha dosahuje vývojová samostatnost a produkční vyrovnanost. Při době obmýtí bukového porostu 110 let je předpoklad dosažení produkční a ekonomické samostatnosti na ploše 15 ha. Mozaikové porosty listnatých dřevin, zejména buku a dubu, s přihlédnutím na texturu přírodních lesů těchto dřevin představují model, kde se na stanovené ploše 10–15 ha na malých plochách o výměře skupiny cca 0,20 ha nacházejí sdružené růstové fáze v příslušném procentuálním zastoupení podle stanoveného modelu. Záměrem takto vytvořených porostů je možnost vystupňování hodnotové produkce na určitém počtu nejkvalitnějších stromů do kulminace jejich hodnotového přírůstu, získání nového následného porostu přirozenou obnovou a zabezpečení jeho ekonomické samostatnosti při maximálním finančním profitu.

Mozaikové porosty ve své pěstební koncepci respektují zásady lesa trvale tvořivého. Jedná se o:

- trvalé krytí půdy lesním porostem;
- dosahování kvalitní produkce na každé ploše porostu a výchova mlazin pod částečnou clonou mateřského porostu;
- dostatečně vysoká kvalita porostní zásoby s vysokým hodnotovým přírůstem, stálá podpora nejkvalitnějších stromů v porostu;
- trvalost těžebních zásahů jednotlivým výběrem, resp. hloučkovitou těžbou na ploše porostu (Obr. 7).

Vytvoření mozaikových porostů listnatých dřevin má vystupňovat hodnotovou produkci na vyselektovaném počtu stromů a zlepšit ekonomiku jejich obhospodařování. Hlavní úlohou bude v porostech, zejména starších 60 let, co nejdříve dosáhnout mozaikovou strukturu v pojetí textury listnatých a smíšených přírodních lesů. Minimální plocha porostu navrhovaného na tento typ hospodaření by měla být

Obr. 7: Mozaikový porost buku lesního s příměsí jedle bělokoré (foto: S. Vacek).

nejméně 10 ha. Navrhovaná cílová struktura a postup jejího dosažení představuje na ploše porostu s touto minimální výměrou dílčí plochy o výměře 0,20–0,30 ha v růstové fázi nárostu až mlaziny (do 30 let), tyčkoviny až tyčoviny (31–60 let), nastávající kmenoviny a kmenoviny (61–90 let) a vyspělé kmenoviny (91–130 let u buku a u dubu 91–150 let) s minimálním zakmeněním 0,6–0,7.

Tato modelová struktura produkčně, funkčně a ekonomicky vyrovnaného lesa představuje model, který při maximálním uplatnění poznatků o tvarové proměnlivosti a růstových procesech listnatých dřevin dokáže zlevnit celý produkční proces strukturalizace porostu pomocí výchovy a přirozené obnovy.

Záměrem pěstebních opatření podle uvedených zásad bude:

– trvalá existence mozaikově (do 0,20–0,30 ha) uspořádaných jednotlivých růstových fází podle stanoveného modelu;
– zvýšení mechanické stability, udržení dobrého zdravotního stavu porostu a podmínek pro přirozenou obnovu dřevin vytvářejících porost;
– trvalé plnění produkčních možností porostu na vysoké úrovni, s přihlédnutím na růstové vlastnosti jednotlivých druhů dřevin.

# 5 Obnovní postupy v bohatě strukturovaných lesích

## 5.1 Zásady obnovy lesních porostů

Obnovní postupy směřující k tvorbě cílového lesa vycházejí ze stěžejních principů trvale udržitelné péče o lesní ekosystémy. V současné době to znamená především rozsáhlou přeměnu monokulturního hospodaření v lesích na diferencované maloplošné obhospodařování s důrazem na přírodě blízké formy. Při jejich aplikaci jde zejména o změnu druhové, věkové a prostorové skladby, maximálně možné využívání přirozené obnovy i ostatních principů autoregulace. Za takovýto model péče je ve stávajícím období přestavby lesů považován zejména hospodářský způsob podrostní, násečný a jen na některých stanovištích i způsob maloplošný holosečný a výběrný. Tyto způsoby ve svém důsledku vedou k vytvoření diferencovaného skupinovitě smíšeného lesa. Obecným cílem obnovy je dosažení vyváženosti mezi možnou optimální produkcí obnovovaného porostu a zdárným vývojem následného porostu při minimalizaci nákladů na jeho založení. Z tohoto hlediska se stanoví postup obnovy v daném prostoru a čase diferencovaně podle stanovištních a porostních poměrů. Rozhodujícími kritérii jsou přitom charakter stanoviště (vyjádřený zejména souborem lesních typů a expozicí), dřevinná skladba, rozloha, zakmenění a věk porostu, hodnotový přírůst, zdravotní stav, resp. odolnostní potenciál porostu a technologická dostupnost porostu.

## 5.2 Obnovní postupy bohatě strukturovaných lesů

Dnešní systém trvale udržitelného obhospodařování lesů není vázán na žádné hospodářské schéma, ani na žádný úzce vymezený postup či obnovní formu. V bohatě strukturovaných lesích je v zásadě možný clonný, skupinovitý, do určité míry i násečný a výběrný postup. Jedná se o flexibilní způsoby hospodaření postavené na ekologických základech, které vyhovují daným stanovištním a porostním podmínkám prostředí a sledující pouze dodržování základních principů zajišťujících ekologickou stabilitu a trvalost lesních ekosystémů (Poleno et al. 2007b).

Jedná se o obnovní postupy využívající clonnou seč. I ta však má v bohatě strukturovaných porostech celou řadu forem a modifikací, zejména s ohledem na:

– maloplošný rozsah seče;
– časový průběh seče, zde je žádoucí dlouhodobý s přechodem do permanentní výběrné seče;
– nepravidelné plošné rozmístění těžebního zásahu;
– počet fází (zásahů) seče, zpravidla dva a více až s přechodem do početně neomezené výběrné seče.

Patří sem i obnovní postup s uplatňováním výběrů, přičemž nejde o těžební postup ve výběrném lese, ale o jednotlivý výběr stromů výběrnou sečí při zachování velmi dlouhé obnovní doby (Poleno et al. 2009).

Pro tvorbu bohatě strukturovaných a mozaikovitých porostů jsou nejvhodnější:

- Skupinovitá seč clonná – obnovním prvkem jsou skupiny založené uvnitř mateřského porostu (clonné kotlíky; Obr. 8). Po úplném uvolnění nárostů v dané

Obr. 8: Skupinová clonná seč v bukovém porostu (foto: M. Mikeska).

skupině se uplatňuje další postup clonnou sečí (počínaje sečí semennou) po obvodu kotlíku. Kotlíky se zpravidla umísťují v porostu v určitém systému tak, aby tvořil mozaikovité uspořádání. Tato seč umožňuje vznik nestejnověkých a zpravidla i smíšených porostů.

- Pomístně skupinovitá clonná seč (Femelschlag). Liší se od skupinovité seče clonné tím, že se nedodržuje v celém porostu uvedené clonné seče určitá pravidelnost a rovnoměrnost zásahů. Zásahy jsou naopak úmyslně nepravidelné, poněvadž se důsledně sleduje výběrný princip, tj. snaha o trvalé zvyšování a zlepšování organické produkce. V porostu tak vznikají jednotlivým výběrem stromů různé husté skupiny, s různou dobou nástupu obnovy lesa (Obr. 9). Obnovní doba je zpravidla dlouhá, nikoliv nepřetržitá.

Přispívá k tomu i skutečnost, že se tento hospodářský způsob vyvíjel (na základě Gayerových principů) více či méně samostatně ve třech různých zemích, které jej podle svých představ do určité míry modifikovaly. Rozlišuje se proto:

Obr. 9: Pomístně skupinovitá clonná seč ve smíšeném porostu s dominantním bukem lesním (foto: M. Mikeska).

– **Bavorský způsob** (Obr. 10)**,** který si nejvýrazněji zachovává skupinovitý charakter s určitými částmi porostu dosud zapojenými, do nichž se obnovní prvky vkládají postupně později; obnovní doba trvá asi 30 let.

Obr. 10: Bavorská forma skupinovitě clonného obnovního postupu v bukosmrkovém porostu s nezbytnou ochranou proti zvěři (foto: J. Remeš).

– **Švýcarský způsob** (Obr. 11) má již více výběrový a zušlechťovací charakter, i když skupinovité či hloučkovité rozmístění stromů není zcela potlačeno; obnovní doba je delší než u bavorského způsobu.

– **Bádenský způso**b (Obr. 12) má již více charakter jednotlivého výběru, a proto ve stadiu pokročilé obnovy vyvolává dojem výběrného lesa. Cílem pěstování je dosažení vysoce jakostního dřeva značných dimenzí. Přirozená obnova je většinou spontánní, škody po těžbě rychle mizí.

Při pomístně skupinovité clonné seči dochází k těžbě výběrem jednotlivých stromů, tedy výběrnou sečí, při které vznikají v porostech různě husté skupiny s různou

Obr. 11: Švýcarská forma skupinovitě clonného obnovního postupu v porostu s dominantním bukem lesním (foto: S. Vacek).

Obr. 12: Bádenská forma skupinovitě clonného obnovního postupu v bukovém porostu (foto: J. Remeš).

dobou nástupu obnovy lesa (Obr. 13). Tím dochází i k dočasné integraci výchovných a obnovních zásahů v jednom porostu a k postupnému vytváření výrazně nestejnověkých, strukturovaných porostů. Přesto však je zřejmé (zejména z prvního, mladšího porostu), že nejde o výběrný les, poněvadž je zde zřetelně etážovité uspořádání porostů s chybějící střední věkovou vrstvou.

Obr. 13: Výběr jednotlivých stromů v obnovní těžbě pro podporu přirozeného zmlazení buku lesního (foto: S. Vacek).

**Maloplošná kotlíková obnova**

Maloplošný holosečný obnovní prvek (kotlík), zpravidla kruhového nebo eliptického tvaru, je obklopen ze všech stran obnovovaným porostem, a vytváří tak pro následnou porostní generaci jedinečně širokou škálu ekologických podmínek výhodných zejména na sušších stanovištích. Důležité přitom je, jak velkou plochu zaujímá tento obnovní prvek. Za skupinu lze v tomto kontextu označit plochu 0,10–0,20 ha, menší plochu představuje skupinka (0,03–0,10 ha) a ještě menší plochu hlouček (pod 0,03 ha). Pro tvorbu bohatě strukturovaných lesů jsou nejvhodnější skupinky a hloučky. Uvedené plochy kotlíků skupinkovitého charakteru představují v plně zakmeněném porostu mýtního věku asi 30 stromů k těžbě. Protože však mýtně zralé porosty nemívají zpravidla plné zakmenění a kotlíky se navíc zakládají většinou v přirozeně prořídlých místech, může se jednat ve většině případů o těžbu 20–25 stromů (Vacek et al. 2007). V těchto holosečných kotlících vesměs dochází k přirozené obnově (Obr. 14). Obnovené skupiny mají vždy mít tvar „obnovního kužele", kde klesání kuželového pláště je velmi mírné.

Kotlíková seč vytváří v lesním porostu kvalitativně novou kombinaci z větší části příznivých ekologických podmínek pro růst a vývoj zmlazovaných dřevin, kterou

Obr. 14: Přirozeně vzniklý kotlík ve vlhké doubravě (foto: M. Mikeska).

nelze odvodit přímo z ekologických poměrů v zapojeném porostu a ani z ekologických poměrů na pasece. Této převážně výhodné kombinace, zajišťující zvláště v sušších podmínkách zdárnou obnovu lesa, nelze dosáhnout ani clonnou sečí ani jinými v praxi používanými způsoby obnovy. Proto je třeba techniku kotlíkové seče v pěstování lesů oprávněně rozvíjet (Slavík et al. 1957).

**Maloplošná násečná obnova**

Násečný způsob hospodaření se realizuje od okraje porostu ve dvou pruzích, z nichž první je holosečný a druhý ve směru postupu obnovy clonný. Charakteristický je přitom vznik dvou okrajů – vnější (holá seč) a vnitřní (clonná seč). Násečná obnova spojuje clonné a holosečné postavení na dvou částech obnovní zóny – vnější a vnitřní (Obr. 15).

Důležitá je volba směru náseku, odkud těžba začne a po celou obnovní dobu jen tímto směrem postupuje. Pokud by se začínalo od jihu až západu, působilo by silné

Obr. 15: Maloplošný násečný způsob obnovy ve smrkobukovém porostu (foto: M. Mikeska).

záření a převaha větrů; jedině větší množství srážek ve vnitřním okraji by ekologickou situaci náseku vedeného od západu zlepšovalo. Proto může být tento směr uvažován při obnově slunných a stabilních dřevin (např. dubu). Násek vedený od jihu může přicházet v úvahu ve vyšších horských polohách s dostatečným množstvím srážek, kde již nevyvolává tak výrazné přísušky. Často je uplatňován východní okraj umožňující postup těžby proti převládajícímu větru; je otevřen studeným východním větrům a pouští již od rána do porostu sluneční záření, které rychle vysušuje často zde vznikající rosu a v případě mrazíků urychluje tání namrzlých semenáčků citlivých dřevin, a tím vyvolává trhání buněk v jejich pletivech. Proto je nejčastějším postupem obnovy násek vedený od severu, zejména při nedostatku srážek a obnově stinných dřevin.

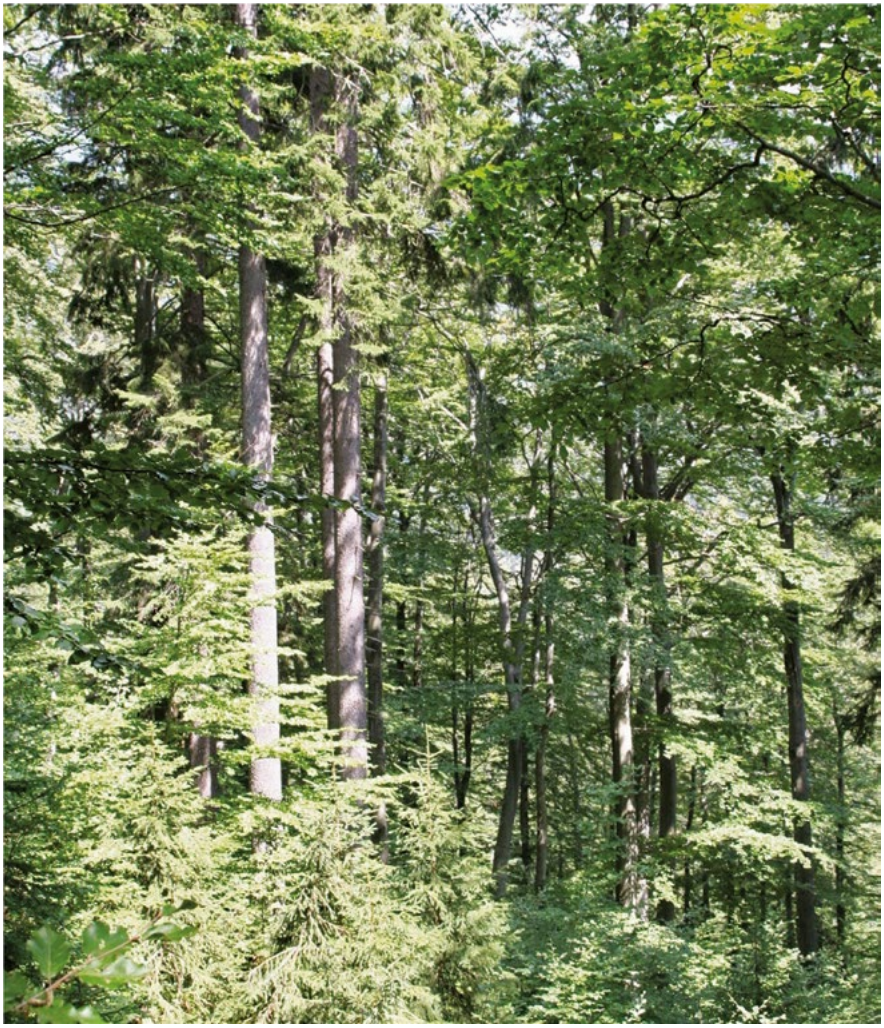
**Obnova ve výběrném lese**

Výběrný způsob hospodaření je charakterizován výběrnou těžbou jednotlivých stromů (bez rozlišování charakteru mýtní či předmýtní těžby) na celé porostní ploše v krátkých časových odstupech a postupným vrůstáním stromů spodní a střední porostní vrstvy do těžbou vzniklých mezer mezi korunami horní stromové vrstvy (Ammon 1946; Obr. 16).

V ideálním výběrném lese jsou na malé porostní ploše zastoupeny prakticky všechny věkové stupně. Tato absolutní věková diferenciace je základem a příčinou výškové a tloušťkové diferenciace s charakteristickou hyperbolickou křivkou tlouštěk a výšek.

V ideálním výběrném lese prakticky neměnný stav všech porostů znamená, že se udržuje trvalá rovnováha v lese zastoupených tloušťkových tříd, a to co do počtu stromů, tak i co do objemu. Znamená to, že z každé tloušťkové třídy odpadne za určitou časovou periodu stejné množství stromů (přirozeným úbytkem, těžbou a přesunem do vyšší třídy), kolik jich přechodem z nižší tloušťkové třídy přibude. Podíly jednotlivých tloušťkových tříd však závisejí na bonitě stanoviště i na cíli a způsobu hospodaření.

Výběrný les dokonale využívá nejen produkční schopnost a ekologické vlastnosti stanoviště, ale i růstové vlastnosti dřevin a jednotlivých stromů tím, že dokonaleji vyplňuje disponibilní nadzemní i podzemní prostor. Optimálně využitý disponibilní nadzemní prostor je dán jeho charakteristickým vertikálním zápojem, jehož dosažení představuje požadovaný (rovnovážný) stav výběrné struktury lesa. Obnova přitom probíhá téměř nepřetržitě na místech s dostatkem světla pro jednotlivé druhy dřevin.



Obr. 16: Výběrný smrkobukojedlový porost (foto: S. Vacek).

**Obnova lesa trvale tvořivého (Dauerwaldu)**

Tento trvalý (neustále tvořivý) les měl být určitou obdobou výběrných lesů v širším pojetí.

– Pojem **Dauerwald** Möller přesně nedefinoval. Měl to podle jeho názoru být všeobecně platný hospodářský princip, který neměl lesopěstitelské technické pojmové znaky a neshodoval se s žádnou určitou formou lesa. Cílem lesa trvale tvořivého je nepřetržitá a co nejvyšší výroba vysoce hodnotného dřeva, a to přiměřená stanovišti. Tohoto cíle je možné dosáhnout jen v přirozeném hospodářském lese. Je to skupinovitě, skupinkovitě až hloučkovitě smíšený nestejnověký les složený ze stanovištně vhodných druhů a ekotypů, jehož zásoba je kvalitativně nejlepší a optimálně vysoká.

Podstatou požadavků na les trvale tvořivý jsou:

– trvalé krytí půdy porostem, zpravidla smíšeným;
– trvalá produkce dřeva v dimenzích hroubí v každé části plochy;
– výchova nárostů pod clonou mateřského porostu;
– dostatečná porostní zásoba dřeva hroubí s maximálním přírůstem;
– trvale probíhající podpora cennějších stromů a těžba momentálně horších jedinců;
– nepřetržitost obnovní těžby dřeva buď jednotlivým výběrem, nebo maloplošným způsobem, žádné holoseče (Krutzsch 1952; Poleno 1996; Poleno et al. 2009).

V těchto porostech jde především o:

– smíšenost;
– nestejnověkost;
– stanovištně vhodné dřeviny a ekotypy;
– kvalitu zásob dřeva;
– optimální výši zásob;
– skupinové, skupinkovité a hloučkovité uspořádání dřevin a jejich následné obnovy (Poleno 1996).

# 6 Škody zvěří na přirozené obnově

Myslivecký management v České republice primárně vychází ze skutečnosti, která označuje zvěř jako přírodní bohatství státu. Dle Ústavy České republiky „*Stát dbá o šetrné využívání přírodních zdrojů a ochranu přírodního bohatství*". Stavy zvěře by však měly odpovídat úživnosti honiteb tak, aby nedocházelo ke škodám zvěří převyšujícím ekologicky únosnou mez (Vacek et al. 2014). Stanovištní a porostní prostředí a zvěř přitom tvoří úzce navzájem provázaný celek lesního ekosystému, v české krajině volně přecházející do agroekosystému. V přirozených ekosystémech vzájemné působení zvěře a přírodního prostředí ústí v harmonicky vyvážený vztah (Červený 1995), ve kterém je početnost zvěře regulována dostupností potravy, vhodnými habitaty, přirozenými predátory či nemocemi. Například Putman et al. (2011) uvádějí fakt, že na rozdíl od současného stavu (početnosti populace) zvěře je ve většině přírodních ekosystémů skutečná početnost velkých býložravců relativně nízká, a tímto se do obecného povědomí dostává i poznání, že jedním z nejdůležitějších prvků, které ovlivňují fungování ekosystému, je tedy především činnost člověka. Zcela odlišně je tomu většinou v kulturních ekosystémech, které jsou dlouhodobě ovlivňované činností člověka (Poleno et al. 2009), který mění prostředí jak v globálním, tak i v lokálním měřítku zejména umělým navýšením potravních zdrojů, a to jak v kulturní a zemědělské krajině, tak i v lesních ekosystémech.

Negativní vliv vysokých stavů spárkaté zvěře na lesní vegetaci je obecně relativně dobře znám a často dokumentován. Ne každý „okousaný stvol, prýt či větvička" je škoda na rostlině, a ne každé poškození rostliny je rovno poškození celého porostu. Koncept „*škod zvěří*" závisí vždy na zájmu a cílech zainteresovaných osob, tj. lesníků, myslivců či ochranářů a zejména vlastníků půdy a na úhlu jejich pohledu. Jádrem tohoto problému není konflikt mezi vegetací a zvěří, ale mezi různými druhy lidského zájmu (Putman et al. 2011). Škody zvěří či nesladěné hospodaření s obnovitelnými zdroji, lesem a zvěří, tj. nesoulad lesnického a mysliveckého managementu je dlouhodobě sledovaný problém ochrany lesa (Čermák, Mrkva 2007; Cukor et al. 2019a, 2019b; Vacek et al. 2020). Pod pojmem poškození Pfeffer (1961) uvádí fyziologickou újmu, tj. každé porušení zdárného vývoje dřeviny, popřípadě porostu, mající za následek snížení produkce nebo její jakosti. Škodu lze definovat jako snížení užitné hodnoty, tedy její ekonomické vyjádření. Velikost škody se vyjadřuje ve srovnávacích jednotkách jako jsou kubické metry (dřeva) a u plochy poškozených porostů se vyjadřuje v hektarech či v menších jednotkách; následně je zpravidla možné škodu vyjádřit ekonomicky.

Problém škod zvěří je tak starý, jak staré jsou snahy člověka racionálněji využívat les, zpočátku pochopitelně jako zdroj dříví. Již v 18. století popisuje škody na lesních porostech z pěstebního hlediska von Carlowicz (1713). O škodách zvěří svědčí četné historické zprávy, z nichž zároveň vyplývá, že tehdejší způsob jejich snižování byl celkem přímočarý. Zásadní řešení spočívalo v jednoznačném snížení početnosti zvěře, avšak na druhé straně také ve zlepšení potravní nabídky (Mrkva 1995). Škody zvěří jsou v současné době limitujícím faktorem přechodu na přírodě blízké postupy hospodaření v lesích, což má za následek snižování odolnosti lesních ekosystémů a ohrožení trvalosti jak produkčních, tak mimoprodukčních funkcí lesa.

Např. LČR, s. p., ve svém „Programu 2000" považují za odpovídající takový stav zvěře, který umožní odrůstání listnatých dřevin a jedle jak z přirozené, tak i umělé obnovy bez ochrany proti škodám zvěří. V „Programu 2020" již LČR za odpovídající ve vztahu k lesu považují takové stavy zvěře, které umožňují umělou i přirozenou obnovu základních, melioračních a zpevňujících dřevin, s rozsahem následné ochrany proti škodám zvěří dle platné právní úpravy. Pro naplnění uvedených cílů veřejného zájmu budou LČR nadále dbát o vytváření stabilního, kvalitního, druhově, prostorově a věkově skupinovitě smíšeného lesa, čemuž musí odpovídat i stavy veškeré zvěře, především spárkaté. Rovněž v saské směrnici, týkající se škod zvěří na lesních porostech, je obecně stanoveno, že ekologicky a hospodářsky únosná hustota zvěře je dosažena, pokud se hlavní dřeviny typické pro dané stanoviště zmlazují zpravidla bez ochranných opatření, a vegetace se zásadně neliší od fytocenologicky dané lokality příslušné vegetace a její rozmanitost je zabezpečena. Ekologickou únosnost honitby tak lze určit podle vlivu zvěře na prostředí. Za vhodnou formu hospodaření se zvěří je považován systém, který je založen na stavech únosných, které byly definovány ne absolutním počtem kusů na plochu honitby, ale podle dopadů dané populace na prostředí. Jedná se tedy o princip ekologicky únosných škod na lesních porostech (Vacek et al. 2014). Zároveň je však možné na základě ekologicky únosného stavu zpětně určit odpovídající početnost spárkaté zvěře, což však platí především v lokalitách, ve kterých se vyskytuje pouze omezené druhové složení spárkaté zvěře.

Vysoké škody zvěří okusem, ohryzem a loupáním jsou především důsledkem nepřiměřeného mysliveckého hospodaření v úzké vazbě na stanovištní a porostní poměry a požadavky lesního hospodářství či ochrany přírody. Neúměrně vysoké stavy zvěře, nevhodná věková a pohlavní struktura a často i vysoké počty zvěře, která není v dané honitbě normovaná, stále vede k neúnosnému rozsahu škod. Kromě mysliveckého managementu se na eskalaci škod ovšem spolupodílejí také změny v lesním hospodářství v posledních cca 100 letech, a to především přílišné upřednostňování smrkového holosečného hospodaření a umělé obnovy lesa (Čermák, Mrkva 2007). Za škodu je však často považovaná až situace v rozporu s lidskými

zájmy, nicméně ve skutečnosti má přítomnost velkých býložravců zásadní vliv na celou řadu ekologických funkcí lesů (Putman et al. 2011; Vacek et al. 2017).

## 6.1 Početnost zvěře jako klíčový faktor poškozování porostů

Lesní ekosystémy jsou v posledních dekádách stále více negativně ovlivňovány širokou škálou faktorů, jejichž dopady lze více či méně ovlivnit ať již v krátkodobém, či v dlouhodobém horizontu. Vliv zvěře patří mezi ty činitele, které je možné cílenými úpravami mysliveckého managementu výrazně zmírnit. Obecně však početnost hlavních druhů spárkaté zvěře stále narůstá, a to nejenom u nás, ale také na území dalších států Evropy (Cukor et al. 2022). Mezi druhy spárkaté zvěře s výrazným nárůstem početnosti patří původní jelen evropský a dále pak zejména introdukované druhy, jako jelen sika či daněk skvrnitý. V některých částech území Evropy již početnost těchto druhů odpovídá definicím biologických, ekologických či socioekonomických kritérií přemnožení zvěře (Carpio et al. 2021). Dalšímu populačnímu nárůstu nahrávají probíhající změny prostředí. V podmínkách České republiky lze změny lesních porostů pozorovat v souvislosti s velkoplošným odumíráním lesů a vznikem rozsáhlých holin (Zahradník, Zahradníková 2023), a i v tomto případě lze očekávat dynamickou reakci nárůstu populací kopytníků a zvýšené škody zvěří (Obr. 17).

Obr. 17: V důsledku kůrovcové kalamity, vzniku rozsáhlých holin a následné limitace mysliveckého managementu v hustých mlazinách se očekává nárůst populace spárkaté zvěře a s tím i spojených škod na lesních porostech (autor: Josef Macek).

V případě poškozování lesních ekosystémů jsou rozlišovány čtyři druhy nejběžnějšího poškození, a to okus, ohryz, loupání a vytloukání (Cukor et al. 2022). Rozsah poškození je obecně pozitivně korelován s populační hustotou daného druhu spárkaté zvěře, který poškození působí (Gill 1992). Z uvedených druhů poškození je nejzásadnější především ohryz a loupání, a to z důvodu rozvoje sekundárního poškození. Po odstranění kůry začíná být strom vnímavý k napadení houbovými patogeny, k rozvoji kmenové hniloby a následnému snížení stability takto poškozených porostů (Cukor et al. 2020). Rozsah loupání a ohryzu přímo ovlivňuje snížení radiálního přírůstu a produkční schopnosti poškozených stromů. V porovnání se zdravými stromy trpí stromy poškozené loupáním především nedostatkem srážek v letních měsících.

Výrazně zvýšená populační hustota zvěře značně zesiluje vnitrodruhovou kompetici a nutí herbivory okusovat rostliny, jichž si za běžných okolností nevšímají. Zdroje potravy jsou využívány nadměrně a zvěř následně vyhledává i náhradní zdroje potravy (Finďo, Petráš 2011). To je časté v případě vysoké početnosti daňka, pro nějž je typické shlukování se do velkých stád na několika oblíbených místech. Významné škody zvěří na lesních porostech způsobené vysokou hustotou populací nejsou ovlivněny pouze původními druhy volně žijících živočichů, ale také introdukcí dalších druhů (Barrios-Garcia et al. 2012; Vacek et al. 2020), což je typické pro Českou republiku, ve které dochází k prolínání původních a nepůvodních volně žijících kopytníků, což mnohde poškozování lesa umocňuje, jelikož každý z druhů přítomných v hodnocené lokalitě má jiné potravní nároky a působí jiné druhy škod.

Jako příklad provázanosti vztahů poškození lesa a populačních hustot spárkaté zvěře může sloužit metaanalýza celkem 155 studií z 19 evropských zemí. Výsledky ukazují, že intenzita okusu může často přesahovat více než 50 %. Takto vysoká míra poškození lesních porostů byla zjištěna typicky v oblastech s populační hustotou více než 10 jedinců spárkaté zvěře na plochu 100 ha (Hardalau et al. 2024). Další zdroje pak uvádějí vyšší početnost. Například Gill a Morgan (2010) poukazují ve své studii na neodrůstání přirozené obnovy při početnosti spárkaté zvěře přesahující více než 14 jedinců na 100 ha. Při větších početnostech zvěře jsou zdroje potravy využívány nadměrně a zvěř je nucena přijímat i alternativní potravu. Nicméně v běžné praxi je prakticky nemožné či obtížné hraniční populační hustoty zvěře, při kterých již dochází k závažným škodám na lesních porostech, obecně definovat, neboť každý druh má odlišné domovské okrsky, nároky na potravu a habitat (Putman et al. 1989). Zároveň může být míra poškození ovlivněna i dalšími okolnostmi, a to především charakterem okolního prostředí, potravní nabídkou a dalšími faktory, včetně intenzity a způsobu mysliveckého managementu či vyrušování zvěře turistickými aktivitami.

V případě poškozování lesních porostů okusem je nutné přihlížet k typologii zvěře dle příjmu potravy. Z typických zástupců okusovačů se v podmínkách České republiky nejčastěji vyskytuje srnec obecný, který se nachází prakticky na celém území. Letorosty tvoří více než 50 % přirozené potravy, a proto je i v tomto případě míra poškození pozitivně korelována s rozsahem působených škod. Ostatně i díky tomu patří srnec obecný mezi jeden z nejprozkoumanějších druhů zvěře obývajících podmínky středoevropských lesních ekosystémů (Chevrier et al. 2012; Hardalau et al. 2024). V řadě studií je populační hustota srnčí zvěře identifikována jako klíčový faktor, který koreluje s mírou okusování umělých výsadeb, zpomalením odrůstání přirozené obnovy a se změnami druhového složení mladých lesních porostů. Tato souvislost se potvrzuje napříč různými studijními lokalitami s odlišnou strukturou i druhovým složením lesa, přičemž při vyšších populačních hustotách srnčí zvěře se u některých druhů dřevin uvádí míra poškození jedinců okusem od 50 % až po limitujících 90 % (Chianucci et al. 2015; Hardalau et al. 2024).

Lov jako regulační nástroj je tedy v managementu populační hustoty spárkaté zvěře nezbytný, ovšem jeho efekt na přirozenou obnovu lesních porostů nemusí být zcela lineární. Studie z Rakouska poukazuje na to, že nejen intenzita lovu, ale také prostorové rozmístění loveckých míst (zejména uvnitř lesních porostů) ovlivňuje, ve kterých lokalitách spárkatá zvěř mladé lesní porosty okusuje a působí poškozování lesních ekosystémů. Pokud není lovecký tlak zacílen do rizikových oblastí, případně pokud není lovecké úsilí zaměřeno na širší rizikovou oblast rovnoměrně, může paradoxně dojít k nezáměrně utvořeným „klidovým zónám" s menším rušením a loveckým tlakem, do kterých následně zvěř soustředí svou potravní aktivitu a celková míra poškození může být výrazně navýšena (Griesberger et al. 2023).

Souvislost mezi populační hustotou spárkaté zvěře a škodami způsobovanými zvěří může být dále zásadně ovlivněna přítomností velkých šelem, zejména vlkem (*Canis lupus*) (Van Beeck Calkoen et al. 2021; Wójcicki, Borowski 2023). Studie provedená v severním Polsku ukázala, že přítomnost vlků významně mění prostorové vzorce vzniku okusu v lesních porostech. V oblastech, ve kterých se vlk vyskytoval, byla distribuce tlaku zvěře odlišná od lokalit bez velkých šelem a celkový vzorec přítomnosti škod se změnil i vzhledem ke vzdálenosti od okraje lesa (Wójcicki, Borowski 2023). V souvislosti s rozdílnou mírou poškození okusem je nutné zmínit, že vliv vlků není snadno předvídatelný a ukotvený v pevném rámci. V některých případech studie potvrzují vyšší intenzitu okusu v přítomnosti vlků na specifických typech porostů, jelikož spárkatá zvěř může měnit své prostorové preference tak, aby minimalizovala riziko predace. Toho lze docílit například přesunem do otevřenějších a přehledných částí lesa, které však zároveň mohou mít vyšší dostupnost potravy, zejména nižší přirozené obnovy v raných růstových fázích. Tato skutečnost ukazuje, že predátoři ovlivňují spíše chování než celkovou míru poškození lesních porostů

a jejich efekt je silně závislý na krajině, typu lesa a struktuře populace zvěře (Wójcicki, Borowski 2023). Nicméně tento efekt není univerzální napříč celou Evropou. V severských ekosystémech, ve kterých vlci opětovně rekolonizují své historické areály výskytu, byla zjištěna slabší nebo žádná odezva mezi přítomností predátora a snížením škod způsobených losem evropským. Autoři těchto studií vysvětlují, že atraktivita potravy v těchto oblastech byla pro tento druh býložravce silnějším faktorem než riziko predace (Gicquel et al. 2020; Loosen et al. 2021).

Vedle lovu a predace může hrát svou roli ve vzniku škod i turistika a rekreace. Tyto aktivity mohou také ovlivnit prostorové využití lesa spárkatou zvěří. Studie ukazují, že při vyšší lidské aktivitě (pěší turistika, cyklistika) se zvěř vyhýbá frekventovaným trasám a využívají více klidové zóny lesa, což vede k redistribuci tlaku (např. Coppes et al. 2017). Vliv lidské přítomnosti je ještě výrazněji patrný v částech mimo pravidelný rekreační tlak, tedy mimo turistické stezky. V náhodně vybraných místech lesních porostů bylo prokázáno, že se zvěř aktivně vyhýbá místům, ve kterých byla předtím v časovém úseku 24 hodin zaznamenána lidská přítomnost (Cukor et al. 2021). Rekreační zátěž tedy ovlivňuje prostorovou distribuci zvěře, avšak není samostatným determinujícím faktorem celkového rozsahu a míry vzniku škod. Klíčovým faktorem zůstává především početnost spárkaté zvěře v dané lokalitě.

## 6.2 Okus přirozené obnovy

Okus dřevin spárkatou zvěří má přímé dopady na existenci či zachování rostlinných druhů a nepřímo tak působí na jiné organismy (Korpeľ 1995; Lessard et al. 2012). Druhová preference dřevin z pohledu především spárkaté zvěře má za následek změnu druhového složení, a to pak především v neprospěch pro zvěř atraktivních vtroušených a přimíšených listnatých dřevin a jedle (Motta 2003; Konôpka, Pajtík 2015; Vacek et al. 2015). Okus dřevin spárkatou zvěří tak může silně ovlivnit druhovou skladbu, prostorovou a věkovou strukturu, růst a sukcesi lesních porostů (Skarpe, Hester 2008; Vacek et al. 2014, 2015; Fuchs et al. 2021).

Preferované, tj. atraktivnější druhy dřevin ztrácejí svou konkurenceschopnost hlavně kvůli poškození terminálního výhonu (Schulze et al. 2014; Obr. 18). Toto poškození omezuje růst terminálu, celkovou výšku jedince, vitalitu a schopnost přežití do následujících let, což přímo souvisí se zastoupením dřeviny v porostu přirozené obnovy či s jejím vymizením (Ammer 1996; Vacek et al. 2014, 2015). Výška jedinců obnovy poškozených okusem klesá se zvyšující se hustotou jelenovitých (Horsley et

al. 2003; Tremblay et al. 2007) a snižování jejich výšky má zásadní vliv na jejich další vývoj. Jelenovití tak mohou měnit mezidruhovou kompetici druhů, které jsou pro ně atraktivní, tj. které silně okusem poškozují, a druhů, kterým se z hlediska okusu dokonce vyhýbají (Crawley 1988; Vacek et al. 2014, 2015; Mikulenka et al. 2020; Fuchs et al. 2021). Potravní atraktivita dřevin ve většině případů roste s klesajícím podílem dřevin na přirozené obnově (Ammer 1996; Čermák et al. 2009).

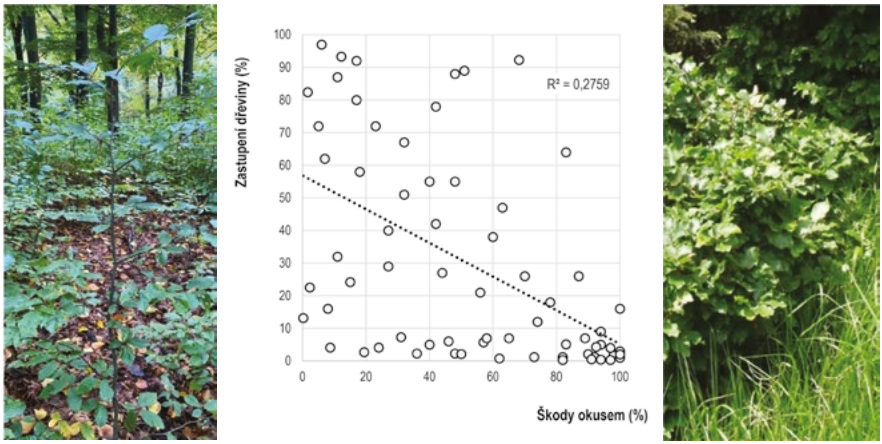
Obr. 18: Opakovaný okus terminálního vrcholu jedle bělokoré (vlevo) a buku lesního (vpravo) v Sudetské soustavě (foto: S. Vacek).

Rozsah poškození okusem lze rozlišit podle původu obnovy. Vyšší poškození umělé obnovy oproti přirozené potvrzují například Vacek, Souček (1995) nebo Čermák et al. (2011). Je to dáno tím, že rostliny z umělé obnovy jsou obvykle vyvinutější, vykazují větší jednoleté přírůsty a jejich růst je tak vizuálně výraznější a atraktivnější pro okus i lepší z hlediska výživy (Vacek, Souček 1995). Podle autorů Burschel (1975); Štipl (1999); Finďo, Petráš (2011) je za kritickou ztrátu velikosti přírůstu považována hranice 25–27 %. Při větší ztrátě přírůstu daného druhu dřeviny se již v porostu vyskytují značně poškození jedinci, kteří začínají odumírat. Na šetřených KSP je hranice kritické ztráty přírůstu dosažena nebo překročena u 78 % častěji zastoupených druhů dřevin. Nepřiměřenou ztrátou přírůstu jsou nejvíce postiženy javor mléč a javor klen – 58 %, třešeň ptačí – 53 %, habr – 52 %, topol – 51 %, jeřáb ptačí – 50 %, javor babyka – 44 %, lípa – 40 %, bříza – 39 %, dub – 34 %, jasan –

31 %, jilm – 25 %, jedle, douglaska, modřín a buk – 25 %. Okus terminálních výhonů zvěří způsobuje v obnově lesů v naprosté většině lokalit snížení přírůstu stromů. Nepřiměřená ztráta přírůstu se nevyskytovala jen lokálně, ale na naprosté většině území ČR.

Preferované druhy dřevin, jako jsou listnáče a jedle, ztrácejí svou konkurenceschopnost hlavně z důvodu poškození terminálního výhonu (Schulze et al. 2014). Z rozsáhlého výzkumu zahrnujícího 74 výzkumných ploch napříč ČR vyplývá, že právě jedle bělokorá a javor klen jsou okusem zcela likvidovány s rozsahem poškození 85–87 % jedinců. Naopak nejnižší škody okusem byly zjištěny u modřínu opadavého (20 %) a smrku ztepilého (30 %; Tab. 1; Vacek et al. 2022b; Brabec et al. 2023, nepublikovaná data autorského kolektivu). Obecně lze konstatovat, že výška jedinců obnovy poškozených okusem klesá se zvyšující se hustotou jelenovitých, a snižování výšky má zásadní vliv na jejich další vývoj. Jelenovití tak mohou měnit mezidruhovou konkurenci druhů, které jsou pro ně atraktivní a druhů, kterým se z hlediska okusu vyhýbají (Vacek et al. 2015; Fuchs et al. 2021).

Vztahy mezi zastoupením daného druhu dřeviny a mírou poškození dokumentuje Obr. 19. Z obrázku je zřejmý nárůst potravní atraktivity dané dřeviny, která ve většině případů roste s jejím klesajícím podílem zastoupení v přirozené obnově (Čermák et al. 2009; Vacek, Vacek 2022a, nepublikovaná data autorského kolekti-

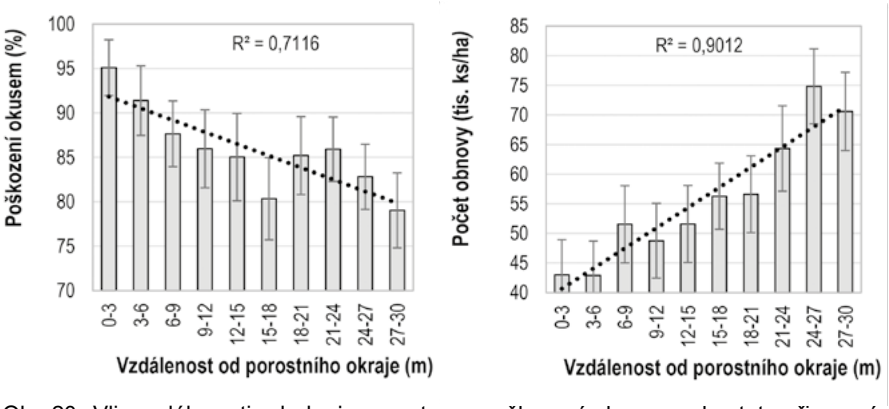



Obr. 19: Škody okusem v závislosti na zastoupení dřeviny v přirozené obnově na vybraných TVP v Sudetské soustavě; $R^2$ znázorňuje koeficient determinace.

Tab. 1: Základní charakteristiky zájmových smíšených porostů na 74 trvalých výzkumných plochách (TVP) a podíl zastoupení škod okusem v % u vybraných dřevin.

| Oblast | Nad. výška | SLT okusem (v %) | JD | BK | SM | JR | KL | BR | MD | DB | JS | HB | BO |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Orlické hory | 810-820 | 6V, 6S | 87,7 | 59,8 | 18,4 | 86,7 | - | - | - | - | - | - | - |
| Podorlicko | 550-620 | 4F, 5S, 5K, 5B | - | 51,0 | 23,0 | 82,0 | 88,0 | 47,0 | 0,0 | - | 73,0 | - | - |
| Krkonoše | 940-1110 | 6S, 7K | 100,0 | 78,4 | 14,1 | 76,0 | 91,1 | - | - | - | - | - | - |
| Broumovsko | 530-655 | 4A, AC, 5A, 5B | 66,7 | 51,2 | 12,0 | - | 46,8 | 33,2 | 7,3 | - | - | - | - |
| Jizerské hory | 640-810 | 6S, 6A | 68,0 | 6,0 | 3,0 | 82,0 | 100,0 | 41,0 | - | - | - | - | - |
| Krušné hory | 635-804 | 4C, 4S, 5S, 6S | - | 81,0 | 31,0 | 89,0 | 98,0 | 83,0 | - | 50,0 | - | - | - |
| Křivoklátsko | 444-478 | 3B, 3S | - | 93,0 | - | 66,0 | 97,0 | 83,0 | - | 94,0 | 81,0 | 97,0 | - |
| Brdy | 515-550 | 3A, 3B, 3H | 100,0 | 91,0 | 87,0 | - | 91,0 | - | 57,0 | 98,0 | 89,0 | 94,0 | 100,0 |
| Český kras | 412-433 | 2A, 2W, 3W | - | 23,1 | - | - | 64,4 | - | - | 29,3 | 40,5 | 46,7 | 100,0 |
| Kostelecké bory | 410-425 | 0Z | - | 92,8 | 19,4 | - | - | 2,3 | - | - | - | - | 12,2 |
| Třebechovicko | 575-630 | 1M | 100,0 | 100,0 | 8,0 | 65,0 | - | - | 40,0 | - | - | - | 6,0 |
| Toužimsko | 502-652 | 4K, 5S, 5K, 6G | - | 80,0 | 93,0 | 91,0 | 91,0 | - | 0,0 | 83,0 | - | - | - |
| **Průměr** | | | **87,1** | **67,3** | **30,1** | **79,7** | **85,2** | **48,3** | **20,9** | **70,9** | **70,9** | **79,2** | **54,6** |

vu). Škody okusem se naopak signifikantně snižují s rostoucí vzdáleností od okraje porostu, přičemž na porostním okraji jsou škody v průměru o 9–34 % vyšší proti středu porostu, opačná situace je například u hustoty přirozené obnovy (Fuchs et al. 2021; Vacek et al. 2022b; Obr. 20).




Obr. 20: Vliv vzdálenosti od okraje porostu na poškození okusem a hustotu přirozené obnovy smíšených porostů na vybraných TVP v Krušných horách; přirozená obnova na okraji porostu dosahuje nižší hustoty, vyšší druhové bohatosti a je silněji limitována škodami okusem; $R^2$ znázorňuje koeficient determinace.

Pokud není možné razantně snížit početnost zvěře na ekologicky únosnou mez a tím zmírnit poškozování zejména méně zastoupených dřevin v přirozené obnově, je nutné přistoupit k metodám ochrany lesa, které jsou však relativně limitované. Jedná se především o nejčastěji používanou celoplošnou ochranu přirozené obnovy oplocením. Toto opatření však zvyšuje potravní tlak zvěře na neoplocené plochy v okolních porostech, které se nacházejí v iniciální fázi obnovy, a zvěř tak eliminuje vtroušené a cenné druhy dřevin již v prvních fázích odrůstání. Následná opětovná plošná ochrana oplocením pak chrání porost s nižší hodnotou biodiverzity. Alternativní metodou ochrany je individuální oplocení jednotlivých cenných druhů dřevin. V přirozené obnově s převahou buku či smrku to může být typicky jedle, třešeň či javor klen a další dřeviny. Individuální ochrana jedinců v přirozené obnově se však v praxi provádí pouze okrajově.

## 6.3 Vytloukání přirozené obnovy

Na stávaništích a v jejich blízkosti nelze pominout ani škody působené vytloukáním kůry (Obr. 21). Poškození po vytloukání se projevuje na slabších kmíncích, kde bývá kůra sedřena od 30 (40) cm do výšky až 1 m nad zemí s ohledem na druh zvěře, který škody působí (Zatloukal 1995). Tento typ poškození vede ke zpomalení růstu a k následným deformacím stromků a nezřídka i k mortalitě takto poškozeného jedince. V závislosti na druhu dřeviny, kterou si zvěř vybírá, může být nezbytné přijmout dodatečná pěstební opatření, provádět doplňkovou umělou obnovu, neboť může dojít až ke ztrátě druhové směsi porostu (Reimoser et al. 1999). Hojné škody vytloukáním se objevují na modřínu, borovici a douglasce. Analogickým jevem je teritoriální značení, při němž dochází k poškození kůry třením paroží o silnější kmeny. Tento typ poškození je typický zejména pro smrkové porosty a často se vyskytuje v kombinaci s loupáním kůry, přičemž je projevem agresivního chování zvěře, zejména v období říje. Typické je to zejména pro jelena siku a daňka skvrnitého.

Obr. 21: Poškození douglasky tisolisté (vlevo) a borovice lesní (vpravo) okusem a vytloukáním (foto: S. Vacek).

Podle údajů Národní inventarizace lesů v České republice vykazují jehličnaté dřeviny výrazně vyšší míru poškození (10,8 %) ve srovnání s listnatými dřevinami (3,0 %), a to v důsledku zimního i jarního/letního loupání/ohryzu kůry a vytloukání. Nejvíce postiženou dřevinou je smrk ztepilý, u něhož bylo zjištěno poškození u 13,7 % jedinců, převážně v důsledku ohryzu a loupání kůry. S rostoucí nadmořskou výškou se intenzita poškození vytloukáním, ohryzem a loupáním kůry zvyšuje, přičemž nejvyšší míra poškození (17,2 %) byla zaznamenána nad 700 m n. m., zatímco nejnižší hodnoty (3,5 %) byly zjištěny v polohách pod 400 m n. m. (ÚHÚL 2016).

## 6.4 Poškozování ohryzem a loupáním

Poškození ohryzem a loupáním je jednou z nejzásadnějších škod, jelikož v jeho důsledku dochází nejen k narušení struktury dřevní hmoty během procesu regenerace a uzavření rány, ale převážně i ke zhoršení kvality dřevní hmoty napadené kmenovou hnilobou. Poškození ovlivňuje potenciál ekonomického zpeněžení, a to především u smrku ztepilého, který je vůči tomuto druhu škody nejvnímavější (Gill 1992; Verheyden et al. 2006; Krisans et al. 2020).

Vznik poškození je ovlivňován řadou faktorů, ovšem nejzásadnějším je opět početnost populací jelenovitých, v tomto případě především jelena evropského, jelena siky a případně i daňka či muflona. Mezi další faktory patří například druhové a věkové složení lesa, výměra lesního celku nebo složení okolní krajiny. V případě ohryzu a loupání vývoj poškozených jedinců ovlivňují houbové patogeny, které rozkládají dřevní hmotu a mají dopad na kvalitu dřeva. Poškozené smrkové porosty bývají prakticky ihned napadeny pevníkem krvavějícím (*Stereum sanguinolentum*), tedy v průběhu prvního roku po odstranění kůry. Jako vstupní brána pro houbové patogeny postačuje poškození kůry cca 50 $cm^2$. Větší rozsah rány a poškození stromů v mladším věku riziko napadení houbovými patogeny zvyšuje (Vasiliauskas a Stenlid 1998; Lygis et al. 2004).

Napadením trpí především smrk ztepilý, který je náchylný k sekundárnímu poškození houbovými patogeny (Cukor et al. 2019a, 2019b; Vacek et al. 2020). Prokazatelně méně je ve srovnání se smrkem ztepilým znehodnocena poškozením ohryzem a loupáním borovice lesní (Metslaid et al. 2016; Cukor et al. 2022). Doposud zpracované analýzy vycházely především z dendrochronologických dat, tedy ze zpětného pohledu na růst takto poškozených jedinců. Hodnocení bylo nejčastěji realizo-

váno především v probírkových porostech o přibližném stáří 40 až 45 let. Ve značně poškozených lokalitách západních Čech se poškození často pohybuje v rozmezí 77– 89 %, poškozena je tak drtivá většina jedinců smrku ztepilého v zasažených porostech. Rozsah poškození je ovlivněn druhem zvěře, který škodu způsobil a tím, zda byl strom poškozen opakovaně. Lokality s výskytem jelena siky se vyznačují umístěním středu poškození na kmeni ve výšce 87,9 cm a průměrnou délkou poškození 39,0 cm. V místech s výskytem jelena evropského bývá střed poškození umístěn ve výšce 128,2 cm a poškození je významně rozsáhlejší. Délka odstraněné kůry činí v průměru 73,7 cm. Na základě sortimentace poškozených jedinců smrku ztepilého bylo možné ověřit i vertikální šíření kmenových hnilob s ohledem na rozsah obvodového poškození. Kmenová hniloba se v kmenech šířila rychlostí 5,65 cm až 9,59 cm ročně s ohledem na vznik prvního poškození na kmeni a jeho rozsah. Dále byl prokázán vliv ohryzu a loupání na produkční charakteristiky smrku ztepilého. Silně poškození jedinci vykazovali snížení produkce v řádu desítek procent (Vacek et al. 2020a; Cukor et al. 2022).

Jehličnaté dřeviny však nelze z pohledu dopadů poškození posuzovat jako celek. Zatímco na smrku se poškození projevuje nejmarkantněji, borovice je náchylná výrazně méně. To se projevuje menším zastoupením poškozených jedinců v porostu, kteří jsou zpravidla poškozováni pouze v rané fázi věku, tedy v období, než začnou tvořit silnou vrstvu borky. Samotný rozsah poškození je většinou výrazně menší než u smrku ztepilého. Z více než 1/3 obvodu kmene bývá poškozena pouze menší část porostu dosahující ne více než 10 % jedinců. Šíření hniloby v kmenech borovice prokázalo značnou rezistenci této dřeviny vůči poškození loupáním a ohryzem. Kmenová hniloba se ve vertikálním směru šířila do maximální výšky cca 60 cm od místa s největším rozsahem obvodového poškození, a to jak směrem k terminálu, tak směrem k patě poškozeného kmene. Průměrná rychlost šíření hniloby v kmeni stromu činila pouze 0,86 cm za rok. Stromy byly v průměru poškozovány v 18,5 letech, ovšem první poškození se objevovalo již mezi 8. a 11. rokem. V tomto intervalu bylo prvně poškozeno 37,5 % borovic. Borovice s malou mírou poškození vykázaly nesignifikantní snížení objemu o 11 %, zatímco objem stromů s velkou mírou poškození byl ve srovnání s nepoškozenými jedinci nižší o 17 % a tento rozdíl byl již ze statistického hlediska průkazný (Cukor et al. 2022).

V kontrastu s dostupnými poznatky o dopadech poškození kůry smrku ztepilého a borovice lesní existuje pouze minimum údajů o vlivu ohryzu a loupání spárkatou zvěří a sekundárních dopadů tohoto poškození na porosty jedle bělokoré. Například Kohle a Kandler (2007) uvádějí, že poškození kůry jedle bělokoré je méně závažné než u smrku ztepilého a upozorňují na menší vnímavost dřevní hmoty

jedle vůči napadení kmenovými hnilobami. Ovšem tato konstatování jsou spíše obecného charakteru. Jako důvody vyšší odolnosti jedle v porovnání se smrkem uvádí Metzler et al. (2012) skutečnost, že smrk ztepilý je na rozdíl od jedle bělokoré opatřen pryskyřičnými kanálky, které mohou být důvodem šíření houbových patogenů po poranění kůry zvěří. Poranění kůry jedle bělokoré spárkatou zvěří dílčím způsobem z hlediska histologických změn studovali Oven a Torelli (1999) a z hlediska růstu a vitality Pach et al. (2004, 2008), kteří poukazují na pokles kvality dřeva, snížení vitality a růstu jedlí i šíření hniloby. I zde jsou však výsledky spíše obecného charakteru bez kvantifikace a bližšího popisu dopadů s ohledem na rozsah poškození.

Iniciální zhodnocení dopadů ohryzu a loupání bylo v podmínkách České republiky hodnoceno i v případě jedle bělokoré v oblasti Rýmařov s výskytem jelena evropského. Tyto první výsledky ukázaly na průměrné vertikální šíření hniloby v přibližném rozsahu 1,5 m. Maximální délka hniloby pak činila 2,6 m. Hodnocení bylo provedeno v porostech přibližného stáří 50 až 60 let a zjištěné výsledky rozsahu hnilob byly ve srovnání se smrkem ztepilým, rostoucím na stejném stanovišti, přibližně poloviční. I jedle tak ve srovnání se smrkem ztepilým vykazuje značnou rezistenci vůči sekundárnímu poškození houbovými patogeny, ovšem ne v takovém rozsahu jako borovice lesní.

# 7 Výchova bohatě strukturovaných lesů

## 7.1 Zásady výchovy ve smíšených porostech

Výchova porostních směsí je mnohem komplikovanější a vyžaduje vyšší lesnickou odbornost než výchova porostů stejnorodých. Nejdůležitější zásadou výchovy smíšených porostů je respektování biologických vlastností jednotlivých dřevin a stanovištních podmínek. Samozřejmou zásadou výchovy nejen smíšených porostů je nutnost jejího včasného započetí, tj. již ve stadiu mlazin (umělá obnova), resp. nárostů (přirozená obnova), za účelem budování stability, zachování žádoucí směsi, popř. zvýšení druhové diverzity těchto porostů. Zanedbání včasné výchovy může mít i ve smíšených porostech velmi nepříznivé následky.

Ekologické nároky jednotlivých dřevin je nutné rozlišovat již při obnově (umělé i přirozené), kdy je třeba respektovat zejména klíčové vlastnosti, jako je rozčlenění dřevin dle požadavků na světelné podmínky (světlomilné, stín snášející atd.) a podle toho volit druh smíšení. Ve stadiu nárostů a kultur lze redukcí dominantní dřeviny utvořit prostor pro rozvoj příměsi a případně i porostní mezery doplnit dřevinami s melioračním a zpevňujícím účinkem. To platí zejména u porostů vzniklých přirozenou obnovou. Při střední výšce nárostu 0,5 m (podle dominantní dřeviny) se v přibližně rovnoměrných rozestupech vybere cca 1 000 jedinců cílových dřevin a ty se uvolní odstraněním všech stromků kolem v poloměru odpovídajícím výšce uvolňovaného jedince (nejméně však 0,5 m). Ostatní stromky v mezerách mezi vybranými jedinci se ponechají bez zásahu. Zásah je možné provést manuálně s použitím teleskopických pákových nůžek nebo křovinořezem. Navazující zásahy je třeba diferencovat podle konkrétních dřevin směsi (Obr. 22). U listnatých směsí lze využít zásady podle toho, které druhy se ve směsi vyskytují (světlomilné jako dub, stín snášející jako buk atd.).

To platí i pro jehličnaté směsi s dynamickým růstem v mládí a sklonem k přeštíhlení (např. smrk) nebo pro ty, které jsou schopné růst v zástinu, jako například jedle atd. Jelikož jedle bývá zastoupena ve většině případů jako přimíšená či vtroušená dřevina, soustředí se zásahy na její podporu v porostech tak, aby jednotlivé stromy vytvářely hlubokou a pravidelnou korunu a zvyšovala se její životnost, odolnost

a podporovala fruktifikace. U jedle se vzhledem k žádoucí stupňovité struktuře porostů aplikují jedině úrovňové probírky s cílem zachovat i kvalitní v růstu zaostávající jedle.

Pokud jde o směsi jehličnanů a listnáčů, je jednou z typických směsí v našich podmínkách porost smrku a buku založený přirozeně i uměle. Tyto dvě dřeviny však mají poněkud rozdílné ekologické nároky pro zdárný vývoj zejména v mladém věku. Smrk v mlazině vyžaduje pro budování individuální stability dostatek prostoru, a naopak uzavřený zápoj je nezbytný pro kvalitu bukových jedinců. Navíc výchovné zásahy podporují ve směsi podíl smrku ve středních polohách a podíl buku v horských polohách. Pro úspěšný vývoj buku je tedy nutné včasné odstranění předrostlíků a obrostlíků a hustý zápoj v mládí. Naopak ve starším věku snese buk vzhledem ke své odolnosti vůči větru uvolnění korun, na které reaguje světlostním přírůstem. Pro stabilizaci smrku je bezpodmínečně nutný vývoj ve volném zápoji

Obr. 22: Prostorově diferencovaná bukoklenová mlazina s příměsí smrku a jedle (foto: S. Vacek).

v mládí a ochrana proti větru hustým zápojem ve druhé polovině doby obmýtní. Je ale skutečností, že smrk si udržuje v porostech s bukem delší korunu, než je tomu ve stejně staré smrkové monokultuře. Je to dáno tím, že buk propouští více světla, ale i více vody dovnitř porostu než smrk, což smrku prospívá. V případě jednotlivého smíšení je nutno prořezávkou podpořit zachování směsi, tj. např. co nejdříve (při horní výšce 3–4 m) vybrat určitý počet (100–300 ks/ha, dle aktuálního zdravotního stavu a vitality jednotlivých dřevin) nejkvalitnějších jedinců smrku a ty individuálně zcela uvolnit. Zbytek porostu se ponechá bez zásahu a postupně formuje prostředí pro zdárný vývoj buku. Smrk zde plní funkci výplňové dřeviny.

Z hlediska porostní výchovy je obecně výhodnější skupinové míšení dřevin s velikostí skupin 0,05–0,20 ha. To platí především u dřevin s velmi rozdílnými ekologickými nároky (slunné a stín snášející dřeviny) nebo pěstebními vlastnostmi (pozitivní a negativní výběr). Výchova těchto skupin se potom řídí nároky jednotlivých dřevin a lze využít publikované pěstební modely pro jednotlivé dřeviny. Jednotlivé, řadové, popř. kombinované míšení následnou výchovu značně komplikuje, avšak zlepšuje hlavní charakteristiky porostu, jako je stabilita a produkce. Použitelné je zejména u dřevin s podobnými ekologickými nároky (např. směs borovice s dubem nebo břízou), u produkčně cenných dřevin (modřín, douglaska, třešeň), popř. ke zvýšení biodiverzity porostu dodatečným vnášením stanovištně vhodných dřevin.

Probírkové zásahy ve smíšených porostech se provádějí rovněž v porostní úrovni podle ekologických nároků jednotlivých dřevin s cílem dosažení cílové skladby dřevin. Prakticky se jedná o kombinaci negativního a kladného tvarového výběru v úrovni. Podporují se přimíšené MZD. Další výchova je zaměřena na výběr cílových stromů v úrovni podle výše uvedených zásad pro jednotlivé dřeviny, vždy se zaměřením na dosažení cílové skladby dřevin v mýtním věku.

K výchově smíšených porostů je třeba na závěr zdůraznit, že se zásadně provádějí s ohledem na ekologické nároky jednotlivých dřevin tak, aby bylo dosaženo stanovené cílové skladby dřevin v mýtním věku porostu, optimální kvality a stability porostu. To v zásadě znamená, že zásahy se realizují vždy ve střední a horní vrstvě (úrovni a nadúrovni). Negativním výběrem se odstraňují tvarově nevhodní a poškození jedinci. Kladným výběrem se podporují přimíšené dřeviny, které mají v porostu meliorační a zpevňující funkci, ale i další vtroušené dřeviny pro zvýšení biodiverzity. Pokud je přimíšena jedle, tak je ji třeba uvolňovat po celé délce obvodu, aby se téměř nedotýkala větví okolních stromů. Podrobněji viz Poleno et al. (2009), Vacek et al. (2020), Mlčoušek et al. (2020).

## 7.2 Výchova v porostech poškozených zvěří

Zásadním předpokladem pro úspěšné pěstování stabilních a kvalitních porostů jsou odpovídající stavy spárkaté zvěře. Pokud populační hustota zvěře neodpovídá stavu prostředí, tj. většina porostů je decimována okusem, ohryzem a loupáním, nelze již situaci zlepšit žádným pěstebním opatřením.

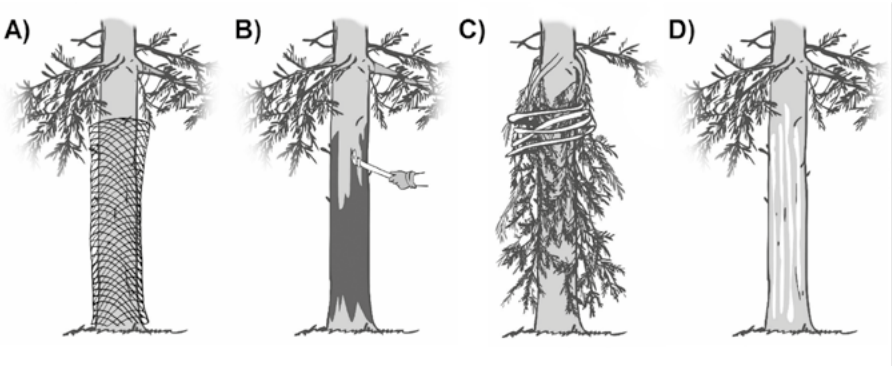
V případě porostů poškozených ohryzem a loupáním je nutné přistupovat zvlášť k jednotlivým dřevinám a jejich reakcím na tento druh poškození. Jako příklad postupu v porostech s podílem škod ohryzem a loupáním lze uvést doporučení pro porosty s převahou smrku. Pokud je v porostu alespoň 300 ks/ha nepoškozených jedinců horní nebo střední stromové úrovně (cca 3 stromy na 1 ar), tyto stromy se ošetří individuálně proti dalšímu ohryzu a loupání zvěří a uvolní se pozitivním výběrem v úrovni odstraněním dvou konkurentů. Zásah se dokončí odstraněním nejvíce poškozených jedinců na modelové počty. Přitom je nezbytné uvolnit a ochránit i nepoškozené jedince z podúrovně, které lze využít při výškové diferenciaci porostu. Další výchovné zásahy jsou prováděny v desetiletých periodách kombinovaným výběrem, při kterém se dále uvolňují nepoškozené stromy a současně odstraňují nejvíce poškozené stromy, zejména ty, u nichž poškození přesahuje 1/3 obvodu kmene. V porostech se ponechávají atraktivní dřeviny pro zvěř, jako je jeřáb atd., které jsou z pohledu ohryzu a loupání atraktivní. Jeřáb ptačí však není cílovou dřevinou a zároveň se jedná o krátkověkou dřevinu, která zpravidla z porostu ustupuje a nezůstává zde do doby obmýtí. Pokud je v porostu méně než 300 nepoškozených stromů v nadúrovni a úrovni, resp. míra poškození přesahuje 1/3 obvodu kmene, je nutné přikročit k postupné rekonstrukci. Při prvním zásahu se ochrání a uvolní pozitivním výběrem všechny životaschopné nepoškozené i méně poškozené stromy (za méně poškozený se považuje strom poškozený ohryzem nebo loupáním maximálně do zmíněné třetiny obvodu kmene) z úrovně i podúrovně. Dále se z porostu odstraní negativním výběrem silně poškozené stromy tak, aby hustota porostu klesla po prvním zásahu na cca 1 200 jedinců na 1 ha a uvolnily se nepoškozené podúrovňové stromy. Tyto porosty budou v dalším období silně decimovány kmenovými zlomy v místech s rychle se šířící hnilobou následkem ohryzu nebo loupání. Kromě odstranění zlomů se další zásahy soustředí na podporu nepoškozených jedinců a přirozeného zmlazení, které se na prosvětlených místech objevuje již od věku cca 40 let. Toto zmlazení (většinou SM) je nutné doplnit meliorační a zpevňující příměsí, která vyžaduje intenzivní ochranu proti škodám zvěří. Podrobněji viz Poleno et al. (2009), Slodičák, Novák (2007), Turek et al. (2016), Cukor et al. (2019a, 2019b, 2022), Vacek et al. (2020) nebo Mlčoušek et al. (2020).

Pokud se jedná o smrkové porosty v růstové fázi tyčkovin až tyčovin, je dále nanejvýše vhodné odstranit silně poškozené jedince smrku a podpořit méně atraktivní dřeviny včetně břízy bělokoré. Vtroušené či necílové dřeviny zajišťují následně v porostu půdoochrannou a meliorační funkci a udržují kontinuitu zápoje tak, aby porost nebyl narušen abiotickými faktory. Mnohdy však dochází k nerespektování těchto zásad a k odstranění břízy bělokoré a dalších necílových dřevin z porostů tak, jak je to patrné na obrázku níže (Obr. 23). Takovéto zásahy odsuzují ponechané jedince smrku a ostatně i celý porost k postupnému rozpadu.

Obr. 23: Nevhodně provedený zásah v podobě odstranění břízy bělokoré ve značně poškozené smrkové tyčkovině, který zásadně destabilizuje ponechaný porost (foto: S. Vacek).

Ve snaze zabránit poškozování lesních porostů spárkatou zvěří byla přijata řada opatření, a to zejména různé způsoby individuální či skupinové ochrany, použití komerčních repelentů či povrchového zraňování kůry (Obr. 24; Marada et al. 2019; Ligot et. al 2023). Tato krátkodobá opatření však neřeší dlouhodobý problém kontinuálního nárůstu populační hustoty, ani areál rozšíření zvěře (Carpio et al. 2021). Tyto změny v populační dynamice kopytníků jsou řízeny mnoha rozličnými faktory, včetně měnících se klimatických podmínek (Ruprecht et al. 2020). Jednotlivé varianty ochrany se od sebe odlišují především dlouhodobou účinností a finanč-

ními náklady. Ve vztahu k výše uvedeným doporučením je vhodné takto ochránit zejména kostru porostu, kterou tvoří u smrku ztepilého 300 až 400 jedinců (dle charakteru stanoviště) rovnoměrně rostoucích v porostu.




Obr. 24: Různé metody a způsoby ochrany před škodami ohryzem a loupáním: A) mechanická individuální ochrana, B) chemický nátěr, C) obvazování živými větvemi a D) povrchové zraňování kůry (autor: Josef Macek).

## 7.3 Výchova porostů v podmínkách klimatické změny

V podmínkách GKZ je třeba klást značný důraz na ekologii výchovy porostů, která je zaměřená na poznání a definování vlivu výchovných sečí na porostní prostředí a jeho zpětné působení na porost přes jednotlivé dřeviny. Hlavním cílem výchovy lesních porostů je tvorba smíšených funkčních porostů s pokud možno jemnou (skupinovou) strukturou smíšení se zastoupením širokého spektra dřevin plnících očekávané produkční, ekologické a environmentální funkce lesa.

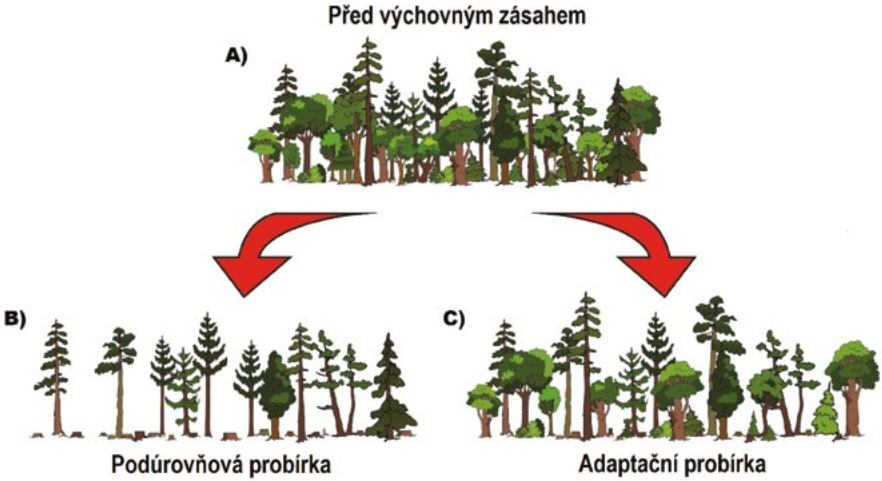
Zásady výchovy jsou obvykle diferencovány podle převažující hlavní dřeviny, tj. v porostech a skupinách (při skupinovém smíšení), kde další dřeviny dosahují maximálně 10 %. Samostatně jsou formulovány hlavní zásady pro porosty smíšené, kde příměs je více než 10 % z druhové skladby. Zejména pak v mladých porostech

do 30 let lze výchovou dobře ovlivnit stabilitu, kvalitu a poměr dřevin ve směsích (Chroust 1997).

Je všeobecně známé, že výchova smíšených porostů je teoreticky i prakticky složitější v porovnání s porosty nesmíšenými. Při výchově je totiž nezbytné zohlednit kromě stanovištních a porostních podmínek též ekologické nároky, resp. vlastnosti jednotlivých dřevin. V porostních směsích totiž každá dřevina představuje určitý růstový typ vyznačující se konkrétními požadavky na podmínky prostředí, z nichž vyplývá i specifický přístup lesního hospodáře k výchovným zásahům (Poleno et al. 2009). Z těchto důvodů v podmínkách GKZ musíme klást větší důraz na jednotlivá kritéria výchovy tak, abychom vytvářeli ekologicky stabilní porosty (viz Tab. 2). Z hlediska výchovných zásahů se doporučuje – oproti běžně používané podúrovňové probírce směřující k homogenizaci porostu – zaměřit na strukturální adaptační probírku komplexně orientovanou na zdravotní stav porostu včetně škod zvěří, dřeviny rezistentní vůči klimatické změně, druhovou různorodost a vyrovnanost (ne pouze bohatost), strukturální diferenciaci, kvalitu produkce, tloušťkový a výškový přírůst, včetně trvalé ochrany půdy (Vacek et al. 2020, 2023, 2023) – Obr. 25.

Tab. 2: Pořadí a kritéria výchovy v podmínkách GKZ.

| Pořadí | Kritéria výchovy | Popis |
|---|---|---|
| 1 | druhová skladba odpovídající klimatické změně | adaptabilní dřeviny (sucho, klimatické extrémy), posun lesních vegetačních stupňů, optimální směsi |
| 2 | zdravotní stav | odolnost, vitalita, olistění, abiotocké a biotické poškození včetně škod zvěří |
| 3 | druhová diverzita | druhová bohatost (počet dřevin), různorodost a vyrovnanost |
| 4 | prostorová diverzita | tloušťková a výšková (věková) diferenciace, vertikální zápoj, horizontální struktura |
| 5 | kvalita produkce | pěstební hodnota, kvalita kmene (průběžnost, vady), kvalita koruny (délka, vychýlení) |
| 6 | přírůst | zásoba porostu, růstové tendence, běžný a celkový přírůst |
| 7 | trvalé krytí půdy | zachování zápoje, plocha a distribuce korunových projekcí |




Obr. 25: Vertikální struktura smíšeného lesního porostu A) před probírkou, B) po nevhodné podúrovňové probírce, která způsobuje homogenizaci struktury lesního porostu a C) po použití vhodné probírky zaměřené na adaptaci na změnu klimatu (upraveno podle Vacek et al. 2020, 2023).

# 8 Pěstování lesních porostů a myslivecký management

Pěstování lesa ve vztahu ke škodám způsobeným zvěří obecně naráží na stanovení odpovídající početnosti zvěře, jejíž překročení již znamená nadměrné zatížení pro lesní ekosystémy, zatímco nižší početnost je pro pěstování druhově pestrých a bohatě strukturovaných lesních ekosystémů dlouhodobě akceptovatelná. Na tuto otázku mohou odpovědět pouze rozsáhlé a dlouhodobé studie či metaanalýzy, avšak vždy je nutné respektovat lokální podmínky a v podmínkách České republiky pak nejenom početnost, ale i druhové složení zvěře v dané oblasti. Celkový vývoj početnosti na základě lovu zvěře je patrný z Tab. 3 na základě dat myslivecké statistiky sumarizovaných Národním lesnickým institutem. Je zřejmé, že početnost většiny druhů spárkaté zvěře kontinuálně narůstá, čemuž je nutné přizpůsobovat nejenom lesnické, ale především myslivecké hospodaření. Zároveň je nutné zmínit nekonzistentní situaci v České republice, kdy se některé druhy zvěře vyskytují lokálně ve zvýšené početnosti.

Tab. 3: Vývoj výše lovu spárkaté zvěře v České republice.

| Druh zvěře | Rok | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | 2019 | 2020 | 2021 | 2022 | 2023 | 2024 |
| *Cervus elaphus* | 29 017 | 29 842 | 30 792 | 32 884 | 35 779 | 35 001 |
| *Cervus nippon nippon* | 17 535 | 19 382 | 18 510 | 19 720 | 22 829 | 22 450 |
| *Dama dama* | 28 978 | 30 982 | 33 250 | 38 653 | 45 335 | 50 245 |
| *Ovis musimon* | 10 105 | 10 580 | 10 019 | 10 245 | 11 033 | 11 009 |
| *Capreolus capreolus* | 103 018 | 105 570 | 107 433 | 114 100 | 124 897 | 137 408 |
| *Sus scrofa* | 239 818 | 160 811 | 230 905 | 177 877 | 258 253 | 193 554 |

Vztahy mezi početností zvěře a rizikovým poškozováním lesních ekosystémů hodnotili například Ramirez et al. (2018), kteří uvádějí, že kritická hranice, kdy zvěř má již negativní vliv na obnovu lesních porostů, odpovídá tzv. metabolické

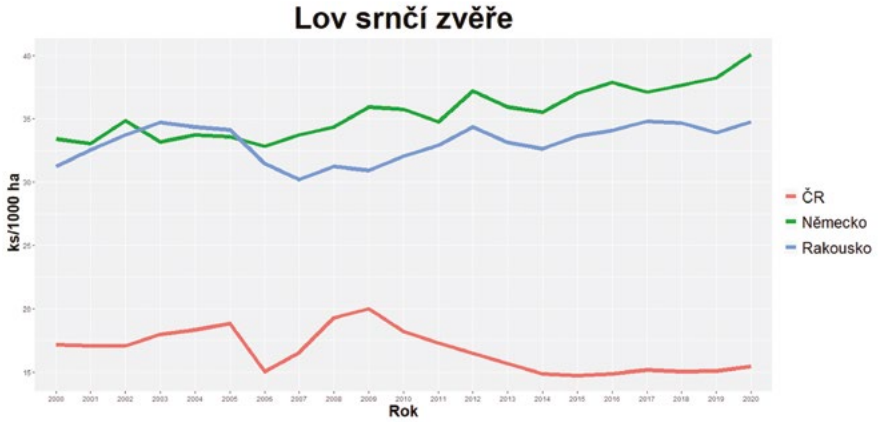
hmotnostní hustotě zvěře (*metabolic weight density*) v hodnotě 115 kg/100 ha pro obnovu lesa v mírném pásmu, což představuje relativně nízkou hodnotu, která je ekvivalentem 2,3 jedince jelena evropského, či 10,2 jedinců srnce obecného na plochu 100 ha. V případě negativních dopadů na strukturu lesního porostu je tato hodnota mírně vyšší a dosahuje předpokládané hmotnosti 141 kg/100 ha, tedy 2,7 jedincům jelena evropského či 12,5 jedincům srnce obecného. Plnění funkcí lesa a obecně fungování lesního porostu bylo zásadně negativně ovlivněno v případě předpokládané hodnoty 251 kg/100 ha, což zhruba odpovídá populační hustotě 4,9 jedinců jelena evropského anebo 22,5 jedincům srnce obecného na stejnou plochu.

Konkrétní příklad zvýšené populační hustoty srnce obecného na přirozenou obnovu lesa v iniciální fázi pak přináší Olesen a Madsen (2008). Ti poukazují na vliv zvýšené populační hustoty srnce obecného (24 jedinců/100 ha) ve vztahu k přirozené obnově porostu buku lesního. Populační hustota srnčí zvěře a její role v intenzitě a rozsahu škod na lesních porostech však nezávisí pouze na absolutní hustotě populace, ale i na interakcích s potravní dostupností a strukturou podrostu. Studie analyzující funkční odpověď srnčí zvěře na dostupnost rostlin ukazují, že intenzita okusu je silně závislá na dostupnosti potravy, tedy že v podmínkách nízké dostupnosti rostlinné biomasy se tlak okusu zvyšuje s rostoucí hustotou zvěře, což vede k většímu poškození jednotlivých druhů dřevin. Takové vztahy signalizují, že management populace srnčí zvěře musí brát v úvahu jak absolutní počty jedinců, tak složení a dostupnost zdrojů potravy v lese (Gaudry et al. 2022). Zde je důležité harmonizovat lesnické a myslivecké hospodaření a aplikovat podrostní způsoby pěstování lesních porostů na větších plochách, čímž dochází k rozprostření potravního tlaku spárkaté zvěře. Prosvětlení mateřských porostů dále zlepšuje světlostní podmínky ve spodní etáži nejenom pro lesní dřeviny, ale i pro další druhy rostlin. Náhradní potravní zdroje v případě okusovačů, mezi které srnec obecný patří, mohou představovat například ostružiníky, maliníky a další rostliny. Tomu však musí odpovídat i management lesních porostů, který by měl zajišťovat dostatek propustnosti světla do spodních etáží.

Zejména v případě srnčí zvěře, která patří mezi okusovače s hlavními negativními dopady na přirozenou obnovu lesních dřevin, je nutné respektovat zásady biologie a ekologie tohoto druhu. Srnčí zvěř patří mezi okusovače a zároveň se jedná o teritoriální druh, který je věrný svému domovskému okrsku, jehož velikost se pohybuje v řádu desítek hektarů. Poškození přirozené obnovy tedy působí zvěř, která se v lokalitě stabilně vyskytuje a vliv na přirozenou obnovu je úměrný početnosti zvěře. Tomu by měla být uzpůsobena i výše lovu, která je v České republice na velmi nízké úrovni, pokud lov srovnáme s dalšími středoevropskými státy (viz Obr. 26). Srnčí zvěř tak v našich podmínkách obývá i lokality, které by přirozeně nepreferovala,

avšak z důvodu vysoké početnosti, a především teritoriality srnců ve vegetačním období způsobuje či může způsobovat vyšší poškození obnovy s ohledem na snižování okrsků.

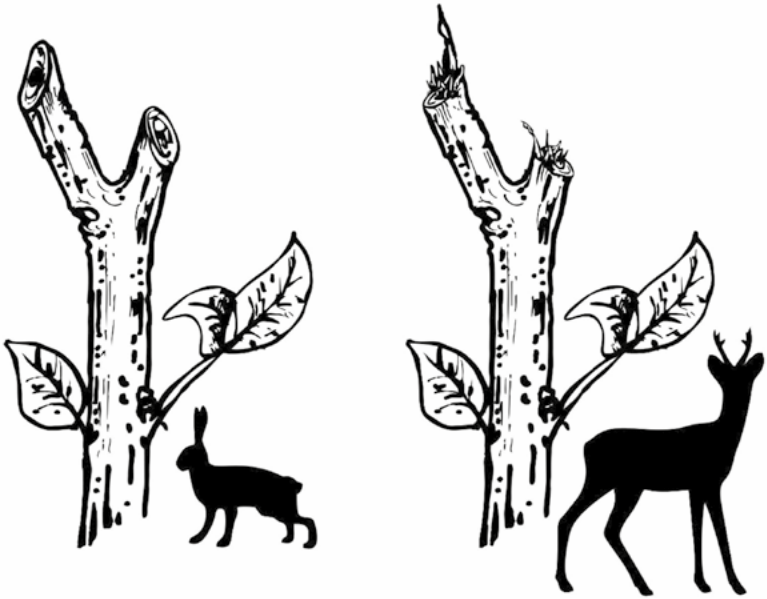
Navýšením lovu srnčí zvěře, který by měl v podmínkách zvýšeného tlaku zvěře na lesní ekosystémy odpovídat hodnotám dosahujícím 10 jedinců na plochu 100 ha, lze dosáhnout výrazného snížení okusu přirozené obnovy včetně zmírnění negativních dopadů na vtroušené a cenné druhy dřevin. Zejména na těchto dřevinách lze pozorovat prakticky okamžité snížení míry poškození. Následnou intenzitu lovu je však nutné udržovat stabilně s ohledem na relativně vysokou reprodukční schopnost srnčí zvěře.




Obr. 26: Lov srnčí zvěře v České republice, Německu a Rakousku.

Okus přirozené obnovy však nemusí být způsobován pouze spárkatou zvěří. Poškození raných fází přirozené obnovy, a především preferovaných druhů dřevin, může způsobovat i zajíc polní, který obývá zejména prosvětlené lokality a otevřené části lesních ekosystémů. Preferované jsou listnáče, jako je bříza bělokorá či javor klen a další druhy. U těchto druhů dřevin může poškození dosahovat řádů desítek procent a může výrazně přesahovat míru okusu způsobenou spárkatou zvěří. K těmto poškozením dochází pouze lokálně. Původce okusu lze ostatně rozpoznat podle

hrany ukousnutého letorostu. Ukousnutí, způsobené zajícem, má čistý „řez", jelikož zajíc disponuje řezáky jak v dolní, tak i v horní čelisti, zatímco spárkatá zvěř letorosty ukusuje přitlačením řezáků spodní čelisti proti patru a následným trhnutím. Okraj ukousnuté části dřeviny pak bývá roztřepený, jak je patrné na demonstračním obrázku (Obr. 27).



Obr. 27: Schématické zakreslení okraje ukousnuté části dřeviny způsobené zajícem (vlevo) a srnčí zvěří (vpravo).

# 9 Závěr

Škody zvěří představují jeden ze zásadních limitujících faktorů, které ovlivňují úspěšnost přirozené obnovy smíšených a bohatě strukturovaných lesů. Nadměrný tlak spárkaté zvěře omezuje růst citlivějších dřevin, zejména listnáčů a jedle, a narušuje jejich konkurenční postavení v raných vývojových fázích. Dlouhodobé škody okusem zároveň mění prostorovou a věkovou strukturu porostů, což negativně ovlivňuje jejich stabilitu i schopnost reagovat na GKZ. Vysoká míra poškození vede k redukci druhové pestrosti, kterou je pro adaptaci lesů na měnící se podmínky zásadní udržet. Bez snížení tlaků zvěře na ekologicky únosnou mez není možné efektivně rozvíjet přírodě blízké koncepty hospodaření, ani podporovat přirozené regenerační procesy. K dosažení ekologicky únosné míry obnovy je nutné vycházet z reálných dopadů zvěře na porosty a tyto dopady vnímat v kontextu početnosti zvěře, druhového spektra a lokálních podmínek prostředí.

Účinné řešení škod zvěří vyžaduje koordinaci mysliveckého a lesnického managementu a nastavení takových opatření, která snižují riziko okusu cílových, ale i vtroušených a cenných druhů dřevin s nižším zastoupením. Podpora druhově smíšené přirozené obnovy na rozsáhlejších plochách porostů a zlepšování stanovištních podmínek může negativní dopady zvěře částečně zmírnit. Stabilní a funkční lesní ekosystémy lze zajistit pouze tehdy, bude-li přirozené zmlazení chráněno před nadměrným tlakem zvěře. Toho lze docílit opatřeními ochrany lesa, ale zejména optimalizací mysliveckého managementu, který respektuje poznatky z oblasti biologie a ekologie zvěře a na lesní ekosystém nahlíží z ucelené perspektivy, která harmonizuje jednotlivé složky s cílem zajistit vyvážený a trvale udržitelný stav. Výsledkem je potřeba komplexního, dlouhodobě udržitelného přístupu, který vyvažuje ekologické, hospodářské i myslivecké aspekty péče o les. Současný systém řízení myslivosti v České republice však často neumožňuje pružně reagovat a účinně snižovat stavy zvěře na úroveň odpovídající skutečné únosnosti lesních ekosystémů, a to ani v případech, kdy je nadměrné poškození porostů jednoznačně doloženo. Do budoucna je proto nezbytné posílit konstruktivní komunikaci a spolupráci mezi vlastníky lesů, mysliveckými hospodáři a dalšími uživateli krajiny a sladit jejich zájmy v rámci dlouhodobě udržitelného hospodaření.

# 10 Srovnání novosti postupů

Předložené výsledky zaměřené na hospodaření v lesních porostech se záměrem vytvořit stabilní lesní ekosystémy představují významný přínos především díky svému širokému a systematickému záběru. Na rozdíl od předchozích studií, které se často zaměřovaly pouze na jednotlivé dřeviny nebo omezené lokality, je tento metodický výstup komplexním materiálem hodnotícím dopady zvěře na přirozenou obnovu, druhovou skladbu a strukturu porostů. Významná je také kombinace ekologického pohledu na heterogenní a smíšené porosty s praktickými doporučeními pro pěstební zásahy a myslivecký management. Uživatelé mohou výsledky využít k cílené obnově porostů a její ochraně či k realizaci výchovných zásahů s ohledem na atraktivitu druhů pro zvěř, prostorové rozmístění a specifické stanovištní podmínky. Současně je možné předvídat dlouhodobé dopady okusu na stabilitu a biodiverzitu porostů a plánovat opatření podporující přirozenou či kombinovanou obnovu. Výstup poskytuje ucelený metodický rámec, který spojuje dopady škod s praktickým managementem, což umožňuje harmonizovat hospodářské cíle s ekologickými principy. Celkově materiál nabízí nové nástroje pro dlouhodobý a adaptivní management smíšených lesů, které v českém prostředí dosud v takovém rozsahu nebyly k dispozici.

# 11 Popis uplatnění metodiky

Předpokládané uplatnění výsledků uvedeného textu je určeno především široké odborné veřejnosti, zejména vlastníkům lesa, správcům honiteb, lesnickým organizacím či revírníkům, kteří se podílejí na tvorbě a obnově smíšených a strukturně bohatých lesů. Výsledky mohou sloužit k optimalizaci pěstebních zásahů, plánování ochranných opatření proti okusu a regulaci populací spárkaté zvěře s ohledem na ekologicky únosné limity. Dále je možné jejich využití při vzdělávání studentů lesnických a přírodovědných oborů a při výzkumných projektech zaměřených na dynamiku obnovy lesních porostů. Praktické uplatnění zahrnuje zlepšení stanovištních podmínek, podporu přirozené i cílené kombinované obnovy smíšených porostů, ochranu lesa a adaptivní hospodaření s ohledem na specifické nároky jednotlivých dřevin. Výsledky mohou být využity také vlastníky a uživateli honiteb k harmonizaci mysliveckých a hospodářských cílů. Doporučení jsou vhodná pro dlouhodobé plánování stabilních, ekologicky odolných a funkčně bohatých lesních ekosystémů. Uplatnění znalostí je očekáváno i v oblasti tvorby politik a strategií přizpůsobených změnám klimatu a snižování negativních dopadů zvěře na lesní porosty. Celkově výsledky přispívají ke zvýšení regenerace, stability a biodiverzity lesů při současném respektování principů udržitelného hospodaření.

# 12 Ekonomické aspekty

Škody způsobené spárkatou zvěří mají výrazný ekonomický rozměr, který se promítá do celkových nákladů na obnovu, ochranu a stabilitu lesních porostů. Nadměrné poškození okusem zvyšuje potřebu nákladných ochranných opatření, jako je oplocování, individuální ochrana sazenic či opakované zalesňování, což vede k výraznému růstu nákladů na jednotku plochy. Nepřímé ekonomické ztráty vznikají také v důsledku zpomaleného růstu dřevin, snížené produkce dřevní hmoty a zhoršené kvality sortimentů, což se následně odráží v nižších tržbách vlastníků lesů. Významné jsou i sekundární dopady na ekosystémové služby, například snížená retenční kapacita lesů, zvýšená eroze půdy či omezení jejich adaptačního potenciálu v podmínkách klimatické změny, což může generovat dlouhodobé společenské náklady. V případech silného poškození dochází k totálnímu selhání přirozené obnovy a nutnosti plošné umělé výsadby včetně oplocení, což je ekonomicky mnohem náročnější. Metodické postupy zaměřené na omezení škod zvěří proto mohou významně snížit finanční zatížení vlastníků a lesnických subjektů, a to jak v přímých nákladech na obnovu, tak v budoucích ztrátách na produkčním potenciálu. Přesto však nelze celkový ekonomický přínos plošně a jednoznačně vyčíslit, protože závisí na konkrétních stanovištních podmínkách, druhové skladbě, intenzitě poškození, regionálních cenových relacích, ale i možných ztrátách v kontextu mimoprodukčních funkcích lesa. Celkově však ztráty na lesních porostech v ČR dosahují dlouhodobě miliardových hodnot, přičemž skutečné ekologické škody jsou jen obtížně kvantifikovatelné. Z hlediska dlouhodobé udržitelnosti je proto ekonomické vyhodnocení škod zvěří důležitým prvkem při rozhodování o vhodné kombinaci hospodářských a mysliveckých opatření.

# 13 Dedikace

Metodika vznikla v rámci řešení projektu TAČR „Bohatě strukturované smíšené porosty jako klíčová forma adaptace lesního hospodářství na probíhající změny klimatu“ (TQ03000107) a částečně v rámci institucionální podpory Ministerstva zemědělství (MZE-RO0123).

# 14 Literatura


Alvarez, S., Ortiz, C., Díaz-Pine, E., Rubio, A. 2014. Influence of tree species composition, thinning intensity and climate change on carbon sequestration in Mediterranean mountain forests: a case study using the $CO_2$ fix model. Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change 21(7): 1045–1058.

Ammer, C. 1996. Impact of ungulates on structure and dynamics of natural regeneration of mixed mountain forests in the Bavarian Alps. Forest Ecology and Management, 88: 43–53.

Ammer, C. 2019. Diversity and forest productivity in a changing climate. New Phytologist, 221: 50–66.

Ammon, W. 1944. Das Plenterprincip in der schweizerischen Forstwirtschaft. Bern.

Arhipova, N., Jansons, A., Zaluma, A., Gaitnieks, T., Vasaitis, R. 2015. Bark stripping of *Pinus contorta* caused by moose and deer: Wounding patterns, discoloration of wood, and associated fungi. Canadian Journal of Forest Research, 45 (10): 1434–1438.

Ayres, M.P. & Lombardero, M.J. 2000. Assessing the consequences of climate change for forest herbivores and pathogens. Science of the Total Environment, 262: 263–286.

Barrios-Garcia, M.N., Relva, M.A., Kitzberger, T. 2012. Patterns of use and damage by exotic deer on native plant communities in northwestern Patagonia. European Journal of Wildlife Research, 58 (1): 137–146.

Biedrzycka, A., Solarz, W., Okarma, H. 2012. Hybridization between native and introduced species of deer in Eastern Europe. European Journal of Wildlife Research, 58, 93: 1331–1341.

Bohn, U., Gollub, G. 2006. The use and application of the map of the natural vegetation of Europe with particular reference to Germany. Biology and Environment Proceedings of the Royal Irish Academy. 106B: 3: 199-213.

Borys, A., Lasch, P., Suckow, F., Reyer, C. 2013. Carbon storage in beech stands depending on forest management regime and climate change. Allgemeine Forst und Jagdzeitung, 184(1–2): 26–35.

Bošeľa, M., Petráš, R., Sitková, Z., Priwitzer, T., Pajtík, J., Hlavatá, H., Sedmák, R., Tobin, B. 2014. Possible causes of the recent rapid increase in the radial increment of silver fir in the Western Carpathians. Environmental Pollution, 184: 211–221.

Brabec, P., Brichta, J., Vacek, Z., Vacek, S., Šimůnek, V., & Hájek, V. 2023. Potential of mixed *Picea abies* (L.) Karst. and *Pinus sylvestris* L. forests in lowland areas of Central Bohemia. Journal of Forest Science, 69(11): 470–484.

Burschel, P. 1975. Schalenwildbestände und Leistungsfähigkeit des Waldes als Problem der Forst- und Holzwirtschaft aus der Sicht des Waldbaus. Allgemeine Forstzeitung, 30: 214–221.

Burschel, P., Binder, F., El Kateb, H., Mosandl, R. 1990. Erkenntnisse zur Walderneuerung in der Bayerischen Alpen. In: Schuster E.J. (ed.), Zustand und Gefahrung des Bergwaldes: Ergebnisse eines Rundgespräches, 21. April 1989: 40–49.

Carpio, A.J., Apollonio, M., Acevedo, P. 2021. Wild ungulate overabundance in Europe: contexts, causes, monitoring and management recommendations. Mammal Review, 51(1): 95–108.

Cordonnier, T., Bourdier, T., Kunstler, G., Piedallu, C., Courbaud, B. 2018. Covariation between tree size and shade tolerance modulates mixed-forest productivity. Annals of Forest Science, 75: 1–15.

Crawley, M.J. 1988. Herbivores and plan population dynamics. In: A.J. Davy, M.J. Hutchings, A.R. Watkinson (eds.), Plant Population Ecology. Blackwell, pp. 367–392.

Cukor, J., Vacek, Z., Linda, R., Sharma, R.P., Vacek, S. 2019a. Afforested farmland vs. Forestland: effects of bark stripping by *Cervus elaphus* and climate on production potential and structure of *Picea abies* forests. PLoS ONE, 14 (8): e0221082.

Cukor, J., Vacek, Z., Linda, R., Vacek, S., Marada, P., Šimůnek, V., Havránek, F. 2019b. Effects of bark stripping on timber production and structure of Norway spruce forests in relation to climatic factors. Forests, 10 (4): 320.

Cukor, J., Vacek, Z., Linda, R., Vacek, S., Šimůnek, V., Macháček, Z., Brichta, J., Prokůpková, A. 2022. Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) indicates a high resistance against bark stripping damage. Forest Ecology and Management, 513: 120182.

Cukor, J., Zaidler, A., Vacek, Z., Vacek, S., Šimůnek, V., Gollo, J. 2020. Comparison of growth and wood quality of Norway spruce and European larch: effect of previous land use. European Journal of Forest Research, 139: (3): 459–472.

Čermák, P. 2000. Vliv sudokopytníků na dřeviny vybraných lesních ekosystémů Moravy [Dizertační práce.] Brno, MZLU, LD: 156.

Čermák, P., Beranová, P., Oralková, J., Horsák, P., Plsek, J. 2011. Relationships between browsing damage and the species dominance by the highly food--attractive and less food-attractive trees. Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis, 59: 29–36.

Čermák, P., Horsak, P., Spirik, M., Mrkva, R. 2009. Relationships between browsing damage and woody species dominance. Journal of Forest Science, 55: 23–31.

Červený, J. 1995. Myslivost a les. Škody zvěří, jejich příčina a prevence. Sborník referátů. Praha, MŽP.

Dănescu, A., Albrecht, A. T., Bauhus, J. 2016. Structural diversity promotes productivity of mixed, unevenaged forests in southwestern Germany. Oecologia, 182: 319–333.

del Río M., Pretzsch H., Ruíz-Peinado R., Ampoorter E., Annighöfer P., Barbeito I. 2017. Species interactions increase the temporal stability of community productivity in *Pinus sylvestris–Fagus sylvatica* mixtures across Europe. Journal of Ecology, 105: 1032–1043.

European Commission 2014. Strategie EU pro přizpůsobení se změně klimatu. COM (2013) 2016.

Felton, A.M., Wam, H.K., Stolter, C., Mathisen, K.M., Wallgren, M. 2018. The complexity of interacting nutritional drivers behind food selection, a review of northern cervids. Ecosphere, 9: 25.

Finďo, S., Petráš, R. 2011. Ochrana lesa proti škodám zverou. NLC, LVÚZ Zvolen, 283 s.

Forrester, D.I., Ammer, C., Annighöfer, P.J. et al. 2017. Predicting the spatial and temporal dynamics of species interactions in *Fagus sylvatica* and *Pinus sylvestris* forests across Europe. Forest Ecology and Management, 405: 112–133.

Fuchs, Z., Vacek, Z., Vacek, S., Gallo, J. 2021. Effect of game browsing on natural regeneration of European beech (*Fagus sylvatica* L.) forests in the Krušné hory Mts. (Czech Republic and Germany). Central European Forestry Journal, 67 (3): 166–180.

Gamfeldt, L, Snäll, T, Bagchi, R, Jonsson, M, Gustafsson, L, Kjellander, P, et al. 2013. Higher levels of multiple ecosystem services are found in forests with more tree species. Nature Communications, 4: 1–8.

Gill, R. M. A. 1992. A review of damage by mammals in north temperate forests. 1. Deer. Forestry, 65: 145–169.

Gillman L. N, Wright S. D, Cusens J., McBride P. D., Malhi Y., Whittaker R. J. 2015. Latitude, productivity and species richness. Global Ecology and Biogeography, 24: 107–117.

Gutsch, M., Lasch, P., Suckow, F., Reyer, C. 2011. Management of mixed oak-pine forests under climate scenario uncertainty. Forest Systems, 20(3): 453–463.

Hammerová, V., Hájek, V., Vacek, Z., Vacek, S., Cukor, j., Gallo, J., Cukor, J., Trojan, V. 2025. Smíšené lesy jako strategie adaptace na klimatickou změnu: budoucnost hospodaření v Krušných horách. Zprávy lesnického výzkumu, 70 (3): 129–141.

Heurich, M., Brand, T.T.G., Kaandorp, M.Y., Šustr, P., Müller, J., Reineking, B. 2015. Country, cover or protection: What shapes the distribution of red deer and roe deer in the Bohemian forest ecosystem? Plos ONE, 10: 1–17.

Horsley S.B., Stout S.L., DeCalstea D.S. 2003. Whitetailed deer impact on the vegetation dynamics of a northern hardwood forest. Ecological Applications, 13 (1): 98–118.

Chapin, F.S., Sala, O.E., Huber-Sannwald, E., Leemans, R. 2001. The Future of Biodiversity in a Changing World. In: Chapin, F.S., Sala, O.E., Huber-Sannwald, E. (eds.) Global Biodiversity in a Changing Environment. Ecological Studies, vol 152. Springer, New York, NY.

Chroust, L. 1997. Ekologie výchovy lesních porostů. Opočno, VÚLHM – VS.

IPCC, 2022. Climate Change 2022. Mitigation of Climate Change. Working Group II Contribution to the Intergovernmental Panel on Climate Change Sixth Assessment Report (AR6). IPCC: 2913.

Jankovský, L. 2014. Role houbových patogenů v chřadnutí smrku. In: Novák, J., Dušek, D. (eds.) Chřadnutí smrku v oblasti severní a střední Moravy. Sborník přednášek odborného semináře 14. 10. 2014, Budišov nad Budišovkou: 20–30.

Janouš D. 2002. Pravděpodobný dopad klimatické změny na evropské lesy. Lesnická práce, 81: 55–57.

Jarnemo, A., Minderman, J., Bunnefeld, N., Zidar, J., Mansson, J. 2014. Managing landscapes for multiple objectives: Alternative forage can reduce the conflict between deer and forestry. Ecosphere, 5(8): 1–14.

Kaji, K., Saitoh, T., Uno, H., Matsuda, H., Yamamura, K. 2010. Adaptive management of sika deer populations in Hokkaido, Japan: Theory and practice. Population Ecology, 52: 373–387.

Kohnle, U., Kändler, G. 2007. Is silver fir (*Abies alba*) less vulnerable to extraction damage than Norway spruce (*Picea abies*)? European Journal of Forest Research, 126: 121–129.

Konôpka, B., Pajtík, J. 2015. Why was browsing by red deer more frequent but represented less consumed mass in young maple than in ash trees?! Journal of Forest Science, 61:431–438.

Korpeľ, Š. 1988. Pralesy Slovenska. Bratislava. 328 s.

Korpeľ, Š. 1995. Die Urwälder der Westkarpaten [The primary forests of the West Carpathian Mountains]. Jena, Fischer: 310 s.

Korpeľ, Š., Saniga, M. 1993. Výberný hospodársky spôsob. Praha, VŠZ; Písek, Matice lesnická. 122 s. 122 s.

Korpeľ, Š., Saniga, M. 1993. Výberný hospodársky sposôb. Praha, Písek.

Krutzsch, H. 1952. Waldaufbau. Berlin. Slovenský překlad: Janečko E. Vytvaranie lesa. Bratislava, 1956.

Kuijper, D.P.J., de Kleine, C., Churski, M., van Hooft, P., Bubnicki, J., Jedrzejewska, B. 2013. Landscape of fear in Europe: Wolves affect spatial patterns of ungulate browsing in Bialowieza Primeval Forest, Poland. Ecography, 36: 1263–1275.

Kuijper, D.P.J., Cromsigt, J.P.G.M., Churski, M., Adam, B. et al. 2009. Do ungulates preferentially feed in forest gaps in European temperate forest? Forest Ecology and Management, 258: 1528–1535.

LČR 1999. Program 2000 – zajištění cílů veřejného zájmu u LČR. Hradec Králové, LČR. 63 s.

LČR 2011. Program 2020 – zajištění cílů veřejného zájmu u LČR. Hradec Králové, Lesy České republiky. 60 s.

Lessard J.P., Reynolds W.N., Bunn W.A. et al. 2012. Equivalence in the strength of deer herbivory an above and below ground communities. Basic and Applied Ecology, 13: 59–66.

Ligot, G., Gheysen, T., Perin, J., Candaele, R., de Coligny, F., Licoppe, A., Lejeune, P. 2023. From the simulation of forest plantation dynamics to the quantification of bark-stripping damage by ungulates. European Journal of Forest Research, 142: 899–916.

Machar, I., Čermák, P., Pechanec, V. 2018. Ungulate browsing limits bird diversity of the Central European hardwood floodplain. Forests, 9: 373.

Marada, P., Cukor, J., Kuběnka, M., Linda, R., Vacek, Z., Vacek, S. 2023. New agri-environmental measures have a direct effect on wildlife and economy on conventional agricultural land. PeerJ, 11: e15000.

Marada, P., Cukor, J., Linda, R., Vacek, Z., Vacek, S., Havránek, F. 2019. Extensive orchards in the agricultural landscape: Effective protection against fraying damage caused by roe deer. Sustainability, 11: 3738.

Martin, J.-L., Chamaillé-Jammes, S., Waller, D.M., 2020. Deer, wolves, and people: costs, benefits and challenges of living together. Biological Reviews, 95 (3): 782–801.

Meiners, S., Cadotte, M., Fridley, J., Pickett, STA., Walker, LR. 2015. Is successional research nearing its climax? New approaches for understanding dynamic communities. Functional Ecology, 29, 154–164.

Mezei, P., Jakuš, R., Pennerstorfer, J. et al. 2017. Storms, temperature maxima and the Eurasian spruce bark beetle *Ips typographus* – An infernal trio in Norway spruce forests of the Central European High Tatra Mountains. Agricultural and Forest Meteorology, 242: 85–95.

Míchal, I. et al. 1992. Obnova ekologické stability lesů. Praha.

Míchal, I., Petříček, V. et al. 1999. Péče o chráněná území. II. Lesní společenstva. Praha.

Mikulenka, P., Prokůpková, A., Vacek, Z., Vacek, S., Bulušek, D., Simon, J., Šimůnek, V., Hájek V. 2020. Effect of climate and air pollution on radial growth of mixed forests: *Abies alba* (Mill.) vs. *Picea abies* (L.) Karst. Central European Forestry Journal, 66 (1): 23–36.

Milner J.M., Nilsen E.B., Andreassen H.P. 2007. Demographic side effects of selective hunting in ungulates and carnivores. Conservation Biology, 21: 35–47.

Mlčoušek M et al. 2020. Generel obnovy lesních porostů po kalamitě Etapa III. Brandýs nad Labem, ÚHÚL; Strnady, VÚLHM. 75 s.

Modrý M., Hubený D., Rejsek K., 2004. Differential response of naturally regenerated European shade tolerant tree species to soil type and light availability. Forest Ecology and Management, 188: 185–195.

Moser B., Schütz M., Hindenlang K. 2006. Importance of alternative food resources for browsing by roe deer on deciduous trees: The role of food availability and species quality. Forest Ecology and Management, 226: 248–255.

Motta, R. 2003. Ungulate impact on rowan (*Sorbus aucuparia* L.) and Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst.) height structure in mountain forests in the eastern Italian Alps. Forest Ecology and Managerment, 181:139–150.

Moucha, P. 1999. Zásady začleňování lesů v chráněných krajinných oblastech do zón odstupňované ochrany přírody a krajiny a principy hospodaření v nich. In: Přírodě blízké hospodaření v lesích chráněných krajinných oblastí. Průhonice. P. Moucha (Ed.). SCHKO ČR: 41–45.

Mrkva, R. 1995. Škody zvěří a jejich řešení. Sborník referátů z konference Škody zvěří a jejich ochrana. Brno, MENDELU.

Nilsson, U., Berglund, M., Bergquist, J., Holmström, H., Wallgren, M. 2016. Simulated effects of browsing on the production and economic values of Scots pine (*Pinus sylvestris*) stands. Scandinavian Journal of Forest Research, 31: 279–285.

Paluch, J., Bartkowicz, L., Moser, WK. 2019. Interspecifc efects between overstorey and regeneration in small-scale mixtures of three late-successional species in the Western Carpathians (southern Poland). European Journal of Forest Research., 138: 889–905.

Pardos, M., Del Río, M., Pretzsch, H., Jactel, H., Bielak, K., Bravo, F., Calama, R. 2021. The greater resilience of mixed forests to drought mainly depends on their composition: Analysis along a climate gradient across Europe. Forest Ecology and Management, 481: 118687.

Paule, L. 1992. Genetika a šľachtenie lesných drevín. Bratislava, Príroda. 304 s.

Peláez, M., San Miguel, A., Rodriguez-Vigal, C., Moreno-Gómez, Á., García del Rincón, A., Perea, R. 2022. Using retrospective life tables to assess the effect of extreme climatic conditions on ungulate demography. Ecology and Evolution, 12: e8218.

Pérez-Espona, S., Pemberton, J.M., Putman, R. 2009. Red and sika deer in the British Isles, current management issues and management policy. Mammalian Biology, 74: 247–262.

Pfeffer, A., Horák, E., Kudela, M. et al. 1961. Ochrana lesů. Praha, SZN. Praha.

Poleno, Z. 1968. Výškový přírůst sazenic jedle pod záštitou mateřského porostu. Lesnická práce, 47 (9): 388–393.

Poleno, Z. 1993. Ekologicky orientované pěstování lesů. Lesnictví-Forestry, 39 (11): 475–480.

Poleno, Z. 1994. Ekologicky orientované pěstování lesů. Lesnictví-Forestry, 40 (1/2): 65–72.

Poleno, Z. 1996. Princip trvalosti v lesním hospodářství a jeho vývoj. Lesnictví-Forestry, 42 (3): 136–142.

Poleno, Z. 1997. Trvale udržitelné obhospodařování lesů. Praha, SZN.

Poleno, Z. 1999. Výběr jednotlivých stromů k obnovní těžbě v pasečném lese. Kostelec n. Č. lesy, Lesnická práce. 127 s.

Poleno, Z., Vacek, S., Podrázský, V. et al. 2009. Pěstování lesů III. Praktické postupy pěstování lesů. Kostelec nad Černými lesy, Lesnická práce, 952 s.

Poleno, Z., Vacek, S., Podrázský, V. et al. 2007. Pěstování lesů II. Teoretická východiska pěstování lesů. Kostelec nad Černými lesy, Lesnická práce, 464 s.

Pretzsch, H., Block, J., Dieler, J., Dong, P. H., Kohnle, U., Nagel, J. et al. 2010. Comparison between the productivity of pure and mixed stands of Norway spruce and European beech along an ecological gradient. Annals of Forest Science, 67: 712.

Pretzsch, H., Schütze, G., Uhl, E. 2013. Resistance of European tree species to drought stress in mixed versus pure forests: evidence of stress release by inter- specific facilitation. Plant Biology, 15:483–495.

Pretzsch, H., del Rio, M., Schütze, G., Ammer, C., Annighöfer, P., Avdagic, A., Barbeito, I., Bielak, K., Brazaitis, G., Coll, L. 2016. Mixing of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) and European beech (*Fagus sylvatica* [L.]) enhances structural heterogeneity, and the effect increases with water availability. Forest Ecology and Management, 373: 149–166.

Pretzsch, H., Schütze, G. 2016. Effect of tree species mixing on the size structure, density, and yield of forest stands. European Journal of Forest Research, 135: 1–22.

Průša, E. 1985. Die böhmischen und mährischen Urwälder. Praha, Academia. 577 s.

Pukkala, T. 2018. Effect of species composition on ecosystem services in European boreal forest. Journal of Forest Research, 29, 2: 261–272.

Putman, R., Apollonio, M., Andersen, R. 2011. Ungulate management in Europe: problems and practices. New York: Cambridge University Press.

Ramirez, J. I., Jansen, P. A., Poorter, L. 2018. Effects of wild ungulates on the regeneration, structure and functioning of temperate forests: A semi-quantitative review. Forest Ecology and Management, 424: 406–419.

Reimoser, F., Armstrong, H., Suchant, R. 1999. Measuring forest damage of ungulates: what should be considered. Forest Ecology and Management, 120: 47–58.

Rooney, T. P. 2001. Deer impacts on forest ecosystems: a North American perspective. Forestry (Oxford), 74: 201–208.

Rothe, A. 1997. Einfluss des Baumartenanteils auf Durchwurzelung, Wasserhaushalt, Stoffhaushalt und Zuwachsleistung eines Fichten – Buchen – Mischbestandes am Standort Höglwald. Forstlichen Forschungsberichte München Nr. 163

Ruprecht, J. S., Koons, D. N., Hersey, K. R., Hobbs, N. T., and MacNulty, D. R. 2020. The effect of climate on population growth in a cold-adapted ungulate at its equatorial range limit. Ecosphere 11(2): e03058.

Saniga, M. 2010. Pestovanie lsa. Zvolen, TU vo Zvolene. 327 s.

Seidl, R., Schelhaas, MJ., Lindner, M., Lexer, M.J. 2009. Modelling bark beetle disturbances in a large scale forest scenario model to assess climate change impacts and evaluate adaptive management strategies. Regional Environmental Change, 9: 101–119.

Seidl, R., Thom, D., Kautz, M., Martin-Benito, D., Peltoniemi, M., Vacchiano, G. et al. 2017. Forest disturbances under Climate Change. Nature climate change, 7: 395–402.

Schulze, E. D., Bouriaud, O., Wäldchen, J., Eisenhauer, N., Walentowski, H., Seele, C. et al. 2014. Ungulate browsing causes species loss in deciduous forests independent of community dynamics and silvicultural management in Central and Southeastern Europe. Annals of Forest Research, 57: 267–288.

Simon, J., Kolář, C. 2001. Economic evaluation of bark stripping by red deer on the basis of analysis on a time growth series of spruce stands in the Hrubý Jeseník Mts. Journal of Forest Science, 47: 402–409.

Skarpe, C., Hester A. 2008. Plant traits, browsing and grazing herbivores, and vegetation dynamics. In: I.J. Gordon & H.H.T. Prins (eds.), The ecology of browsing and grazing. Ecological studies 195: 217–261.

Slavík, B., Slavíková, J., Jeník, J. 1957. Ekologie kotlíkové obnovy smíšeného lesa. Rozpravy ČSAV, 67 (2): 1–155.

Slodičák, M., Novák, J. 2007. Růst, struktura a statická stabilita smrkových porostů s různým režimem výchovy. Kostelec nad Č. lesy, Lesnická práce. 145 s.

Souček, J. 2001. Výsledek převodů na výběrný les započatých H. Koniasem. In: Odkaz opočenského lesního hospodářství Huga Koniase. Sborník referátů z celostátního semináře, Opočno: 18–25.

Spake, R., Bellamy, C., Graham, L., Watts, K., Wilson, T., Norton, L. et al. 2019. An analytical framework for spatially targeted management of natural capital. Nature Sustainability, 2: 90–97.

Spittlehouse, D. L., Stewart, R. B. 2003. Adaptation to climate change in forest management. Journal of Ecosystems and Management, 4: 1–11.

Šach, F., Černohous, V. 2015. Hydraulický lift buku pro smrk: potenciálně významný ekosystémový proces pro pěstování smrkových porostů v souvislosti s klimatickou změnou oteplování. Zprávy lesnického výzkumu, 60 (1): 53–63.

Šimůnek, V., Sharma, R. P., Vacek, Z., Vacek, S., Hůnová, I. 2020. Sunspot area as unexplored trend inside radial growth of European beech in Krkonoše Mountains: a forest science from different perspective. European Journal of Forest Research, 139 (6): 999–1013.

Štefančík, I. 2015. Rast, štruktúra a produkcia bukových porastov s rozdielnym režimom výchovy. Zvolen, NLC: 148 s.

Štipl, P. 1999. Lesní kulticenózy. In: Míchal I. & Petříček V. (eds.): Péče o chráněná území II. Lesní společenstva. Praha, AOPK ČR: 577–607.

Tanentzap, A. J., Burrows, L. E., Lee, W. G., Nugent, G., Maxwell, J. M., Coomes, D. A. 2009. Landscape-level vegetation recovery from herbivory: Progress after four decades of invasive red deer control. Journal of Applied Ecology, 46(5): 1064–1072.

Tesař, V. 1999. Přírodě blízké způsoby hospodaření v lesích. In: Přírodě blízké způsoby hospodaření v lesích chráněných krajinných oblastí. Průhonice 30. 3. 1999. Ed. P. Moucha. Praha, SCHKO ČR: 31–40.

Thiele, J.C., Nuske, R.S., Ahrends, B., Panferov, O., Albert, M., Staupendahl, K., Junghans, U., Jansen, M., Saborowksi, J. 2017. Climate change impact assessmen – a simulation experiment with Norway spruce for a forest district in Central Europe. Ecological Modelling, 346: 30–47.

Thulin, C.-G., Malmsten, J., Ericsson, G. 2015. Opportunities and challenges with growing wildlife populations and zoonotic diseases in Sweden. European Journal of Wildlife Research, 61 (5): 649–656.

Tremblay, J.P., Hout, J., Potvin, F. 2007. Density-related effects of deer browsing on the regeneration dynamics of boreal forests. Journal of Applied Ecology, 44: 552–562.

Turek, K., Křístek, Š., Kubišta, J., Vrobel, J., Strejček, R., Tomeček, P. 2022. Vyhodnocení poškození lesa zvěří pomocí porovnání kontrolních a srovnávacích ploch v ČR v letech 2013–2021. Zpravodaj ochrany lesa, 25: 63–67.

ÚHÚL 2016. Výstupy Národní inventarizace lesů uskutečněné v letech 2011–2015. Škody zvěří na lesních porostech. Brandýs and Labem, Ústav pro hospodářskou úpravu lesů. 11 s.

Vacek, S., Vacek, Z., Bílek, L., Simon, J., Remeš, J., Hůnová, I., Král, J., Putalová, T., Mikeska, M. 2016. Structure, regeneration and growth of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) stands with respect to changing climate and environmental pollution. Silva Fennica, 50 (4): id 1564.

Vacek, Z., Prokůpková, A., Vacek, S., Cukor, J., Bílek, L., Gallo, J. et al. 2020. Silviculture as a tool to support stability and diversity of forests under climate change: study from Krkonoše Mountains. Central European Forestry Journal, 66: 116–129.

Vacek, Z., Vacek, S., Cukor, J. 2022b. Škody okusem jako klíčový faktor ovlivňující dynamiku lesa. In: Cukor J., Vacek Z. (eds.): Dopady vlivu zvěře na lesní ekosystémy: Komplexní pohled a možnosti řešení. 19. 5. 2022, Krajský úřad Plzeňského kraje, Škroupova 18, Plzeň. Česká lesnická společnost: 7–19.

Vacek, Z., Vacek, S., Cukor, J., Mikulenka, P. 2022. Struktura, produkce a škody zvěří ve smrkojedlových porostech v genové základně Hochwald. In: Remeš, J., Vacek Z. (eds.): Pěstování jedle bělokoré v podmínkách klimatické změny. 18. 10. 2022, Stará Ves u Rýmařova, Potočná 396, Chata Severka. Česká lesnická společnost: 23–33.

Vacek, S. 1995. Jeleni, les a ochrana přírody. Krkonoše, 28 (2): 4–5.

Vacek, S., Balcar, V. 1992. Příspěvek k ekologii lesních dřevin v Krkonoších. In: Studium horských lesních ekosystémů a jejich poškození v České republice. Ed. K. Matějka. České Budějovice, Ústav krajinné ekologie ČSAV: 91–96.

Vacek, S., Bílek, L., Vacek, Z., Remeš, J., Štefančík, I., Cukor, J., Podrázský, V., Baláš, M. 2023. Přírodě blízké pěstování lesů. Praha, ČZU. 152 s.

Vacek, S., Bulušek, D., Vacek, Z., Bílek, L., Schwarz, O., Simon, J., Štícha, V. 2015. The role of shelterwood cutting and protection against game browsing for the regeneration of silver fir. Austrian Journal of Forest Science, 132: 81–102.

Vacek, S., Černý, T., Vacek, Z., Podrázský V., Mikeska M., Králíček I. 2017. Long-term changes in vegetation and site conditions in beech and spruce forests of lower mountain ranges of Central Europe. Forest Ecology and Management, 398: 75–90.

Vacek, S., Moucha, P., Bílek, L. et al. 2012. Péče o lesní ekosystémy v chráněných územích ČR. Praha, Ministerstvo životního prostředí. 896 s.

Vacek, S., Podrázský, V. 2006. Přírodě blízké lesní hospodářství v podmínkách střední Evropy. Sborník pro vlastníky lesů. FLE ČZU v Praze, Ústav zemědělských a potravinářských informací Praha, 74 s.

Vacek, S., Podrázský, V., Souček, J. 1998. Management NPR a PR v CHKO Orlické hory. Příspěvky ze semináře "Příroda Orlických hor a jejich podhůří" část 2. Acta musei Richnoviensis. Sect. natur., 5: 3: 117–132.

Vacek, S., Remeš, J., Vacek, Z., Bílek, L., Štefančík, I., Baláš, M., Podrázský, V. 2022. Pěstování lesů. Praha, ČZU. 343 s.

Vacek, S., Simon, J., Remeš, J., Podrázský, V. et al. 2007. Obhospodařování bohatě strukturovaných a přírodě blízkých lesů. Kostelec nad Černými lesy, Lesnická práce: 447 s.

Vacek, S., Souček, J. 1995. Poškození lesů Krkonoš jelení zvěří a jejich řešení. In: Škody zvěří a jejich řešení. Brno, MZLU: 109–112.

Vacek, S., Vacek, Z., Kalousková, I., Cukor, J., Bílek, L., Moser, W. K. et al. 2018. Sycamore maple (*Acer pseudoplatanus* L.) stands on former agricultural land in the Sudetes – evaluation of ecological value and production potential. Dendrobiology, 7: 61–76.

Vacek, S., Zingari, P. C., Jeník, J., Simon, J., Smejkal, J. Vančura, K. 2003. Horské lesy České republiky. Praha, Ministerstvo zemědělství České republiky. 313 s.

Vacek, Z., Cukor, J., Linda, R., Vacek, S., Šimůnek, V., Brichta, J. et al., 2020a: Bark stripping, the crucial factor affecting stem rot development and timber production of Norway spruce forests in Central Europe. Forest Ecology and Management, 474:118360.

Vacek, Z., Cukor, J., Vacek, S. 2024. Adaptace lesů na klimatickou změnu versus škody zvěří. Svět myslivosti, 25 (3): 22–23.

Vacek, Z., Prokůpková, A., Vacek, S., Cukor, J., Bílek, L., Gallo, J., Bulušek, D. 2020b. Silviculture as a tool to support stability and diversity of forests under climatic change: study from Krkonoše Mountains. Central European Forestry Journal, 66 (2): 116–129.

Vacek, S., Vacek, Z. 2022a. Škody okusem jako klíčový faktor ovlivňující dynamiku lesa. In: Cukor J., Vacek Z. (eds.): Dopady vlivu zvěře na lesní ekosystémy: Komplexní pohled a možnosti řešení. 19.5. 2022, Krajský úřad Plzeňského kraje, Škroupova 18, Plzeň, Česká lesnická společnost: 7–19.

Vacek, Z., Vacek, S. 2022b. Smíšené lesy – budoucnost českého lesnictví. In: Cílek, V., Polívka, M., Vacek, Z. (eds.): Český a moravský les. Jeho počátky, současný stav a výhled do budoucnosti. Praha, Dokořán: 179–188.

Vacek, Z., Vacek, S., Bílek, L., Král, J., Remeš, J., Bulušek, D. et al. 2014. Ungulate impact on natural regeneration in spruce-beech-fir stands in Černý důl Nature reserve in the Orlické Hory Mountains: Case study from Central sudetes. Forests, 5: 2929–2946.

Vacek, Z., Vacek, S., Cukor, J. 2023. European forests under global climate change: review of tree growth processes, crises and management strategies. Journal of Environmental Management, 332: 117353.

Vacek, Z., Vacek, S., Slanař, J., Bílek, L., Bulušek, D., Štefančík, I., Králíček, I., Vančura, K. 2019. Adaption of Norway spruce and European beech forests under climate change: from resistance to close-to-nature silviculture. Central European Forestry Journal, 65 (2): 129–144.

Valente, A.M., Acevedo, P., Figueiredo, A.M., Fonseca, C., Torres, R.T. 2020. Overabundant wild ungulate populations in Europe: management with consideration of socio-ecological consequences. Mammal Review, 50 (4): 353–366.

Vanhanen, H., Veteli, T. O., Päivinen, S., Kellomäki, S., Niemelä, P. 2007. Climate change and range shifts in two insect defoliators: gypsy moth and nun moth – a model study. Silva Fennica, 41(4): 621–638.

Vlad, R., Sidor, C. G. 2013. Research for the estimate of rotten stem wood volume in Norway spruce stand damaged by deer species. Revista Pădurilor, 128: 27–32.

Vodňanský, M. 1997. Zimní krmení jelení a srnčí zvěře. In: Nové možnosti hospodaření se zvěří. Mariánské Lázně: 23–26.

Carlowicz, H. C. von 1713. Sylvicultura oeconomica. Leipzig, verlegts Johann Friedrich Braun. 414 s.

Vyhláška MZe č. 298/2018 Sb. o zpracování oblastních plánů rozvoje lesů a o vymezení hospodářských souborů.

Zahradník, P., Zahradníková, M. 2023. Kůrovcové kalamity v České republice. In: Vacek Z., Zahradník P. (eds.): Cyklus kalamit od kůrovce až k obnově lesa. Česká lesnická společnost: 16–22.

Zatloukal, V. 1995. Lesní hospodářství a myslivost. In: Škody zvěří a jejich řešení. Brno, MZLU: 17–23.

Zhang, Y., Chen, H.Y., Reich, P. B. 2012. Forest productivity increases with evenness, species richness and trait variation: a global meta-analysis. Journal of Ecology, 100: 742–749.

Zeller, L., Pretzsch, H. 2019. Effect of forest structure on stand productivity in Central European forests depends on developmental stage and tree species diversity. Forest Ecology and Management, 434:193–204.

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

www.vulhm.cz

LESNICKÝ PRŮVODCE 4/2026