

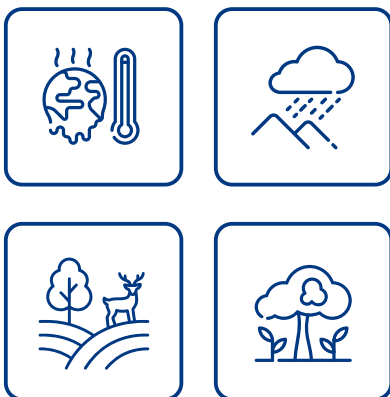


Zuzana Sitková – Ladislav Kulla (eds.)

Stratégia adaptácie lesov Západných Karpát na zmenu klímy

Zuzana Sitková – Ladislav Kulla (eds.)

Stratégia adaptácie lesov Západných Karpát na zmenu klímy



Zuzana Sitková – Ladislav Kulla (eds.)

Stratégia adaptácie lesov Západných Karpát na zmenu klímy

NÁRODNÉ LESNÍCKE CENTRUM
2026

Zostavovatelia: Ing. Zuzana Sitková, PhD., Ing. Ladislav Kulla, PhD.

Recenzenti: doc. Ing. Vít Šrámek, PhD., Ing. Milan Barna, PhD.

Autori: Zuzana Sitková, Ladislav Kulla, Zdeněk Vacek, Marián Slamka, Jerguš Rybár, Stanislav Vacek, Joerg Roessiger, Václav Šimůnek, Maroš Sedliak, Vlastimil Murgaš, Andrej Gubka, Vladimír Šebeň, Marek Ando, Martin Mareta

Vydavateľ: Národné lesnícke centrum, Zvolen

Rok vydania: 2026

Rozsah: 208 s.

Citácia: Sitková, Z., Kulla, L. (eds.), 2026. Stratégia adaptácie lesov Západných Karpát na zmenu klímy. Zvolen: Národné lesnícke centrum, 208 s. ISBN 978-80-8093-402-6

Za odbornú úroveň príspevkov zodpovedajú autori. Rukopis neprešiel jazykovou úpravou.

ISBN 978-80-8093-402-6

© Národné lesnícke centrum, Zvolen 2026



POĎAKOVANIE

Publikácia vznikla v rámci projektu „Prírode blízke riešenia pre adaptáciu lesov na zmenu klímy – LESYpreKLÍMU“ (403201DJP9), realizovaného v programe Interreg Slovensko – Česko 2021 – 2027 a spolufinancovaného Európskou úniou z prostriedkov Európskeho fondu regionálneho rozvoja (EFRR).

Podakovanie patrí kolektívu autorov z Národného lesníckeho centra vo Zvolene a Českej zemědělské univerzity v Prahe, ako aj ďalším partnerom projektu – organizáciám LESY SR, š. p., a LESY ČR, s. p.

Za intenzívnu spoluprácu, poskytnutie údajov a zdieľanie cenných odborných podnetov osobitne ďakujeme zástupcom lesníckej praxe: za LESY ČR, s. p., Ing. Jaroslavovi Turekovi a Ing. Liborovi Dobešovi a za LESY SR, š. p., Ing. Dušanovi Mikušovi a Ing. Antonovi Kondelovi.



Czech
University
of Life Sciences
Prague





OBSAH

1 LESY ZÁPADNÝCH KARPÁT A ZMENA KLÍMY	13
Východiskový stav lesov v regióne	13
Klimatické scenáre a budúce riziká	14
Identifikácia kľúčových problémov	15
Koncept, ciele a obsah publikácie	15
Literatúra	20
2 VODOZÁDRŽNÉ A PROTIERÓZNE OPATRENIA V LESOCH	23
Úvod do problematiky	23
Súčasný stav poznania	24
<i>Zmena klímy a hydrologické fungovanie lesov</i>	24
<i>Les, voda a hydrologický paradox</i>	25
<i>Význam pôdy a lesných ciest</i>	26
<i>Hydrologické adaptačné opatrenia</i>	26
Záujmové územia a demonštračné objekty	27
Demonštračný objekt Duchonka	28
<i>Charakteristika prírodných pomerov územia</i>	28
<i>Metodika hodnotenia účinku opatrení na DO Duchonka</i>	29
<i>Výsledky hydrologického modelovania na DO Duchonka</i>	32
Demonštračný objekt Zákamenné	39
<i>Charakteristika prírodných pomerov územia</i>	39
<i>Metodika hodnotenia účinku opatrení na DO Zákamenné</i>	40
<i>Výsledky hydrologického modelovania na DO Zákamenné</i>	44
Syntéza výsledkov a diskusia	51
Strategické odporúčania	53
Záver	54
Literatúra	55
3 BUDOVÁNÍ DIVERZITY V JUVENILNÍCH STÁDIÍCH LESA NA KALAMITNÍCH HOLINÁCH	59
Biodiverzita lesov, funkce a ekosystémové služby	59
<i>Biodiverzita lesov</i>	61
<i>Funkce lesov</i>	66
Ekologické přístupy k obnově lesních ekosystémů	67
<i>Obnova kalamitních holin</i>	67
<i>Volba dřevin obecně</i>	68
<i>Obnova hlavních hospodářských a přípravných dřevin</i>	69
<i>Tvorba porostních směsí</i>	84

Modelové příklady z praxe na demonstračních objektech	91
Strategické doporučení pro zvyšování diverzity v juvenilních stádiích lesa	95
Literatura	96
 4 ZVYŠOVÁNÍ ODOLNOSTI LESŮ VÝCHOVOU MLADÝCH POROSTŮ	101
Ekologie jako základ výchovy lesních porostů	103
Specifika a způsoby výchovy lesních porostů	105
Možnosti zvyšování stability mladých porostů na kalamitních holinách	108
<i>Výchova mlazin přípravných porostů</i>	<i>108</i>
<i>Výchova mlazin hlavních hospodářských dřevin</i>	<i>110</i>
<i>Výchova porostních směsí</i>	<i>113</i>
<i>Výchova porostů poškozených zvěří</i>	<i>115</i>
Modelové příklady z praxe na demonstračních objektech	117
<i>Klimatická změna a její vliv na lesní hospodářství a výchovu</i>	<i>117</i>
<i>Vliv lokálních podmínek počasí na růst letokruhů hlavních hospodářských</i> <i>lesních dřevin</i>	<i>119</i>
<i>Letokruhy jako indikátor vlivu klimatické změny na hlavní</i> <i>hospodářské dřeviny</i>	<i>120</i>
Strategické doporučení pro hospodaření a výchovu lesních porostů	125
Poděkování	127
Literatura	127
 5 PRECHOD NA PŘÍRODE BLÍZKE HOSPODÁRENIE V LESOCH	133
Prehľad existujúcich poznatkov a príkladov z praxe	133
<i>Stručný literárny prehľad súvisiacej problematiky</i>	<i>133</i>
<i>Význam PBHL pre adaptáciu lesov na zmenu klímy</i>	<i>135</i>
<i>Príklady prechodu na PBHL na Slovensku a v Česku</i>	<i>136</i>
Prípadové štúdie na demonstračných objektoch	138
<i>Rekonštrukcia nepôvodných smrekových lesov na DO Zákamenné</i>	<i>138</i>
<i>Alternatívny program starostlivosti o les pre DO Duchonka</i>	<i>150</i>
Návrh strategických odporúčaní	164
<i>Rekonštrukcia smrekových lesov podsadbami</i>	<i>164</i>
<i>Zvyšovanie biodiverzity a štruktúrnej pestrosti porastov</i>	<i>164</i>
<i>Regulácia raticovej zveri a dočasné oplôtky</i>	<i>165</i>
<i>Zmena zaužívaných postupov hospodárskej úpravy lesov</i>	<i>165</i>
Literatúra	166
 6 KONTROLA RATICOVEJ ZVERI AKO PODMIENKA ÚSPECHU PESTOVNÝCH OPATRENÍ	169
Raticová zver a jej vplyv na lesné porasty	169

<i>Druhy voľne žijúcej raticovej zveri</i>	171
<i>Konkurenčné vzťahy jednotlivých druhov raticovej zveri</i>	173
<i>Lov zveri a jeho vplyv na populáciu raticovej zveri</i>	174
<i>Zverou potravné preferované dreviny</i>	177
<i>Prikrmovanie a vnaďenie zveri</i>	178
<i>Vnútrodruhová konkurencia zver</i>	179
<i>Raticová zver a veľké šelmy</i>	180
Zhodnotenie stavov raticovej zveri a stavu lesných porastov na demonštračných objektoch Zákamenné a Duchonka	181
<i>Metodické postupy</i>	181
<i>Termovízne snímkovanie s využitím bezpilotných lietadiel (dronov)</i>	182
<i>Výsledky</i>	184
Návrh strategických odporúčaní	191
<i>Odporúčania pri monitorovaní zveri s využitím bezpilotných lietadiel</i>	192
<i>Odporúčania pre lov zveri</i>	192
<i>Odporúčania pre ochranu lesných porastov</i>	193
<i>Odporúčania pre prikrmovanie</i>	193
Literatúra	194

ZHRNUTIE / SHRUTÍ / SUMMARY

Zhrnutie (SK)	199
Shrnutí (CZ)	201
Summary (EN)	203



LESY ZÁPADNÝCH KARPÁT A ZMENA KLÍMY

Zuzana Sitková – Ladislav Kulla

VÝCHODISKOVÝ STAV LESOV V REGIÓNE

Západné Karpaty sú kompaktným horským masívom ležiacim v strednej Európe na území Slovenska, Česka, Poľska, Maďarska a okrajovo aj Rakúska (Obr. 1.1). Patria do Alpského bioregiónu, v ktorom horský charakter predurčuje dominanciu lesných ekosystémov v krajinnej pokrývke. Adaptácia lesov a lesnej krajiny preto v tomto regióne zohráva dôležitú úlohu pri adaptácii krajiny ako celku na očakávané účinky prebiehajúcej zmeny klímy.

Lesy Západných Karpát sa nachádzajú na rozhraní oceánskeho, kontinentálneho a panónskeho klimatického vplyvu. Členitý reliéf vytvára výrazné rozdiely medzi teplejšími pahorkatinami, kotlinami a chladnými horskými polohami. Táto heterogenita zvyšuje biologickú rozmanitosť regiónu, ale zároveň spôsobuje, že klimatické riziká nie sú priestorovo rovnomerné. V nižších polohách nadobúda rozhodujúci význam vodný deficit, zatiaľ čo v horských smrekových oblastiach sa otepľovanie spája s vetrovými disturbanciami a gradáciami podkôrneho hmyzu.

Mnohé európske štúdie a analýzy ukazujú, že otepľovanie, sucho, požiare, vetrové kalamity, škodcovia, huby a iné patogény sa navzájom ovplyvňujú a vytvárajú synergické a kumulatívne riziká pre lesné ekosystémy. Mnohé vplyvy rizikové pre európske lesné ekosystémy už dosiahli závažnú úroveň a bez účinnej mitigácie a adaptácie sa môžu ďalej zosilňovať (EEA, 2024). Syntéza údajov zo šestnástich európskych krajín za roky 2018 až 2022 zároveň ukázala, že najvýraznejšie poškodenie suchom a teplom sa prejavilo práve v strednej Európe, pričom postihlo tak ihličnaté, ako aj listnaté dreviny (Knutzen et al. 2025).

Súčasný stav lesov Západných Karpát je výsledkom dlhodobého spolupôsobenia klimatických zmien, prirodzenej sukcesie a ľudského využívania krajiny. Historický vývoj zahŕňal rozsiahle zmeny lesnej pokrývky a drevinového zloženia, pričom v 19. a 20. storočí bolo hospodársky podporované najmä pestovanie smreka obyčajného (Kholiavchuk et al. 2024). Najvyššia zraniteľnosť vzniká tam, kde sa smrek pestuje mimo klimatických a pôdnych podmienok zodpovedajúcich jeho prirodzenému rozšíreniu (Kulla & Sitková 2012). Analýza klimatickej vhodnosti drevín v Českej republike ukázala, že vysoký podiel sekundárnych smrečín predstavuje systémový problém, keďže významná časť týchto porastov sa už nachádza mimo pôvodného bioklimatického priestoru smreka (Čermák et al. 2021).

KLIMATICKÉ SCENÁRE A BUDÚCE RIZIKÁ

Podľa najnovších regionálnych scenárov vývoja klímy pre oblasť Beskýd (Kluvánková et al. 2020), kalibrovaných na údajoch meteorologických staníc Lysá hora (1 322 m n. m.), Bílá (720 m n. m.) a Čadca (425 m n. m.) by priemerná teplota v regióne mohla v porovnaní s referenčným obdobím 1976 až 2005 stúpnuť podľa rôznych emisných scenárov (RCP) a použitých klimatických modelov k roku 2050 o 1,7 až 2,2 °C, a k roku 2080 o 1,9 až 3,9 °C. Takisto by mali narásť aj zrážky, a to najmä na jar a v zime, s minimálnym alebo žiadnym nárastom v lete (Tab. 1.1).

Tabuľka 1.1 Zmeny priemerných sezónnych teplôt a zrážok pre cezhraničný región Beskýd (Zdroj: CzechGlobe, Kluvánková et al. 2020).

Scenár	Parameter	2050					2080				
		rok	zima	jar	leto	jeseň	rok	zima	jar	leto	jeseň
Stabilizačný (RCP 4.5)	Teplota (°C)	+1,7	+2,0	+1,5	+1,9	+1,3	+1,9	+2,1	+1,7	+2,0	+1,8
	Zrážky (%)	+9,4	+16,1	+17,9	-2,4	+14,7	+12,0	+17,8	+25,7	+0,9	+12,3
Rastúci (RCP 8.5)	Teplota (°C)	+2,2	+2,2	+2,1	+2,1	+2,2	+3,9	+4,3	+3,6	+3,8	+4,0
	Zrážky (%)	+11,8	+17,9	+20,0	+5,7	+10,5	+14,5	+27,9	+27,2	-1,8	+16,2

Najistejším prvkom klimatických scenárov pre strednú Európu je pokračujúci rast teploty. Väčšia neistota sa týka ročných zrážok, ich sezónneho rozdelenia a lokálnych extrémov. Ani stabilný ročný úhrn zrážok však nemusí znamenať stabilnú dostupnosť vody. Vyššia teplota zvyšuje potenciálnu evapotranspiráciu a predlžuje obdobie, počas ktorého môže vegetácia vodu spotrebúvať. Klimatologické pozorovania zo Slovenska už ukazujú na posun sucha do jari a leta, teda do obdobia najvyššieho významu pre tvorbu dreva, obnovu a obranyschopnosť stromov (Labudová et al. 2024).

Dlhšie vegetačné obdobie nemožno automaticky považovať za výhodu pre radiálny rast stromov. Model kalibrovaný na 13 letokruhových chronológiách zahrňajúcich desať listnatých a päť ihličnatých druhov drevín v strednej, východnej a juhovýchodnej Európe, ukázal, že skorší začiatok rastu a v niektorých podmienkach aj zvýšený jarný a jesenný rast môžu približne do 40. až 50. rokov 21. storočia dočasne kompenzovať straty spôsobené letným suchom. Po tomto období však výsledná rastová odozva čoraz viac závisí od vlhkosti stanovišta. Na suchších lokalitách, najmä pri scenári RCP 8.5, už predĺženie rastového obdobia nedokáže vyrovnať pokles letného rastu a model predpokladá významné znížovanie šírky letokruhov (Tumajer et al. 2025).

Budúce riziko preto neurčuje iba priemerná zmena klímy, ale najmä súbeh horúčav, sucha, vetra a biotických škodcov. Adaptácia by mala znižovať závislosť lesa od jedinej dreviny alebo jedného pestovateľského modelu. Z odborného hľadiska je opodstatnená podpora druhovo a priestorovo diferencovaných porastov, prirodzenej obnovy, genetickej variability, kontinuálneho pôdneho krytu a ochrany hydrologických procesov. Takéto opatrenia však nemožno aplikovať schematicky. Vhodná drevinová zmes musí vychádzať zo stanovištných podmienok a z viacerých klimatických scenárov, nie iba z historickej rekonštrukcie prirodzeného zloženia.

Očakávaný vývoj karpatských lesov smeruje k rastúcemu významu listnatých drevín a k hospodáreniu založenému na kombinácii ekologicky orientovaného pestovania, podpory zmiešaných porastov a cielenej adaptácie na miestne stanovištné podmienky. Osobitný význam má zachovanie a obnova jedle bielej a zmiešaných bukových lesov, vrátane zakomponovania minoritných a pionierskych druhov drevín, ktoré môžu prispievať

k celkovej stabilite, biodiverzite a hospodárskej udržateľnosti lesov v Karpatoch (Kholiavchuk et al. 2024).

IDENTIFIKÁCIA KLÚČOVÝCH PROBLÉMOV

Prvým kľúčovým problémom je nesúlad medzi drevinovým zložením časti hospodárskych lesov a súčasnými alebo očakávanými klimatickými podmienkami. Historické zvýhodňovanie smreka vytvorilo v niektorých častiach Karpát monodominantné porasty s vysokou citlivosťou na suchu, vietor, podkôrny hmyz a následné kaskádové disturbancie (Kholiavchuk et al. 2024; Čermák et al. 2021). Najvýraznejší je pri smreku pestovanom v nižších a stredných polohách. Predpokladá sa, že podiel klimaticky vhodných lesných stanovišť pre pestovanie smreka v Českej republike sa zníži zo 46 percent v referenčnom období 1961 až 1990 na 11,3 percenta v období 2041 až 2060. Vhodné oblasti sa majú koncentrovať predovšetkým do pohraničných horských polôh (Čermák et al. 2021).

Druhým problémom je kumulácia disturbancií. Sucha a teplo oslabujú stromy, znižujú ich schopnosť reagovať na napadnutie a zároveň vytvárajú priaznivejšie podmienky pre vývoj podkôrneho hmyzu. Vietor, fragmentácia porastov a rozsiahle odkrývanie porastových stien môžu tento proces ďalej zosilňovať. Európska syntéza za roky 2018 až 2022 ukázala nielen okamžité poškodenie, ale aj pretrvávajúce následky v ďalších rokoch, čo dokladá časovo oneskorenú reakciu lesov na klimatické extrémne (Knutzen et al. 2025).

Tretím problémom je homogenita drevinovej, vekovej a priestorovej štruktúry. Veľké súvislé plochy hostiteľskej dreviny umožňujú rýchlejšie šírenie špecializovaných škodcov. Rozpad takýchto porastov zároveň vedie k fragmentácii, znižovaniu konektivity a vzniku rozsiahlych okrajových zón s odlišnou mikroklimou. Výskum českej lykožrútovej kalamiťy ukázal, že dôsledkom nebola iba strata stromov, ale aj zásadná reorganizácia krajinej štruktúry (Washaya et al. 2024).

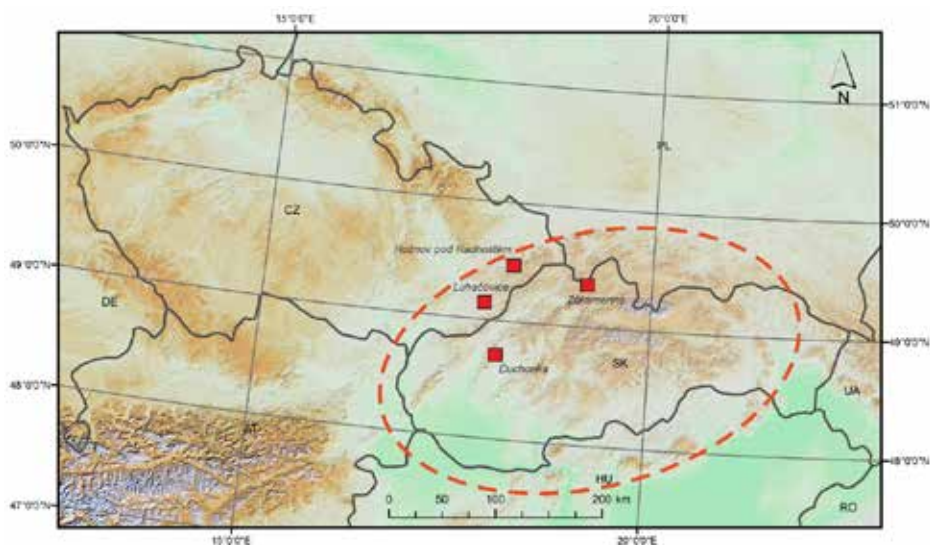
Štvrtým problémom je nedostatočná harmonizácia a následné využívanie dnes už pomerne solídnej základne priestorovo detailných a metodicky porovnateľných environmentálnych údajov. To isté sa týka prírastku, mortality, prirodzenej obnovy a poškodenia, ako odozvy drevín na meniace sa faktory prostredia. Aj európska syntéza upozorňuje, že údaje o škodách sú rozptýlené medzi rozdielnymi monitorovacími systémami, a že účinná adaptácia vyžaduje harmonizované sledovanie zdravotného stavu lesov (Knutzen et al. 2025).

KONCEPT, CIELE A OBSAH PUBLIKÁCIE

Pre podmienky strednej Európy a zvlášť so zameraním na lesy Česka a Slovenska boli v ostatnom období publikované viaceré adaptačné stratégie. Významný je napríklad „Katalóg lesníckych adaptačných opatrení“ zostavený v rámci projektu FRAMEADAPT (Čermák et al. 2016), ale aj najnovšia certifikovaná metodika „Adaptace lesních porostů na globální klimatickou změnu“ (Kadavý et al. 2025). Osobitne pre prihraničné územie lesov Beskyd bol vydaný „Plán adaptace lesů Beskyd na změnu klimatu“, ktorý predstavuje systémový nástroj k zmierneniu dopadov zmeny klímy pre scenáre vývoja klímy v 21. storočí a vznikol v rámci česko-slovenského mezinárodného projektu „Obnova biodiverzity a ekosystémových služeb klimatickou změnou ohrozených lesů regionu Beskyd“ (Klůvanková et al. 2020).

Cieľom tejto publikácie nie je duplikovať už publikované poznatky a odporúčania, ale zamerať sa na vybrané kľúčové problémy lesných ekosystémov hlbšie a strategické odporúčania oprieť o experimentálne ukážky toho najlepšieho a najaktuálnejšieho z výskumu aj prevádzkovej praxe na príkladoch cielene vybraných demonštračných objektov na oboch stranách česko-slovenskej hranice.

Za týmto účelom boli v rámci projektu založené štyri demonštračné objekty: DO Duchonka, DO Zákamenné na slovenskej, a DO Rožnov pod Radhoštěm, DO Luhačovice na českej strane spoločnej hranice. Ich priestorová lokalizácia je zobrazená na obrázku 1.1. Tieto objekty reprezentujú najmä podmienky vonkajších Západných Karpát v blízkosti česko-slovenskej hranice, vzhľadom na výškové a klimatické rozpätie sa však poznatky z nich dajú do veľkej miery uplatniť v celom regióne Západných Karpát a v priľahlých pohoriach stredoeurópskeho Hercynika.



Obr. 1.1 Poloha štyroch demonštračných objektov projektu LESYpreKLÍMU založených v rámci regiónu Západných Karpát.

DO Duchonka

Územie lesnej správy Duchonka leží v Považskom Inovci, budovanom kryštalicými horninami, na predhoríach hojne prekrytými sprašou. Patrí v rámci vybraných lokalít k teplejším a nižšie položeným lokalitám. Relevantným východiskom pre zhodnotenie vplyvu zmeny klímy sú celoštátne údaje zo Slovenska. V nedávnej štúdii boli analyzované dlhodobé teploty, zrážky a index SPEI za obdobie 1931 až 2020. Autori medzi referenčnými obdobiami 1961 až 1990 a 1991 až 2020 zistili posun výskytu sucha smerom k jarným a letným mesiacom. Výsledok je významný najmä pre nižšie položené lesné celky, pretože práve počas vegetačného obdobia rastie spotreba vody a klimatický vodný deficit priamo obmedzuje rast a obranné mechanizmy stromov (Labudová et al. 2024). Na základe týchto výsledkov možno pre Duchonku predpokladať rastúce riziko nedostatku pôdnej vody, najmä na plytkých pôdach, južných expozíciách a porastových okrajoch.

Prevádzka už dlhšie pozoruje oslabovanie a chradnutie dubových porastov v dôsledku sucha a premnoženie škodcov. Stabilitu a trvalosť lesa sa snaží zabezpečovať vytváraním trvalo viacetážových porastov a budovaním jednoduchých retenčných objektov v území (Obr. 1.2). Vysoké stavy zveri a s tým súvisiace problémy s prirodzenou aj umelou obnovou lesa sú typickým problémom pri zvyšovaní druhovej pestrosti porastov.



Obr. 1.2 Revitalizácia lúk, budovanie vodozádržných prvkov a vytváranie trvalo viacetážovej štruktúry lesných porastov sú predmetom demonštrácie správnej praxe na DO Duchonka.

DO Zákamenné

Demonštračný objekt leží v Oravskej Magure a Oravských Beskydách, budovaných flyšovými horninami. Orava predstavuje chladnejšiu a zrážkovo bohatšiu časť Západných Karpát. Vyšší zrážkový úhrn však neznamená neprítomnosť sucha. Rozhodujúca je sezónna bilancia vody, teplota, evapotranspirácia, pôdna zásoba vody a trvanie období bez účinných zrážok.

V drevinovom zložení lesov výrazne dominuje smrek, často aj v podobe umelo založených monokultúr, ktoré sa miestni lesníci systematicky snažia prebudovávať na viacetážové zmiešané porasty pôvodných drevín – smreka, buka a jedle. Hlavným rizikovým mechanizmom je kombinácia fyziologického oslabenia smreka, teplejšieho priebehu vegetačného obdobia, vetrového poškodenia a rastu populácií lykožrúta smrekového, ku



Obr. 1.3 DO Zákamenné poskytuje ukážky protieróznych a vodozádržných opatrení v podmienkach flyšového pásma a príklady prebudovy smrekových monokultúr podsadbami chýbajúcich cieľových drevín.

ktorému prispieva rastúca teplota, čo môže znižovať doterajšiu klimatickú výhodu vyšších nadmorských výšok.

Územie je súčasťou flyšového pásma, čo ho pri nadpriemerných úhrnoch zrážok robí zraniteľným na vodnú eróziu pôdy pri narušení povrchu pôdy. Toto riziko sa prejavuje najmä na nespevnených lesných cestách a po nárazových prívaloch zrážok, ktoré majú so zmenou klímy pribúdať. Opatrenia v území sú tak zamerané najmä na znižovanie erózie a prebudovy smrekových monokultúr (Obr. 1.3).

DO Rožnov pod Radhoštěm

Rožnov pod Radhoštěm leží v Moravskosliezskych Beskydách budovaných staršími zväčša hrubozrnnými flyšovými horninami, na ktorých sa vyvinuli prevažne chudobnejšie pôdy prechádzajúce na hrebeňoch do podzolov. Vďaka náveternej polohe a vyššej nadmorskej výške ide o oblasť s nadpriemernými zrážkami.

Stabilita rovnorodých smrečín, ktoré v území výrazne dominujú, bola oslabená už pred súčasnou etapou zrýchleného otepľovania. Ich rozpad súvisel s nevhodným drevinovým zložením, vekovou a priestorovou homogenitou porastov, historickým imisným zaťažením, zhoršeným stavom pôd, suchom, vetrom, podpŕňovkou a podkôrnym hmyzom. Tieto stresory vytvárali sled predispozičných, iniciačných a mortalitných faktorov vedúcich k plošnému rozpadu smrekových porastov (Hlásny & Sitková 2010).

Rozsiahle komplexy rovnovekých smrekových monokultúr sú z väčšej časti už rozpadnuté, a miestna prevádzka dosiahla pozoruhodné výsledky so zabezpečením druhovo pestrých zmiešaných porastov na kalamitných holinách. Významným príspevkom bola úspešná regulácia stavov zveri, ktorej dôkazom je aj inde nevidaná úspešne odrastajúca prirodzená obnova jedle na jej prirodzených stanovištiach. Súčasťou adaptácie na zmenu klímy sú aj tu jednoduché neinvestičné vodozádržné opatrenia (Obr. 1.4).



Obr. 1.4 Príklady jednoduchých vodozádržných opatrení a úspešnej prirodzenej obnovy jedle po redukcii stavov zveri na DO Rožnov pod Radhoštěm.

DO Luhačovice

Demonštračný objekt zasahuje širšiu oblasť Bielych Karpát a Vizovických vrchov, ktorá nadväzuje na horské časti Beskýd v DO Rožnov pod Radhoštěm. Má charakter vrchoviny budovanej flyšovými horninami, na ktorých sa vyvinuli kambizeme, na predhoriach s prímiesou spraše. Zrážok je menej, a teda z hľadiska budúceho vývoja je významnejšie riziko chronického alebo opakovaného letného vodného deficitu, tým skôr, že aj tu na značnej výmere dominuje nepôvodný smrek.

Dendrochronologický výskum v nižších polohách stredných Čiech potvrdil, že radiálny rast smreka bol významne viazaný na zrážky počas vegetačného obdobia. Najnižší rast sa zaznamenal na suchšej lokalite a autori uzavreli, že nedostatok zrážok vážne obmedzuje smrek v nižších polohách, kde sa prirodzene nevyskytuje (Vacek et al. 2023). Tento výsledok podporujú aj dendrochronologické analýzy vykonané v tomto objekte v rámci riešenia projektu.

V južnej polovici územia prevládajú listnaté a zmiešané porasty pôvodných drevín s prevahou buka, v ktorých lesníci už dlhšie experimentujú s netradičnými postupmi hospodárenia pre zvýšenie ich druhovej a priestorovej diverzity. Jedným z nich je aj budovanie individuálnych oplôtkov (Obr. 1.5).



Obr. 1.5 DO Luhačovice poskytuje príklady ochrany vnášaných drevín pri zvyšovaní diverzity lesov individuálnymi oplôtkami a budovania viacvrstvej štruktúry smrekových porastov prostredníctvom Reiningerovej prebierky.

Predložená publikácia „**Stratégia adaptácie lesov Západných Karpát na zmenu klímy**“ poskytuje príklady jednoduchých a pritom účinných prírode blízkych riešení na zvyšovanie odolnosti, stability a funkčnosti lesných ekosystémov v podmienkach meniacej sa klímy, špecificky orientovaných na tri kľúčové problémy: lepšie hospodárenie s vodou, zvyšovanie druhovej a štrukturálnej pestrosti a tým aj odolnosti lesov, a kontrolu zveri ako podmienku pre zvyšovanie druhovej diverzity lesov.

Publikácia obsahuje okrem úvodnej časti päť odborných kapitol zameraných na: vodozádržné a protierózne opatrenia v lesoch (kapitola 2), budovanie diverzity v juvenilných štádiách lesa na kalamitných holinách (kapitola 3), zvyšovanie odolnosti lesov výchovou mladých porastov (kapitola 4), prechod na prírode blízke hospodárenie v lesoch (kapitola 5), a kontrolu raticovej zveri ako podmienku úspechu pestovných opatrení (kapitola 6). Na konci publikácie je záverečné zhrnutie v troch jazykových mutáciách.

Súčasťou každej kapitoly je okrem prehľadu vedeckých poznatkov a predstavenia výsledkov experimentov na demonštračných objektoch aj návrh konkrétnych strategických odporúčaní a manažmentových opatrení pre lesnícku prax, využiteľných pre projektové územie a príslahlé pohoria strednej Európy.

Špecifikom publikácie je, že vzhľadom na blízkosť našich jazykov sú jednotlivé kapitoly písané v jazyku ich autorského kolektívu, čiže v slovenčine alebo v češtine. Aj týmto chceme zdôrazniť potrebu udržania a posilnenia prirodzenej odbornej spolupráce v česko-slovenskom pohraničí.

LITERATÚRA

- Čermák, P., Mikita, T., Kadavý, J., & Trnka, M. (2021). Evaluating recent and future climatic suitability for the cultivation of Norway spruce in the Czech Republic in comparison with observed tree cover loss between 2001 and 2020. *Forests*, 12, 1687.
- Čermák, P., Zatloukal, V., Cienciala, E., Pokorný, R., Kadavý, J., Kneifl, M., Kadlec, J., Dobrovolný, L., Martinič, T., Mikita, T., Adamec, Z., Kupec, P., Sloup, R., Šišák, L., Pulkrab, K., Trnka, M., & Jurečka, F. (2016). Katalog lesnických adaptačních opatření. Mendelova univerzita v Brně. 155 s. frameadapt.cz
- European Environment Agency. (2024). European climate risk assessment (EEA Report No. 01/2024). European Environment Agency.
- Hlásny, T., & Sitková, Z. (Eds.). (2010). Spruce forests decline in the Beskids / Hynutie smrekových porastov v Beskydoch. National Forest Centre – Forest Research Institute Zvolen, Czech University of Life Sciences Prague, & Forestry and Game Management Research Institute Jiloviště–Strnady. 182 p.
- Kadavý, J., Čermák, P., Pokorný, R., Kučera, A., Kupec, P., Adamec, Z., Březina, D., Kneifl, M., Knott, R., Zemánek, T., Hrib, M., Cempírek, M., & Flora, M. (2025). Adaptace lesních porostů na globální klimatickou změnu. Certifikovaná metodika. Mendelova univerzita v Brně: 126 s.
- Kholiavchuk, D., Gurgiser, W., & Mayr, S. (2024). Carpathian Forests: Past and Recent Developments. *Forests*, 15(1), Article 65.
- Klůváňková, T., Špaček, M., Štecová, I., Szabo, T., Morávková, M., Kulla, L., Sarvašová, Z., Sitková, Z., Barka, I., Sedliak, M., Skalák, P., Cudlín, P., Vačkářů, D., Blättler, L., Krpec, P., & Daněk, J. (2020). Plán adaptace lesů Beskyd na změnu klimatu. Praha: Powerprint, 98 s.
- Knutzen, F., Auerbeck, P., Barrasso, C., Bouwer, L. M., Gardiner, B., Grünzweig, J. M., Hänel, S., Haustein, K., Johannessen, M. R., Kollet, S., Müller, M. M., Pietikäinen, J.-P., Pietras-Couffignal, K., Pinto, J. G., Rechid, D., Rousi, E., Russo, A., Suarez-Gutierrez, L., Veit, S., Wendler, J., Xoplaki, E., & Gliksmann, D. (2025). Impacts on and damage to European forests from the 2018–2022 heat and drought events. *Natural Hazards and Earth System Sciences*, 25, 77–117.
- Kulla, L., & Sitková, Z. (2012). Rekonštrukcie nepôvodných smrekových lesov: Poznatky, skúsenosti, odporúčania. Národné lesnícke centrum. 207 s.
- Labudová, L., Ivaňáková, G., Faško, P., Kajaba, P., & Labuda, M. (2024). Changes in drought occurrence and intensity in the context of climate change in Slovakia. *Theoretical and Applied Climatology*, 155, 4009–4022.
- Tumajer, J., Kašpar, J., Altman, J., Altmanová, N., Camarero, J. J., Cienciala, E., Čada, V., Čihák, T., Doležal, J., Fibich, P., Janda, P., Kaczka, R., Kolář, T., Lehejček, J., Mašek, J., Matula, R., Neudertová Hellebrandová, K., Plavcová, L., Rybníček, M., Rydval, M., Shetti, R., Svoboda, M., Šenfeldr, M., Šamonil, P., Vašíčková, I., Vejvustková, M., & Tremel, V. (2025). Longer growing seasons will not offset growth loss in drought-prone temperate forests of Central Southeast Europe. *Nature Communications*, 16, 9535.
- Vacek, Z., D'Andrea, G., Šimůnek, V., Pericolo, O., Vacek, S., Corleto, R., Olejár, L., & Ripullone, F. (2023). Growth response of Norway spruce in Central Bohemia to climate change. *Forests*, 14, 1215.
- Washaya, P., Modlinger, R., Tyšer, D., & Hlásny, T. (2024). Patterns and impacts of an unprecedented outbreak of bark beetles in Central Europe: A glimpse into the future? *Forest Ecosystems*, 11, 100243.

AFILIÁCIA

Zuzana Sitková

Odbor ekológie lesa a krajiny
Sekcia pre vedu a výskum
Národné lesnícke centrum
T. G. Masaryka 2175/22
960 01 Zvolen, Slovenská republika
zuzana.sitkova@nlcsk.org

Ladislav Kulla

Odbor lesníckej politiky, manažmentu lesa a poľovníctva
Sekcia pre vedu a výskum
Národné lesnícke centrum
T. G. Masaryka 2175/22
960 01 Zvolen, Slovenská republika
ladislav.kulla@nlcsk.org



VODOZÁDRŽNÉ A PROTIERÓZNE OPATRENIA V LESOCH

Zuzana Sitková – Jerguš Rybár – Marek Ando – Martin Mareta

Zámerom kapitoly je zhodnotenie súčasného stavu poznania o hydrologických účinkoch vodozádržných a protieróznych opatrení v lesoch a interpretácia výsledkov hydrologického modelovania realizovaného na vybraných častiach projektového územia, konkrétne na demonštračných objektoch Duchonka a Zákamenné.

Kapitola prepája prístupy hydrologického modelovania, terénnych pozorovaní a širších poznatkov z oblasti lesníckej hydrológie, adaptácie lesov na klimatickú zmenu a prírode blízkyh opatrení. Zároveň identifikuje limity technických opatrení, sumarizuje návrh ich optimalizácie a prevádzky, formuluje strategické odporúčania založené na vlastných analýzach a poznatkoch a diskutuje význam hydrologicky integrovaného manažmentu lesov ako základného adaptačného nástroja pre podmienky lesných povodí Západných Karpát.

ÚVOD DO PROBLEMATIKY

Zmena klímy predstavuje jednu z najvýznamnejších výziev pre stabilitu lesných ekosystémov Západných Karpát. Rastúca teplota vzduchu, častejší výskyt sucha, zvyšujúca sa variabilita zrážok a rastúci podiel krátkodobých intenzívnych dažďových udalostí zásadne menia hydrologické fungovanie lesnej krajiny. V posledných desaťročiach sa zároveň čoraz výraznejšie prejavujú dôsledky kombinácie klimatických extrémov, disturbancií, zmien využívania územia a intenzívneho zásahu človeka do lesného prostredia.

V horských oblastiach Západných Karpát rastie význam problémov súvisiacich so zrýchleným povrchovým odtokom, eróziou, transportom sedimentov a eróziou lesnej dopravnej siete. V nižších a teplejších oblastiach sa zároveň s rýchlejším odtokom prehĺbuje deficit pôdnej vlhky, rastie evaporačný stres a skracuje sa obdobie dostatočnej dostupnosti vody pre vegetáciu. Hydrologická stabilita lesnej krajiny sa tak stáva jednou z kľúčových podmienok adaptácie lesov na meniace sa klimatické podmienky.

S uvedenými javmi narastá potreba realistického hodnotenia hydrickej funkcie lesa ako stabilizačného prvku krajiny. Súčasná hydrológia upozorňuje, že les nemožno vnímať ako „neobmedzenú zásobáreň vody“, ale ako komplexný ekosystém, ktorý zrážkovú vodu infiltruje, dočasne akumuluje a transformuje, pričom jej významnú časť vracia do atmosféry evapotranspiráciou (Andréassian 2004; Calder 2004). Lesy zároveň zohráva-

jú významnú úlohu pri zabezpečovaní množstva a kvality vodných zdrojov a poskytovaní vodných ekosystémových služieb, ktorých význam presahuje samotnú hydrologickú reguláciu (Boscolo et al. 2021). Význam lesa preto nespočíva iba v „zadržiavaní vody“, ale najmä v regulácii hydrologických procesov, ochrane pôdy a obmedzovaní vzniku koncentrovaného odtoku (Kadavý et al. 2025).

SÚČASNÝ STAV POZNANIA

Zmena klímy a hydrologické fungovanie lesov

Rastúca teplota vzduchu mení hydrologické fungovanie lesných ekosystémov prostredníctvom zvýšeného atmosférického evaporačného dopytu, zmien intercepcie a evapotranspirácie a predlžovania vegetačného obdobia. Dôsledkom môže byť pokles pôdnej vlhkosti a dostupnosti vody počas vegetačného obdobia, najmä pri súbehu vysokých teplôt a nedostatku zrážok (Bredemeier 2011; Treydte et al. 2024; Sitková et al. 2026). V horských oblastiach Slovenska je výskyt sucha zároveň výrazne ovplyvnený nadmorskou výškou, reliéfom a priestorovým rozdelením zrážok (Vido et al. 2015).

Na reakciu lesov na otepľovanie a meniacu sa dostupnosť vody poukazujú aj významné zmeny fenologických fáz lesných drevín (Mrekaj et al. 2024). Vodný stres zároveň oslabuje vitalitu lesných porastov a zvyšuje ich citlivosť na následné disturbance. V strednej Európe rastie význam sucha ako iniciálneho faktora gradácií podkôrneho hmyzu, najmä v smrekových porastoch, čo môže urýchliť rozsiahle zmeny druhového zloženia a štruktúry lesa (Das et al. 2025). Celoeurópska analýza odolnosti ihličnatých porastov voči podkôrnemu hmyzu ukázala, že odolnosť porastov závisí od intenzity a trvania predchádzajúceho sucha, polohy hostiteľských drevín a podkôrneho hmyzu v rámci ich klimatickej niky, ako aj od vlastností samotného porastu (Jaime et al. 2022).

Syntéza poznatkov o dynamike horských lesov zároveň poukazuje na to, že disturbance môžu podporovať heterogenitu a obnovu lesov len dovtedy, kým neprekročia ekologickú odolnosť stanovišťa (Kulakowski et al. 2017). Výskum historického disturbancečného režimu horských smrečín Západných Karpát ukázal, že disturbance boli prirodzenou súčasťou dynamiky týchto lesov, avšak ich priestorová synchronizácia môže zvyšovať súčasnú zraniteľnosť smrekových porastov (Janda et al. 2017).

V podmienkach Slovenska sa dôsledky klimatických extrémov a disturbanceí prejavujú najmä v horských oblastiach, kde bola zdokumentovaná rozdielna dynamika obnovy po vetrových a podkôrnikových kalamitách vo Vysokých a Nízkych Tatrách, ako aj potenciálne rastúce riziko erózie na rozširujúcich sa holinách (Faltan et al. 2021).

Klimatická zmena ovplyvňuje aj povodňové a erózne procesy, pričom výsledná odozva nezávisí iba od zrážkového extrému, ale aj od predchádzajúcej pôdnej vlhkosti, stavu vegetácie, infiltračnej kapacity pôdy a hydrologickej konektivity povodia (Bronstert 2003). Narušený vegetačný kryt, zhutnenie pôdy a nevhodne odvodnené lesné cesty môžu urýchľovať koncentráciu povrchového odtoku a transport sedimentov. Projekcie budúceho povodňového režimu však zostávajú zaťažené neistotou vyplývajúcou z klimatických scenárov, modelovej štruktúry a lokálnych vlastností povodí (Cameron et al. 2000).

Adaptačný význam štruktúrálnej a druhovej diverzity lesa preto nemožno posudzovať oddelene od stanovištných podmienok a spôsobu hospodárenia. Druhovo, vekovo

a priestorovo diferencované porasty môžu zvyšovať stabilitu lesa voči suchu a disturbanCIám, ich účinok však závisí od drevinového zloženia, štruktúry porastu a dostupnosti vody (Janda et al. 2017; Jaime et al. 2022).

Les, voda a hydrologický paradox

Lesný kryt ovplyvňuje infiltráciu, evapotranspiráciu, pôdnu vlhkosť, časové rozdelenie odtoku a vodnú bilanciu povodia (Bosch & Hewlett 1982). Vyššia lesnatosť však automaticky neznamená vyššiu disponibilitu vody ani spoľahlivú ochranu pred povodňami. Les môže zvyšovať infiltráciu a obmedzovať rýchly povrchový odtok, zároveň však časť zrážkovej vody zachytáva a vracia do atmosféry evapotranspiráciou. Hydrologický účinok lesa je preto výsledkom vzájomného pôsobenia klímy, vegetácie, pôdy, reliéfu, spôsobu hospodárenia a priestorovej mierky hodnotenia (Andréassian 2004; Calder 2004; Calder et al. 2004).

Tento vzťah býva označovaný ako hydrologický paradox lesa. Lesy spravidla priaznivo ovplyvňujú pôdnu štruktúru, infiltráciu, stabilitu svahov a kvalitu vody, ale ich účinok na množstvo odtoku a kulminačné prietoky nie je univerzálny. Najvýraznejšie môžu tlmiť malé a časté odtokové udalosti, zatiaľ čo pri dlhotrvajúcich alebo mimoriadne intenzívnych zrážkach sa ich relatívny účinok znižuje v dôsledku nasýtenia pôdy a vyčerpania dostupnej retenčnej kapacity (Bredemeier 2011). Výsledky párových povodí zároveň potvrdzujú, že lesný kryt môže obmedzovať časté menšie prietokové špičky, nemožno ho však považovať za samostatnú ochranu pred veľkými povodňami (Xiao et al. 2021). Rovnakú potrebu oddeliť lokálne hydrologické účinky lesa od príčin rozsiahlych povodní zdôrazňuje aj syntéza FAO a CIFOR (2005).

Pozorovania zo Slovenska potvrdzujú výraznú závislosť hydrologickej odozvy od miestnych podmienok. Úloha lesa spočíva predovšetkým v ovplyvňovaní infiltrácie, evapotranspirácie a časového priebehu odtoku (Kostka & Holko 2006). Po veternej disturbancii vo Vysokých Tatrách sa hydrologické režimy malých povodí zmenili, rozsah odozvy však závisel od vlastností jednotlivých povodí a následného vývoja vegetačného krytu (Holko et al. 2009). Regionálne hodnotenie Slovenska rovnako ukázalo, že regulačný potenciál lesov nie je priestorovo rovnomerný a závisí od prírodných pomerov, štruktúry porastov a miery narušenia krajiny (Hlásny et al. 2013).

Najnovšia syntéza poznatkov zo strednej Európy ukazuje, že hydrologické dôsledky veľkoplôšného rozpadu smrekových porastov nezávisia iba od straty korunového zápoja, ale vo významnej miere aj od spôsobu následného spracovania kalamity. V analyzovaných štúdiách sa zníženie intercepcie o 16 – 48 % a výrazný pokles transpirácie stromovej vrstvy spájali so zvýšením ročného odtoku približne o 6 – 21 %, pričom v niektorých menších povodiach boli zaznamenané alebo modelované aj skorší nástup a vyššie hodnoty kulminačných prietokov. Hydrologické dôsledky rozpadu porastov sú preto čiastočne protichodné: strata zápoja môže zvýšiť odtok a krátkodobu aj množstvo vody dostupnej pre prízemnú vegetáciu, súčasne však podporuje prehrievanie a vysušovanie povrchu pôdy a môže zhoršovať priebeh suchých období. Riziko sa ďalej zvyšuje pri nevhodne vykonanej mechanizovanej kalamitnej ťažbe, keď zhutnenie pôdy môže znížiť nasýtenú hydraulickú vodivosť o viac ako 40 %, podporiť vznik sústredeného povrchového odtoku, eróziu a zvýšený transport sedimentov a rozpustených látok. Naopak, ochrana pôdneho povrchu, ponechanie časti ťažbových zvyškov a rýchla obnova prí-

zemnej vegetácie a pionierskych drevín môžu tieto negatívne účinky podstatne zmierniť (Šrámek et al. 2026).

Hydrologické pôsobenie lesa ďalej ovplyvňujú drevinové zloženie a veková štruktúra porastov, rozsah disturbancií, spôsob obnovy, intenzita ťažby a hustota lesnej dopravnej siete. Hydrickú funkciu lesa je preto vhodnejšie chápať ako schopnosť meniť rozdelenie vody medzi evapotranspiráciu, infiltráciu, podpovrchový a povrchový odtok než ako jednoduché „zadržiavanie vody“. Pre české a slovenské podmienky tieto vzťahy syntetizujú Šrámek et al. (2023), ktorí zdôrazňujú, že hydrologická funkcia lesa vyplýva z komplexnej interakcie vegetácie, pôdy a reliéfu a že adaptačné opatrenia musia byť založené na ochrane pôdy, prírode blízkom hospodárení a obmedzovaní hydrologickej konektivity lesných ciest.

Význam pôdy a lesných ciest

Rozhodujúci význam nemá iba prítomnosť stromového krytu, ale najmä stav lesnej pôdy, jej infiltračná kapacita, predchádzajúce nasýtenie, miera zhutnenia a prepojenie odtokových dráh s vodnými tokmi. Obzvlášť pre flyšové povodia Západných Karpát sú dôležité aj vlastnosti pôdneho profilu a organického horizontu. Retenčná kapacita pôdy ovplyvňuje vznik povrchového odtoku a odnos pôdneho materiálu, pričom výsledná odozva závisí od spôsobu využívania krajiny, efektívnych zrážok a fyzikálnych vlastností pôdy (Halecki et al. 2022, 2023). Organický horizont môže zachytiť významné množstvo vody a obmedzovať priamy kontakt dažďových kvapiek s minerálnou pôdou; jeho poškodenie a zhutnenie podložia preto oslabujú hydrologické a protierózne funkcie lesa (Zvala et al. 2021).

Osobitným faktorom hydrologickej odozvy lesnej krajiny je dopravná sieť. Lesné cesty, priekopy, priepusty a približovacie linky prerušujú prirodzené odtokové dráhy, znižujú infiltráciu na zhutnených povrchoch a môžu priamo prepájať zdroje sedimentov s vodnými tokmi (Kastridis 2020; Yu et al. 2024). V horskom lesnom povodí Západných Karpát bola erózia nespevnených ciest výrazne vyššia než erózia ostatných častí povodia, čo dokumentuje ich disproporčný príspevok k zanášaniu vodných nádrží a tokov (Juško et al. 2022). Intenzita erózie rastie najmä na odkrytých, čerstvo narušených a strmých cestných povrchoch (Zemke 2016).

Účinný manažment preto nespočíva iba v znižovaní erózie povrchu ciest, ale najmä v prerušení hydrologickej a sedimentovej konektivity medzi cestou a tokom. Vhodné je kombinovať priečne odvodnenie, rozptýlenie odtoku do stabilných porastov, vegetačné pásy, sedimentačné priestory a stabilizáciu výustných miest (Benda et al. 2019; Zhao et al. 2022). Vegetačný kryt môže znižovať eróziu cestných svahov, jeho účinnosť však závisí od sklonu, pôdných vlastností, hustoty porastu a intenzity zrážok (Grace 2002).

Hydrologické adaptačné opatrenia

Hydrologicky orientované adaptačné opatrenia by mali prioritne chrániť pôdu, zachovávať súvislý lesný kryt, obmedzovať poškodenie pri ťažbe a znižovať hydrologickú konektivitu lesnej dopravnej siete. Druhovo a priestorovo diferencované porasty, prirodzená obnova, mŕtve drevo a drobné retenčné prvky môžu podporovať lokálnu retenciu, priaz-

nivejšiu mikroklimu a ekologickú stabilitu (Kadavý et al. 2025). Ich účinok však nemožno generalizovať na úroveň celého povodia ani na všetky typy hydrologických udalostí. Infiltračné jamy môžu napríklad priaznivo ovplyvniť lokálne rozdelenie vody a stanovištné podmienky, ale ich vplyv na rast a fyziologickú odozvu buka môže byť obmedzený alebo krátkodobý (Vacek et al. 2025).

ZÁUJMOVÉ ÚZEMIA A DEMONŠTRAČNÉ OBJEKTY

V rámci výskumu hydrologických účinkov vybraných opatrení realizovaných v projekte LESYpreKLÍMU boli analyzované dva demonštračné objekty v nasledujúcich dvoch oblastiach Slovenska (Obr. 2.1):

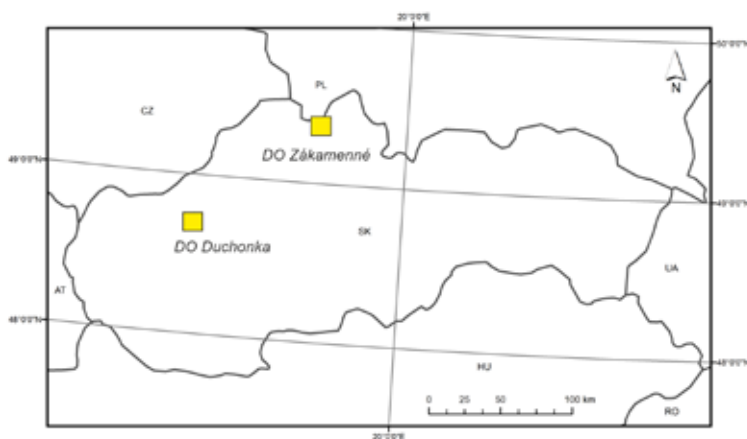
- **Demonštračný objekt Duchonka (Považský Inovec);**
- **Demonštračný objekt Zákamenné (Oravské Beskydy).**

Tieto územia reprezentujú rozdielne geomorfologické, klimatické aj prevádzkové podmienky a zároveň odlišné typy problémov súvisiacich s vodným režimom.

V demonštračnom objekte Duchonka (ďalej „DO Duchonka“) dominujú listnaté (dubové, bukové) a zmiešané lesné porasty, ktoré sú v dôsledku narastajúcich klimatických extrémov stále častejšie vystavené nepriaznivému vplyvu sucha. Realizácia rôznych vodozádržných opatrení a prvkov s ambíciou „zachytiť čo najväčší podiel zrážkovej vody“ je preto v tomto území prioritou.

Demonštračný objekt Zákamenné (ďalej „DO Zákamenné“) reprezentuje horské, zrážkovo bohatšie prostredie flyšového pásma s výraznými eróznymi a odtokovými procesmi. V tomto území spočíva ťažisko problému v postupujúcom kalamitnom rozpade smrekových porastov a ich následnom spracovaní, čo so sebou prináša vyššiu zraniteľnosť územia na eróziu a odnos pôdy.

Nakolko prístup k riešeniu a analýzam účinku vodozádržných a protieróznych opatrení bol v oboch územiach odlišný, v nasledujúcich častiach kapitoly budú pre oba demonštračné objekty osobitne rozobraté jednotlivé časti od charakteristiky územia a prírodných pomerov, cez metodiku, prehľad opatrení až po výsledky hydrologického modelovania a sformulovanie strategických odporúčaní.



Obr. 2.1 Poloha demonštračných objektov Duchonka a Zákamenné v rámci Slovenska.

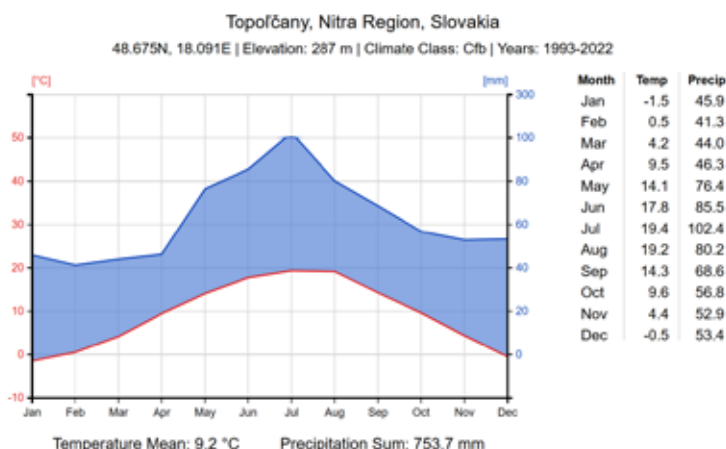
DEMONŠTRAČNÝ OBJEKT DUCHONKA

Charakteristika prírodných pomerov územia

Demonštračný objekt Duchonka reprezentuje teplejšie podmienky západného Slovenska charakteristické rastúcim evaporačným stresom, častejším výskytom letného sucha a znižovaním dostupnosti pôdnej vody počas vegetačného obdobia. Územie je zároveň ovplyvnené lokálnou koncentráciou odtoku na lesných cestách a približovacích linkách, ktoré predstavujú významný faktor zrýchleného povrchového odtoku a lokálnej erózie.

Nachádza sa v pohorí Považský Inovec v nadmorskej výške približne 288 – 943 m n. m. Na rozdiel od Oravy ide o teplejšie a výrazne suchšie územie. Územie je súčasťou členitého pahorkatinného až vrchovinového reliéfu typického pre túto geomorfologickú jednotku. Z geologického hľadiska je územie budované prevažne kryštalinikom, tvoreným najmä metamorfovanými horninami, ako sú ruly, svory, diority, migmatity a sprasové hliny. V nižších polohách a na svahoch sa vyskytujú aj zvetrané pokryvy a deluviálne sedimenty, ktoré ovplyvňujú infiltračné vlastnosti pôdneho profilu a priepustnosť územia (Atlas krajiny SR, 2002). Dominantnými pôdnymi typmi sú kambizeme a luvizeme.

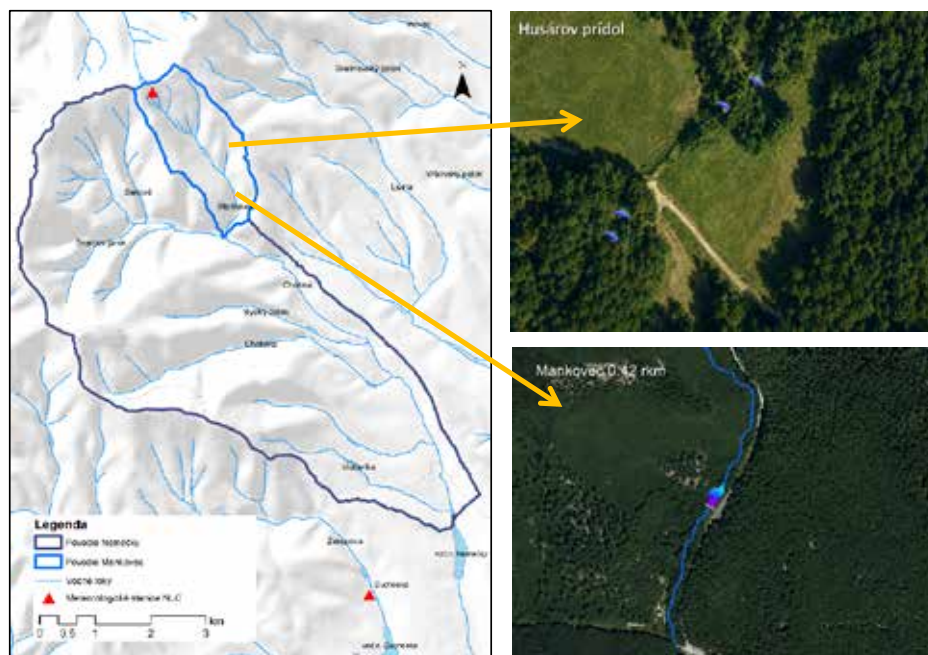
Územie spadá do troch klimatických okrskov (mierne teplý, mierne vlhký, so studenou zimou, dolinový/kotlinový až po mierne chladný, veľmi vlhký) s dlhodobou priemernou teplotou 9,2 °C a ročným úhrnom zrážok 754 mm pre najnižší bod územia 288 m n. m. (Obr. 2.2). Z hľadiska vegetačného krytu dominujú listnaté a zmiešané dubové, dubovo-bukové a bukové lesy v 3. a 4. vegetačnom stupni, vyššie až 5. jedľovo-bukový a 6. lesný vegetačný stupeň s prímiesou smrek a jedle. Hydrologicky spadá územie do povodia rieky Nitry (Váh – Dunaj) a prechádza ním hlavný lokálny vodný tok Chotina (povodie 5. rádu). Povodie je charakteristické výskytom epizodického povrchového odtoku, ktorý je viazaný najmä na intenzívne zrážkové udalosti alebo na obdobia nasýtenia pôdneho profilu. V týchto situáciách dochádza k rýchlej koncentrácii odtoku v teréne a k zvýšenému riziku erózie, najmä v miestach sústredeného prúdenia. V porovnaní so Zákameným tu dominujú opatrenia zamerané na zvýšenie retencie vody, podporu infiltrácie, spomalenie odtoku, celkové zlepšenie vodného režimu územia.



Obr. 2.2 Klimadiagram reprezentujúci klimatické podmienky pre oblasť demonštračného objektu Duchonka. Zdroj: ClimateCharts.net (Zepner et al. 2020).

Územie bolo pre účely priestorových hydrologických analýz rozdelené na širšie povodie Nemečky a dve pilotné, vyššie položené lokality, kde prebehlo precízne hydraulické modelovanie účinku realizovaných opatrení (Obr. 2.3):

1. Mankovec 0,42 riečny kilometer (rkm) – stály vodný tok v povodí Mankovec (400 – 940 m n. m.)
2. Husárov prídol – vodný tok s nestálym, epizodickým prietokom vody (640 m n. m.).



Obr. 2.3 DO Duchonka – poloha povodí Nemečky a Mankovec a dvoch modelovaných pilotných lokalít (Husárov prídol – nestály vodný tok a Mankovec 0,42 rkm – stály vodný tok).

Metodika hodnotenia účinku opatrení na DO Duchonka

Vstupné údaje

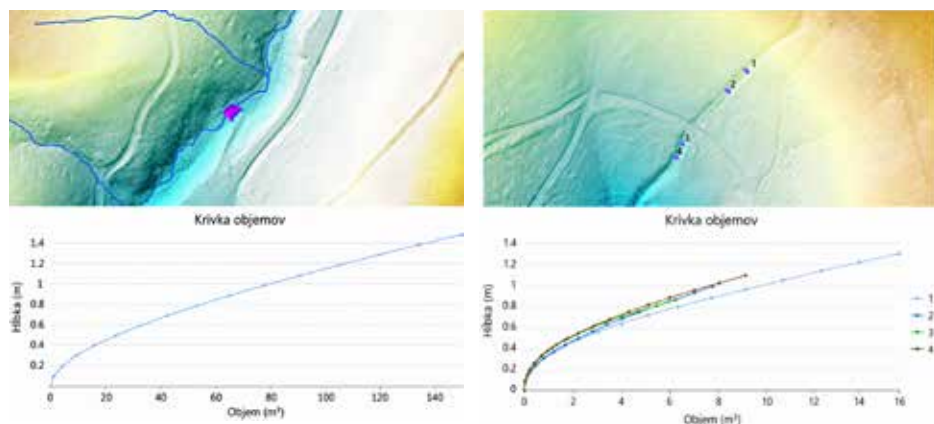
Vstupné údaje pre hodnotenie účinku opatrení na demonštračnom objekte Duchonka pozostávajú z kombinácie priestorových, klimatických a hydrologických dát. Základ tvoria digitálne podklady, najmä digitálny model reliéfu, z ktorého boli odvodené geomorfologické charakteristiky ako nadmorská výška, sklonové pomery, hypsografia a odtokové línie. Dopĺňajú ich tematické vrstvy charakterizujúce prírodné pomery územia, najmä pôdne a geologické podmienky a krajinná pokrývka, ktoré ovplyvňujú infiltračné a retenčné vlastnosti územia. Hydrologické a klimatické údaje zahŕňajú najmä charakteristiky zrážok a teplôt, ktoré slúžia ako vstup pre modelovanie zrážkovo-odtokových procesov. Súčasťou vstupov sú aj terénne pozorovania a údaje o existujúcich vodozadržných opatreniach využité pri ich lokalizácii a následnom hodnotení. Prehľad použitých vstupných údajov je uvedený v tabuľke 2.1.

Tabuľka 2.1 Prehľad vstupných údajov.

Typ dát	Konkrétny vstup	Zdroj / spôsob získania	Účel použitia
Geomorfologické dáta	Digitálny model reliéfu a odvodené charakteristiky (sklon, hypsografia, odtokové línie)	ZBGIS / vlastné spracovanie	analýza reliéfu a odtokových pomerov
Hydrologické dáta	Charakter odtoku a odtokové línie	GIS analýza / terén	identifikácia koncentrácie odtoku
Klimatické dáta	Zrážkové údaje	SHMÚ / Klimatický atlas SR	vstup do modelovania
Pedologické a geologické dáta	Pôdne typy a geologická stavba	NLC / Atlas krajiny SR	posúdenie infiltračných vlastností
Vegetačné dáta	Krajinná pokrývka (land cover)	CORINE / ortofoto	vplyv vegetácie na odtok
Terénne dáta	Terénna lokalizácia vybraných opatrení	vlastné merania a prieskum	návrh a validácia opatrení

Prístup k hodnoteniu účinku opatrení na DO Duchonka

Za účelom stanovenia návrhových prietokov boli najprv odvodené návrhové hyetogramy, a to na základe regionálnych hodnôt IDF kriviek pre územie Slovenska. IDF krivky (Intensity–Duration–Frequency) predstavujú štatisticky odvodené závislosti medzi intenzitou zrážky, jej trvaním a dobou opakovania (resp. pravdepodobnosťou výskytu) na základe dlhodobých meraní. Slúžia ako základný podklad na určovanie návrhových zrážok a tvorbu návrhových hyetogramov pri hydrologických a vodohospodárskych výpočtoch. Infiltrácia a vznik povrchového odtoku boli stanovené pomocou metódy SCS Curve Number (SCS-CN), ktorá vyjadruje odtokové vlastnosti územia jedným parametrom CN. Tento parameter zohľadňuje pôdne podmienky, využitie územia a počiatočnú vlhkosť. Na jeho základe sa zrážka rozdeľuje na straty a efektívny odtok, ktorý vstupuje do ďalšieho modelovania. Metóda bola implementovaná v prostredí hydraulického modelu HEC-RAS 2D.



Obzr. 2.4 Lokalizácia hrádzky v lokalite Mankovec rkm 0,42 (stály vodný tok, vľavo) a série kaskádovitých hrádzok na lokalite Husárov prídol (nestály vodný tok s epizodickým prietokom, vpravo). Objemová krivka prezentuje vzťah medzi objemom (m³) a výškou hladiny (resp. hĺbkou v m) pre navrhované opatrenie.

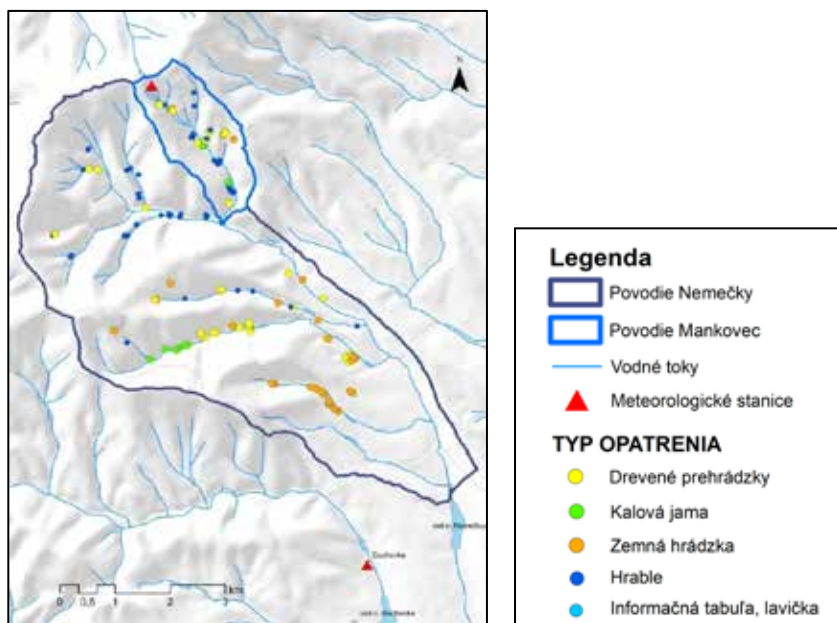
Návrhové prietoky boli stanovené pre vybrané časti povodia na základe návrhových zrážok a odtokových charakteristík územia (Obr. 2.4). Pre vybrané lokality v povodí (Húsárov prídol a Mankovec) boli definované návrhové vodozádržné opatrenia, ktorých geometria bola následne použitá ako vstup do hydraulického modelovania. Geometrické charakteristiky navrhovaných opatrení slúžili ako vstup pre hydraulické modelovanie.

Realizované a modelované opatrenia na DO Duchonka

Na DO Duchonka bolo v roku 2025 zrealizovaných v teréne veľké množstvo opatrení rôzneho druhu (viac ako 100 objektov). Išlo najmä o prírode blízke opatrenia neinvestičného charakteru, ako sú drobné retenčné objekty typu drevené a zemné prehrádzky, zasakovacie a kalové jamy, lokálne podporené drevenými hrablami, cestnými priepustami a priečnymi odrážkami.

Mapa lokalizácie všetkých vodozádržných opatrení realizovaných a poloha meteorologických staníc na DO Duchonka je na obrázku 2.5 (podľa podkladov LS Duchonka, LESY SR, š. p.). Praktické ukážky vybraných opatrení realizovaných v teréne demonštrujú fotografie na obrázku 2.6.

Čo sa týka návrhu modelovaných opatrení, maximálny objem vodozádržných opatrení v povodí toku Mankovec bol odhadovaný na základe šírky a dĺžky hrádze. Z dôvodu absencie presnej hodnoty výšky hrádzok bola výška odhadovaná podľa morfológie koryta v danej lokalite na základe precízneho modelu terénu. Obdobne v dôsledku absencie definovania spodných priepustov a bezpečnostných prepádov boli pri drevených hrádzkach navrhnuté 2 varianty: priepustná hrádzka (s definovanou hodnotou 0,5 – 1 cm každých 30 až 40 cm – simulácia netesnosti v drevených hrádzkach) a nepriepustná hrádzka (simulácia upchatia). V oboch prípadoch bol navrhnutý aj bezpečnostný prepád na prelivnej hrane.



Obr. 2.5 Priestorová distribúcia vodozádržných a protieróznych opatrení realizovaných na DO Duchonka (Zdroj: LESY SR, š. p., LS Duchonka) a poloha meteorologických staníc NLC.



Obr. 2.6 Fotodokumentácia a praktické ukážky opatrení realizovaných na DO Duchonka – drevené a zemné hrádzky, jazierka, kalové jamy, hrable, cestné priepusty (Foto: Z. Sitková, D. Mikuš).

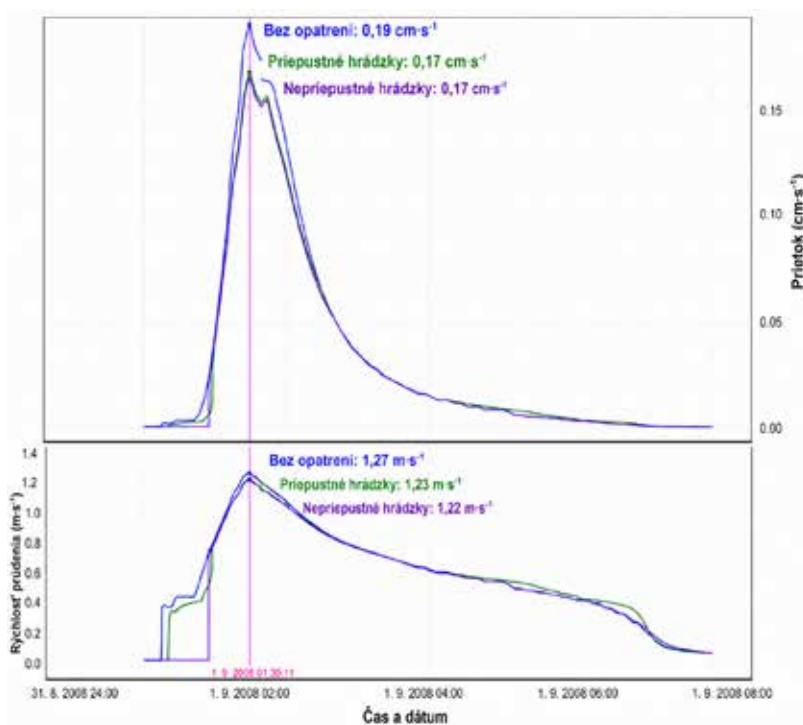
Výsledky hydrologického modelovania na DO Duchonka

Lokalita Husárov prídol – nestály vodný tok

Na základe výsledkov hydraulického modelovania bolo vykonané podrobné vyhodnotenie vplyvu navrhovaných vodozádržných opatrení na pilotnej lokalite Husárov prídol. Hodnotený bol najmä vplyv kaskády štyroch hrádzok na priebeh odtoku, kulmináčny priebeh prietoku a zmeny hydraulických charakteristík prúdenia v profile toku.

Výsledky sú prezentované formou porovnania jednotlivých scenárov (bez opatrení, priepustné hrádzky, nepriepustné hrádzky), pričom analýza sa zameriava na zmeny prietoku, rýchlosti prúdenia a akumulácie vody v priestore nad hrádzkami. Porovnanie priečneho profilu maximálnych hladín na hrádzkach 1 a 2 a priebeh prietoku a rýchlosti prúdenia pre jednotlivé scenáre je znázornené na obrázku 2.7.

Pre kvantitatívne vyhodnotenie vplyvu navrhovaných opatrení boli porovnané základné hydraulické charakteristiky pre jednotlivé scenáre. Tabuľka 2.2 uvádza maximálne hodnoty vodného stavu, prietoku a rýchlosti prúdenia vrátane času ich dosiahnutia a odhadovaného objemu odtoku.

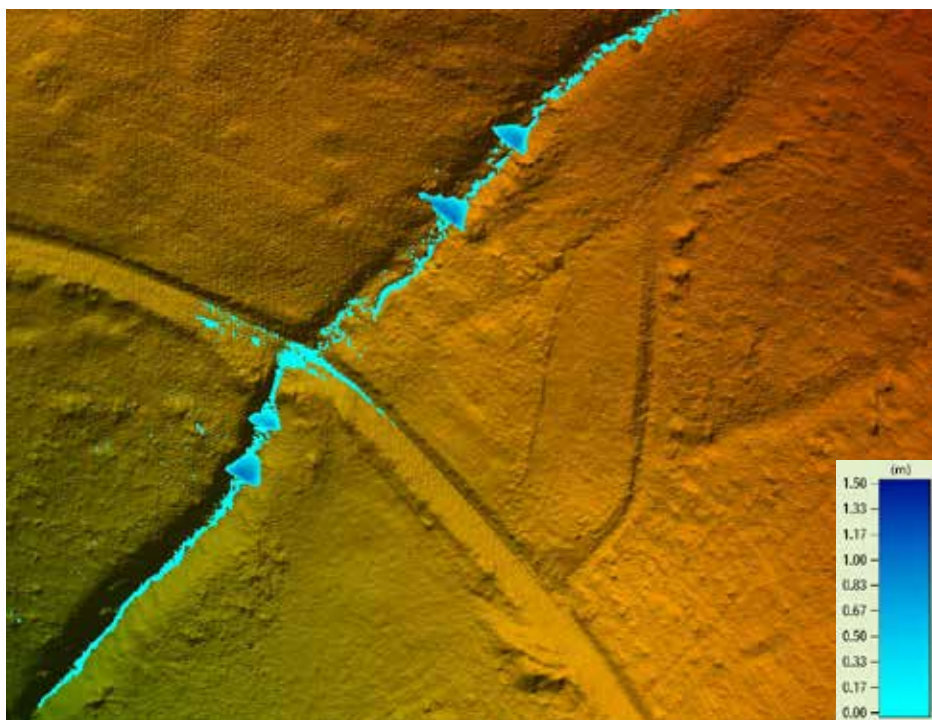


Obr. 2.7 Porovnanie priebehu prietoku ($\text{m}^3.\text{s}^{-1}$) a rýchlosti prúdenia ($\text{m}.\text{s}^{-1}$) pre 3 scenáre: bez opatrení (modrá čiara), priepustných (zelená čiara) a nepriepustných (fialová čiara) hrádzok 1 a 2 na lokalite Husárov prídol (nad cestou).

Tabuľka 2.2 Hodnoty hydraulických charakteristík simulovaných pre 3 scenáre v čase maxima, pre hrádzky 1 a 2 na lokalite Husárov prídol (nad cestou, 627,5 m n. m.). Dátum predstavuje modelový čas simulácie

Scenár	Jednotka	Maximum	Čas v maxime	Objem (1 000 m³)
Bez hrádzok: Vodný stav	m n. m.	627,51	1/9/2008 1:30	
Bez hrádzok: Prietok	$\text{m}^3.\text{s}^{-1}$	0,19	1/9/2008 1:30	0,95
Bez hrádzok: Rýchlosť	$\text{m}.\text{s}^{-1}$	1,27	1/9/2008 1:30	
Priepustné hrádzky: Vodný stav	m n. m.	627,51	1/9/2008 1:30	
Priepustné hrádzky: Prietok	$\text{m}^3.\text{s}^{-1}$	0,17	1/9/2008 1:30	0,88
Priepustné hrádzky: Rýchlosť	$\text{m}.\text{s}^{-1}$	1,23	1/9/2008 1:30	
Nepriepustné hrádzky: Vodný stav	m n. m.	627,51	1/9/2008 1:30	
Nepriepustné hrádzky: Prietok	$\text{m}^3.\text{s}^{-1}$	0,17	1/9/2008 1:30	0,86
Nepriepustné hrádzky: Rýchlosť	$\text{m}.\text{s}^{-1}$	1,22	1/9/2008 1:30	

Modelované hodnoty rýchlosti prúdenia sa v prípade ďalších dvoch hrádzok 3 a 4 pod cestou (614 m n. m.) menili v čase maxima pre jednotlivé scenáre od hodnoty $1,57 \text{ m}.\text{s}^{-1}$ (bez hrádzky), $1,52 \text{ m}.\text{s}^{-1}$ (priepustná hrádzka) až po hodnotu $1,51 \text{ m}.\text{s}^{-1}$ (nepriepustná hrádzka). Priestorové zobrazenie výsledkov modelovania v lokalite Husárov prídol poukazuje na vznik viacerých akumulačných zón nad jednotlivými hrádzkami v kaskáde. V profile je možné pozorovať postupné vzdutie hladiny vody nad každým objektom, pričom tieto akumulačné priestory na seba nadväzujú. Takéto usporiadanie prispieva k postupnému zadržiavaniu vody, spomaleniu odtoku a k rozloženiu energie prúdenia v celom úseku (Obr. 2.8).



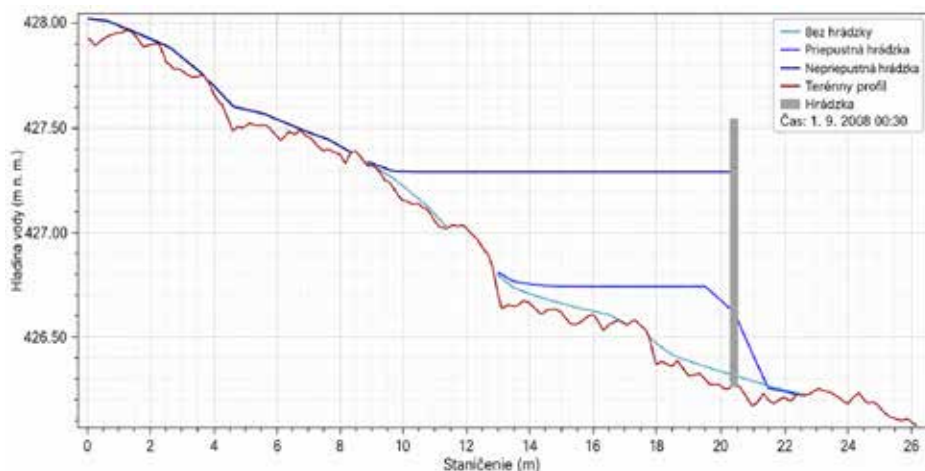
Obr. 2.8 Vizualizácia pre lokalitu Husárov prídol znázorňuje naplnenie akumulačných priestorov za jednotlivými hrádzkami pri poklese zrážkovej udalosti v prípade nepriepustného variantu. V profile je možné pozorovať postupné zadržiavanie vody v kaskáde hrádzok, pričom jednotlivé objekty vytvárajú nadväzujúce retenčné zóny.

Lokalita Mankovec – stály vodný tok

V rámci hodnotenia vplyvu vodozadržných opatrení na druhej pilotnej lokalite, na toku Mankovec (0,42 rkm – riečny kilometer), bol analyzovaný priebeh hladiny vody a hydraulických charakteristík v profile navrhovanej hrádzky. Na rozdiel od lokality Husárov prídol ide o stály vodný tok, kde opatrenia ovplyvňujú prúdenie priamo v koryte. Na obrázku 2.9 je znázornený pozdĺžny profil hladiny vody pre jednotlivé scenáre v úseku toku Mankovec. Porovnanie priebehu hladiny poukazuje na lokálne vzdutie vody nad hrádzkou a vznik akumulačného priestoru v koryte. Tento efekt vedie k spomaleniu prúdenia a k čiastočnému zníženiu energie toku, pričom rozdiel medzi priepustným a nepriepustným variantom je menej výrazný.

Porovnanie scenárov prúdenia bez vybudovania hrádzky (svetlomodrá), priepustnej hrádzky (stredne modrá) a nepriepustnej hrádzky (tmavomodrá) na začiatku epizódy pri náraste prietoku poukazuje na rýchle zapĺňanie akumulačného priestoru za hrádzkou. Vzhľadom na relatívne malý objem opatrenia dochádza k jeho naplneniu v krátkom čase. Pri nižších prietokoch je priepustná hrádzka schopná čiastočne prepúšťať narastajúci prietok, čím sa jemne zmierňuje efekt vzdutia (Obr. 2.9).

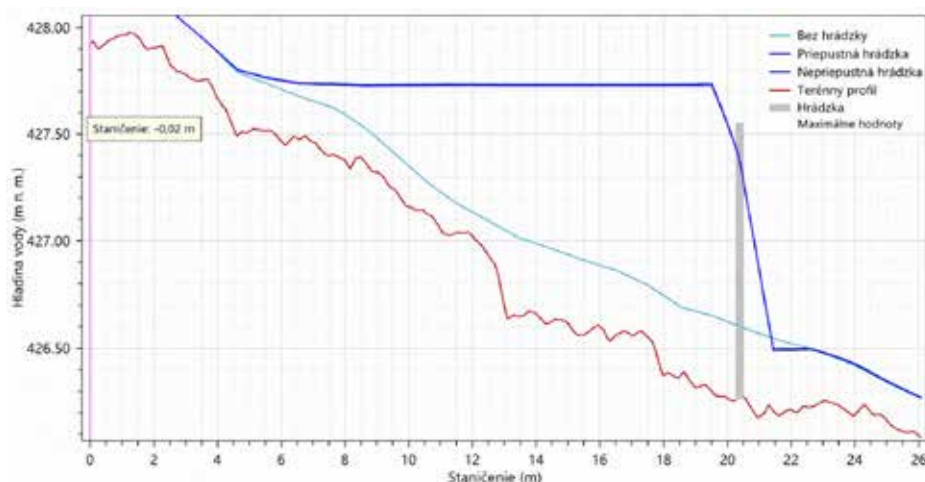
Na doplnenie analýzy bol vyhodnotený aj pozdĺžny profil maximálnych hladín vody počas kulminácie odtokovej vlny (Obr. 2.10). Porovnanie scenárov prúdenia bez vybudovania hrádzky (svetlomodrá), priepustnej hrádzky (stredne modrá) a nepriepustnej



Obr. 2.9 Pozdĺžny profil hodnôt hladiny vody pre scenáre bez hrádzky (svetlomodrá), s priepustnou hrádzkou (stredne modrá) a nepriepustnou hrádzkou (tmavomodrá) v toku Mankovec (0,42 rkm).

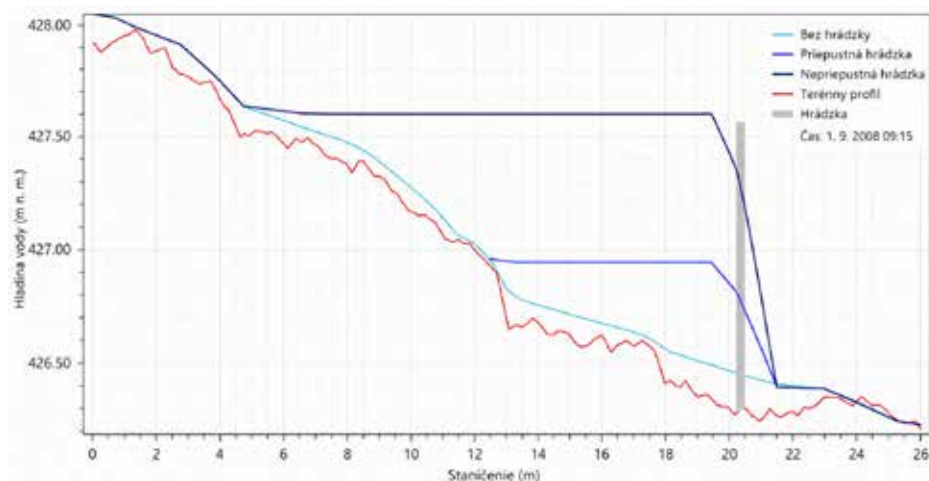
hrádzky (tmavomodrá) poukazuje na priebeh maximálnych hladín vody v čase kulminácie. Hoci na začiatku povodňovej epizódy sa uvažovalo s úplne suchým (prázdny) retenčným objemom, počas vrcholu odtokovej vlny sa efektívny objem opatrenia kompletne zaplnil pri oboch variantoch. Z tohto dôvodu vykazuje priepustný aj nepriepustný variant identickú maximálnu hladinu vzdutia (čiary na grafe splývajú) a v oboch prípadoch dochádza k pretekaniu vody cez bezpečnostný prepád, čo je na profile sprevádzané prudkým poklesom hladiny tesne za objektom.

Pozdĺžny profil hladiny vody počas poklesu odtokovej vlny je znázornený na obrázku 2.11. V tomto štádiu dochádza k postupnému vyprázdňovaniu akumulačného priestoru nad hrádzkou, pričom nepriepustný variant si udržiava vyššiu hladinu vody v porovnaní



Obr. 2.10 Pozdĺžny profil maximálnych hladín vody pre scenár bez hrádzky (svetlomodrá), priepustnej hrádzky (stredne modrá) a nepriepustnej hrádzky (tmavomodrá) v toku Mankovec (0,42 rkm).

s priepustným variantom. Priepustná hrádzka umožňuje postupné odtokanie vody už počas poklesovej fázy, čo sa prejavuje plynulejším priebehom hladiny. Oproti tomu pri nepriepustnej hrádzke voda zostáva zadržaná vo vysokej hladine a k jej prudkému poklesu dochádza až v mieste prepadu cez bezpečnostný preliv (staničenie 20 – 21 m).

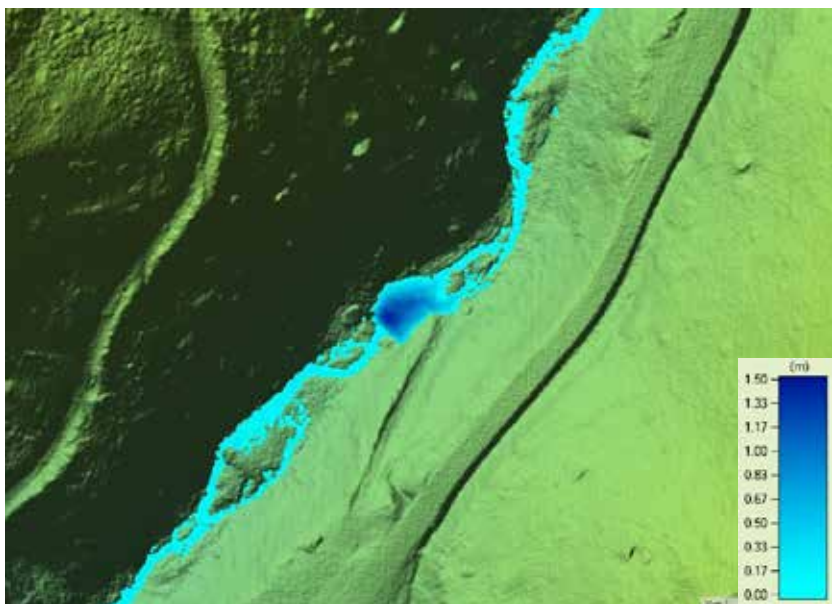


Obr. 2.11 Pozdĺžny profil hladiny vody (m) počas poklesu odtokovej vlny pre scenáre bez opatrení – bez hrádzky (svetlomodrá), priepustnej hrádzky (stredne modrá) a nepriepustnej hrádzky (tmavomodrá) v toku Man-kovec.

Porovnanie 3 scenárov prúdenia – 1) bez vybudovania hrádzky (svetlomodrá), 2) priepustnej hrádzky (stredne modrá) a 3) nepriepustnej hrádzky (tmavomodrá) – poukazuje na priebeh prúdenia počas jednotlivých fáz odtokovej epizódy. V prípade *priepustnej hrádzky* dochádza k postupnému vyprázdňovaniu akumuláčného priestoru, pričom opatrenie pôsobí najmä na lokálne spomalenie prúdenia počas zrážkových udalostí. Vzhľadom na malý objem akumulácie je jeho vplyv na celkové zníženie objemu odtoku obmedzený. Pri *nepriepustnej hrádzke* voda ostáva akumulovaná za objektom a je priebežne dotovaná stálym prítokom toku. V dôsledku zmeny kinetickej energie prúdenia dochádza k zvýšenej sedimentácii materiálu nad hrádzkou a v smere proti prúdeniu.

Priestorové zobrazenie výsledkov modelovania poukazuje na vznik akumuláčného priestoru nad hrádzkou, kde dochádza k sústredeniu vody v koryte toku (Obr. 2.12). Vizualne je zrejmé lokálne vzdutie hladiny a rozšírenie zaplavenej plochy v okolí hrádzky, pričom tento efekt je výraznejší v prípade nepriepustného variantu. Akumulovaná voda je následne postupne odvádzaná alebo infiltrovaná do podložia, čím opatrenie prispieva k spomaleniu odtoku a k lokálnemu zadržiavaniu vody v území.

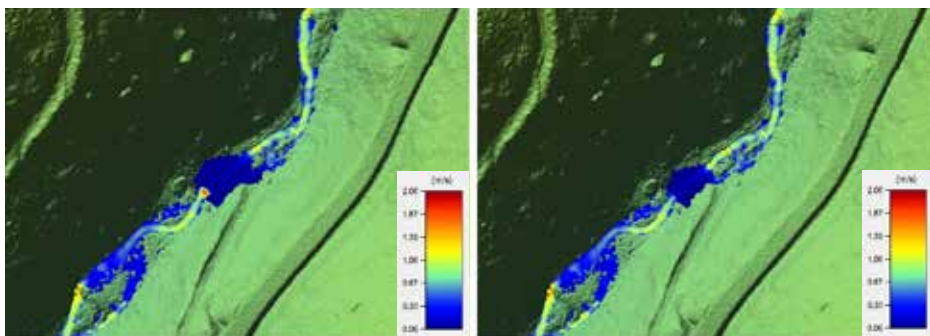
Maximálna miera zaplavenia priestoru za navrhovanou hrádzkou poukazuje na rozsah akumulácie vody v koryte toku. V prípade nepriepustného variantu dochádza k vytvoreniu stabilnej hladiny, ktorá je priebežne dotovaná stálym prítokom. Tento stav však vedie k zvýšenej sedimentácii materiálu nad hrádzkou, pričom objekt sa postupne mení na formu vodného stupňa. V dôsledku toho dochádza k lokálnemu spomaleniu prúdenia vplyvom zvýšenej drsnosti a zníženia sklonu koryta, avšak pri prepade vody cez hranu hrádzky dochádza naopak k lokálnemu zvýšeniu rýchlosti v dôsledku voľného pádu vody.



Obr. 2.12 Priestorové zobrazenie akumulácie vody za hrádzkou v toku Mankovec počas simulovanej epizódy.

V úseku pod hrádzkou je zároveň možné očakávať zvýšenú mieru bočnej erózie. Z dlhodobého hľadiska tak môže dochádzať k postupnej degradácii opatrenia a okolitých brehov, preto je vhodné uvažovať s návrhom hrádzky so spodným priepustom s dostatočnou kapacitou na prevod prietoku.

Porovnanie priestorového rozloženia prúdenia pre jednotlivé varianty opatrenia ukazujú na rozdiely v rozsahu zaplavenia a rýchlosti prúdenia v úseku toku. V prípade nepriepustnej hrádzky dochádza k výraznejšej akumulácii vody a väčšiemu rozšíreniu zaplavenej plochy nad objektom. Naopak priepustný variant umožňuje čiastočný prechod vody, čím sa znižuje rozsah vzdutia a dochádza k plynulejšiemu priebehu prúdenia. Rozdiely sú zároveň viditeľné aj v rozložení rýchlostí, kde pri nepriepustnom variante vznikajú výraznejšie lokálne zrýchlenia v mieste prepadu (Obr. 2.13).



Obr. 2.13 Porovnanie priestorového rozloženia prúdenia (m.s^{-1}) pre priepustný (vpravo) a nepriepustný (vľavo) variant hrádzky v toku Mankovec.

Na zníženie eróznej účinnosti pretekajúcej vody (pri hrádzkach väčších rozmerov v miestach s trvalým vodným tokom) je vhodný dostatočne veľký spodný priepust, ideálne s minimálnou kapacitou priemerného ročného prietoku, prípadne úprava koryta bezprostredne za hrádzkou – vybudovanie vývaru, alebo spevnenie dna koryta kamenivom veľkej frakcie s potenciálom rozbiť vysokú kinetickú energiu padajúcej vody cez priepusty, resp. bezpečnostný prepad. Spodný priepust je odporúčaný aj pre minimalizovanie sedimentácie priestoru za hrádzkou, ku ktorému dochádza len v neefektívnej oblasti prúdenia – mimo prúdnice.

Zhrnutie výsledkov modelovania pre DO Duchonka

Na demonštračnom objekte Duchonka boli modelované dve hydraulicky odlišné situácie: kaskáda štyroch hrádzok v línii epizodického sústredeného odtoku v Husárovom prídole a jedna hrádzka na stálom vodnom toku Mankovec. Výsledky ukázali, že účinok drobných hrádzok spočíva najmä v lokálnej akumulácii vody, zmene priebehu hladiny a miernom znížení kulminačného prietoku a rýchlosti prúdenia.

V Husárovom prídole sa v porovnaní so scenárom bez hrádzok znížil modelovaný kulminačný prietok z 0,19 na 0,17 m³.s⁻¹. Maximálna rýchlosť prúdenia poklesla z 1,27 na 1,23 m.s⁻¹ pri priepustných a na 1,22 m.s⁻¹ pri nepriepustných hrádzkach. Modelovaný objem odtoku v hodnotenom profile sa znížil z 0,95 na 0,88, resp. 0,86 tis. m³. Rozdiel medzi priepustným a nepriepustným variantom bol malý, pričom nepriepustné hrádzky dosiahli mierne vyšší akumulačný účinok. Výsledok preto dokumentuje mierne, ale zreteľné ovplyvnenie odtokovej vlny, nie jej úplné zachytenie. Kaskádové usporiadanie zároveň vytváralo nad jednotlivými objektmi nadväzujúce akumulačné priestory a rozkladalo hydraulické pôsobenie pozdĺž modelovaného úseku.

Na stálom toku Mankovec spôsobovala hrádzka lokálne vzdutie hladiny a vznik akumulačného priestoru nad objektom. Nepriepustný variant zadržiaval viac vody, po naplnení však dochádzalo k prepadu cez hornú hranu a k lokálnemu zvýšeniu rýchlosti pod objektom. Model preto upozornil na riziko erózie dna a brehov v podhrádzovom úseku. Priepustný variant umožňoval plynulejšie odvádzanie vody a menšie vzdutie. Pre stály vodný tok sa preto ako vhodnejšie javí riešenie so spodným priepustom, bezpečne dimenzovaným prepacom a stabilizáciou úseku pod hrádzkou.

Modelovanie na DO Duchonka ukázalo, že:

- drobné hrádzky lokálne spomaľujú a transformujú sústredený odtok;
- vytvárajú akumulačné priestory a predlžujú čas zotrvania vody v modelovanom úseku;
- kaskádové usporiadanie vytvára kumulatívny účinok pozdĺž odtokovej línie;
- účinok je limitovaný malým akumulačným objemom, geometriou a konštrukčným riešením hrádzok;
- nepriepustný variant môže po naplnení vytvárať nové lokálne riziko v mieste prepadu;
- návrh opatrení musí zohľadňovať rozdiel medzi epizodickými odtokovými líniami a stálymi vodnými tokmi.

Výsledky zároveň poukazujú na význam miest, kde sa sústredený odtok prepája s lesnými cestami, približovacími linkami a ďalšími prvkami lesnej dopravnej siete. Korytové hrádzky preto predstavujú iba jednu časť riešenia. Z praktického hľadiska je vhodné kombinovať ich s opatreniami, ktoré prerušujú a rozptyľujú odtok ešte pred jeho koncentráciou do hlavnej odtokovej línie, napríklad s priečnym odvodnením lesných ciest, zasakovacími pásmi alebo vhodne umiestnenými jamami.

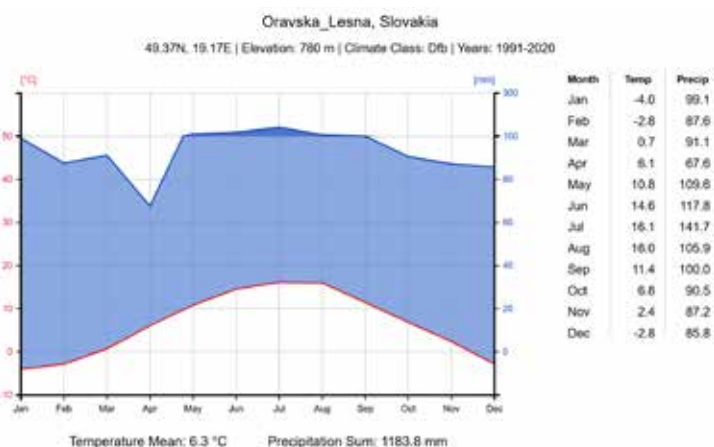
DEMONŠTRAČNÝ OBJEKT ZÁKAMENNÉ

Charakteristika prírodných pomerov územia

Demonštračný objekt Zákamenné sa nachádza v horskom prostredí Oravských Beskýd na severe Slovenska, kde panuje chladná, vlhká a výrazne humidná klíma s vysokými zrážkovými úhrnmi. Územie sa rozprestiera v nadmorskej výške 735 až 1 325 m n. m. Z geologického aspektu ide o flyšové podložie tvorené ílovcami, pieskovecami a zlepenkami. Dominantnými pôdnymi typmi sú kambizeme, podzoly a lokálne gleje. V skúmanom území prevláda zastúpenie 6. smrekovo-bukovo-jedľového a 7. smrekového lesného vegetačného stupňa. Z klimatického hľadiska patrí územie do chladnej a vlhkej horskej oblasti, zodpovedajúcej typu Dfb podľa Köppenovej klasifikácie (Klimatický atlas SR, 2015). Klimatické charakteristiky sú ovplyvnené nadmorskou výškou a orografickými pomermi, čo sa prejavuje vyššími ročnými úhrnmi zrážok a nižšími priemernými teplotami vzduchu v porovnaní s nižšie položenými regiónmi, ako je napríklad Duchonka. Pre stanicu Oravská Lesná dosahuje dlhodobý priemer ročnej teploty vzduchu hodnotu 6,3 °C a dlhodobý priemerný ročný úhrn zrážok 1 183 mm, pre referenčné obdobie 1991 až 2020 (Obr. 2.14, ClimateCharts.net, Zepner et al. 2020).

V posledných rokoch toto územie výrazne zasiahli vetrové kalamity sprevádzané opakovanými gradáciami podkôrneho hmyzu. Následné spracovanie kalamitného dreva spôsobilo zvýšenie podielu otvorených porastových plôch, zhutnenie pôd, aktiváciu erózných procesov a poškodenie lesnej dopravnej siete. Relatívne vysoká hustota lesných ciest v území môže najmä v prípade nedostatočnej a priebežnej údržby prispievať k zvýšenému riziku vzniku ďalších línii pre koncentráciu povrchového odtoku vody.

V území boli v ostatnom období realizované najmä tieto opatrenia: sedimentačné jamy, protierózne odtokové ryhy, odrážky, priečne priekopy na zemných lesných cestách pre rozptýlenie odtoku do porastov, stabilizačné úpravy lesných ciest. Sedimentačné jamy boli navrhnuté najmä na zachytávanie sedimentov a transformáciu koncentrovaného odtoku z lesných ciest.



Obr. 2.14 Klimadiagram reprezentujúci klimatické podmienky pre oblasť demonštračného objektu Zákamenné na Orave. Zdroj: ClimateCharts.net (Zepner et al. 2020).

Vstupné údaje

Pre spracovanie hodnotenia existujúcich vodozádržných opatrení a pre identifikáciu potenciálnych lokalít nových zásahov boli využité viaceré typy vstupných dátových podkladov. Použité dáta zahŕňajú priestorové (GIS) podklady, informácie získané počas terénnych obhliadok (dronové zábery a videá), klimatické údaje a modelové vstupy. Jednotlivé dátové vrstvy a vstupy boli využívané v rôznych fázach spracovania, pričom ich kombinácia umožnila viacúrovňový pohľad na charakteristiky riešeného územia (Tab. 2.3).

Priestorové modelovanie a analýzy na DO Zákamenné boli realizované na **dvoch úrovniach**:

- prvá úroveň – celoplošná analýza v prostredí GIS a hydrologické modelovanie v HEC-HMS;
- druhá úroveň – detailné pilotné modelovanie vybraných lokalít s využitím 2D numerického modelu (HEC-RAS).

Modelovanie bolo aplikované na **dvoch pilotných lokalitách (Pilot 1 a Pilot 2)** a umožnilo detailné posúdenie správania odtoku, ako aj analýzu transportu sedimentu a účinku opatrení (Obr. 2.16 a Obr. 2.21).

Pre hodnotenie účinku opatrení boli definované **tri scenáre**:

- scenár S1 – referenčný stav bez sedimentačných jám;
- scenár S2 – aktuálny stav po realizácii opatrení – vybudovaní sedimentačných jám;
- scenár S3 – optimalizovaný, vylepšený variant so simulovaným doplnením ďalšej jamy.

Tabuľka 2.3 Prehľad vstupných dát pre analýzu a modelovanie.

Typ dát	Konkrétny vstup	Zdroj / spôsob získania	Účel použitia
Priestorové dáta (GIS)	Digitálny model reliéfu (DMR, 0,25 m)	ZBGIS (ÚGKK SR, 2024)	hydrologické analýzy, odtok, akumulácia
Priestorové dáta (GIS)	Hranice povodí a územia	ZBGIS (ÚGKK SR, 2024)	delimitácia územia
Priestorové dáta (GIS)	Hydrografická sieť	ZBGIS (ÚGKK SR, 2024)	identifikácia tokov
Priestorové dáta (GIS)	Lesná cestná sieť a antropogénne prvky	ZBGIS (ÚGKK SR, 2024)	interpretácia územia
Priestorové dáta (GIS)	Ortofotomapy	ZBGIS (ÚGKK SR, 2024)	vizuálna kontrola
Priestorové dáta (GIS)	Pedologické a geologické dáta, pôdne typy a podložie	NLC / Atlas krajiny SR / NPPC – VÚPOP	posúdenie retenčných a infiltračných vlastností
Terénne dáta	Fotodokumentácia, dronové zábery	terénny prieskum	identifikácia objektov a lokalít
Klimatické dáta	Časové rady zrážok	SHMÚ / Klimatický atlas Slovenska	vstup pre modelovanie
Modelové dáta	Manningove súčinitele (drsnosť)	klasifikácia land use	hydraulické modelovanie
Modelové dáta	Využitie územia (land use)	RAS Mapper / ortofoto	definícia drsnosti
Modelové dáta	Hydrologický model (HEC-HMS)	numerické modelovanie	simulácia odtoku
Modelové dáta	Hydraulický model (HEC-RAS)	numerické modelovanie	simulácia prúdenia
Modelové dáta	Sedimentačné vstupy (zjednodušené)	odborný odhad	porovnanie scenárov

Simulácie boli realizované pre **dve úrovne intenzity zrážky**:

- 5 mm.h⁻¹ – nižšia intenzita, miernejšie odtokové podmienky;
- 20 mm.h⁻¹ – vyššia intenzita, zvýšený potenciál odtoku a transportu sedimentu.

Výstupy modelu zahŕňali:

- **hydraulické charakteristiky** – rýchlosť prúdenia, hĺbka vody, energia prúdenia (stream power), akumulácia odtoku (*flow accumulation*), šmykové napätie (*shear stress*);
- **sedimentačné charakteristiky** – zmeny výšky dna (*bed change*), celkový transport sedimentu (*total load transport rate* – TLTR), zrnitostné zloženie aktívnej vrstvy (ALGF).

Prehľad hlavných **výstupných hydraulických a sedimentačných parametrov** použitých pri hodnotení účinku opatrení je uvedený v tabuľke 2.4.

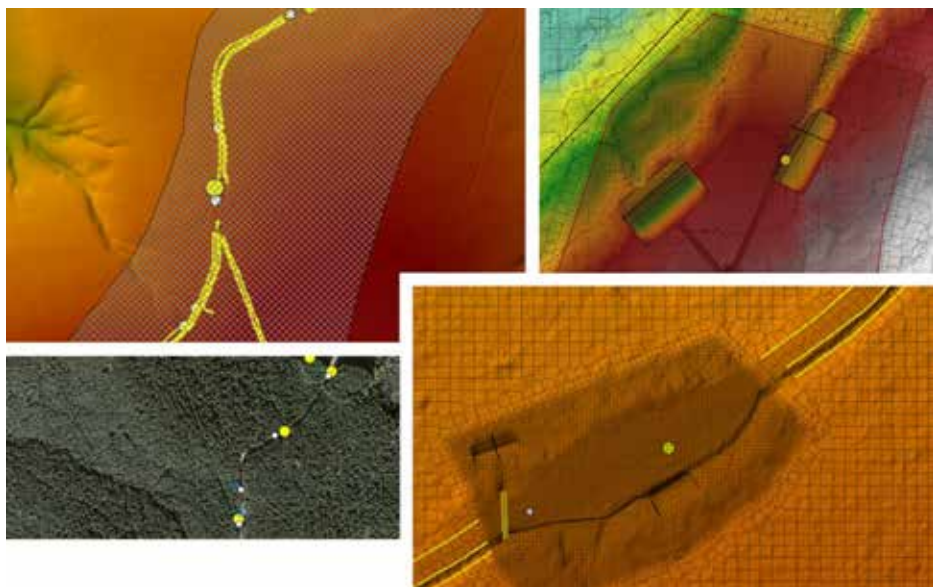
Tabuľka 2.4 Prehľad výstupných parametrov hydraulického a sedimentačného modelovania.

Výstupy modelu	Názov parametra	Jednotka	Popis, definícia	Použitý model
Hydraulické charakteristiky	rýchlosť prúdenia	m.s ⁻¹	charakterizuje rýchlosť pohybu vody v území	HEC-RAS 2D
	hĺbka vody	m	výška vodného stĺpca	HEC-RAS 2D
	energia prúdenia (stream power)	W.m ⁻²	energia prúdenia a potenciál erózie	HEC-RAS 2D
	akumulácia odtoku (flow accumulation)	počet prispievajúcich buniek	oblasti koncentrácie odtoku	HEC-HMS
	šmykové napätie (shear stress)	Pa	сила pôsobiaca na povrch pôdy	HEC-RAS 2D
Sedimentačné charakteristiky	zmeny výšky dna (bed change)	m	zmeny reliéfu dna (erózia/akumulácia)	HEC-RAS 2D
	celkový transport sedimentu (TLTR)	t.m ⁻¹ .deň ⁻¹	množstvo transportovaného sedimentu	HEC-RAS 2D
	zrnitostné zloženie aktívnej vrstvy (ALGF)	bezrozmerný podiel frakcie (0–1)	granulometrické zloženie sedimentu	HEC-RAS 2D

Hydrologické, hydraulické a sedimentačné modelovanie

Pilotné numerické modelovanie zrážkovo-odtokových a sedimentačných procesov bolo realizované pre vybrané pilotné lokality s využitím komplementárnych modelovacích nástrojov HEC-HMS a HEC-RAS (U.S. Army Corps of Engineers, Hydrologic Engineering Center, 2020). HEC-HMS slúžil na simuláciu zrážkovo-odtokových procesov a tvorbu hydrogramov, ktoré boli následne použité ako okrajové podmienky 2D hydraulického modelu HEC-RAS na simuláciu prúdenia vody, transportu sedimentu a jeho akumulácie.

Hlavnými časovými vstupmi boli časové rady zrážok. Priestorové podklady tvoril detailný digitálny model reliéfu s rozlíšením 0,25 m a odvodené vrstvy smerovania a akumulácie povrchového odtoku. Výpočtová doména bola vymedzená tak, aby zahŕňala celé pilotné územia vrátane hlavných odtokových dráh. Výpočtová sieť bola prispôbená mierke územia a lokálne zjemnená v miestach významných odtokových línii a sedimentačných jám. Na rešpektovanie terénnych zlomov, komunikácií a ďalších morfológických prvkov boli použité breaklines. Existujúce sedimentačné jamy boli do modelu zapracované ako lokálne depresie s geometriou odvodenou z dostupných podkladov (Obr. 2.15).



Obr. 2.15 Výpočtová sieť pilotného územia (mesh) vytvorená na podklade precízneho digitálneho modelu reliéfu pre pilotné územie v DO Zákamenné. Sieť je lokálne zjemnená v oblastiach hlavných odtokových línii a v miestach umiestnenia sedimentačných jám s cieľom presnejšie zachytiť smerovanie prúdenia a priestorovú distribúciu odtoku.

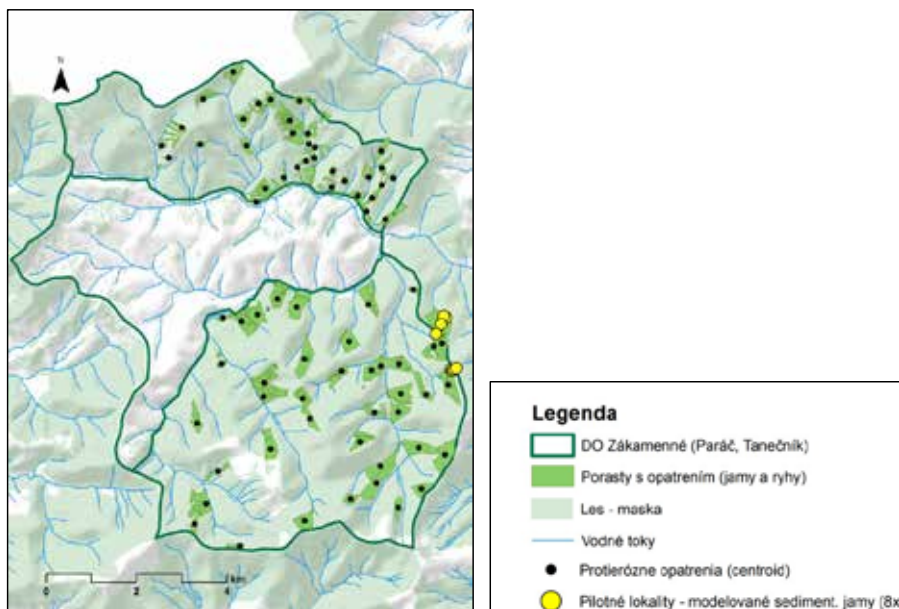
Priestorová variabilita drsnosti povrchu bola vyjadrená Manningovými súčinitelmi. Vrstva drsnosti bola vytvorená v prostredí RAS Mapper na základe kategorizácie využitia územia, ortofotomáp a dostupných mapových podkladov. Jednotlivým kategóriám povrchového pokryvu boli priradené zodpovedajúce hodnoty Manningovho súčiniteľa používané pri 2D hydraulických výpočtoch.

Časový krok simulácie bol zvolený s ohľadom na charakter modelovaných procesov a stabilitu numerického riešenia, ktorá bola následne overená. Modelové scenáre reprezentovali rozdielne usporiadanie existujúcich a navrhovaných opatrení a umožnili porovnať ich vplyv na smerovanie, rýchlosť a priestorovú distribúciu povrchového odtoku.

Transport sedimentu bol simulovaný pomocou príslušného modulu HEC-RAS. Zdroje sedimentu boli uvažované plošne v rámci modelovej domény a jeho vlastnosti boli reprezentované zvolenou zrnitosťou krivkou charakteristickou pre jemnozrnné až stredne zrnité materiály lesného prostredia. Zohľadnený bol najmä podiel jemnejších frakcií, ktoré môžu byť počas zrážkových udalostí ľahšie mobilizované povrchovým odtokom. Model umožnil sledovať transport a akumuláciu sedimentu, predovšetkým v priestore sedimentačných jám. Sedimentačné vstupy boli vzhľadom na pilotný charakter analýzy definované zjednodušene a slúžili najmä na vzájomné porovnanie scenárov, nie na presnú kvantifikáciu sedimentačných tokov.

Realizované a modelované opatrenia na DO Zákamenné

Na Orave na DO Zákamenné boli v rámci projektu realizované množstvo prírode blízkych opatrení najmä so zámerom eliminovať eróziu pôdy. Vykonané boli najmä terénne asanácie lesných ciest, vybudovanie sedimentačných jám (30 ks o rozmere $5 \times 6 \times 1$ m



Obr. 2.16 Priestorová distribúcia vodozadržných a protieróznych opatrení realizovaných na DO Zákamenné. Poloha opatrení je zobrazená ako centroid dotknutých lesných porastov – dielcov. Podľa podkladov z LESY SR, š. p., LS Zákamenné.



Obr. 2.17 Jedným z opatrení na flyši na DO Zákamenné je spevňovanie erodovaných lesných ciest drveným kameňom veľkej frakcie (hrubým makadamom), ktorý aspoň dočasne zvyšuje únosnosť cesty pri zaťažení, pri súčasnom zachovaní priesaku (hore). Ďalšími realizovanými vodozadržnými a protieróznymi opatreniami sú erózne ryhy a sedimentačné jamy (dole). (Foto: Z. Sitková, A. Gubka).

s objemom približne 30 m^3 , množstvo výkopovej hliny pri šikmých stenách 20 m^3) a protieróznych odtokových rýh (šírka a dĺžka ryhy $3 \times 3 \text{ m}$, hĺbka $0,7 \text{ m}$, spád $20 - 30^\circ$, množstvo výkopovej hliny 5 m^3). Z ryhy bol ďalej vyvedený odtokový pás na vodu do porastu s dĺžkou približne 10 m a šírkou 1 m (Zdroj: LESY SR, š. p., LS Zákamenné).

Mapové zobrazenie porastov a v nich realizovaných všetkých opatrení na DO Zákamenné prezentuje obrázok 2.16. Fotografická dokumentácia a názorné ukážky vybraných vodozádržných a protieróznych opatrení sú na obrázku 2.17.

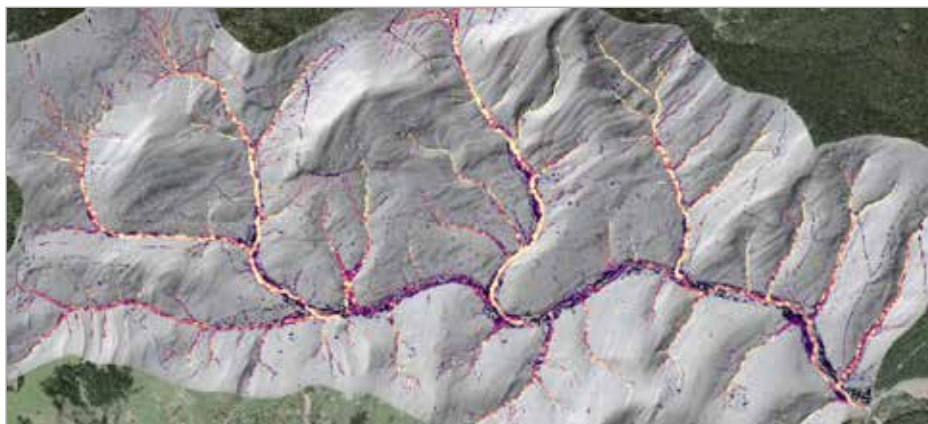
Výsledky hydrologického modelovania na DO Zákamenné

Táto kapitola prezentuje výsledky analýzy na dvoch úrovniach spracovania. **Prvá úroveň** predstavuje celoplošnú analýzu riešeného územia založenú na odvodených hydrologických a hydraulických charakteristikách v prostredí GIS, HEC-RAS a HEC-HMS. **Druhá úroveň** je zameraná na detailné pilotné modelovanie vybraných pilotných lokalít s využitím 2D numerického modelu HEC-RAS, ktoré umožňuje podrobnejšie posúdenie správania odtoku a transportu sedimentu.

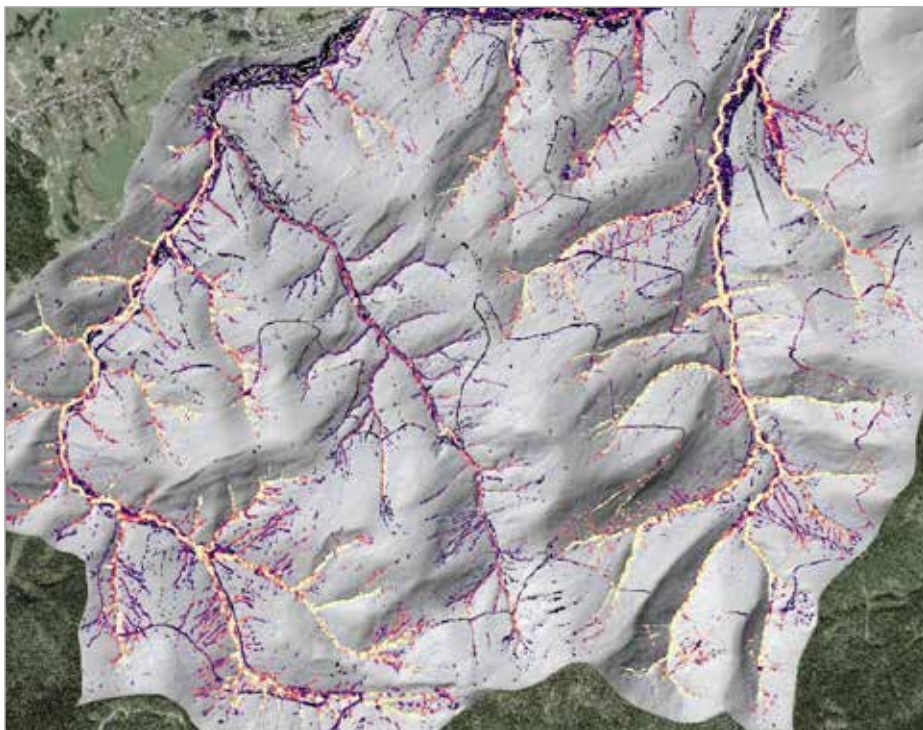
Celoúzemná analýza a návrh nových lokalít pre opatrenia

V rámci celoplošnej analýzy riešeného územia bol vytvorený zjednodušený 2D hydraulický model v prostredí HEC-RAS, ktorý pokrýva celé záujmové územie DO Zákamenné, vrátane lesného celku Paráč. Model bol založený na detailnom digitálnom modeli reliéfu a bol využitý na výpočet základných hydraulických charakteristík povrchového odtoku pri plošnej aplikácii zrážky.

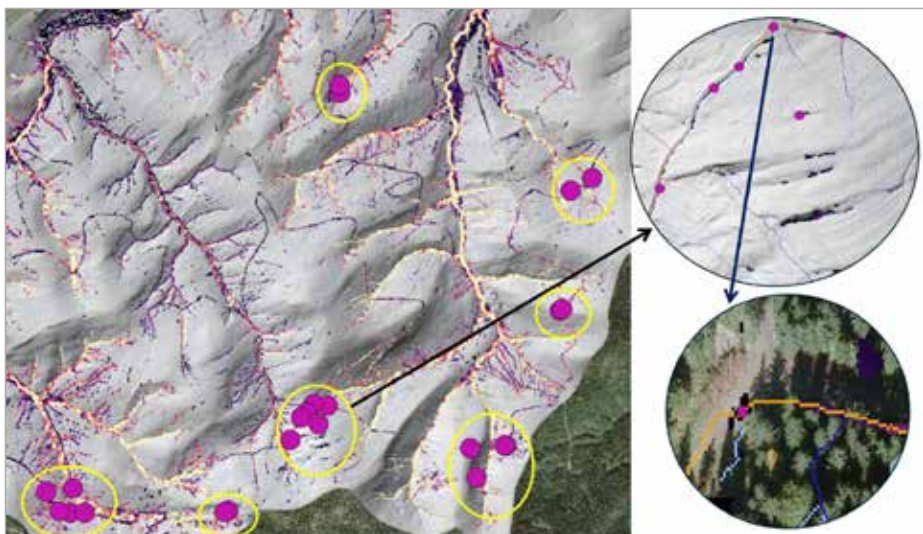
Z výsledkov hydraulického výpočtu boli pre účely analýzy územia vybrané veličiny, ktoré umožňujú identifikovať oblasti so zvýšeným potenciálom erózie a transportu sedimentu. Ako hlavný indikátor bol použitý parameter šmykového napätia (*shear stress*), ktorý vyjadruje veľkosť tangenciálnej sily pôsobiacej na povrch pôdy v dôsledku prúdenia vody. Táto veličina je priamo spojená so schopnosťou prúdu iniciovať pohyb a transport sedimentu.



Obr. 2.18 Priestorové rozloženie akumulácie odtoku v kombinácii s parametrom *shear stress* (DO Zákamenné, časť Tanečník).



Obr. 2.19 Priestorové rozloženie akumulácie odtoku v kombinácii s parametrom *shear stress* (DO Zákamenné, časť Paráč).

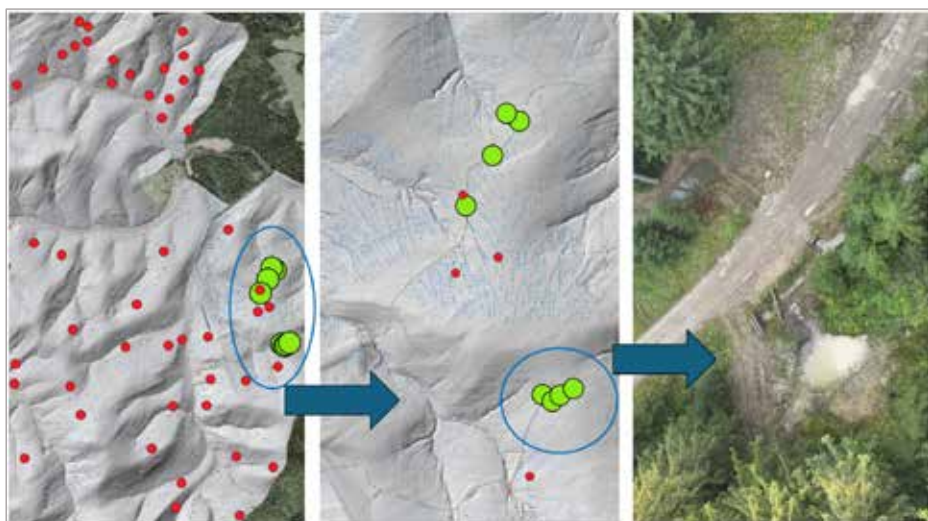


Obr. 2.20 Detail vybraného územia s vyznačením kandidátskych lokalít potenciálne vhodných na vybudovanie nových sedimentačných jám (body) vo vzťahu k odtokovej sieti a morfológii terénu. Ukážka z časti lesného celku Paráč.

Pre interpretáciu výsledkov bol parameter šmykového napätia kombinovaný s vrstvou akumulácie odtoku (*flow accumulation*). Zatiaľ čo *flow accumulation* identifikuje oblasti koncentrácie povrchového odtoku a hlavné odtokové línie, *shear stress* poskytuje informáciu o intenzite hydraulického pôsobenia v týchto miestach. Mapa kombinácie oboch parametrov pre DO Zákamenné prezentuje obrázok 2.18 (pre časť lesného celku Tanečník) a obrázok 2.19 (pre lesný celok Paráč).

Kombináciou oboch prístupov je možné identifikovať lokality, kde dochádza k súčasnemu výskytu koncentrovaného prúdenia a zvýšeného hydraulického namáhania povrchu. Tieto oblasti predstavujú potenciálne kritické miesta z hľadiska vzniku erózie a transportu sedimentu a sú preto uvažované ako vhodné lokality pre realizáciu ďalších vodozádržných a protieróznych opatrení. Výsledky celoplošnej analýzy tak poslúžili ako podklad pre výber pilotných území a zároveň ako rámcový nástroj pre identifikáciu oblastí s vyšším potenciálom pre návrh ďalších sedimentačných jám.

Pre vybrané dve pilotné lokality a osem sedimentačných jám (Obr. 2.21) prebehla detailná analýza, boli vypočítané výstupné hydraulické a sedimentačné charakteristiky (podľa Tab. 2.4), čo umožnilo ich následné porovnanie pre jednotlivé tri scenáre opatrení a dve intenzity zrážok.



Obr. 2.21 Poloha dvoch pilotných lokalít v časti lesného celku Paráč a ôsmich sedimentačných jám (zelené body) vybraných pre detailnú hydraulickú a sedimentačnú analýzu.

V ďalšom texte uvedieme ukážky výsledkov modelovania pre obe pilotné lokality a sumarizáciu nadobudnutých poznatkov. Výsledky sú priamo platné pre modelované pilotné lokality. Ich využitie v ďalších častiach DO Zákamenné si vyžaduje overenie miestnej morfológie, odtokovej konektivity a geometrie navrhovaných opatrení. Keďže z hľadiska prírodných pomerov (reliéf, pôdy, vegetačný kryt) sú podmienky na DO Zákamenné relatívne homogénne a málo variabilné, je možné očakávať istú mieru podobnosti výsledkov aj v ostatných častiach Oravy.

Pilotná lokalita 1

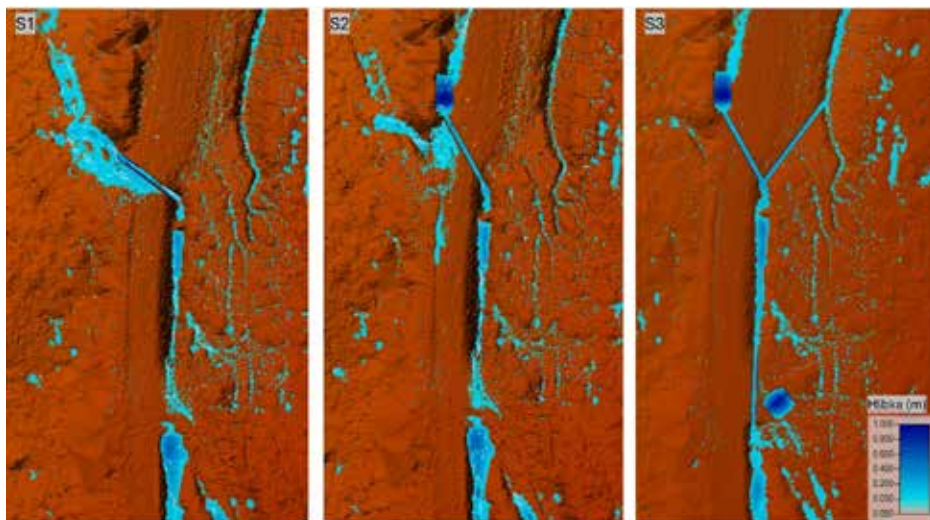
Na demonštráciu výsledkov modelovania hydraulických a sedimentačných charakteristík a na názornú ukážku odozvy na konkrétne opatrenie, prinášame na Pilotnej lokalite 1 výstupy pre sedimentačnú jamu 1, a to pri intenzite simulovanej zrážky 20 mm.h^{-1} .

Pri tejto sedimentačnej jame sa pre jednotlivé scenáre ukázalo nasledovné:

1. v scenári S1 (bez opatrenia) je odtok súvislý, koncentrovaný a energeticky aktívny;
2. v scenári S2 (s opatrením) sa voda a sediment začínajú zachytávať v existujúcom objekte;
3. v scenári S3 (vylepšený variant, s doplneným opatrením, sedimentačnou jamou) je odtok lepšie usmernený, transportná línia je viac prerušená a účinok pod jamou je výraznejší.

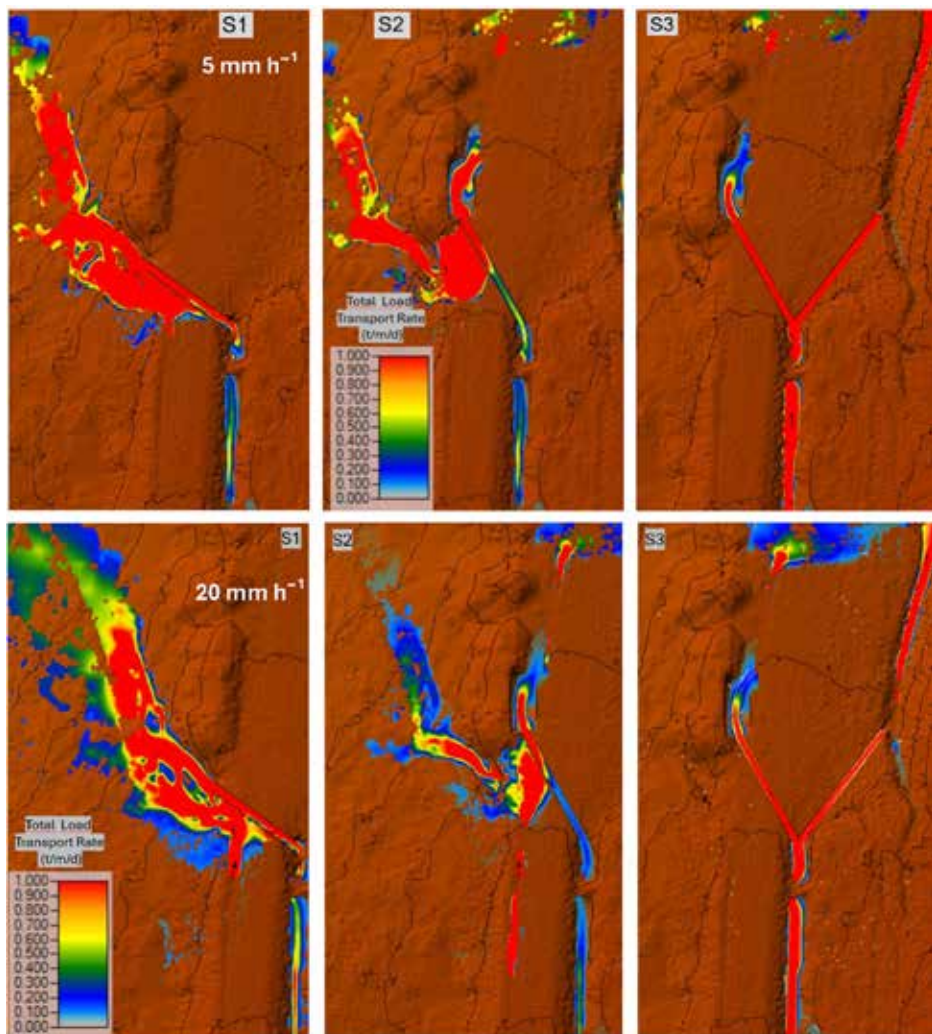
Na rozdiel od nižšie položených sedimentačných jám tu výsledok nie je ovplyvnený kumulatívnym pôsobením viacerých predchádzajúcich objektov. Výsledky ukazujú, že pri 20 mm.h^{-1} sú rozdiely medzi S2 a S3 vizuálne výrazne čitateľnejšie ako pri 5 mm.h^{-1} . Obrázok 2.22 prináša pre tento variant vizualizáciu jedného z hlavných hydraulických parametrov – maximálnu hĺbku vody (m). Akumuláciu vody v jame vyjadruje intenzita modrej škály a je možné ju interpretovať ako retenciu vody. Pri scenári S1 sa ukazuje súvislý odtok mimo retenčného objektu, pri scenári S2 vidíme akumuláciu v existujúcej jame a pri scenári S3 je zrejmé usmernenie prúdenia do systému objektov a prerušenie pôvodnej odtokovej línie.

Hlavným sedimentačným výstupným parametrom, ktorý demonštruje protierózný účinok opatrení (sedimentačných jám) v jednotlivých scenároch je **celkový transport sedimentu** (*total-load transport rate* – TLTR). Grafická vizualizácia (Obr. 2.23) ukazuje



Obr. 2.22 Porovnanie hydraulického parametra *maximálnej hĺbky vody* v oblasti jamy 1 na Pilotnej lokalite 1 pri simulovanej intenzite zrážky 20 mm.h^{-1} . V referenčnom scenári S1 (bez opatrení) zostáva odtok sústredený v súvislej odtokovej línii. V scenári S2 (existujúce jamy) sa voda akumuluje v existujúcej sedimentačnej jame a kontinuita odtoku sa lokálne prerušuje. V optimalizovanom scenári S3 je odtok výraznejšie usmernený do systému objektov a pod jamou je jeho kontinuita priestorovo obmedzená. Smer prúdenia vody vedie na obrázku zdola nahor.

vplyv intenzity zrážky na transport sedimentu pre scenáre S1 až S3 v sedimentačnej jame 1. Pri intenzite 5 mm.h^{-1} bol transport sedimentu priestorovo menej rozsiahly a rozdiel medzi existujúcim a optimalizovaným usporiadaním bol relatívne mierny. Pri intenzite 20 mm.h^{-1} sa v referenčnom scenári vytvorila súvislejšia a energeticky aktívnejšia transportná dráha, v dôsledku čoho sa účinok opatrení prejavil výraznejšie. V scenári S2 sedimentačná jama lokálne prerušila transport a vytvorila akumuláciu zónu. V scenári S3 bolo prúdenie účinnejšie usmernené do retenčných objektov a transport sedimentu

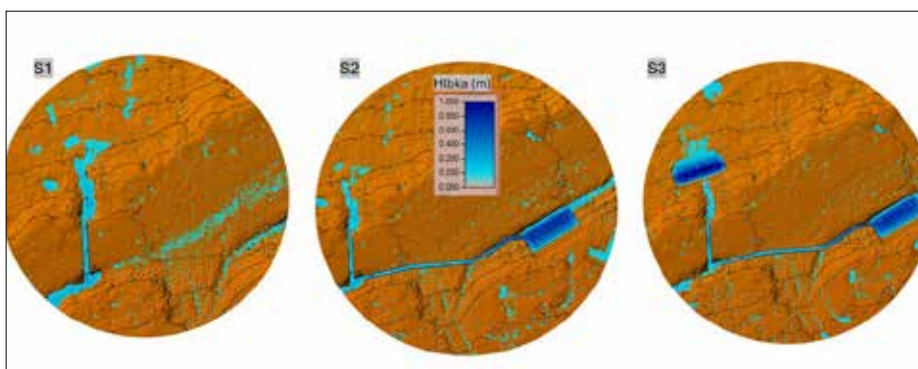


Obr. 2.23 Vplyv intenzity zrážky a usporiadania sedimentačných jám na celkový transport sedimentu (*total-load transport rate*, TLTR) v oblasti jamy 1 na Pilotnej lokalite 1 pre tri scenáre: referenčný stav bez opatrení (S1), existujúce usporiadanie jám (S2) a optimalizovaný variant (S3). Horný rad znázorňuje intenzitu zrážky 5 mm.h^{-1} , dolný rad 20 mm.h^{-1} . Pri vyššej intenzite sa vytvára rozsiahlejšia súvislá transportná dráha. Sedimentačná jama prerušuje kontinuitu transportu a v optimalizovanom variante sa vysoké hodnoty viac sústreďujú do prívodných úsekov, zatiaľ čo pod objektom sa transportná aktivita znižuje. Tok prúdenia vody smeruje na obrázkoch zdola nahor.

pod jamou bol priestorovo viac obmedzený. Vyššia intenzita zrážky tak nezvyšovala automaticky relatívnu účinnosť objektu, ale zvýraznila rozdiely medzi modelovanými variantmi a umožnila lepšie identifikovať funkčné aj kritické úseky systému.

Výsledky modelovania pre sedimentačnú jamu 2 a porovnanie maximálnej hĺbky vody pre scenáre S1 až S3 pri nižšej intenzite zrážky 5 mm.h^{-1} demonštruje obrázok 2.24. V scenári S1 je zrejماً súvislá odtoková línia bez záchytného objektu, v scenári S2 vidíme akumuláciu vody v existujúcej jame a čiastočné presmerovanie odtoku a vo vylepšenom scenári S3 sa prejavilo zapojenie rozšíreného systému, vznik dvoch výrazných akumuláčnych priestorov a prerušenie pôvodnej odtokovej trasy. Pri intenzite zrážky 20 mm.h^{-1} sa následne preukázal kaskádovitý účinok opatrení a potvrdilo sa, že jednotlivé objekty nefungujú izolovane. Interpretácia pre jamu 2 je o niečo komplikovanejšia, pretože prítok už bol transformovaný vyššie položenou jamou 1. Každopádne sa ukázalo, že Jama 2 bola schopná zachytávať zvyškový transport, ktorý nebol uložený v jame 1, a že pri vyššej intenzite zrážky zostáva aj po prvom opatrení dostatočná energia na ďalší transport.

Modelovanie pre ďalšie dve sedimentačné jamy 3 a 4 pri intenzite zrážky 20 mm.h^{-1} zas prinieslo informácie poukazujúce na určité limity opatrení. Ukázalo sa, že pri vysokej hydraulickej záťaži zostáva hlavná odtoková línia aktívna aj po zapojení ďalších dvoch sedimentačných jám. Jamy lokálne akumulujú vodu a sediment, ale nedokážu transport úplne prerušiť.

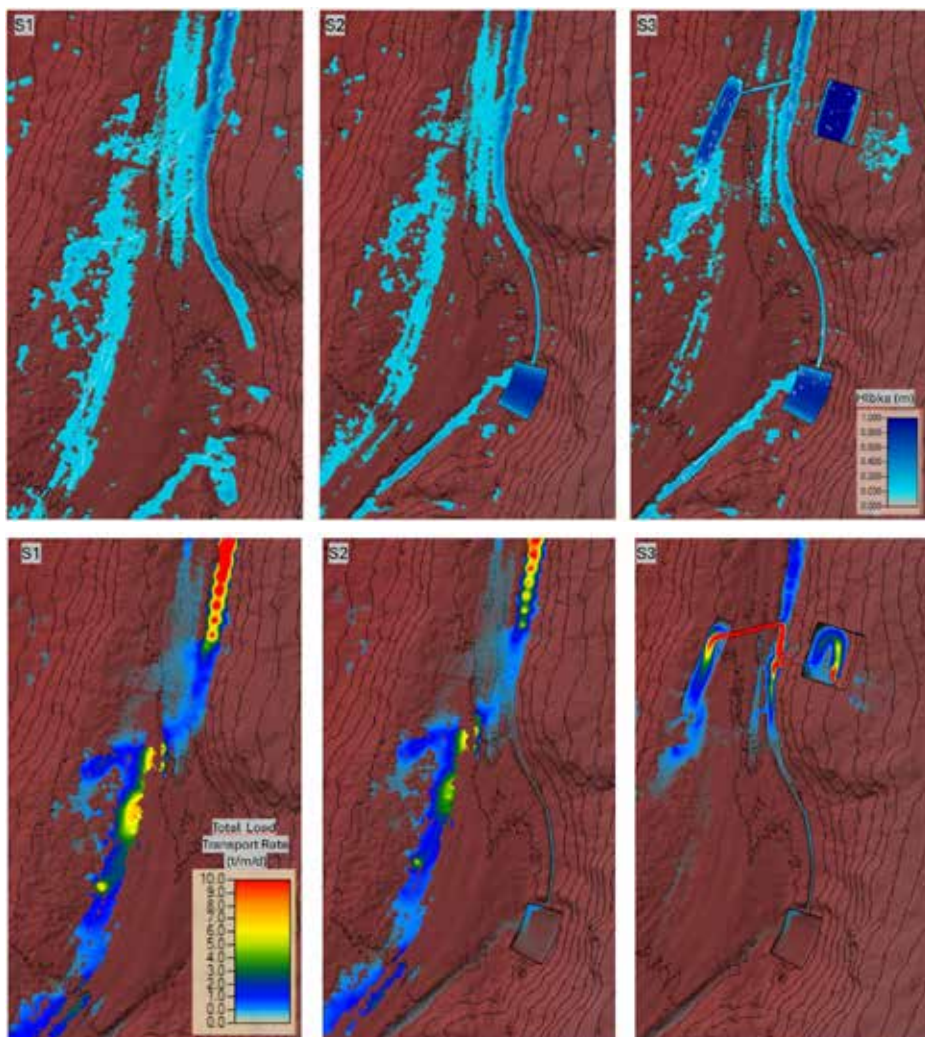


Obr. 2.24 Porovnanie *maximálnej hĺbky vody* v oblasti sedimentačnej jamy 2 pre scenáre S1 – S3 pri nižšej intenzite zrážky 5 mm.h^{-1} . V scenári S1 zostáva odtok sústredený v súvislej línii. V scenári S2 dochádza k čiastočnému presmerovaniu odtoku a akumulácii vody v existujúcej sedimentačnej jame. V optimalizovanom scenári S3 sa voda akumuluje vo viacerých objektoch a kontinuita pôvodnej odtokovej línie pod jamami sa výrazne obmedzuje.

Pilotná lokalita 2

Výsledky hydraulického a sedimentačného modelovania na Pilotnej lokalite 2 demonštrujeme na príklade sedimentačných jám 3 a 4, realizovaných v území DO Zákamenné po stranách lesnej cesty. Obrázok 2.25 prináša vizuálnu interpretáciu účinku opatrenia na konkrétne dva parametre – hĺbku vody a transport sedimentu pre tri scenáre a pri intenzite zrážky 5 mm.h^{-1} . V scenári s existujúcim opatrením (S2) sa ukázal iba čiastočný účinok existujúceho riešenia. Vylepšený scenár S3 ukazuje výrazné presmerovanie vody a sedimentu do objektov. Súčasne sú viditeľné lokálne energetické a transportné maximá pri prítokoch a výtokoch.

Výsledky pre dolnú časť Pilotnej lokality 2 ukázali výraznú závislosť účinku sedimentačných jám od ich konfigurácie. Opatrenie môže znížiť transport v jame, ale lokálne ho zvýšiť na výtoku. Výsledná grafická vizualizácia demonštruje aj potenciálne riziká nevhodného usmernenia. Existujúce objekty v scenári S2 zadržovali vodu a sediment prevažne lokálne, pričom kontinuita hlavnej transportnej línie zostala vo veľkej miere zachovaná. Optimalizovaný variant S3 výraznejšie presmeroval odtok do akumuláčnych priestorov a obmedzil transport v pôvodnej odtokovej línii. Súčasne však vznikli lokálne energeticky



Obr. 2.25 Vplyv konfigurácie sedimentačných jám 3 a 4 na *hlbku vody* (hore) a *transport sedimentu* (dole) v dolnej časti Pilotnej lokality 2 pri intenzite 5 mm.h^{-1} . V referenčnom scenári S1 zostáva odtok a transport sedimentu sústredený v hlavnej línii. Existujúce usporiadanie S2 ovplyvňuje procesy prevažne lokálne, pričom transport v hlavnej trase pretrváva. V optimalizovanom scenári S3 so simulovaným doplnením jám je väčšia časť odtoku a sedimentu usmernená do akumuláčnych objektov. Lokálne zvýšené hodnoty v prírodných a odtokových úsekoch však poukazujú na potrebu stabilizácie týchto miest.

aktívne úseky na prítokoch a výtokoch z objektov, ktoré by pri realizačnom návrhu vyžadovali stabilizáciu proti erózii.

Zhrnutie výsledkov modelovania pre DO Zákamenné

Celoplošná analýza DO Zákamenné ukázala, že kombinácia akumulácie odtoku a šmykového napätia umožňuje identifikovať úseky, v ktorých sa koncentrované prúdenie spája so zvýšeným potenciálom mobilizácie sedimentu. Kritické miesta sa viazali najmä na odtokové línie prepojené s lesnými cestami, rigolmi a približovacími linkami. Výsledky predstavujú podklad na výber lokalít pre podrobné terénne posúdenie a návrh opatrení.

Detailné modelovanie dvoch pilotných lokalít ukázalo, že sedimentačné jamy lokálne akumulujú vodu a sediment a menia priebeh koncentrovaného odtoku. Existujúce usporiadanie opatrení malo prevažne lokálny účinok, zatiaľ čo optimalizované varianty výraznejšie presmerovali prúdenie do akumulačných priestorov a prerušili pôvodné transportné dráhy. Opatrenia však nevytvárali úplnú bariéru pohybu sedimentu. Pri vyššej modelovanej intenzite 20 mm.h^{-1} zostával transport v niektorých úsekoch aktívny aj po zapojení viacerých jám, čo poukázalo na limitovanú kapacitu objektov.

Modelovanie na DO Zákamenné ukázalo, že:

- účinok sedimentačných jám je prevažne lokálny a závisí od ich polohy voči skutočným odtokovým líniam,
- rozhodujúce sú geometria, kapacita a vzájomné hydraulické prepojenie objektov, nie iba ich počet,
- systematicky usporiadané a nadväzujúce opatrenia účinnejšie presmerujú odtok a prerušujú transport sedimentu než izolované objekty,
- pri prítokoch a výtokoch môžu vzniknúť lokálne maximá hydraulického a transportného zaťaženia, ktoré si vyžadujú stabilizáciu,
- pri vyššej hydraulickej záťaži môže po naplnení jám pokračovať odtok a transport sedimentu do nižších častí systému,
- dlhodobá funkčnosť opatrení závisí od kontroly, odstraňovania sedimentu a údržby prítokových a výtokových úsekov.

Pri návrhu preto nestačí riešiť iba samotnú sedimentačnú jamu. Potrebné je posudzovať celý systém od vzniku a koncentrácie odtoku cez prítok a akumulačný priestor až po jeho bezpečné pokračovanie alebo rozptýlenie pod objektom.

SYNTÉZA VÝSLEDKOV A DISKUSIA

Demonštračné objekty Duchonka a Zákamenné reprezentovali rozdielne hydrologické problémy a vyžadovali rozdielne funkcie opatrení. Na Duchonke bolo ťažisko modelovania v lokálnom zadržiavaní vody a transformácii odtokovej vlny v epizodickej odtokovej línii a na stálom vodnom toku. Na Zákamennom bolo hlavnou úlohou prerušovanie alebo presmerovanie koncentrovaného odtoku a transportu sedimentu viazaného na lesné cesty, rigoly a svahové odtokové línie.

Spoločným poznatkom z oboch území je, že malé vodozadržné a protierózne opatrenia vodu ani sediment úplne nezachytávajú, ale menia miesto, čas a spôsob ich pohybu. Ich účinok preto nemožno hodnotiť iba podľa množstva vody alebo sedimentu akumulovaného v samotnom objekte. Rovnako dôležité je posúdiť priebeh odtoku na prítoku,

medzi jednotlivými objektmi a v nadväzujúcich úsekoch pod nimi. Modelovanie zároveň ukázalo, že rozhodujúci nie je samotný počet objektov, ale ich umiestnenie voči skutočným odtokovým líniam, geometria, kapacita, vzájomná nadväznosť a bezpečné hydraulické riešenie prítokov, výtokov a prepadov.

V podmienkach DO Duchonka modelovanie ukázalo, že drobné hrádzky môžu lokálne akumulovať vodu, predĺžiť čas jej zotrvania a mierne transformovať priebeh odtokovej vlny. Ich účinok je však limitovaný malým akumulačným objemom, konštrukčným riešením a polohou voči sústredeným odtokovým líniam. Strategickou prioritou preto nemôže byť iba zvyšovanie počtu technických objektov, ale aj zachovanie infiltračnej schopnosti pôdy, ochrana organického horizontu, obmedzenie zhutnenia a prerušovanie koncentrovaného odtoku z lesnej dopravnej siete. V širšom adaptačnom kontexte teplejšieho a suchšieho územia Duchonky bude čoraz dôležitejšia aj schopnosť samotného lesného ekosystému hospodáriť s dostupnou vodou. Dôležitým adaptačným nástrojom je preto manažment porastov zahŕňajúci primeranú hustotu vzhľadom na konkurenciu o vodu počas sucha a horúčav, stanovištne vhodnú druhovú skladbu, využitie fyziologicky odolnejších a hlbšie koreniacich drevín a podporu štruktúrne diferencovaných porastov. Tieto závery sú kompatibilné s odporúčaniami uvedenými v kapitolách 4 a 5.

Výsledky z DO Zákamenné ukázali, že účinok sedimentačných opatrení nespočíval iba v lokálnom zachytávaní sedimentu, ale aj v spomalení, presmerovaní a prerušovaní koncentrovaného odtoku. Výraznejší účinok sa prejavil pri systematickom a optimalizovanom rozmiestnení vzájomne nadväzujúcich opatrení vo vzťahu k hlavným odtokovým líniam. Izolované alebo hydraulicky nenadväzujúce objekty mali iba lokálny účinok a v niektorých prípadoch presúvali zvýšené hydraulické a transportné zaťaženie do prítokových alebo výtokových úsekov. Pri návrhu preto nestačí riešiť samotný akumulačný priestor; potrebné je posúdiť celý systém od prítoku cez sedimentačnú jamu až po bezpečné pokračovanie odtoku, najmä pri vyššej hydraulickej záťaži.

Výsledky treba interpretovať v mierke modelovaných lokalít. Sedimentačný model na Zákamennom využíval zjednodušené vstupy a nebol určený na presnú bilanciu transportovaného alebo zachyteného sedimentu, ale predovšetkým na vzájomné porovnanie scenárov a priestorových trendov. Pilotné lokality zároveň nepredstavovali štatisticky reprezentatívny výber celého územia. Prenosu navrhnutých riešení do ďalších lokalít preto musí predchádzať terénne overenie morfológie, odtokovej konektivity, miestnych pôdnych podmienok a geometrie konkrétneho objektu.

Výsledky z oboch demonštračných objektov podporujú integrovaný prístup, v ktorom technické opatrenia dopĺňajú, ale nenahrádzajú ochranu pôdy a vhodný manažment lesa. Hydrologický účinok opatrení je úzko spojený so stavom pôdneho povrchu, mierou zhutnenia a fungovaním lesnej dopravnej siete. Lesné cesty, približovacie linky, priekopy a nevhodne riešené výustné miesta môžu vytvárať vzájomne prepojené odtokové a sedimentové dráhy. Ich úprava a prerušovanie tejto konektivity preto predstavujú rovnako významnú súčasť adaptácie ako budovanie samotných retenčných alebo sedimentačných objektov.

Technické opatrenia je zároveň potrebné navrhovať s vedomím ich kapacitných limitov. Pri vyššej hydraulickej záťaži môže po naplnení akumulačného priestoru pokračovať odtok a transport sedimentu do nižších častí systému. Objekty môžu byť hydraulicky preťažené, postupne sa zanášať alebo lokálne presúvať erózne namáhanie do výtokových úsekov. Takýto výsledok nespochybňuje ich význam, ale zdôrazňuje potrebu bezpečného

prevedenia prebytočného odtoku, stabilizácie kritických miest a realistického hodnotenia ich účinku v rámci celého odtokového systému.

Do popredia sa preto dostáva aj prevádzková a socio-ekonomická dimenzia adaptačných opatrení. Každý objekt si vyžaduje financovanie, kontrolu, pravidelnú údržbu a dlhodobú správu. Otázky „kto bude objekty čistiť“, „kto zabezpečí ich funkčnosť po desiatich rokoch“, „aký je pomer nákladov a dosiahnutého účinku“ alebo „aká je energetická a prevádzková náročnosť opatrení“ bývajú pritom v strategických dokumentoch často podhodnotené. Bez jasného určenia zodpovednosti, spôsobu financovania a režimu údržby môže byť opatrenie technicky atraktívne krátko po realizácii, ale prakticky ťažko dlhodobo udržateľné (Sušnik et al. 2022).

STRATEGICKÉ ODPORÚČANIA

1. Navrhovať opatrenia podľa odtokových dráh, nie podľa počtu objektov

Lokalizáciu opatrení zakladať na kombinácii akumulácie odtoku, šmykového napätia, reliéfu a terénneho overenia. Prednosť majú miesta, kde je koncentrovaný odtok hydraulicky prepojený s lesnými cestami, rigolmi alebo ďalšími zdrojmi sedimentu.

2. Budovať funkčné systémy, nie izolované jamy a hrádzky

Na Zákamennom navrhovať sedimentačné jamy ako hydraulicky nadväzujúce systémy, v ktorých je definovaný prítok, akumulačný priestor aj bezpečný odtok. Na Duchonke využívať kaskády menších hrádzok v epizodických odtokových líniiach, kde sa účinok jednotlivých objektov postupne kumuluje.

3. Osobitne riešiť prítoky, výtoky a bezpečnostné prepady

Miesta, v ktorých sa odtok sústreďuje do objektu alebo z neho vystupuje, stabilizovať proti erózii. Samotná jama môže prúdenie utlmiť, ale na jej výtoky môže energia opätovne vzrásť. Opatrenie preto nemožno ukončiť bez vyriešenia nadväzujúceho úseku.

4. Rozlišovať opatrenia na epizodických a stálych tokoch

Na epizodických odtokových líniiach možno využívať kaskády drobných retenčných objektov. Na stálom toku sa vyhnúť úplne nepriepustným prekážkam bez kontrolovaného prevodu vody. Uprednostniť spodný priepust, bezpečný prepád a stabilizáciu dna a brehov pod objektom.

5. Prerušiť hydrologickú konektivitu lesných ciest

Lesné cesty, priekopy a približovacie linky riešiť ako súčasť odtokového systému. Koncentrovaný odtok z komunikácií priebežne odvádzať a rozptyľovať do stabilných povrchov alebo do vhodne dimenzovaných sedimentačných priestorov. Výustné miesta zabezpečiť proti vymieľaniu.

6. Dimenzovať opatrenia na bezpečné preťaženie, nie na úplné zachytenie udalostí

Vyššia modelovaná intenzita zrážok $20 \text{ mm} \cdot \text{h}^{-1}$ ukázala, že po naplnení objektov môže odtok a transport sedimentu pokračovať do nižších častí systému. Návrh preto musí počítať s prepadom, pokračovaním odtoku a možným presunom erózneho rizika.

7. Údržbu zahrnúť už do návrhu opatrenia

Pri návrhu určiť prístup pre kontrolu a odstraňovanie sedimentu, interval kontroly, kritérium naplnenia objektu a spôsob opravy poškodených prítokových a odtokových úsekov. Zanesená jama stráca akumuláciu objemu a mení hydraulické správanie celého systému.

8. Overovať modelové výsledky terénnym monitoringom

Na vybraných objektoch sledovať zaplnenie, výšku hladiny, množstvo uloženého sedimentu a vznik erózie pod výtokom. Model používať na porovnanie variantov a optimalizáciu návrhu. Širšie rozšírenie opatrení podmieniť overením ich skutočnej funkčnosti po zrážkových udalostiach.

ZÁVER

Realizované a modelované vodozádržné a protierózne opatrenia v demonštračných objektoch Zákamenné a Duchonka predstavujú praktické príklady prírody blízkej adaptácie lesov na zmenu klímy s využitím prevažne neinvestičných technických opatrení.

Výsledky hydrologického modelovania a terénnych analýz ukázali, že vhodne navrhnuté opatrenia:

- lokálne spomaľujú a transformujú sústredený povrchový odtok,
- vytvárajú akumulčné priestory a predlžujú čas zotrvania vody v území,
- menia priestorovú distribúciu vody a sedimentu,
- lokálne prerušujú, presmerúvajú alebo obmedzujú transport sedimentu,
- môžu obmedzovať erózne pôsobenie koncentrovaného odtoku na lesné cesty a nadväzujúce odtokové línie.

Ich účinnosť je však podmienená:

- vhodným umiestnením vo vzťahu k skutočným odtokovým líniam,
- primeranou geometriou, kapacitou a vzájomným usporiadaním objektov,
- kombináciou viacerých typov opatrení,
- bezpečným riešením prítokov, výtokov a prepádov,
- pravidelnou kontrolou a údržbou,
- rešpektovaním prírodných a prevádzkových podmienok územia.

Zásadným poznatkom je potreba komplexného prístupu. Samotné technické opatrenia nedokážu plnohodnotne kompenzovať negatívne dôsledky klimatickej zmeny ani poškodenia pôdy a zmeny odtokových pomerov vyvolané intenzívnymi zásahmi do lesnej krajiny. Rozhodujúci význam má zachovanie funkčného lesného ekosystému, priaznivej pôdnej štruktúry a prírody blízkeho hospodárenia, ktoré zohľadňuje vodu ako jeden z kľúčových limitujúcich faktorov.

Výsledky štúdie zároveň ukazujú, že adaptačné opatrenia musia byť diferencované podľa charakteru územia. V horských, zrážkovo bohatších oblastiach dominuje potreba transformácie koncentrovaného odtoku, obmedzovania erózie a zachytávania transportovaného sedimentu. V teplejších a suchších oblastiach je prioritou lokálne zadržiavanie vody, ochrana infiltračnej schopnosti pôdy a podpora mikroklimy a mikroretenčných prvkov prírodného charakteru, ako sú tónové a mokradové plochy, jazierka, vývratové jamy a mŕtve drevo. Tieto prvky možno cielene dopĺňať technickými opatreniami v odtokových líniiach a pri lesnej dopravnej sieti, najmä hrádzkami, priepustmi, zasakovacími pásami, sedimentačnými a kalovými jamami.

Osobitnú pozornosť treba venovať lesným cestám, približovacím linkám a súvisiacej odvodňovacej infraštruktúre, ktoré predstavujú jeden z hlavných antropogénnych faktorov vzniku a prepájania koncentrovaných odtokových a sedimentových dráh v lesnej krajine. Účinok adaptačných opatrení preto nemožno posudzovať iba podľa samotného retenčného alebo sedimentačného objektu, ale podľa fungovania celého systému od vzniku a koncentrácie odtoku až po jeho bezpečné rozptýlenie alebo odvedenie.

LITERATÚRA

- Andréassian, V. (2004). Waters and forests: From historical controversy to scientific debate. *Journal of Hydrology*, 291(1–2), 1–27.
- Atlas krajiny Slovenskej republiky. Bratislava: MŽP SR, 2002.
- Benda, L., James, C., Miller, D., & Andras, K. (2019). Road Erosion and Delivery Index (READI): A Model for Evaluating Unpaved Road Erosion and Stream Sediment Delivery. *Journal of the American Water Resources Association*, 55 (2), 459–484.
- Boscolo, M., Leonardi, S., Porras, I., & Milder, J. C. (2021). Valuing Water from Forests: A Global Perspective on the Services Forests Provide for Water. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO).
- Bosch, J. M., & Hewlett, J. D. (1982). A review of catchment experiments to determine the effect of vegetation changes on water yield and evapotranspiration. *Journal of Hydrology*, 55(1–4), 3–23.
- Bredemeier, M. (2011). Forest, climate and water issues in Europe. *Ecology*, 4(3), 300–311.
- Bronstert, A. (2003). Floods and climate change: Interactions and impacts. *Risk Analysis*, 23(3), 545–557.
- Calder, I. R. (2004). Forests and water—Closing the gap between public and science perceptions. *Water Science and Technology*, 49(7), 39–53.
- Calder, I. R., Amezcaga, J., Aylward, B., Bosch, J., Fuller, L., Gallop, K., Gosain, A., Hope, R., Jewitt, G., Miranda, M., Porras, I., & Wilson, V. (2004). Forest and water policies: The need to reconcile public and science perceptions. *Geologica Acta*, 2(2), 157–166.
- Cameron, D., Beven, K., & Naden, P. (2000). Flood frequency estimation by continuous simulation under climate change (with uncertainty). *Hydrology and Earth System Sciences*, 4(3), 393–405.
- Das, A. K., Baldo, M., Dobor, L., Seidl, R., Rammer, W., Modlinger, R., Washaya, P., Merganičová, K., & Hlásny, T. (2025). The increasing role of drought as an inciting factor of bark beetle outbreaks can cause large-scale transformation of Central European forests. *Landscape Ecology*, 40, 108.
- Falfán, V., Petrovič, F., Gábor, M., Šagát, V., & Hruška, M. (2021). Mountain Landscape Dynamics after Large Wind and Bark Beetle Disasters and Subsequent Logging—Case Studies from the Carpathians. *Remote Sensing*, 13(19), 3873.
- FAO & CIFOR. (2005). Forests and floods: Drowning in fiction or thriving on facts? RAP Publication 2005/03; Forest Perspectives 2, vi, 30 p. ISBN 979-3361-64-6.
- Grace, J. M. (2002). Effectiveness of vegetation in erosion control from forest road sideslopes. *Transactions of the ASAE*, 45(3), 681–685.
- Halecki, W., Łyszczarz, S., Lasota, J., Błońska, E., & Chattopadhyay, S. (2023). Quantifying the soil water storage capacity of flysh catchments surrounded by mixed forests in Outer Carpathians. *Environmental Processes*, 10, 62.
- Halecki, W., Ryczek, M., Kruk, E., & Smagała, J. (2022). Susceptibility to detachment and transportation of soil material in flysh catchments of the Polish Carpathians. *Land Degradation & Development*, 33(18), 3770–3785.
- Hlásny, T., Sitková, Z., & Barka, I. (2013). Regional assessment of forest effect on watershed hydrology: Slovakia as a case study. *Journal of Forest Science*, 59(10), 405–415.
- Holko, L., Hlavatá, H., Kostka, Z., & Novák, J. (2009). Hydrological regimes of small catchments in the High Tatra Mountains before and after extraordinary wind-induced deforestation. *Folia Geographica, Geographica Physica*, 40, 33–44.
- Jaime, L., Batllori, E., Margalef-Marrase, J., Pérez-Navarro, M. A., & Lloret, F. (2022). Climatic and stand drivers of forest resistance to recent bark beetle disturbance across Europe. *Global Change Biology*, 28, 5274–5288.
- Janda, P., Trotsiuk, V., Mikoláš, M., Bače, R., Nagel, T. A., Seidl, R., Seedre, M., Morrissey, R. C., Chaskovskyy, O., & Svoboda, M. (2017). The historical disturbance regime of mountain Norway spruce forests in the

- Western Carpathians and its influence on current forest structure. *Forest Ecology and Management*, 388, 77–88.
- Juško, V., Sedmák, R., & Kúdela, P. (2022). Siltation of small water reservoir under climate change: A case study from forested mountain landscape of the Western Carpathians, Slovakia. *Water*, 14(17), 2606.
- Kadavý, J., Čermák, P., Pokorný, R., Kučera, A., Kupec, P., Adamec, Z., Březina, D., Kneifl, M., Knott, R., Zemánek, T., Hrib, M., Cempírek, M., & Flora, M. (2025). Adaptace lesních porostů na globální klimatickou změnu (Certifikovaná metodika). Mendelova univerzita v Brně.
- Kastridis, A. (2020). The impact of forest roads on hydrological processes. *Forests*, 11(11), 1201.
- Klimatický atlas Slovenska. Bratislava: Slovenský hydrometeorologický ústav, 2015. 132 s.
- Kostka, Z., & Holko, L. (2006). Role of forest in hydrological cycle – Forest and runoff. *Meteorologický časopis*, 9(3–4), 143–148.
- Kulakowski, D., Seidl, R., Holecxa, J., Kuuluvainen, T., Nagel, T. A., Panayotov, M., Svoboda, M., Thorn, S., Vacchiano, G., Whitlock, C., Wohlgemuth, T., & Bebi, P. (2017). A walk on the wild side: Disturbance dynamics and the conservation and management of European mountain forest ecosystems. *Forest Ecology and Management*, 388, 120–131.
- Mrekaj, I., Lukasová, V., Rozkošný, J., & Onderka, M. (2024). Significant phenological response of forest tree species to climate change in the Western Carpathians. *Central European Forestry Journal*, 70(2), 107–121.
- NPPC – VÚPOP (2024): Pôdny portál. Dostupné online: <https://www.podnemapy.sk>
- Sitková, Z., Rybár, J., & Konôpka, M. (2026). Dlhodobé trendy zrážok a intercepcia lesných porastov na Slovensku. In Z. Sitková (Ed.), *Ekologické zmeny v lesoch Slovenska: Čo ukazujú štyri desaťročia systematického monitoringu lesných ekosystémov?* Zborník recenzovaných vedeckých príspevkov Zvolen, Slovakia: Národné lesnícke centrum. s. 25–36.
- Sušník, J., Masia, S., Kravčík, M., Pokorný, J., & Hesslerová, P. (2022). Costs and benefits of landscape-based water retention measures as nature-based solutions to mitigating climate impacts in eastern Germany, Czech Republic, and Slovakia. *Land Degradation & Development*, 33(16), 3074–3087.
- Šrámek, V., Pokorný, R., & Kupec, P. (eds.) (2023). *Voda v lesných ekosystémoch. Jíloviště-Strnady: Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, v. v. i.*
- Šrámek, V., Neudertová Hellebrandová, K., & Fadrhonsová, V. (2026). Hydrological risks of clear-cuts after bark beetle outbreaks and related forest management decisions in Central Europe. *Journal of Forest Science*, 72, 161–173.
- Treydte, K., Liu, L., Padrón, R. S., Martinez-Sancho, E., Babst, F., Frank, D. C., Gessler, A., Loader, N. J., McCarroll, D., Moor, E., Seftigen, K., Werf, I. v. d., Werger, M., Westphal, J., & Fonti, P. (2024). Recent human-induced atmospheric drying across Europe unprecedented in the last 400 years. *Nature Geoscience*, 17(1), 58–65.
- U.S. Army Corps of Engineers, Hydrologic Engineering Center. (2020). HEC-HMS (Version 4.7) [Computer software]. <https://www.hec.usace.army.mil/software/hec-hms/>
- U.S. Army Corps of Engineers, Hydrologic Engineering Center. (2024). HEC-RAS (Version 6.6) [Computer software]. <https://www.hec.usace.army.mil/software/hec-ras/>
- ÚGKK SR (2024): ZBGIS – Základná báza údajov pre geografický informačný systém. Dostupné online: <https://zbgis.skgeodesy.sk>
- Vacek, Z., Tomášková, I., Fuchs, Z., Šimůnek, V., Vacek, S., Cukor, J., Bílek, L., Gallo, J., Zlatuška, K., & Duchan, M. (2025). Impact of technical water retention on European beech (*Fagus sylvatica* L.) resilience and growth dynamics. *Journal of Forest Science*, 71(3), 124–137.
- Vido, J., Tadesse, T., Šustek, Z., Kandrik, R., Hanzelová, M., Škvarenina, J., Škvareninová, J., & Hayes, M. (2015). Drought occurrence in Central European mountainous region (Tatra National Park, Slovakia) within the period 1961–2010. *Advances in Meteorology*, 2015, 248728.
- Xiao, L., Robinson, M., & O'Connor, M. (2021). Woodland's role in natural flood management: Evidence from catchment studies in Britain and Ireland. *Science of the Total Environment*, 813, 151877.
- Yu, J., Zhao, Q., Yu, Z., Liu, Y., & Ding, S. (2024). A review of the sediment production and transport processes of forest road erosion. *Forests*, 15(3), 454.
- Zemke, J. (2016). Runoff and soil erosion assessment on forest roads using a small-scale rainfall simulator. *Hydrology*, 3(3), 25.
- Zepner, L., Karrasch, P., Wiemann, F., & Bernard, L. (2020). ClimateCharts.net – an interactive climate analysis web platform. *International Journal of Digital Earth*, 14(3), 338–356.
- Zhao, Q., Wang, A., Jing, Y., Zhang, G., Yu, Z., Yu, J., Liu, Y., & Ding, S. (2022). Optimizing management practices to reduce sediment connectivity between forest roads and streams in a mountainous watershed. *Remote Sensing*, 14(19), 4897.
- Zvala, A., Šurda, P., Kidová, A., & Vitková, J. (2021). Water retention of the organic soil horizon in a central European deciduous forest. *Geografický časopis / Geographical Journal*, 73(4), 347–358.

AFILIÁCIA

Zuzana Sitková, Jerguš Rybár

Odbor ekológie lesa a krajiny
Sekcia pre vedu a výskum
Národné lesnícke centrum
T. G. Masaryka 2175/22
960 01 Zvolen, Slovenská republika
zuzana.sitkova@nlcsk.org

Marek Ando, Martin Maretta

ESPRIT, spol. s r. o.
Pletárska 2
969 01 Banská Štiavnica, Slovenská republika
esprit@esprit-bs.sk



BUDOVÁNÍ DIVERZITY V JUVENILNÍCH STÁDIÍCH LESA NA KALAMITNÍCH HOLINÁCH

Zdeněk Vacek – Stanislav Vacek – Václav Šimůnek

Tato kapitola je věnována problematice biodiverzity, funkcí lesa a ekosystémových služeb s akcentem na kalamitní holiny v kontextu narůstajícího významu biodiverzity jako nástroje adaptace lesů na probíhající klimatickou změnu. Jedná se o vlastnosti jednotlivých dřevin, jejich růstový potenciál, vitalitu, věk, resp. věkovou strukturu a podíl na skladbě porostu, které patří k hlavním strukturním charakteristikám lesa a významnou měrou spolurozhodují o diverzitě lesních biotopů, plnění funkcí lesa a ekosystémových služeb, a to v úzké vazbě na stanovištní poměry a klimatickou změnu. Ochrana biodiverzity lesů s důrazem na plnění specifických funkcí lesů a ekosystémových služeb požadovaných společností je totiž důležitou součástí moderního lesního hospodářství. Následuje rozbor ekologických přístupů k obnově lesních ekosystémů, které se zaměřují na podporu přirozených procesů, a to jak generativní, tak i vegetativní obnovy, a na zvyšování druhové diverzity s cílem vytvářet stabilní a odolné porosty blízké přirozené druhové skladbě i na kalamitních holinách. V hospodářských lesích je proto klíčová diferencovaná péče o lesní porosty vycházející ze stanovištních podmínek, struktury porostů a jejich odolnostního potenciálu. Hlavním úkolem obnovy lesních porostů v podmínkách postupujících klimatických změn je stanovit hlavní hospodářské dřeviny a jejich porostní směsi vhodné pro dané stanoviště z hlediska produkce, stability, plnění funkcí lesa a ekosystémových služeb, a to s důrazem na jejich diferencovanou péči v podmínkách postupujících klimatických změn. Následují modelové příklady z praxe na demonstračních objektech s důrazem na kombinovanou obnovu na kalamitních holinách, a to zejména na LS Rožnov pod Radhoštěm. V závěru jsou uvedena doporučení pro zvyšování diverzity v juvenilních stádiích lesa.

BIODIVERZITA LESŮ, FUNKCE A EKOSYSTÉMOVÉ SLUŽBY

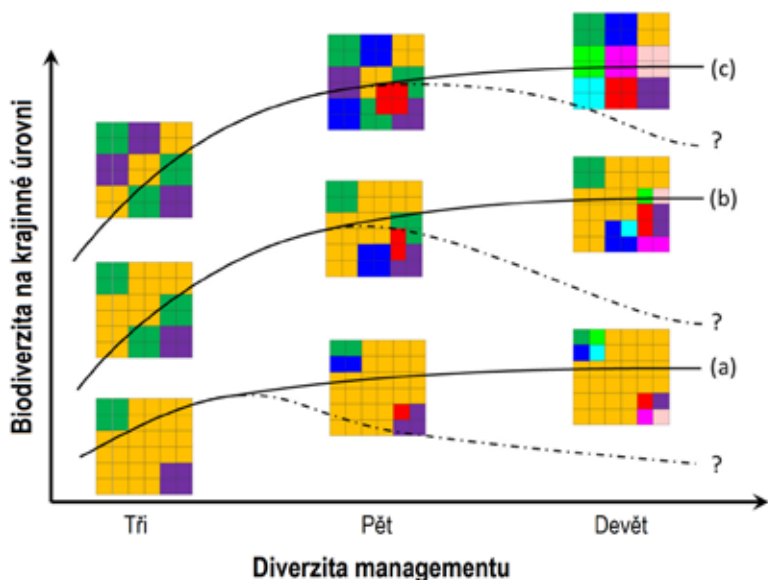
S lesním prostředím je v celosvětovém měřítku propojeno 75 – 80 % terestrické biodiverzity. Kromě nejvyšších poloh a dalších výjimek je les vysoce dominujícím typem poten-

ciálního vegetačního pokryvu v ČR a při zastavení lidských aktivit by zřejmě postupně pokrýval celé území státu (Hošek et al. 2025).

Biodiverzitou rozumíme různorodost všech žijících organismů, suchozemských, mořských a sladkovodních ekosystémů i ekologických systémů. Podle stupně organizace živé hmoty se dělí na druhovou, genetickou a ekosystémovou. Druhovú diverzitu je rozmanitost druhů. Genetická diverzita je genetická informace obsažená v genech jedinců rostlin, živočichů a mikroorganismů. Ekosystémová diverzita je rozmanitost biotopů a na ně vázaných společenstev živých organismů v biosféře (Poleno et al. 2011). Význam biodiverzity v lesních ekosystémech významně narůstá v podmínkách globálních klimatických změn, a to zejména z hlediska zajištění jejich stability jako nezbytného předpokladu jejich adaptability.

Podle prostorového gradientu se druhová diverzita člení na alfa, beta a gama. Druhovú diverzitu alfa je rozmanitost druhů lokálních společenstev, přičemž počet druhů je zaznamenáván v rámci standardizované plochy (ha, km²). Druhovú diverzitu beta je změna v druhovém složení mezi lokalitami a společenstvy. Popisuje strukturní komplexitu prostředí krajiny, je mírou rozdílnosti (či naopak podobnosti) druhového složení mezi společenstvy podél určitého gradientu prostředí. Druhovú diverzitu gama je úplnou druhovou bohatostí velkých geografických celků. Je celkovou diverzitou dané regionální, popř. nadregionální oblasti (Gaston & Spicer 2004). Zvýšená rozmanitost režimů lesního hospodaření v krajině může celkově zvýšit biodiverzitu tím, že vytváří různorodá prostředí pro různé druhy. Biodiverzita bude větší, pokud budou všechny režimy lesního managementu rovnoměrně zastoupeny v krajině, na rozdíl od situace, kdy dominuje pouze jeden či více způsobů hospodaření (Bollmann & Braunisch 2013, Obr. 3.1).

LČR, s. p., v rámci svého hospodaření budou i nadále usilovat o vytváření druhově, prostorově, věkově a skupinovitě smíšených lesů a nebudou zužovat stávající druhovou



Obr. 3.1 Biodiverzita v krajinném měřítku (gama) jako funkce diverzity managementu s ohledem na rovnoměrnost režimů hospodaření v poměru k ploše: (a) nízká, (b) střední a (c) vysoká. Hypotetické krajiny ukazují příklady se třemi, pěti nebo devíti režimy hospodaření (Zdroj: upraveno podle Duflot et al. 2022).



Obr. 3.2 Porost obhospodařovaný přírodě blízkými postupy s využitím výběrných principů se značnou biodiverzitou (Foto: S. Vacek).

skladbu (Obr. 3.2). Z hlediska ochrany a reprodukce genových zdrojů lesních dřevin jsou důležité jak genové základny, sloužící k zachování regionálních populací lesních dřevin, tak porosty nebo jedinci určené ke sběru reprodukčního materiálu lesních dřevin.

Biodiverzita lesů

Biodiverzita lesních ekosystémů je základem fungování lesů, poskytování řady lesních ekosystémových služeb, prostředkem pro adaptaci lesů na klimatické změny, ekologickou stabilitu lesů a ekologické interakce. Biodiverzita lesů má také vnitřní hodnotu, která přesahuje jakoukoli lidskou měřitelnou hodnotu. Lidská činnost během dlouhodobého vývoje zásadně ovlivnila strukturu evropských lesů, snížila podíl přirozených a starých lesů a změnila druhové i prostorové uspořádání lesních ekosystémů (Forest Europe 2020; Ellis et al. 2021; Barredo et al. 2021). Nyní přímé i nepřímé dopady zintenzivnění lidské činnosti, včetně dopadů změny klimatu a rostoucích přírodních disturbancí, vyvíjejí stále větší tlak na lesní ekosystémy a také na lesní biodiverzitu. V řadě evropských lesů se však díky přírodě blízkému hospodaření daří udržovat či zvyšovat druhovou i strukturální diverzitu (Forest Europe 2020; Maes et al. 2020). Evropské lesy vykazují z hlediska funkční diverzity celkově příznivý trend (Forest Europe 2020).

Druhová rozmanitost stromů v Evropě se zvyšovala zejména mezi lety 2005 a 2015, přičemž podíl lesů složených z 2 – 5 druhů stromů pomalu, ale stabilně roste (Forest Europe 2020). Rozmanitost a početnost dalších druhů souvisejících s lesy v Evropě souvisí s druhovou rozmanitostí stromů. Celkově byla zjištěna vysoká úroveň genetické rozmanitosti stromů v evropských lesích u mnoha znaků a genů a nevykazovala žádné známky

poklesu (Erichsen et al. 2018). V České republice se přirozeně vyskytuje přibližně 84 druhů stromů, z nichž asi 17 % patří mezi ohrožené druhy (BGCI 2021).

Biodiverzitu lesních porostů lze hodnotit na základě strukturální diverzity, druhové diverzity a komplexní diverzity. Druhovú diverzita je pak posuzována ze tří úrovní: druhová bohatost, druhová vyrovnanost a druhová heterogenita. Druhovú bohatost vyjadřuje počet druhů v daném porostu. Druhovú vyrovnanost vyjadřuje relativní zastoupení jednotlivých druhů v porostu, nejvyšších hodnot dosahuje při rovnoměrném relativním zastoupení všech druhů. Druhovú různorodost zahrnuje jak druhovou bohatost, tak i vyrovnanost (Vacek et al. 2019).

Rozmanitost struktury a složení lesů je třeba zachovat na úrovni krajiny a regionu jako prostorovou pojistku, která poskytne stanoviště pro široké spektrum specializovaných lesních druhů. Zajišťování vhodných stanovišť v lesích pro různé taxony a trofické úrovně je klíčovou ekosystémovou službou, která pozitivně ovlivňuje fungování lesního ekosystému prostřednictvím řady mechanismů (Lindenmayer et al. 2006). Je také potřeba větší veřejné a politické podpory udržitelného lesního hospodářství s cílem snížit úbytek druhů.

Přehled strategií pro zachování biodiverzity lesů

Ochrana biodiverzity obecně a biodiverzity lesů zvláště je jedním z nejdůležitějších úkolů ochrany přírody a také důležitou součástí moderního lesního hospodářství (Lindenmayer et al. 2006; Vančura et al. 2022). Nejvíce programů pro zachování biodiverzity lesů je zaměřeno na tvorbu chráněných území. Chráněná území jsou rozhodující součástí každé seriózní strategie pro uchování biodiverzity lesů, nicméně je třeba připomenout, že samotná zvláště chráněná území k účinné ochraně biodiverzity lesů nepostačí (Lindenmayer & Franklin 2002).

Je také třeba rozlišovat mezi velkoplošnými chráněnými územími a relativně malými chráněnými plochami (rezervacemi či přírodními památkami), které jsou obklopeny lesními porosty určenými a využívanými primárně pro produkci dřeva. Velkoplošná chráněná území jsou důležitá nejméně z pěti důvodů (Lindenmayer & Franklin 2002):

1. Jsou místem nejlepších ukázek ekosystémů, krajiny, porostů, stanovišť, bioty a jejich vzájemných vztahů stejně jako dějištěm přirozených vývojových procesů.
2. Mnoho druhů nalézá optimální podmínky pouze v těchto plošně velkých chráněných územích, která se pro tyto druhy stávají refugii.
3. Některé druhy jsou netolerantní (velmi citlivé) vůči lidské činnosti, proto je tak důležité tato území bez lidských aktivit zachovávat.
4. Velkoplošná chráněná území také slouží jako kontrolní plochy pro vyhodnocování dopadu lidské činnosti v hospodářských lesích.
5. Další význam velkoplošných chráněných území spočívá v tom, že dosud není vliv lidských zásahů (disturbancí) na biodiverzitu dobře znám a některé změny mohou být ireverzibilní. Tato území se tak stávají záchrannou sítí v globálnějším měřítku krajiny (Lindenmayer & Franklin 2002; Vacek et al. 2012). Maloplošná chráněná území jsou cenná proto, že:
 - a) Zvyšují ochranu stanovišť, vegetačních typů a organismů (druhů), které jsou jen málo zastoupené ve velkých chráněných územích.
 - b) Zajišťují ochranu vodních a vodou významně ovlivněných ekosystémů.
 - c) Tato území představují refugia pro lesní organismy, které mohou postupně rekolonizovat sousední lesní porosty.

- d) Tato území jsou také biocentry či biokoridory, které usnadňují pohyb bioty skrz obhospodařovanou krajinu.

Víceméně stejný význam jako velkoplošná chráněná území mají i maloplošná chráněná území, pokud splňují podmínku minimálního areálu (Vacek 2003).

Posouzení, zdali je uplatňované lesnické hospodaření v souladu s principy zachování biodiverzity, respektive jestli je ekologicky trvale udržitelné, však není snadné. Podstatnou měrou k tomu přispívá i nedostatečně přesné či nejednoznačné definování pojmu biodiverzita, jelikož bylo popsáno přibližně 90 různých interpretací biodiverzity. To ve svém důsledku vede k tomu, že nikde na světě neexistuje stejná definice ekologicky udržitelného lesního hospodaření (Poleno et al. 2009). Biologická rozmanitost zahrnuje např. genetickou vnitrodruhovou rozmanitost, druhovou rozmanitost flóry a fauny a rozmanitost ekosystémů.

Lindenmayer et al. (2006) vymezují biodiverzitu jako komplexní systém zahrnující úrovně od genů a jedinců přes populace a druhy až po společenstva, ekosystémy a jejich vzájemné interakce. Zdůrazňují, že ochrana biodiverzity není pouze otázkou druhového bohatství, ale i zachování struktur, procesů a funkčních vazeb v ekosystému. Ekologicky trvale udržitelné lesní hospodářství proto chápou jako udržení ekosystémové integrity při současném využívání lesa, zejména zachováním přirozené struktury, druhového složení a dynamiky procesů v rámci disturbančního režimu. V podmínkách střední Evropy je však stanovení přirozených disturbančních režimů obtížné kvůli dlouhodobému hospodářskému ovlivnění lesů, což komplikuje i hodnocení dopadů managementu na biodiverzitu. Nejednotné definice biodiverzity a složitost ekosystémových vazeb navíc ztěžují tvorbu univerzálních indikátorů udržitelnosti. Autoři proto doporučují zaměřit se primárně na ochranu biotopů, protože úbytek druhů je nejčastěji spojen s jejich zánikem. Efektivní ochrana biodiverzity musí probíhat ve více prostorových měřítcích. Na regionální úrovni je klíčové vymezování maloplošných zvláště chráněných území splňujících podmínku minimálního areálu, které zachovávají přirozené procesy a slouží jako referenční plochy. Ty však nemohou pokrýt veškerou diverzitu, proto je nutné integrovat ochranu i do krajiny a běžných hospodářských lesů. Zde hraje zásadní roli diferencovaný management, zejména přestavba porostů a podpora heterogenity, které zvyšují stabilitu a přispívají k dlouhodobému zachování biodiverzity v podmínkách probíhající klimatické změny (Vacek et al. 2012, 2023a).

V měřítku krajiny je pak žádoucí:

- vybudovat maloplošná chráněná území v rámci hospodářských lesů, a to zejména těch stanovišť, vegetačních typů a druhů, které jsou jen nedostatečně nebo nejsou vůbec zastoupeny ve velkoplošných chráněných územích,
- zachovat ochranné pásy pro vodní ekosystémy,
- vhodně navrhovat a umísťovat lesní cestní síť,
- pečlivě prostorově a časově umísťovat těžební jednotky (Vacek et al. 2012).

Na úrovni lesního porostu jde zejména o:

- udržení klíčových elementů porostní strukturální diverzity (komplexity – živé i odumřelé stromy velkých dimenzí s dutinami, podúroveň, velké padlé kmeny ponechané k zetlení),
- dlouhá obmýtí (spojená s udržením struktury porostu při těžbě),
- alternativní pěstební systémy místo tradičního holosečného postupu,
- použití režimu přirozených disturbancí pro managementové zásahy (Lindenmayer et al. 2006) jako určité časové i prostorové předlohy pro umísťování těžeb do porostů.

Podle práce Lindenmayer & Franklin (2002) lze popsat pět základních principů strategií managementu pro zajištění ochrany biodiverzity v lesních ekosystémech:

1. princip – udržení spojitosti (propojitelnosti)

Strategie je založena na udržení pobřežních a dalších koridorů, na ochraně citlivých lokalit, uchování vegetace na těžených plochách, na pečlivém plánování cestní infrastruktury a revitalizaci krajiny.

2. princip – udržení heterogenity krajiny

Kromě uvedených zásad jde dále o vytvoření chráněných území ve středním prostorovém měřítku, o odpovídající prostorový plán umístění těžebních ploch, prodloužení doby obmýtní a využití přirozených disturbancí jako vzoru pro lidské aktivity.

3. princip – udržení komplexity porostní struktury

Součástí strategie pro dosažení tohoto principu je prodloužení doby obmýtní, využití přirozených disturbancí jako vzoru pro lidské aktivity. Důležité je také udržení strukturních parametrů a druhové pestrosti porostů i během obnovních těžeb; maloplošné hospodaření je také základem pro vytvoření vhodných stanovišť pro zvýšení biodiverzity (např. ponecháváním stromů s vytvořenými dutinami atd.).

4. princip – udržení nedotčených vodních ekosystémů

Součástí strategie je udržení nebo vytvoření pobřežních koridorů, ochrana citlivých vodních stanovišť i mimo rezervace.

5. princip – převzetí (inspirace, využití) přirozených disturbancí jako vzoru pro managementová opatření (antropické disturbance).

Z pohledu kvantifikace úrovně biodiverzity obecně a biodiverzity lesů zvláště platí jednoduchá úměra: čím je vyšší rozmanitost stanovišť, tím je větší biodiverzita. To platí jak pro trvalé rozdíly stanovišť v krajině či v lese, tak i pro dynamické změny způsobené využíváním krajiny a lesů. Otázkou ovšem je, zdali bude cílem ochrany přírody vždy maximální biodiverzita. Tu je totiž možné nalézt v krajině využívané jako mozaika různých strukturovaných prvků, které zahrnují celou škálu stanovišť (od chudých, zamokřených nebo extrémně suchých) a sahají od ostrovů nedotčené přírody až po způsoby využívání, které by byly z hlediska ochrany přírody destruktivní; i intenzivně urbanizované části krajiny mohou zvyšovat biodiverzitu na regionální úrovni (Vacek et al. 2007a, 2012).

Hodnocení biodiverzity závisí na zvoleném měřítku. Na úrovni krajiny jí prospívá kombinace stejnověkových i různověkových porostů, vysoká druhová pestrost a zastoupení různých ekosystémů. V tomto kontextu může mít hospodářský les výraznou horizontální heterogenitu (jemnější textura, mozaikovitost), která může být místy vyšší než u porostů pralesovitých (Vacek et al. 2012). Současně je však nutné rozlišovat mezi různými složkami struktury lesa – nepravidelností korunové vrstvy, vertikální diferenciací a horizontální heterogenitou – jejichž význam i časová stabilita se liší a jsou podmíněny především způsobem hospodaření, výchovou porostů a jejich historickým vývojem (Vacek et al. 2007b; Poleno et al. 2009). Některé strukturální znaky, jako výběrná struktura či vysoká mozaikovitost, jsou výsledkem dlouhodobého cíleného managementu, zatímco jiné mohou být pouze přechodným projevem zásahů nebo růstové dynamiky dřevin (Vacek et al. 2023b). Vysoká biodiverzita lesů je podmíněna trvalou rozmanitostí porostů – druhovou, věkovou i strukturní – a variabilitou hospodaření. Heterogenní prostředí vytváří širší spektrum ekologických podmínek a tím i vyšší biologickou rozmanitost, zatímco homogenita stanovišť a jednotné hospodaření biodiverzitu omezuje (Vacek et al. 2012). Základem péče o biodiverzitu je proto ekologicky trvale udržitelné, přírodě blízké lesní hospodaření (Lindenmayer et al. 2006), které by mělo aktivně vytvářet a udržovat biotopy podporující

druhovou diverzitu (Vacek et al. 2007b). Některé studie uvádějí, že tyto postupy mohou podporovat biodiverzitu více než samovolný vývoj lesa (Ammer et al. 1995), přičemž významnou roli hraje zejména vertikální struktura porostu, např. pro avifaunu. Tyto vztahy však nejsou univerzální a závisí na konkrétních podmínkách a pěstebních postupech (Vacek et al. 2026a).

Není proto vhodné ztotožňovat přírodě blízké hospodaření výhradně s výběrným lesem. Jeho plošné uplatnění může vést ke snížení druhové diverzity dřevin a k absenci některých vývojových stádií lesa, což se negativně projeví i na biodiverzitě krajiny, například omezením druhů vázaných na raná sukcesní stadia. Podobně i striktní odmítání nesmíšených porostů nemusí být z hlediska biodiverzity vhodné. Výběrný způsob hospodaření může navíc v některých ekosystémech vést k nedostatku struktur typických pro závěrečná stadia lesa, přičemž zachování prvků, jako jsou doupné či rozpadající se stromy, je často nutné cíleně zahrnout do hospodářských strategií. Přesto může při vhodném nastavení, např. delších obnovních intervalech a zachování silných stromů, zůstat jejich množství nad kritickou hranicí (Vacek et al. 2026a).

Pěstování lesů představuje cílené ovlivňování struktury porostů, přičemž současný důraz je kladen zejména na podporu druhové a strukturální diverzity a vyšší zastoupení pozdních vývojových stádií. Tato opatření nepřinášejí primárně ekonomický efekt, ale zvyšují ekologickou hodnotu lesů pro společnost. Lesní hospodáři mají k dispozici široké spektrum nástrojů, jak diverzitu aktivně podporovat a přizpůsobit management konkrétním podmínkám stanoviště, stupni přirozenosti porostu i cílům ochrany (Vacek et al. 2026a). Tento přístup je uplatňován zejména ve zvláště chráněných územích prostřednictvím diferencované, přírodě blízké péče o lesní ekosystémy (Tab. 3.1).

Tabulka 3.1 Pěstební a lesotechnická opatření podporující strukturalizaci porostů (Zdroj: rozšířeno a upraveno podle práce Keeton 2006).

Strukturní znak	Pěstební opatření
Vertikální zápoj	Výběr jednotlivých stromů podle cílové tloušťky Uvolňování odrostlého zmlazení Podpora kontinuální obnovy
Zvýšený výskyt souší	Ponechání vybraných stromů na dožití Ponechání přirozenému proředování Kroužkování středně velkých a velkých stromů s nižší vitalitou Omezení kalamitních těžeb po disturbanci
Zvýšený výskyt a objem ležícího odumřelého dřeva	Těžba stromů a jejich ponechání v porostu Přiblížení padlých a pokácených stromů ze sousedních porostů Ponechání přirozenému proředování Omezení kalamitních těžeb po disturbanci Ponechání vyššího podílu těžebních zbytků v porostu
Rozrůzněnost zápoje, světliny	Skupinovitě výběrný hospodářský způsob Zakládání kotlíků Probírkové zásahy s různou intenzitou Záměrná prostorová nepravidelnost při obnově porostu
Přítomnost velkých stromů	Dlouhá doba obmýtí Silné úrovnňové zásahy na podporu vybraných nejvitálnějších jedinců Ponechávání výstavek
Alokace výčetní kruhové základny do vyšších tloušťkových tříd	Sigmoidní tvar rozdělení tlouštěk Vysoká cílová výčetní kruhová základna Vysoká cílová tloušťka
Odumřelé dřevo v korunách	Dlouhá doba obmýtí Aktivní ovlivňování dynamiky růstu korun (uvolnění a potlačení v růstu) Ponechávání stojících souší

Funkce lesů

Funkce lesa jsou pozitivně působící, tedy z antropického hlediska účelné, a proto ve společenské praxi nepřímo i přímo využívané soubory environmentálních i sociálních účinků lesů na ovzduší, vodu, půdu a biotu, včetně člověka (Krečmer et al. 2006). Obecná koncepce hodnocení funkcí lesů podle práce Vyskot (2003) v současnosti vychází v zásadě ze dvou pojetí, která se navzájem liší posuzováním vztahu – člověk a les. Funkce lesa jsou tedy vyjádřením společenské objednávky, kterou lesní hospodářství plní v daných podmínkách ČR (Hurban 2020). Funkce lesa vyjadřují také přírodní a biologickou danost lesa, která je podkladem a prostředkem uspokojování lidských potřeb. Funkce lesa je výslednicí společenských požadavků a ekonomických limitů – poptávky – a přírodních daností a technických řešení – nabídky (Matějček 2003). Klasifikace funkcí lesů podle práce Šišák et al. (2006) vychází z mezinárodních dohod a úmluv a akcentuje zejména strategii trvale udržitelného rozvoje. Šišák et al. (2006) definují tři pilíře funkcí lesa, a to funkce: ekonomické, ekologické a sociální. Důraz přitom klade na souběžné trvale udržitelné poskytování všech těchto tří pilířů funkcí. Funkce lesa jsou zde jednoznačně chápány jako funkce, které jsou součástí společnosti a jejích potřeb, včetně míry uspokojování těchto potřeb (Vacek et al. 2022a; Obr. 3.3).



Obr. 3.3 Malé retenční nádrže v bukovém lese jako součást hydrické funkce lesů, přispívající k zadržování vody v krajině – LS Rožnov pod Radhoštěm (Foto: Z. Vacek).

V současné době je princip polyfunkčního lesního hospodářství chápán jako jeden ze základních pilířů lesního hospodářství v České republice, přičemž účelem lesního zákona č. 250/2025 Sb. je mimo jiné stanovit předpoklady pro plnění všech funkcí lesa a trvale udržitelné hospodaření v něm. Tradiční představa, že při produkci dřeva jsou mimoprodukční funkce zajišťovány automaticky, se však ukazuje jako nedostatečná, neboť rostoucí a diferencované nároky společnosti již nelze pokrýt pouze samovolnými procesy (Šišák et al. 2017). Proto je nutné tyto funkce cíleně podporovat a řídit. Významným impulsem k této změně byly negativní dopady znečištění prostředí a destabilizace lesních ekosystémů, které vedly k přehodnocení priorit lesního hospodaření. Již od 80. let 20. století se proto postupně prosazuje koncept funkčně integrovaného lesního hospodářství, který vedle produkce dřeva zahrnuje i plánovitě zajišťování veřejných funkcí lesa, jako je ochrana vody, rekreace či ochrana přírody (Vacek et al. 2007c, 2012, 2022a).

EKOLOGICKÉ PŘÍSTUPY K OBNOVĚ LESNÍCH EKOSYSTÉMŮ

Ekologické přístupy k obnově lesních ekosystémů se zaměřují na podporu přirozených procesů, zejména generativní i vegetativní obnovy, a na zvyšování druhové diversity s cílem vytvářet stabilní a odolné porosty blízké přirozené druhové skladbě. V hospodářských lesích je proto klíčová diferencovaná péče vycházející ze stanovištních podmínek, struktury porostů a jejich odolnostního potenciálu (Vacek et al. 2023b). Oba dva základní způsoby obnovy zde mají svá opodstatnění, i když vegetativní obnova v pařezinách po druhé světové válce značně ustoupila do pozadí, ale v poslední době se opět v chráněných územích lokálně využívá pro zvýšení biodiverzity.

Rozhodování o managementu, zejména ve zvláště chráněných územích, vyžaduje detailní znalost stanovištních a porostních poměrů a opírá se o výzkum přírodě blízkých ekosystémů (Vacek et al. 2012). V hospodářských lesích nabývá na významu přestavba porostů směrem k přírodě bližším strukturám (Poleno et al. 2009). Tradiční modely stejnověkých, druhově zjednodušených porostů narážejí na ekologické i ekonomické limity a vykazují vyšší nestabilitu. Proto je žádoucí podporovat vznik strukturálně diferencovaných a druhově bohatších lesů s vyšší odolností (Vacek et al. 2007c). Obnova silně narušených porostů, například po imisích či kalamitách, je dlouhodobým procesem, v němž se stále více uplatňují principy sukcese (Vacek et al. 2024b).

Obnova kalamitních holin

Rychlé přirozené obnovy narušených lesních ploch lze dosáhnout s využitím sukcesní dynamiky. V lesích mírného pásma Evropy jsou nejčastějšími dřevními kolonizátory narušených lokalit pionýrské druhy: *Betula* sp., *Salix* sp., *Populus* sp. a *Sorbus aucuparia* L. (Tiebel et al. 2021). Zejména pak bříza bělokorá je schopna vytvořit trvalou půdní semennou banku. Bříza může vyprodukovat 0,3 až 6,5 milionu semen v závislosti na tom, zda se jedná o silný semenný či slabý semenný rok (Tiebel et al. 2021). K silnému semennému roku u břízy dochází každé 3 roky (Sarvas 1948). Obecně platí, že semena pionýrských stromů jsou rozptýlena na velké vzdálenosti (Tiebel et al. 2021). Průměrný rozptyl semen břízy větrem se pohybuje mezi 40 a 360 m (Tiebel et al. 2020). Lehčí semena lesních dře-

vin se tedy šíří převážně větrem. Těžší semena dřevin, jako například jeřábu, mohou být přenášena na větší vzdálenost pouze za asistence zvířat (Seget et al. 2022).

Půdní semenné banky mohou významně přispět k opětovnému zalesňování lesů narušených disturbancemi. Pionýrské dřeviny představují listnaté průkopní dřeviny pro obnovu kalamitních holin. Pionýrské dřeviny jsou velmi běžné v raných sukcesních stádiích v narušených lesích ve střední Evropě. Se změnou klimatu a souvisejícím zvýšením frekvence a intenzity disturbancí pionýrské druhy mají rostoucí význam pro sekundární sukcesi a též pro jejich půdní semenné banky. Pionýrské dřeviny dokážou rychle regenerovat a úspěšně kolonizovat velké plochy v letech vysoké produkce semen (Tiebel et al. 2020). V důsledku toho mohou pionýrské druhy stromů zmírňovat negativní důsledky spojené s různými typy disturbancí (Fischer et al. 2016). Pionýrské druhy dřevin přitom vykazují relativně pravidelnou produkci semen, aby rychle došlo k jejich přirozené obnově.

Volba dřevin obecně

Volbu dřevin ve skladbě lesních porostů ovlivňují:

- **Ekologické požadavky**, tj. porostní skladba by měla odpovídat růstovým podmínkám a zajistit dlouhodobou produkci, stabilitu a odolnost lesních ekosystémů.
- **Ekonomické požadavky**, tj. dosažení odpovídající kvality a množství produkce.
- **Environmentální požadavky**, tj. zohlednění mimoprodukčních funkcí lesa (Poleno et al. 2009).

Při stanovení cílů obnovy lesa představuje volba dřevin jedno z nejdůležitějších rozhodnutí, protože ovlivňuje produkci, stabilitu porostů i jejich dlouhodobou schopnost plnit produkční i mimoprodukční funkce.

Ekologická hlediska: Hlavním úkolem je stanovit dřeviny vhodné pro dané stanoviště z hlediska produkce i stability. Základem je znalost přirozené druhové skladby a ekologických nároků jednotlivých dřevin. V odůvodněných případech lze zvýšit zastoupení stanovištně vhodných jehličnanů či listnáčů nebo využít vybrané geograficky nepůvodní dřeviny, pokud nenaruší stabilitu lesního ekosystému.

Stabilita stanoviště určuje možnosti druhové skladby. Stabilní půdy umožňují širší spektrum dřevin, zatímco na labilních stanovištích je výběr omezen vyšším rizikem degradace. Při obnově lesa je proto nezbytné respektovat ekologické nároky dřevin i vhodnost jejich provenience.

Ekonomická hlediska: Významnou roli při volbě dřevin hraje jejich produkční a ekonomická hodnota. Vedle tradičně významných jehličnatých dřevin roste význam kvalitních listnatých sortimentů. Současně nabývá na významu i role lesů v sekvestraci uhlíku, která ovlivňuje hodnocení produkčních i mimoprodukčních funkcí lesních ekosystémů. Pro obnovu lesních porostů jsou přitom stěžejní nákladové položky spojené s obnovou a ochranou porostů, jelikož způsob založení a péče o daný porost vzhledem k jeho cílovému stavu musí být rentabilní.

Environmentální hlediska: Při volbě dřevin je nezbytné zohlednit také mimoprodukční funkce lesa. Vhodná druhová skladba podporuje vodohospodářské, půdoochranné, klimatické i rekreační funkce a současně zvyšuje ekologickou stabilitu porostů. Žádná

dřevina není optimální pro všechny podmínky, proto jsou z hlediska dlouhodobé stability nejvhodnější druhově i prostorově diferencované smíšené porosty. Základ druhové skladby by měly tvořit stanovištně odpovídající domácí dřeviny, které lze podle místních podmínek vhodně doplnit dalšími perspektivními druhy (Vacek et al. 2026a).

Obnova hlavních hospodářských a přípravných dřevin

Obnova lesů v České republice se uskutečňuje převážně uměle a podíl přirozené obnovy se v posledních letech zvyšuje. V roce 2024 dosáhl 29,7 % plochy celkem obnovované a zalesňované. V tomto roce bylo obnoveno téměř 42 tisíc hektarů lesa, což představuje téměř dvojnásobek plochy oproti období před kůrovcovou kalamitou a podíl listnatých dřevin v obnově dosáhl 44,7 %. Lesníci se tedy zaměřují na pěstování odolnějších porostů, které lépe čelí suchu, větru a kůrovci. Téměř každá obnova lesních porostů, až na výjimky, je v podmínkách ČR spojována s úpravou druhové skladby. Většina případů přirozené obnovy bude mít proto charakter částečný. Uměle budou doplňovány dřeviny, které nejsou součástí druhové skladby obnovovaného porostu, nebo ty, které se obnovit přirozenou cestou nepodařilo. Možnosti zvyšování podílu přirozené obnovy jsou do značné míry ovlivňovány vysokým podílem nahodilých těžeb. Při nahodilých těžbách nelze zpravidla počítat s přirozenou obnovou, až na výjimky, kdy např. ve smrkových porostech, které jsou nahodilou těžbou různého původu celoplošně nebo pomístně uvolněny, se může náhodou, na některých stanovištích, objevovat nálet, hlavně smrku, případně i dalších, např. pionýrských dřevin (Vacek et al. 2024a).

Smrk ztepilý

Přirozeně se smrk ztepilý u nás vyskytuje zejména v oreofytiku (převážně nad 1 000 m n. m. – klimaxové smrčiny; méně již mezi 700 – 1 000 m n. m. – smíšené porosty s bukem, jedlí a klenem nebo podmáčené smrčiny) a částečně i v mezofytiku (převážně jen v inverzních polohách). V karpatské oblasti ČR se území s autochtonním karpatským smrkem vyskytují od Vsetínských vrchů přes Javorníky po Moravskoslezské Beskydy. Ostatní území je zde prakticky bez přirozeného výskytu smrku ztepilého. Produkční optimum v ČR má v nadmořské výšce 550 až 1 000 m.

Ukazuje se, že pro přirozený výskyt smrku není rozhodující nadmořská výška, ale především chladné kontinentální klima s dostatečným zásobováním půdy vodou, což nemusí být jen vysoké srážkové úhrny, ale i kořenům smrku dosažitelná hladina proudící podzemní vody (nikoliv stagnující). Stagnující voda v půdě omezuje smrkový vývoj kořenů a silně snižuje statickou stabilitu porostů vůči větru. Na hlubokých kyprých půdách bez vysoké hladiny podzemní vody se kořenový systém smrku podobá kořenovému systému borovice. Pouze jemné kořeny smrku se více vyskytují v horních vrstvách půdy. Typický povrchový kořenový systém smrku se vytváří na fyzikálně i fyziologicky mělkých půdách, kde je také smrk silně ohrožen větrem (Vicena et al. 1979).

V juvenilním stádiu je schopen snášet silné zastínění, a to až 4 % relativní ozářenosti. Přitom jedinci mají v mládí na dobrých stanovištích vyšší toleranci k zastínění, než na stanovištích chudých nebo ve vyšším věku. Na živiny není smrk náročný, avšak příliš nízké zásobování živinami silně snižuje jeho přírůst. Naopak vysoké obsahy živin v půdě (zejména vápníku) vedou hlavně na střídavě vlhkých půdách k napadení smrkových porostů

červenou hnilobou, kterou vyvolává kořenovnik vrstevnatý. Také václavka je původcem častých hnilob smrků rostoucích na živných stanovištích.

U smrku se zpravidla rozlišují stabilní a labilní stanoviště. Na labilních dochází nejen k většímu ohrožení větrem, ale vzhledem k tomu, že se jedná převážně o těžké pseudoglejové a oglejené půdy, dochází k hromadění humusu v povrchových půdních vrstvách a na půdním povrchu při současném jeho nedostatku v hlubších půdních vrstvách. Půdní biologická aktivita je proto ve smrkovém porostu snížena a dochází k zvýšenému uléhání půdy a tvorbě kongrecí železa a manganu; tím lze vysvětlit vybělení svrchního eluviálního horizontu podzolovaných půd a barevné skvrny v hlubších vrstvách této půdy.

Uvnitř svého přirozeného areálu se smrk vyskytuje jen zřídka v nesmíšeném porostu. Přirozená čistá smrčina je výsledkem stanovištních poměrů, mezidruhové konkurence a historického vývoje lesa. Tyto lesy jsou zpravidla bez výskytu keřů a s druhově chudou vegetací, v níž převládají keříky (zejména borůvka), nenáročné trávy a půdní aciditu snášející mechy. Tyto nesmíšené smrkové porosty se vyskytují zejména v nejvyšších horských polohách (Vacek et al. 2026a).

Podle charakteru lesa a obnovních cílů je vhodné uplatňovat zásady koncepce přírodě blízkého hospodářství, umožňujícího jak využívání produkčního potenciálu porostu po čas obnovy, tak i úspěšnou přirozenou obnovu. V úvahu přichází nejčastěji maloplošná forma podrostowního hospodářského způsobu nebo některá forma výběrného lesa, které se vyznačují ve srovnání s holosečným hospodářstvím lepším využitím produkčního potenciálu stanoviště, širší a dlouho trvající možností uplatňování důsledného výběru, s nižším provozním rizikem, větší stabilitou a lepší ekologickou funkční účinností. Uplatňování maloplošných holosečných způsobů se může připustit jen tam, kde jsou závažné biologicko-ekologické těžkosti při uplatňování uvedených přírodě blízkých hospodářských způsobů. Možnosti a uplatňované postupy přirozené a umělé obnovy se diferencují podle porostního typu a SLT, přičemž nejzávažnější okolnosti jsou stabilita porostu a jeho zdravotní stav (Poleno et al. 2009).

Optimálním typem lesa se smrkem ztepilým jsou smíšené smrkojedlové, popř. smrkobukové porosty, věkově a výškově výrazně diferencované, obhospodařované podrostowním způsobem s dlouhou dobou obnovy. Dosud se však zpravidla setkáváme se smíšenými porosty mírně věkově diferencovanými, avšak výškově téměř nivelizovanými (jednovrstevnými), často i ve věku mýtní zralosti příliš hustými, a proto i se sníženou stabilitou většiny stromů. Nepravidelná skupinovitě clonná obnova musí začínat pomístním odstraňováním nestabilních vrůstavých stromů (Vacek et al. 2026a).

Pro přirozenou obnovu smrku lze v ČR uvažovat s cca 25 % celkově obnovované plochy. Vychází se ze skutečnosti, že zvláště na kyselých, svěžích a některých podmačených půdách, často i na místech, která nejsou pro významnější zastoupení smrku vhodná, se na mnohých lokalitách obnova spontánně dostavuje. Lze proto předpokládat možnosti dalšího širšího využívání, pokud se obnova bude soustavně sledovat a vhodnými biotechnickými zásahy podporovat, zejména na stanovištích svěžího a živného typu. V některých případech, a praxe to na řadě lokalit potvrzuje, se přirozená obnova smrku může dostavit až v nadměrném rozsahu, takže je nebezpečí, že i v další generaci na lokalitě, kde je vhodný jen nižší podíl smrku v druhové skladbě, může tato dřevina v nežádoucím rozsahu znovu převládnout.

Řada lesníků zaujímá k přirozené obnově i vysoce kvalitních smrkových porostů v nižších vegetačních stupních zcela negativní stanovisko a většinou ji považují za neúčelnou. Tyto nálety lze využít přinejmenším jako zápojnou dřevinu. Přeměna smrkových

monokultur na porosty smíšené neznamená také úplné vyloučení smrku z druhové skladby (Obr. 3.4).



Obr. 3.4 Přestavba smrkové monokultury nižších poloh s maximálním využitím přírodních procesů (Foto: S. Vacek).

Jedle bělokorá

Areál jedle se ve značné míře překrývá s areálem horského ekotypu smrku. Jedle však chybí v celé oblasti severské a naproti tomu zasahuje dále na západ a na jih. Ve 20. století jedle ztratila nejméně polovinu svého přirozeného rozšíření. Jedle je obecně považována za druh horský, sestupující v severní části areálu až do pahorkatin, okrajově do nížin. V ČR má těžiště současného výskytu v nižších horských oblastech. Produkční optimum má v nadmořské výšce 500 – 900 m (Bledý et al. 2024).

Roste převážně na bohatších, čerstvě vlhkých až mírně podmačených půdách a radí se mezi dřeviny s největšími požadavky na vzdušnou vlhkost. Vyhýbá se však stanovištím silně podmačeným a také suchým. Patří mezi druhy s největší intercepcí, jelikož zadržuje cca 40 – 80 % srážek svojí nadzemní částí. Pokud není v mládí pod ochranou mateřského porostu, tak trpí pozdními mrazy (Bledý et al. 2024).

V ČR a SR se vyskytuje přirozeně v habrových doubravách, bučinách, smíšených horských lesích nižších poloh a suťových lesích. Přirozeně je rozšířena od pahorkatin do hor. Ve druhé polovině 20. století značně ustoupila (Mikulenka et al. 2020), pravděpodobně následkem silného poškozování mladších porostů korovnicí kavkazskou i korovnicí jedlovou, která se vyskytuje hlavně ve vyšších věkových třídách (Mrkva 1994). Významně se na poškozování jedle podílely také imise (Peřina et al. 1984; Vacek et al. 2007c). V posledních letech však došlo ke zřetelné regeneraci jedlí a jejich stav se postupně zlepšuje, kromě porostů v nejnižších polohách s nedostatkem srážek (Mikulenka et al. 2020).

Jedle by mohla kompenzovat ústup smrku, zejména na těžších, uléhavých, oglejených a podmáčených půdách (edafické kategorie I, H, B, O, P, Q, G, V), ale také na svahových a suťových půdách (kategorie D, J, F, N). Jedle jako stinná dřevina má v trvale udržitelném hospodářství, převážně s podrovným způsobem obnovy (Obr. 3.5), nezastupitelný význam, i když zpravidla nebude hlavní porostotvornou dřevinou (asi jen zřídka přesáhne její zastoupení v porostech 30 %).

Kvalita semene jedle je poměrně nevyrovnaná, jak během jednotlivých let, tak i s ohledem na oblast provenience či kategorii zdroje (Bledý et al. 2024). V některých letech jsou jeho základní parametry (zejména hmotnost a plnost semen) výrazně lepší, než je standard (udáváný normou), jindy zase horší. Totéž platí i při porovnávání těchto hodnot s údaji v zahraničí. Nelze proto jednoznačně tvrdit, že semena domácí provenience mají lepší či naopak horší hodnoty (hmotnost, plnost, klíčivost či životnost) než semena jedle bělokoré v okolních státech.

Jedle je velmi stinná dřevina, a to ji předurčuje k tvorbě víceetážových a nestejnověkých smíšených lesních porostů. Nejvíce jejich semenáčků přežívá při relativní ozářenosti 15 – 51 %. Pokud má jedle v dospělém porostu dostatečné zastoupení a je omezován tlak spárkaté zvěře (ekologicky únosné stavy, ochrana kultur), neměla by být problémem přirozená obnova, kterou lze dosáhnout celou řadou obnovních způsobů – sečí clonnou, kotlíkovou, skupinovitě clonnou i výběrem jednotlivých stromů. Samozřejmým předpokladem je dostatečný zápoj porostu, aby půda nebyla zabuřnělá. Menší přístup světla do porostu jedli (zejména v počátcích obnovy) nevadí. Určitou opatrnost je však třeba zachovat s ohledem na možnou globální klimatickou změnu (oteplení), poněvadž v ČR a SR je již okraj přirozeného areálu jedle. Proto je nutno doporučit, aby přirozená obnova jedle byla podporována zejména na severních expozicích, v blízkosti velkých vodních ploch a v dalších lokalitách s vyšší vzdušnou vlhkostí. V příznivě vyzrálých půdách s dobrým rozkladem hrabanky není příprava půdy nutná. Ve smíšených porostech by se měla



Obr. 3.5 Porost jedle bělokoré obhospodařovaný přírodě blízkými podrovnými postupy s hojnou přirozenou obnovou na LS Rožnov pod Radhoštěm (Foto: Z. Vacek).

jedle obnovovat jako první, aby získala určitý časový náskok, poněvadž její růst je v mládí velmi pomalý. Často však nastává případ, že dříve začne přirozená obnova smrku; zde je pak třeba velice uvážlivá práce lesního hospodáře. Smrk může být zápojnou dřevinou mezi řidšími nálety jedle. Může jí také poskytovat určitou ochranu proti zvěři, nesmí ji však úplně potlačit. K tomu je třeba udržovat vysoký zápoj horní etáže původního porostu, který povede k omezování růstu smrkového náletu a podpoře jeho autoredukce. Smrk v hustých mlazinách působí na jedli nepříznivě svou kompeticí. Doporučuje se proto vybrané kvalitní jedle uvolňovat po obvodu tak, aby se jejich větve okolních smrků téměř nedotýkaly. Jedle si tak zachovává spodní větev a vytváří tak hlubokou vitální pyramidální korunu s plným požitkem světla jako nezbytný základ zdárné fruktifikace a následné přirozené obnovy. Nezbytným předpokladem úspěšného odrůstání jedlových nárostů je jejich účinná ochrana proti zvěři (Bledý et al. 2024).

Borovice lesní

Borovice lesní má mezi stromovitými dřevinami nejrozsáhlejší areál. Původní rozšíření má v mezofytiku, v horských polohách je zastoupena jen roztroušeně (výškového maxima v ČR dosahuje v 1 070 m n. m.) a ojediněle se vyskytuje v termofytiku. Autochtonní porosty borovice lesní (reliktní bory) se u nás nyní vyskytují jen ostrůvkovitě na extrémních reliktních stanovištích, například ve světlých lesích na skalnatých ostrožinách, na balvanitých svazích, na sutích, štěrcích, píscích a na některých částečně zpevněných písečných přesypech, na lokalitách často suchých a mělkých, ale i na vlhkých lemech rašeliníšť. Nejníže se nachází v doubravách v Polabí na nízkých terasách s akumulací chudých vátých písků a dále je přirozeně najdeme na skalnatých výspách a příkrých stráních zaříznutých údolí řek, výspách Dražanské vrchoviny, na sutích Hrubého Jeseníku a na vápencových skalách v jižní části Moravy.

Borovice lesní má značnou ekologickou amplitudu, je neobyčejně přizpůsobivá, tolerantní k teplu, suchu i nízkým teplotám. Klíčení probíhá lépe za plného nebo alespoň částečného osvětlení než v zástínu. V mládí roste velmi rychle a roční výškový přírůst může dosáhnout až 80 cm. V juvenilních stádiích však borovice lesní často trpí dýčlickým růstem, kdy v období od 2. poloviny června do září dochází u právě vyrašených pupenů k narašení, nebo dokonce k vyrašení nových, letních výhonů. Tak vznikají tzv. janské výhony (z terminálního pupenu), popřípadě proleptické výhony (z bočních pupenů). Ty jsou z péstebního hlediska nežádoucí, což vyžaduje realizaci nápravných péstebních opatření (Nárovec 2000).

Borovice si zachovala v přirozeném stavu dominanci nebo význačný podíl pouze na podloží písčitých sedimentů, hadců, v extrémních podmínkách i vápenců a rašelin a na skalnatých výchozech kyselých hornin (Mikeska et al. 2008). Tato půdně výrazná stanoviště překrývají svou specifickou povahou rozdíly klimatu, a proto tvoří borovice v typologickém systému samostatný stupeň (0). Převážná část těchto stanovišť se vyskytuje v rozpětí klimatu 3. – 5. LVS; do 2. LVS zasahují bory na přechodu do borové doubravy nebo jako ojedinělé výskyty dealpínského boru (OX na vápencích a hadcích). Naopak jako klimaticky odpovídající vyšším polohám je možno hodnotit některé inverzní polohy se smrkem (ON, OY, OT, OG) nebo vyšší polohy sedimentů ve srážkově deficitních oblastech. Kromě tohoto dominantního postavení v souborech LVS 0 tvoří borovice přirozenou příměs v chudých kategoriích vodou ovlivněných i neovlivněných (M, Q, R), kde pravidelně vystupuje do 5. LVS a v jednotlivých extrémních typech až do 7. LVS (7Q, 7P, 7G, 7R).

V souhrnu lze konstatovat, že nejkrásnější porosty velmi dobré výšky, rovných kmenů, s jehlancovitou nebo válcovitou korunou tvoří borovice na hlubokých, kyprých, vodou přiměřeně zásobených půdách hrubší dispersní skladby, hlinitopísčitých až písčitých. Typický je zde kůlový kořen s poměrně bohatým větvením. Na minerálně chudém, jílnatém nebo jílnatě zakaleném písku, často až příliš suchém, s hluboko položenou hladinou podzemní vody, která nedosahuje ke kořenovému systému, je již kmen kratší a koruna spíš deštníkového tvaru. Také na rašelinných půdách převládá borovice pyramidálního tvaru, typická dlanitým uspořádáním kořenů, které jsou velmi bohaté větveny (Brichta et al. 2024).

Původní rozšíření borovice ve střední Evropě lze nyní těžko určit, poněvadž rozsáhlá kultura přeměnila ráz přirozených středoevropských lesů na velkých plochách, zejména v nižších polohách. Borovice se šířila již před počátkem lesní kultury přirozeným náletem na plochy, kde byl les zničen. Daleko více se však šířila (od konce 18. století) umělou obnovou, poněvadž borové porosty rostly rychleji než porosty jiných dřevin. Tak vznikly druhotně rozsáhlé bory v oblastech dubových lesů, především na písčitých půdách (Brichta et al. 2023).

Bory střední Evropy, především borové lesy německé a polské roviny, se již nejméně dvě století zakládají uměle, poněvadž přirozená obnova borovice na převážně zaburčených půdách je velmi nesnadná. Jsou však oblasti, kde se přirozená obnova daří, zejména v typech s převládajícími mechy rodu *Hypnum*, *Hylocomium*, *Pleurosium* a *Dicranum*. Jsou to acidofilní druhy, rostoucí často v jehličnatých lesích středních bonit, většinou se slabou příměsí trav a nepatrnou účastí borůvky či vřesu. Velmi nesnadno se borovice zmlazuje na půdách silně zarostlých borůvkou a vřesem. V těchto případech je pro přirozenou obnovu nezbytná příprava půdy (Vacek et al. 2026a).

Dle řady autorů je pro obnovu borových porostů je typičtější holoseč než způsoby zaměřené na přirozenou obnovu. Za účelnou ji považuje pouze v těch porostech, kde svou kvalitou dává předpoklad pro splnění produkčního cíle souboru. Toto relativní hodnocení poskytuje možnost pracovat s přirozenou obnovou na velmi chudých půdách (a v ochranných lesích), poněvadž je možno se spokojit i s méně kvalitní (mezernatější) přirozenou obnovou. Naopak značné nároky na přirozenou obnovu je nutno klást tam, kde je možno docílit produkci kvalitních sortimentů (Peřina 1960). Základním předpokladem pro přirozenou obnovu je fenotypová vhodnost mateřského porostu, jeho včasná příprava k obnově a vhodná úprava půdního prostředí (zejména při surovém humusu). Významným faktorem pro přirozenou obnovu borovice je přitom omezení vzdušného proudění v porostech.

Jednoznačně žádoucí je usilovat o přirozenou obnovu náhorního ekotypu borovice, má-li být na tomto stanovišti uchován. Ve srovnání s nížinnou borovicí je tento ekotyp méně náročný na sluneční záření, a proto lze pracovat s násečným obnovním způsobem, ale i s clonným postupem (zejména pokud se jedná o smíšené porosty náhorní borovice se smrkem).

Kvalitnější směsi se smrkem (Poleno et al. 2009) se vytvářejí na stanovištích přiměřeně vlhkých (i oglejených). Optimální poměr zastoupení obou dřevin se zde ukazoval (na pokusných plochách) kolem 70 % smrku a 30 % borovice. Při zvyšujícím se podílu borovice již smrk ustupuje do podúrovně, což je produkčně i hodnotově ztrátové. Obě dřeviny se v této směsi obnovují při skupinovité clonném způsobu přirozeně, s vyšším podílem smrku; borovice se dostavuje většinou až v poslední fázi obnovy, poměrně rychle však věkový náskok smrku dohání.

Velice pěkné jsou (zejména na oglejených půdách v hospodářském souboru 27) i směsi borovice s jedlí, v nichž dochází při určité formě clonné seče i k přirozené obnově obou dřevin. Hospodářsky cenné jsou také smíšené porosty borovice s bukem (nejčastěji v hospodářském souboru 43). V této směsi se však pouze buk zpravidla obnoví přirozeně; borovici je nutno doplnit uměle. Poněvadž růst buku je v těchto typech lesa (zejména v mládí) velmi pomalý, neohrožuje nijak obnovu ani přírůst borovice. Jeho funkce v těchto porostech je především meliorační. Má-li se v cílové skladbě dosáhnout příměs uvedených stinných dřevin (což je u všech slunných dřevin žádoucí), je nutné holou seč (pro obnovu borovice) kombinovat se skupinovitou předsadbou plánované příměsi (Poleno et al. 2009).

K obecným zásadám obnovy platným pro typické borové hospodářství patří především pozdější začátek obnovy (ve srovnání se smrkovým hospodářstvím) s rychlejším postupem na větších plochách, aby se vytvořily co největší následné porosty s minimální věkovou rozrůzněností (která je v borových porostech nevhodná). To předpokládá krátkou obnovní i návratnou dobu. Odrůstající kultury a mlaziny by měly být výškově vyrovnané (Vacek et al. 2026a).

Borovice se v podmínkách ČR a SR soustavně zmlazuje přirozenou cestou jen částečně. Většinou se však jedná spíše než o postup clonný pod porostem, o obnovu v porostních okrajích a na užších holinách náletem bočním. Lze předpokládat, že v případech, bude-li se přirozená obnova soustavně sledovat a podporovat, bude možno navržených 20 % plochy náletem dosáhnout (Bílek et al. 2018).

Modřín opadavý

Přirozený areál modřínu opadavého je charakteristický pro svůj disjunktivní typ, který se skládá z několika od sebe oddělených dílčích areálů. V Evropě se rozlišují tři významné areály – v Alpách, v Tatrách a v jesenické oblasti Slezska. Kromě toho existují další malé dílčí areály v polské nížině a pahorkatině a v Karpatech. Největší dílčí areál leží v Alpách; v jejich západní části je modřín opadavý převážně dřevinou vysokohorských poloh (1 000–2 400 m n. m.), kde s limbou vytváří horní hranici lesa. Směrem k východu klesá do středních horských poloh (600 – 1 000 m n. m.). Vysokohorskou dřevinou je i na Slovensku – ve Vysokých Tatrách (1 000 – 1 500 m n. m.). Třetí dílčí areál je na území ČR – tzv. jesenický modřín, který reprezentuje podhorské až středohorské oblasti (300 – 800 m n. m.), kde vytváří smíšené porosty s bukem, jedlí a smrkem (Obr. 3.6). Obecné povědomí, že modřín je původní jen v širší oblasti podhůří Jeseníků, je do značné míry zkreslující, jelikož byl doložen i v dalších oblastech ČR (Vacek et al. 2026a).

Modřín je vysloveně slunná dřevina, odolná k mrazu, nenáročná na půdu; nejlépe se mu daří na živinami bohatších, čerstvě vlhkých půdách (edafické kategorie H). Optimum jesenického ekotypu modřínu je ve 3. – 5. LVS, přirozeně zde však vystupoval až do 7. LVS. V minulosti bylo do ČR dováženo semeno modřínu i z Alp (nejvíce do jižních a západních Čech). Tomuto alpskému ekotypu se jako vada dřeva vytýkalo jeho šavlovité prohnutí v dolní části kmene. Toto mírné prohnutí je u modřínu v juvenilních stádiích na alpských svazích dlouhodobě způsobeno tlakem a pohybem sněhu, a tudíž je geneticky fixováno (Poleno et al. 2009).

Modřín roste na širokém spektru stanovišť od nivních poloh až po strmá horská úbočí. Nejlépe prosperuje na hlubších, dobře strukturovaných a vzdušných půdách. Preferuje písčité, hlinité a štěrkovité půdy, může se však vyskytovat i na mělkých a kamenitých půdách s nižší hladinou spodní vody. Vyhýbá se půdám zamokřeným. Je málo náročný na



Obr. 3.6 Skupinovitě smíšené modřínu se smrkem v růstové fázi mlaziny se jeví jako optimální (Foto: M. Baláš).

zásobu živin v půdě. Nejlépe mu vyhovují čerstvě vlhké, hluboké a propustné půdy. Optimální jsou pro MD stanoviště živné řady ve 3. až 5. LVS. Dobře roste na půdách bohatých vápnem, především ve vyšších polohách s dostatečnou vzdušnou vlhkostí. V nižších polohách, v teplém a suchém klimatu mu naopak půdy bohaté vápnem příliš nevyhovují. Je náročný na dostatečnou půdní vlhkost. Mnoho vody spotřebovává bohatou transpirační činností. Má vysoké nároky na světlo. Nesnáší zastínění shora, vadí mu i přílišné boční zastínění. Potřebuje vytvořit volnou, hluboce nasazenou korunu, sahající alespoň do 1/3 výšky stromu. Má vysokou mechanickou odolnost vůči působení škodlivých abiotických faktorů a rovněž i významný protierozní potenciál, a díky bohatému a poměrně hlubokému kořenovému systému se často preferuje v porostních okrajích (Vacek et al. 2026a).

Nesmíšené modřínové porosty nejsou ekologicky ani produkčně vhodné, poněvadž špatně kryjí půdu a umožňují tak rozvoj bylinné vegetace, která pak brání přirozené obnově modřínu. Vezmeme-li v úvahu, že ve střední Evropě je modřín převážně horskou dřevinou, kde semení poměrně vzácně a dosahuje přitom i nízké klíčivosti, pak lépe pochopíme názory některých autorů, že přirozená obnova modřínových porostů je z těchto důvodů dosti obtížná. A pravděpodobně tyto poznatky zahraničních autorů jsou pak přenášeny i k nám. Například Tichý (1949) pojednává o záhadnosti modřínu z hlediska jeho přirozené obnovy. Podle Plívy (1980) je u modřínu všeobecně běžnější umělá obnova na holé ploše. Nálety se v dostatečném množství na bohatších ekotopech dostávají pouze na volnou plochu (ještě nezabuřenělou) při ponechání výstavků. Ve smíšených porostech modřínu se smrkem, bukem nebo dubem na bohatších ekotopech většinou nelze při jiném než klasickém výstavkovém hospodářství s dostatkem nezabuřenělých ploch očekávat vitální nálet.

S přirozenou obnovou modřínu na běžných (oligotrofních a kyselých) ekotopech nejsou žádné problémy, a to i při převážně podrostních způsobech hospodaření. Modřínové nálety (cca do tří let věku) mají v nižších polohách (především ve 3. a 4. LVS) daleko větší schopnost snášet zástin, než se často traduje. Skutečností ovšem je, že modřín vyžaduje při clonné seči rychlejší postup než ostatní dřeviny. Problémem proto podle Polena et al. (2009) není ani volba obnovního způsobu, pokud se předem nepustí do porostu až příliš mnoho světla, které podporuje rozvoj přízemní vegetace. Přijatelné je pouze lehké pokrytí půdy travní vegetací – maximálně do pokryvnosti 40 %.

Modřín opadavý je dřevina, která se poměrně snadno spontánně zmlazuje, někdy i podílem větším, než je žádoucí. Jinde je ovšem nutno modřín uplatňovat uměle, zvláště tam, kde není v druhové skladbě porostů zastoupen. Podíl přirozené obnovy 50 % je diskutabilní, s ohledem na četnost lokalit, kde přirozená obnova modřínu převládá, avšak je reálný.

Dub letní a zimní

Duby mají v ČR na stanovištích neovlivněných vodou takové postavení a zastoupení, jaké jim dovolil buk. To znamená, že od 1. do 4. LVS zastoupení dubů přiměřeně klesá jako výsledek stoupající konkurence buku. I když vzrůstem se dubové optimum klade do 2. LVS, ještě ve 4. LVS mají duby dobrý vzrůst (zejména dub zimní), ovšem vitalitou buku byly omezeny jen na jednotlivou příměs. Nejvýše zasahují na jižních svazích a ve srážkově deficitních územích (až 900 m n. m.).

Větší naději proti buku mají duby na chudších stanovištích, kde se proto vegetační stupně výškově poněkud posunují. Na vodou ovlivněných stanovištích, zejména v pseudoglejové řadě, kde buk víceméně vždy chyběl, má dub letní významné zastoupení ještě ve 4. LVS. Přirozená obnova dubů se na území ČR uplatňuje poměrně zřídka, s odůvodněním její obtížnosti na silně zabuřených půdách, a také proto, že naše duby zpravidla nesemení v takovém množství, aby zajistily dostatečnou přirozenou obnovu (Poleno et al. 2009).

Dub letní i zimní patří ke slunným dřevinám, to znamená, že jejich semenáčky potřebují ke svému růstu a vývoji podstatně více světla než např. buk. Je proto samozřejmé, že reakce na omezený přístup světla se u dubu zimního i letního projeví snížením produkce sušiny, hmotnosti rostlin a zejména hmotnosti kořenů (Jarvis 1964). Snížení produkce organické hmoty a zhoršení poměru hmotnosti nadzemní a podzemní části semenáčků jsou zřejmě příčinou toho, že semenáčky v zapojených dubových porostech ve zvýšené míře odumírají, což je dáno nedostatkem světla a vláhy i rychlým šířením padlí dubového.

Dubové porosty potřebují k přirozené obnově výrazně větší prosvětlení mateřského porostu, což však současně vyvolává zvýšenou vitalitu bylinné a travní vegetace. Dub se však s touto konkurencí poměrně dobře vyrovnává, poněvadž svým křivočasným kořenem rychle dosáhne hlubších vrstev půdy s vyšší vlhkostí (Vacek et al. 2026a).

Intenzivnější prosvětlení starých dubových porostů s nezbytným rozvolněním i středních a nižších stromových tříd je však hodnoceno jako nevhodné ještě z jiného důvodu; dochází velice často k tvorbě vlků na kmenech starých stromů, což znamená snížení kvality tlustého dubového dřeva. Tomuto znehodnocení vysoce kvalitního tlustého dubového dřeva je nutno včas předcházet: S využitím systému francouzské probírky postupně rozvolňovat dubové porost tak, aby na porostní ploše zůstal poměrně malý počet vysoce kvalitních stromů se širokými korunami (Štefančík et al. 2026). A dále péčí o pravidelně rozmístěné stromy podružného porostu zabránit náhlému prosvětlení porostu ve fázi

obnovy lesa. Do tohoto systému předcházení tvorbě kmenových výstřelků (proventativních výhonů) patří i poměrně rychlé domýcování obnovených porostů.

Příprava půdy pro přirozenou obnovu dubu není při běžném obnovním postupu zpravidla vůbec nutná. Při udržování poměrně řídkých porostů s vysoce kvalitními stromy nemůže většinou docházet k hromadění listového opadu ani k příliš vitálnímu rozvoji přízemní vegetace. Pouze na suchých půdách může příprava půdy přispět ke zlepšení vodního režimu povrchových půdních vrstev. Lehké zapracování žaludů do půdy může přispět k pozdějšímu vzcházení semenáčků, a tím nepřímo i k snížení nebezpečí pozdních mrazů.

Důležité je pamatovat při obnově dubových porostů na zajištění nezbytné příměsi dalších (zejména stinných) dřevin. Může se přitom jednat o příměs buku zejména ve vyšších vegetačních stupních (bukové doubravy a dubové bučiny), o vnesení habru do porostů dubu letního a o dosažení určitého podílu lip a jilmů: v každém případě však musí mít přednost obnova dubu, poněvadž další přimíšené dřeviny by mohly vůči němu vyvíjet příliš silnou konkurenci (Poleno et al. 2009).

Pokud jde o vhodnost obnovního způsobu, jeví se z uvedených hledisek jako nejvhodnější způsob násečný, eventuálně skupinový (kotlíkový), popř. kombinace těchto způsobů (s ohledem na vnášení stinných dřevin). Při umělé obnově je vhodný i holosečný způsob, který zajišťuje dubu dostatek světla a snižuje nebezpečí napadení padlým dubovým.

Přirozená obnova dubu je možná především na lokalitách s převahou dubu zimního, tedy v typech doubrav, habrových doubrav, bukových doubrav a dubových bučin. Nelze s přirozenou obnovou reálně počítat v lužních lesích s převahou dubu letního. V současnosti je přirozená obnova dubu spíše náhodná, jen v menším počtu případů je soustavně sledována a podporována. Reálnost přirozené obnovy dokumentuje řada pozitivních výsledků, např. v oblasti lesních správ Křivoklát, Plasy aj. Lze proto uvažovat, za předpokladu záměrné orientace na přirozenou obnovu, včetně vhodných biotechnických opatření, že bude možné dubové porosty obnovovat přirozenou cestou z 20 až 30 %. Jako jeden z případů přirozené obnovy dubu lze uvažovat i dubové nárosty v porostech převážně borových, vzniklé hlavně aktivitou sojek. Jsou známy četné případy, že dubové nárosty pod borovicí mohou být perspektivní a mohou přicházet v úvahu jako složky porostů následné generace (Vacek et al. 2026a).

Buk lesní

Buk je dřevinou oceánického a suboceánického klimatu, citlivou k suchu a k pozdním mrazům; také půdám ovlivněným vodou se vyhýbá. Optimum má na čerstvě vlhkých, minerálně bohatých a humózních půdách, od pahorkatin do hor. Je to stinná dřevina snázející trvale značný zástín. Je vůdčí dřevinou v bukovém LVS (4), kde je zároveň i jeho produkční optimum (Obr. 3.7). Na území ČR na ekotopech neovlivněných vodou chyběl pouze v nejsušších oblastech 1. LVS. V Krkonoších na jižních svazích se vyskytuje i nad horní hranicí lesa, kde se množí vegetativně. Ve 2. – 7. LVS se mění jeho vitalita podle příslušného stupně, a tím i podíl v přirozené skladbě a postavení v ní. Ve stupni dubobukovém převládá nad dubem (zejména na bohatších stanovištích), v bukodubovém stupni převládá naopak dub (buk většinou pouze s příměsí do 30 %). Ve vyšších stupních si udržel ve stupni jedlobukovém (5) mírnou převahu nad jedlí a převládá také ve stupni smrkobukovém (6), i když má zde mírně sníženou vitalitu, zejména na chudších stanovištích (na Šumavě na řadě lokalit však zatlačuje v tomto stupni i smrk). Na ostatních

lokalitách se smrku svým vzrůstem velmi přibližuje a vždy zasahuje do hlavní úrovně. Výrazný pokles v zastoupení (10 – 20 %) a především v cenotickém postavení má buk v 7. LVS, kde již jeho účast doznívá a udržuje se pouze v podúrovni smrku. V 8. LVS jeho podíl dále klesá i cenoticky se vyskytuje pouze v podúrovni (Vacek et al. 2022b).

Obnovní postupy zaměřené na přirozenou obnovu nehrály ve střední Evropě u žádné jiné dřeviny tak významnou roli jako u buku, což bylo vyvoláno ekologickými i ekonomickými důvody. Buk jako dominující dřevina na celém širokém spektru stanovišť má pro svou schopnost snášet vysoké stupně zastínění všechny předpoklady k tomu, aby se spontánně přirozeně obnovoval v rozvolněných starých porostech. Naproti tomu na otevřených plochách trpí často vlivem pozdních mrazů a bujného růstu buřeně. Ekonomicky viděno je umělá obnova buku velmi nákladná a riziková (Poleno et al. 2009).

Přes celou řadu příznivých předpokladů pro zdar přirozené obnovy je dosažení bukového nárůstu vysoké kvality, zejména na bázemi chudých půdách, pro mnohé praktické lesníky těžkým úkolem. Za dobu více než 100 let se v praxi hromadí neúspěchy a problémy, které spočívají zčásti i v tom, že se silně zvýšily kvalitativní požadavky na bukové dřevo, což předpokládá vysokou kvalitu (a také i hustotu) mlazin. Dalším důvodem bylo i působení imisí, přinejmenším na kyselých půdách, kde snižují schopnost buku přirozeně se obnovovat; určitou pomoc zde poskytuje včasné vápnění.

Generálním objektivním problémem pěstování buku a využívání jeho přirozené obnovy je vysoká nepravidelnost fruktifikace této dřeviny, a to i v souvislosti s klimatickými změnami (Foest et al. 2024).

Zcela běžně se také projevují rozdíly mezi úrovní kvetení a semenění buku; příčinou jsou pozdní mrazy, letní sucha, chladné a vlhké letní počasí apod. Podle jiných autorů může sice letní průsušek zpomalit vývoj embrya o několik týdnů, přesto však se do podzimu mají vyvinout plně klíčivá semena. Z pěstebního hlediska je nutné si všimnout délky intervalu mezi dvěma semennými roky. V posledních desetiletích docházelo k fruktifikaci buku téměř každé dva roky, jak o tom svědčil i výskyt semenáčků.



Obr. 3.7 Ve 4. (bukovém) LVS má buk produkční optimum (Foto: S. Vacek).

Značnému množství bukvic, které v semenném roce spadnou na zem, neodpovídá však poměrně nízký počet semenáčků, jež je možno v létě příštího roku v lese najít. Zimní přežívání bukvic a jejich osud v prvních týdnech po začátku klíčení představuje jednu z nejkritičtějších fází přirozené obnovy buku. Již zakrátko po začátku opadu bukvic se v lesích objevují velká hejna holubů a pěnkav, kteří mohou zkonzumovat až 90 % úrody bukvic. Krátce poté nastupují další konzumenti bukvic – myšice lesní a norník rudý, kteří bukvice zčásti sežerou, zčásti zavlečou (jako zásobu na zimu), aby je již nikdy nenašli. Tím přispívají k rozšiřování bukvic i do jiných než bukových porostů. V posledních letech jsou v řadě oblastí výrazným limitujícím faktorem přirozené obnovy buku divoká prasata i spárkatá zvěř (srnčí, mufloní, jelení i dančí), která během podzimu a zimy konzumují převážnou část úrody bukvic. Další nebezpečí hrozí bukvicím od plísní (*Phytophthora cactorum*) a dalších houbových chorob (*Rhizoctonia solani*). Také abiotické vlivy přispívají ke ztrátám bukvic; je to zejména mráz a později i jarní přísušek, který zničí naklíčené a půdou či humusem nepokryté bukvice (Vacek et al. 2015a).

Jestliže je porostní půda pokryta silnou vrstvou listů, hustými trsy trav, bylin či kapradin, nedostanou se bukvice ke klíčovému substrátu a zaschnou; k přirozené obnově může dojít pouze na méně zaplevelené a zabuřené půdě nebo po předcházející přípravě půdy. Jedině za souhry řady příznivých okolností je možno očekávat, že vůbec nějaké bukvice vyklíčí a vzejdou semenáčky. V běžném průměru je nutno u bukvic počítat se ztrátami většími než 50 %. I přesto v posledních dvou desetiletích dochází k šíření přirozené obnovy buku i do vyšších poloh v důsledku častějších semenných let (Fuchs et al. 2024).

Pro zdárnou řízenou přirozenou obnovu v bukových porostech je bezprostředně po semenných letech důležité jejich prosvětlování (na zápoj cca 70 %). Podle výzkumu, který prováděli Huss & Stephani (1978), je rozhodujícím faktorem pro dosažení a další vývoj přirozené obnovy světelný požitek semenáčků. Působení tohoto faktoru je výraznější než efekt všech ostatních pěstebních opatření ve prospěch přirozené obnovy (boj s buřením, oplocování náletů, hnojení). Je možno konstatovat, že správné hospodaření se světlem umožňuje, aby se další pěstební opatření vůbec projevila.

Bylo již několikrát zdůrazněno, že buk je stinná dřevina snášející trvale značný zástín. Přesto se občas proti této zásadě hřeší. Snížení porostní výčetní základny o 1/3 vede na živinami chudších půdách k zdvojnásobení hustoty přízemní vegetace, která konkurenčním působením omezuje vzrůst náletových semenáčků. Určité řešení této situace představuje nekompromisní boj s buřením (herbicidy) při současném hnojení (N, P, K, Ca). Naproti tomu příliš slabé rozvolnění porostů vyvolává hromadění špatně rozložitelné hrabanky i nepříznivých forem humusu. Tuto situaci zhoršuje acidifikace půdy vlivem kyselých dešťů. Pro stav lesních porostů je významné zejména okyselení horizontálních srážek, rosy, námrazy a srážek z mlhy (Vacek et al. 2026a).

Uvedené hromadění špatně rozložitelné hrabanky a nepříznivých forem humusu vede k poškozování prezimujících bukvic v půdě, ke sníženému vzházení semenáčků a u vznikajících náletů vyvolává zřetelné snižování přírůstu. Těmto nepříznivým vlivům je možno čelit především vhodným zpracováním půdy před opadem semene. Četná šetření ukázala, že enormním ztrátám bukvic je možno předcházet cílevědomou dvoufázovou přípravou půdy umožňující opad bukvic do obnažené minerální půdy a v druhé fázi lehké zahrnutí bukvic do půdy (Poleno et al. 2009).

U přirozené obnovy buku je možno konstatovat, že žádné problémy nevznikají s volbou obnovního postupu. Buk je tradičně nejdůležitější dřevinou pro přirozenou obnovu podrobným způsobem. Problémy jsou pouze s velkými ztrátami bukvic během prvního

zimního období po jejich opadu. Tyto ztráty jsou obzvláště vysoké na chudších stanovištích (pískovcích), kde je zpravidla nutno použít vhodnou přípravu půdy. Systematická dlouhodobá sledování účinků různých typů přípravy půdy na její stav a zdar přirozené obnovy dosud chybějí. Poněvadž na kambizemích a rendzinách, eventuálně i dalších úrodných půdách, není příprava půdy pro přirozenou obnovu zpravidla nutná, je za těchto podmínek přirozená obnova bezproblémová. Nalezením vhodné a nepříliš nákladné přípravy půdy na chudších stanovištích bude možno zvýšit i zde podíl přirozené obnovy buku (Vacek et al. 2015a).

Praktické zkušenosti a výsledky výzkumu naznačují, že obnova bukových porostů cestou přirozenou může být téměř pravidlem. Bukové porosty na řadě stanovišť se přirozenou cestou zmlazují spontánně, jsou-li vhodně uvolněny, jinde je žádoucí příprava nebo zraňování půdy. Přirozená obnova by v bukových porostech měla být sledována pravidelně, mimo jiné i z toho důvodu, že buk je dřevina, kterou je nutno, v podmínkách ČR, v první řadě udržet tam, kde je zastoupen. Jedním ze základních úkolů pak bude uplatnění buku na dalších lokalitách, kde jeho přítomnost je žádoucí, umělou cestou. Odhad podílu přirozené obnovy bukových porostů podílem 90 % se při vhodné, záměrné pěstební technice a ochraně náletů a nárůstů jeví jako reálný (Poleno et al. 2009).

Javory

V ČR jsou tři domácí druhy javorů – javor klen, javor mlč a javor babyka. V horizontálním rozšíření nejsou mezi nimi velké rozdíly – všechny zaujímají hlavně střední a jihovýchodní Evropu, částečně i západní (Pyreneje) a jižní části Evropy (Francie, Itálie). Javor mlč poněkud ustupuje ze západní a jižní Evropy a posunuje se dále na sever, a především na východ (jižní Skandinávie a východní Baltikum, kde dosahuje nejlepšího vzrůstu). Javor babyka má z našich javorů největší horizontální rozšíření; zasahuje nejdále na západ (Anglie) i na východ (dosahuje až na okraj ruských stepí). Všechny tři druhy javorů se již dlouhodobě pěstují i mimo své přirozené areály, takže jejich hranice se stírají.

Výrazné jsou tyto tři druhy javoru diferencovány svým vertikálním rozšířením. Nejvyšší polohy zaujímá klen (v Alpách až 1 600 m n. m., na Šumavě a ve Schwarzwaldu 1 400 m n. m. a v Harzu 800 m n. m.). Pomístně vytváří horní hranici lesa (Vogézy, Švýcarský Jura). Mlč zaujímá střední plochy – planární až kolinní stupeň, zatímco babyka je dřevinou nížin – teplomilných doubrav a luhů.

Stejně pořadí platí i pro vzrůstnost a hospodářský význam našich javorů: klen dosahuje výšky 25 – 40 m, mlč 20 – 30 m a babyka jen zřídka přesahuje 20 m. Všechny tři druhy jsou dosti náročné na půdu, zejména na obsah bází a živin. Proto svým výskytem preferují vápence, čedič, znělec, ale i bohatší žuly. Určité rozdíly jsou v jejich požadavcích na vláhu. Klen vyžaduje půdy dobře zásobované vodou, nevyhovují mu však půdy oglejené a se stagnující vodou; svým mohutným kořenovým systémem si dokáže najít vodu i ve větších hloubkách. Mlč je ještě o něco náročnější na půdní vlhkost, snáší však i těžké půdy, střídavě vlhké, které kleny nevyhovují. Nejtolerantnější na půdní vláhu je babyka, které se daří jak na vlhkých půdách luhů s vysokou hladinou podzemní vody, tak i v teplomilných doubravách. Klen i mlč rostou velmi dobře na suťových a balvanitých roklinových půdách, pokud jsou dosti vlhké (Poleno et al. 2009).

Svémi požadavky na světlo stojí mlč a babyka zhruba uprostřed mezi dřevinami slunnými a stinnými; klen bývá označován již za polostinnou dřevinu (na stejné úrovni jako habr, jilm horský a lípa srdčitá). Pro všechny tři druhy javoru však platí, že v mládí snášejí vysoké zastínění, takže se velmi dobře přirozeně obnovují i při nepatrně sníženém

zakmenění porostu jen s velmi slabým výskytem přízemní vegetace. To je jejich velická přednost usnadňující přirozenou obnovu podrostním způsobem. Všechny jsou také poměrně odolné vůči pozdním mrazům (nejcitlivější je klen, který raší asi o 1 – 2 týdny dříve než buk v tomtéž porostu).

Všechny tři naše javory jsou vhodné pro tvorbu smíšených porostů. Klen roste zpravidla ve směsi s bukem. Pouze tam, kde buk přirozeně chybí (na strmých svazích, na balvanitých a suťových půdách), může klen dosáhnout vyššího zastoupení. Je to zejména ve směsi s jedlí, jasanem a eventuálně i s jilmem horským v suťových javořinách. Javor mlč i babyka rostou nejčastěji ve směsi s dubem, jasanem, lípou a habrem v habrových a bukových doubravách a ve společenstvech sutí nižších poloh – v habrových i lipových javořinách (Vacek et al. 2026b).

Předností klenů je poměrně rychlý růst v mládí, takže netrpí konkurencí buku a dalších dřevin ve směsi. Klen dosahuje v porostech 1. bonity ve věku 30 let horní výšku o 9 m větší než s ním rostoucí buk. S postupujícím věkem se tento rozdíl stále snižuje, takže ve 100 letech dosahuje již pouze asi 1,5 m. Pokud jde o objemový přírůst dosahuje porost klenů 1. bonity ve 30 letech přírůst $16 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ a do 100 let poklesne na polovinu ($8,3 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$), zatímco u buku se přírůst ze $7 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ (ve 30 letech) zvýší do 100 let na $11 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$. Tím se pochopitelně stále výrazněji projevuje vliv konkurence buku vůči klenům. Klen by proto měl být téžen (obnovován) dříve než buk, který je schopen klenem uvolněný prostor ještě zaujmout a reagovat i světlostním přírůstem. Tyto teoretické vztahy klenů a buku jsou však velice často v mládí narušeny působením spárkaté zvěře. Okusem totiž trpí klen daleko více než buk, a přesto je ve smíšených porostech ochrana klenů zpravidla zanedbávána, což je ekologicky i ekonomicky hrubá chyba, poněvadž z tohoto důvodu klen ztratí v mládí potřebný náskok před bukem. Buk může proto získat růstový náskok, který klen již nikdy nevyrovná a produkčně za bukem velice často zaostává. Tuto ztrátu na objemové produkci je však klen schopen vyrovnat vyšší hodnotou své produkce (Vacek et al. 2026b).

Závěrem je možno konstatovat, že klen je velice cenná dřevina, rostoucí často v takových půdních podmínkách, které by žádné jiné dřevině již nevyhovovaly. O to je cennější bezproblémová přirozená obnova klenů. Přispívá k tomu – vedle zmíněné již jeho tolerance ke sníženému světelnému požitku, a tedy i absence bylinné vegetace – i každoroční bohatá fruktifikace javorů a lehká okřídlená semena (v 1 kg je více než 10 tisíc čistých semen), která vítr roznáší na velké vzdálenosti. Jedinou pomoc, kterou klen potřebuje, je ochrana proti zvěři (zpravidla individuální, poněvadž stačí ochránit několik nejkvalitnějších klenů rozptýlených mezi buky). Poněkud složitější situace je v jelenářských oblastech, kde je z ekonomických důvodů zpravidla nutné ochraňovat větší skupiny (včetně převládajícího buku, popř. i smrku).

Javor mlč sice nedosahuje ani objemové a tím méně hodnotové produkce jako klen, přesto je však nutno jej hodnotit jako cennou příměs doubrav a využívat jeho schopnost snadné přirozené obnovy.

Totéž platí v plné míře i pro babyku, která se ve smíšených doubravách a v luzích začíná obnovovat často ještě při plném porostním zápoji zcela spontánně. I když by se zpočátku mohlo zdát, že její zastoupení v porostu je příliš vysoké (s ohledem na nízkou ekonomickou produkci), nastupuje při postupujícím rozvolňování porostů přirozená obnova dalších dřevin (jasanu, habru, lípy apod.), které rychle babyku předrůstají a ta zůstává jen zčásti zachována jako podúrovňová dřevina zvyšující druhovou diverzitu porostů (Poleno et al. 2009).

Jasan ztepilý

Ze tří v Evropě se přirozeně vyskytujících jasanů má ve střední Evropě význam jediné jasan ztepilý. Zbývající dva druhy (*F. angustifolia* a *F. ornus*) jsou dřeviny jižní Evropy, z nichž prvně jmenovaný se vyskytuje i v lužních lesích jižní Moravy. Areál jasanu ztepilého je velmi rozsáhlý – podobný areálu dubu letního, nezasahuje však tak daleko na východ. Vertikálním rozšířením zaujímá stupeň planární, kolinní a submontánní, takže se někdy jedná o dvou ekotypech – nížinném (lužním) a podhorském, který na Šumavě zasahuje až do výšky 800 m n. m.

Jasan je – podobně jako javory – dřevinou smíšených listnatých lesů, i když někdy vytváří i nesmíšené porosty. Ty však jsou ekologicky i ekonomicky nevhodné, poněvadž řídký zápoj nedostatečně stíní půdu, která proto silně zarůstá travou a není plně využit růstový prostor. V nejútlejším mládí snáší jasan velmi dobře zástin; jasanové nálety se proto objevují i v takřka zcela zapojených porostech. Již ve stádiu mlaziny se však jeho požadavky na světlo rychle zvyšují, a proto dochází k významné autoredukci a ve stádiu tyčovin již jasanové porosty vysloveně řidnou a projevují tak svou nevhodnost (Poleno et al. 2009).

Jasan se vyskytuje především v luzích ve směsi s dubem letním a s dalšími dřevinami luhů. Ve 2. LVS vytváří tzv. potoční luhy na širších údolních aluviích, kde v druhové skladbě převládá dub (50 %) a jasan dosahuje asi 30 %; zbývajících 20 % připadá na javor, jilm a olši. V pahorkatinách a nižších vrchovinách, na úzkých potočních aluviích a kolem prameništ (s mírně pohyblivou okysličenou vodou) se vytvářejí jasanové olšiny (olše lepkavá 70 %, jasan 30 %). Dna mělkých úžlabin a přilehlé báze svahů v pahorkatinách zaujímá javorová jasanina, kde kromě javoru a jasanu má významné postavení i buk a jedle. Ve vrchovinách a v nižších horských oblastech, většinou na bohatších horninách a vodou obohacených bázích svahů, ve vlhkých roklinách a úžlabinách zaujímá vlhká místa jasanová javořina (s významným zastoupením buku). Všechny tyto lesní typy vytvářejí mozaiku příbuzných lesů se silně nadprůměrnou produkcí. Jde převážně o půdy obohacované humusem i vodou. Problémem pro jejich obnovu je často silné zabaření půd. Je proto třeba začínat s obnovou ještě za plného zápoje, k čemuž je jasan velmi vhodný, a proto se poměrně snadno přirozeně obnovuje. Přispívá k tomu v průměru každým druhým rokem se dostavující bohatá úroda semen – na každý dobře vyvinutý strom připadá zhruba 100 tisíc semen, která vítr roznese v průměru do vzdálenosti 125 m (Wardle 1961). Vzešlé semenáčky jsou pod clonou chráněny proti pozdním mrazům před nástupem buřene. Vyžadují pouze ochranu proti zvěři a drobným hlodavcům (Vacek et al. 2026a).

Jasan je velmi vitální dřevina, částečně i s charakterem dřeviny pionýrské, snášející dobře v mládí nejen vysoký zástin, ale i podmínky holin. Proto je za určitých situací nutné čelit nebezpečí výrazné dominance jasanu (tzv. zajasanění), poněvadž jasan je schopen vytlačit ze směsi jak dub, tak i buk a plochu zcela ovládnout (Simon et al. 2003). V posledních letech je však jasan ztepilý často napadán vřeckovýtrusnou houbou *Hymenoscyphus fraxineus* a dochází k jeho odumírání (Vacek et al. 2015b).

Dřeviny přípravné

Pokud jde o další druhy dřevin, lze počítat s určitými plochami náletů a nárůstů z přirozené obnovy především pro dřeviny pionýrské, zejména břízu, částečně osiku a jeřáb. Je diskutabilní, zda se s těmito dřevinami pionýrskými má počítat jako se dřevinami tvořícími porosty na větších plochách, zejména kalamitních, s ohledem na to, že většinou nejsou vůbec nebo jen malou částí uvažovány pro cílovou druhovou skladbu. Jejich ná-

lety, specificky na holinách, ale i v jiných podmínkách, jsou však žádoucí, užitečné pro přípravné porosty či jako dřeviny zápojně (Vacek et al. 2024a, 2024b). Proto by se měly do celkové plochy porostů vzniklých náletem započítávat. Jejich postupná přeměna na cílovou druhovou skladbu patří do kategorie dalších opatření.

Tvorba porostních směsí

Vytváření smíšených porostů cílových dřevin je mimořádně náročným úkolem. Je totiž vhodné, aby na jednom stanovišti rostly alespoň základní, stanovišti odpovídající cílové dřeviny a plnily všechny funkce lesa lépe než porosty tvořené jednou dřevinou. Při větší složitosti a náročnosti tohoto úkolu je to však úkol reálný. Odhaduje se, že přibližně na 80 % lesní půdy mohou v ČR růst smíšené porosty. Tyto smíšené porosty při zakládání vyžadují 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 (Vacek & Vacek 2022).

Při tvorbě smíšených porostů se vychází z cílové druhové skladby diferencované dle souborů lesních typů s akcentem na přirozenou druhovou skladbu, a to zejména u základních dřevin. Tyto dřeviny a jejich porostní směsi odpovídají místním podmínkám prostředí a mají proto předpoklady pro žádoucí ekologickou a genetickou stabilitu. Použití introdukovaných dřevin se též nevylučuje, pokud nedochází k poškozování stanovištních a porostních poměrů (Vacek et al. 2007c; Poleno et al. 2009).

Diferenciace smíšených porostů je možná podle: druhů dřevin, jejich věku a prostorového rozmístění. Nejdůležitější je přitom otázka volby druhů dřevin do směsi. Stanovišti odpovídající smíšené porosty by měly přispívat k udržení zdravotního stavu lesa, k zachování přirozených růstových podmínek i k udržení jejich produkční schopnosti a ke zvýšení stability porostů. Za takovýto model péče je ve stávajícím období představou lesů považován zejména hospodářský způsob podrovní a násečný (Obr. 3.8), jen na některých stanovištích i způsob maloplošný holosečný a výběrný (Vacek et al. 2026a). Tyto způsoby ve svém důsledku vedou k vytvoření diferencovaného skupinovitě smíšeného lesa. Zejména pak citlivé zacházení s horizontálním zápojem v kombinaci s vertikální a druhovou skladbou je nejdůležitějším přírodě blízkým lesnickým uměním v podmínkách stanovišť formace středoevropských smíšených lesů. Tento les je vždy ekologicky stabilnější, produkčně vyrovnanější a funkčně efektivnější než např. nyní převažující smrkové monokultury, které vznikly jako důsledek holosečného hospodaření v minulosti (Vacek & Vacek 2022).

Při tvorbě směsí dřevin mohou být dřeviny plošně různě rozmístěny. Tento způsob rozmístění dřevin na ploše se označuje jako forma smíšení. Ta může být jednotlivá, hloučkovitá, skupinkovitá, skupinovitá, řadová a pásová (Vacek et al. 2007c; Poleno et al. 2009). Při tvorbě smíšených porostů se pracuje převážně se směsí hloučkovitou, skupinkovitou a skupinovitou než jednotlivou nebo řadovou. Jako nejvhodnější se jeví směsi dřevin s různými požadavky na intenzitu slunečního záření, které dovedou lépe využít i klesající stupeň ozářenosti v nižších vrstvách porostu. 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,



Obr. 3.8 Násek ve smrkobukovém porostu (Foto: M. Mikeska).

- 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 et al. 2026a).

Smíšené porosty nás staví před řadu problémů, jejichž řešení je mnohem složitější než ve stejnověkových 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 nepoužitelné. Víme že, jednotlivé dřeviny ve směsi musí mít aspoň přibližně si odpovídající požadavky na stanoviště (Vacek et al. 2024c). To však je příliš málo – tyto dřeviny mají rozdílný přirozený růstový rytmus, 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 et al. 2009).

Smíšené porosty mohou v zásadě vznikat třemi způsoby:

- a) V nejlepším případě to může být v plném rozsahu přirozenou obnovou stanovištně vhodných smíšených porostů. Smíšené porosty 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 obnovuje 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 a s jedlí, jejichž semena zaneše vítr do náletů buku. Na svazích, jejichž horní části zaujímají bukové porosty, se objevují také nálety buku v níže polo-

žených 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 jasanu (ale i douglasky a vejmutovky), dostávají 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 (Vacek et al. 1995a).

Vzešlé semenáčky těchto ojediněle vtroušených dřevin se však rychle ztrácejí v množství náletů smrku, popř. i borovice. Mohou to být i semenáčky dřevin v mládí rychle rostoucích; ty však jsou zpravidla náročné na světlo, kterého je pro ně pod clonou starého porostu příliš málo a semenáčky rychle hynou. Až překvapivě velkou životnost projevuje v těchto podmínkách modřín, který je schopen přežít a přerůst smrk i borovici pod clonou, má-li aspoň boční světlo, to znamená 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 v dvojitém zástínu (starého porostu i smrkových či borových náletů). Ve smrkových a borových náletech je nezbytné potlačené semenáčky vtroušených dřevin uvolňovat. Podle zkušeností k tomu zpravidla postačí jednorázové uvolnění, poněvadž stinné dřeviny pod clonou starého porostu rostou po tomto uvolnění již rychleji než nálety smrku 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 (Vacek et al. 2026a).

Je možno namítnout, že tento postup zakládání smíšených porostů stoprocentně přirozenou obnovou se zcela nahodile objevivšími se náletovými semenáčky nejednodušších dřevin je nesystematický, v počátcích často i bez jakékoliv jasné představy o skladbě budoucích porostů. Tento postup vychází z představy, že výskyt náletových semenáček odpovídá více či méně požadavkům dřeviny na stanoviště (např. zmíněné nálety javoru klenu a jasanu). Pokud jde o stinné dřeviny (jedli a buk), je jejich zastoupení ve většině porostů žádoucí, právě tak i jednotlivé zastoupení modřínu. Eventuální chyby (zejména s jednotlivě se vyskytujícími stromky) lze bez problémů opravit ve stádiu výchovy mlazin.

Z hlediska provozního je sice jednotlivá směs dřevin, která je častým důsledkem tohoto způsobu vzniku smíšených porostů, náročná na výchovu porostů; nelze však na druhé straně přehlédnout práci Rothe (1997), který uvádí, že interakční efekty smíšených porostů jsou o to výraznější, čím maloplošnější a homogennější je rozmístění dřevin v porostu.

- b) K druhému způsobu vzniku smíšených porostů dochází kombinací obnovy přirozené a umělé, nejčastěji doplňováním mezernatých náletů (Obr. 3.9). Tento způsob je rozhodně jednodušší, méně pracný i přehlednější a může se při jeho uplatňování vycházet již – aspoň částečně – z určité koncepce porostních skladeb. Je proto v praxi častější. Jeho postup byl v zásadě popsán již v kapitole o vylepšování a doplňování kultur nárostů. Samozřejmě z hlediska zakládání smíšených porostů dochází k ně-

kterým úpravám – zejména odpadá použití sazenic stejného druhu a vždy se používají další dřeviny vhodné podle růstových podmínek a provozních cílů. Nejnáléhavější je toto doplňování v náletech jehličnatých dřevin, zejména smrku, borovice i modřínu, a to především výsadbou dřevin melioračních a zpevňujících. Jsou to samozřejmě v první řadě dřeviny listnaté, z jehličnatých dřevin je takřka ve všech cílových hospodářských souborech uvedena jedle a v řadě souborů i douglaska, která má přednost rychlého růstu, a proto může být použita i k jednotlivému prosázení náletů borovice v řídkém sponu. V tomto případě je však doplňování nutno provést velice brzy po vzniku náletů. Jednotlivě po celé ploše porostu (či skupiny) se prosazují modříny, které do budoucna nezůstanou převládající dřevinou; 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. LVS pravděpodobně ustoupí buku, na chudších půdách a ve vyšších LVS bude vytvářet hlavní porost. Buk se jen částečně udrží v úrovni se smrkem, většinou však ustoupí do podúrovně. Mimo uvedené – spíše výjimečné – případy vytváření jednotlivých směsí dřevin se pracuje převážně se směsí hloučkovitou a skupinovitou – v mezerách náletů (Vacek et al. 2026a).

Zvláštním případem mohou ještě být dočasné příměsi cenných dřevin, v mládí rychle rostoucích, které však mají poměrně krátký vývojový cyklus. S těmi 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).



Obr. 3.9 Kombinovaná obnova – dosadba poloodrostků buku do náletu smrku (Foto: M. Mikeska).

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

Většinou se takto vytvářejí směsi smrku s bukem a buku s smrkem na úrodnějších stanovištích, kde však smrk netrpí červenou hnilobou. Jako další výhodné směsi dřevin se ukazují 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 (příčemž buk může být s ostatními dřevinami v úrovni, zčásti však i pod úrovni). V neposlední v řadě jde o borovici lesní s dubem letním (a další příměsí lípy nebo habru) na úrodných půdách, zejména na odvodněných plochách bývalých lužních lesů. Borovice přitom zaujímá sušší a dub vlhčí lokality (Vacek et al. 2026a).

Často se smíšené porosty – zejména s jedlí a částečně i s bukem – 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 vysycháním půdy.

Na chudších stanovištích, kde zejména buk (popř. smrk) není schopen se udržet v úrovni a ustupuje do podúrovně, se vytvářejí 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 1 000 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 však i tyto přimíšené dřeviny při vhodné fyto technice mají šanci, aby se prosadily i v hlavním porostu (Vacek & Vacek 2026).

Na ještě chudších stanovištích a na lokalitách s červenou hnilobou smrku se počítá pouze s tzv. „sloužící funkcí“ přimíšené dřeviny (tj. ochranou půdy jejím zákrytem). Hlavní dřevina se přitom vysazuje v plném počtu, bez ohledu na výsadbu přimíšené dřeviny; ta 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 (Poleno et al. 2009).

Specifickým případem je zakládání smíšených porostů dodatečnou výsadbou do mezer poškozeného porostu; nejčastější je tento případ 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), takže dodatečně vysazeným rychleji rostoucím dřevinám (především douglasce a jedli obrovské do smrkového porostu, popř. vejmutovce do borového porostu) se dává šance, aby růstově ještě dohonily původní dřevinu a obě dřeviny mohly být začleněny do obnovní těžby současně.
- porost je již ve středním věku (40 let a více), takže již je vhodnější 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 et al. 2009).

Za předpokladu menších mezer (o šířce menší než 15 m) se většinou nevyplatí zasahovat do porostu výsadbou, poněvadž růstem stromů a rozšiřováním korun se světelné

podmínky pro růst a vývoj vysazených dřevin zhorší natolik, že většina výsadby uhynie. Do takových malých mezer se někdy dostaví nálet dřevin mateřského porostu (smrku nebo borovice), o jehož osudu se rozhodne během dalšího vývoje porostu. V mladších porostech s příznivým, bezporuchovým vývojem se porost poměrně rychle zapojí a nálety všech dřevin postupně zmizí. Ve středním věku porostu se sice nálety smrku mohou udržet, ale často pouze živoří, takže je možné jejich využití jako zápojné dřeviny. Až na začátku obnovní doby je do nich vhodné v řidším sponu (2×2 až $2,5 \times 2,5$ m) vysázet vhodnou stinnou dřevinu – (jedli, buk, klen), a to za použití vyspělých vitálních sazenic (Vacek et al. 2026a).

V porostech slunných dřevin (zejména modřinu) je možné a vhodné ve věku tyčovin až slabých kmenovin (při dosažení horní výšky minimálně 10 m), kdy se již kmeny začaly odspodu čistit, provést silnou probírku. Poté v řidkém sponu za použití vyspělých sazenic aplikovat celoplošnou podsadbu vhodnou stinnou nebo polostinnou dřevinou (bukem, habrem, lípou, v dubových porostech i javorem mléčným, popř. babykou).

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

- Jeřáb břek, který je původní ve střední a jižní Evropě. Břek je stinná dřevina, tolerantní k suchu; s oblibou roste na vápencích, ale daří se mu i na čerstvých hlinitých půdách. Roste sice pomalu, ale vytrvale. V optimálních podmínkách dosahuje výšky až 30 m a tloušťky odpovídající dýhárenským výřezům. Pro svůj vzácný výskyt, velice kvalitní dřevo, zajímavý habitus, estetické působení listů a květů si zaslouží zvýšenou pozornost i v příměstských a rekreačních lesích.
- Třešeň ptačí 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 (Obr. 3.10).



Obr. 3.10 Třešeň ptačí je významnou cennou dřevinou nížin až pahorkatin – LS Luhačovice (Foto: J. Remes).

Důležitým předpokladem pro dobrý růst je delší vegetační doba a alespoň průměrné zásobování živinami. Dává přednost bazickým horninám s hlinitými a sprašovými půdami. Při zalesňování je vhodná jako příměs, a to zejména do porostních okrajů. Nároky na půdní vlhkost nemá velké, stagnující vodu nesnáší. Je to sice slunná dřevina, avšak v mládí snáší dobře i snížený světelný požitek pod clonou listnatého porostu (podobně jako jasan a javor mléčný). Za jinak příznivých podmínek je možno ji v hloučcích využít i k přeměně smrkových monokultur při skupinovitě nebo skupinovitě clonné obnově. Je poměrně odolná vůči pozdním mrazům, trpí však okusem zvěře a vytloukáním, poměrně dobře však regeneruje. Velice rychle roste v mládí, její roční výškový přírůst kulminuje již v 8 – 12 letech, kdy dosahuje 60 – 120 cm. Ve vyšším věku (nad 70 let) se však přírůst silně snižuje a třešeň jen těžko odolává konkurenci sousedních dřevin. Proto je vhodné ji pěstovat v jednotlivé příměsi, aby předčasnou těžbou nevznikaly v porostech velké mezery. Ve věku 60 – 70 let může dosahovat výčetní tloušťku 45 – 55 cm. Velice důležitý je původ osiva, poněvadž dochází často a snadno k hybridizaci s vyšlechtěnými třešněmi z ovocných sadů, které mají krátký kmen a tlusté větve. Proto je nejučelnější založit semenný sad z roubovanců z nejkvalitnějších stromů v lesních porostech. Její dřevo je velice kvalitní a je vyhledávané nejen pro dýhárenský průmysl, kde je ceněna více než dub, ale i pro pilařské zpracování. Poněvadž se poměrně špatně čistí od větví, je vhodné její vyvětvování.

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

- Jabloň lesní, polostinná, mrazuvzdorná dřevina menšího stromového vzrůstu (do 10 m výšky). Vyskytuje se přirozeně v lužních lesích, teplomilných doubravách a v suťových lesích, na lesních okrajích a křovinatých stráních, převážně od nížin do pahorkatin. Její dřevo je tvrdé, pevné, ale málo pružné; značně sesychá a bortí se. Poněvadž přijímá dobře polituru, používá se hlavně v truhlářství, řezbářství a soustružnictví (násady, klíny apod.).
- Hrušeň planá, kolcovitý strom, dorůstající výšky 7 – 20 m (někdy jen keř). Vyskytuje se přirozeně ve stejných podmínkách, jako jsou uvedeny shora pro jabloň lesní. Proti jabloni má přednost jednak vyššího vzrůstu, hlavně však velmi kvalitního tvrdého dřeva, které je pleťově narůžovělé, houževnaté a v suchu velmi trvanlivé. Výborně se moří a přijímá polituru. Dobře se také paří a leští a je proto vyhledáváno truhláři a řezbáři i pro výrobu hudebních nástrojů.

K vzácnějším a velmi cenným domácím dřevinám patří tzv. ušlechtilé listnáče (jilm, javor, jasan, lípa):

- Jilm horský má horizontální rozšíření jako dub letní, zasahuje však ještě dále na sever (do Skandinávie). Roste v suťových a roklinných lesích, na potůčcích a říčních aluvích a v bučinách, od pahorkatin do nižších horských poloh (až do 1 000 m n. m.). Častou směs vytváří s lípou velkolistou a jasanem. V těchto horských polohách je méně ohrožen tracheomykózním onemocněním jilmů a měl by proto být všestranně podporován.
- Významnými listnatými dřevinami pro naše růstové podmínky jsou lípy – malolistá a velkolistá. Oba druhy mají střední a 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. Obě lípy bohatě semení, avšak jen vzácně se přirozeně obnovují; hlavním důvodem je pravděpodobně přeléhavost semen a jeho časté poškození během tak dlouhého pobytu v půdě. Obě jsou náročnější na

letní teplo než buk (zejména lípa malolistá). Protože raší poměrně brzy netrpí pozdními mrazy. Silně jsou poškozovány okusem zvěří a vytloukáním, mají však vysokou regenerační schopnost. Jejich listí se snadno rozkládá (lépe než buku), a proto jsou velmi vhodnými melioračními dřevinami. Nezanedbatelná je však i jejich objemová a hodnotová produkce. Vynikají rovným, průběžným kmenem a úzkou korunou; proto vytvářejí poměrně husté porosty a udržují půdu ve velmi dobrém stavu, s minimálním množstvím nerozložené hrabanky, což je dokladem vysoké energie jejich kořenového systému (Poleno et al. 2009).

Horizontální rozšíření lípy malolisté zaujímá téměř celou Evropu s výjimkou jejích nejjižnějších částí. Tento rozsáhlý přirozený areál s velmi různými ekologickými poměry dává tušit, že se vytvářejí četné místní provenience. V mládí roste lípa malolistá pomaleji než klen a jasan na stejném stanovišti; později však jejich náskok dohání. Lípa velkolistá má požadavky na půdu a na klima podobné jako l. malolistá, vyžaduje pouze poněkud vlhčí půdu a ovzduší, čímž se blíží buku (Koblížek 2006).

Lípy poskytují mnohostranný užitek. Kromě kvalitního dřeva je to i pastva včelám, květy a listy na lipový čaj, lýko na vázání v zahradnictví a ovocnářství. Světlé, lehké a dobře opracovatelné dřevo se používá v řezbářství, k výrobě různých modelů a forem, k truhlářským pracím. Lipové dřevěné uhlí se používá ke kreslení a k výrobě střelného prachu. Pro svou dlouhou životnost, charakteristický habitus i podzemní zbarvení listí jsou lípy vhodné i z hlediska krajinnotvorného a pro zpestření druhové skladby rekreačních a příměstských lesů. Přes všechny tyto přednosti jsou lípy dřevinami, jejichž zastoupení v našich lesích ve srovnání s rekonstruovanou přirozenou skladbou výrazně pokleslo – z někdejších 3,8 % na 1,0 %, tedy takřka na čtvrtinu (což je největší relativní pokles po jedli a buku).

Smíšené lesní porosty mají též značný význam z hlediska postupujících klimatických změn, jelikož se vesměs vyznačují vyšší stabilitou a adaptabilitou než monokultury.

MODELOVÉ PŘÍKLADY Z PRAXE NA DEMONSTRAČNÍCH OBJEKTECH

Na kalamitních holinách vzniklých v důsledku klimaticky podmíněných disturbancí představuje perspektivní adaptační strategii kombinovaná obnova, která propojuje využití přirozené obnovy s cíleným vnášením stanovištně vhodných cílových dřevin umělou obnovou. Tento přístup umožňuje efektivně využít obnovní potenciál stanoviště a současně aktivně usměrňovat budoucí druhovou skladbu a prostorovou strukturu porostu. Přestože přirozená obnova z půdní semenné banky a okolních semenných zdrojů zajišťuje rychlou kolonizaci kalamitních ploch, její průběh často vede k dominanci pionýrských nebo konkurenčně silných dřevin, což může omezovat druhovou diverzitu a snižovat dlouhodobou stabilitu vznikajících porostů.

Za účelem ověření efektivity různých typů iniciálních výchovných zásahů byly v 7- až 9letých porostech vzniklých na kalamitních holinách na LS Rožnov pod Radhoštěm (535 – 640 m n. m.; soubor lesního typu 4S) založeny výzkumné plochy o rozměrech 15 × 15 m na dvou lokalitách. Na vzniklých kalamitních holinách se místy již přirozeně etablovala obnova smrku ztepilého (*Picea abies*), která byla následně doplněna umělou obnovou dalších cílových dřevin – jedle bělokoré (*Abies alba*), buku lesního (*Fagus sylvatica*).

tica), jilmu horského (*Ulmus glabra*), dubu zimního (*Quercus petraea*), lípy srdčité (*Tilia cordata*), třešně ptačí (*Prunus avium*) a dalších cenných listnáčů. Vzniklé mladé porosty tak představovaly kombinaci přirozené a umělé obnovy s prostorově diferencovanou druhovou skladbou. Experiment zahrnoval pět variant hospodářských opatření:

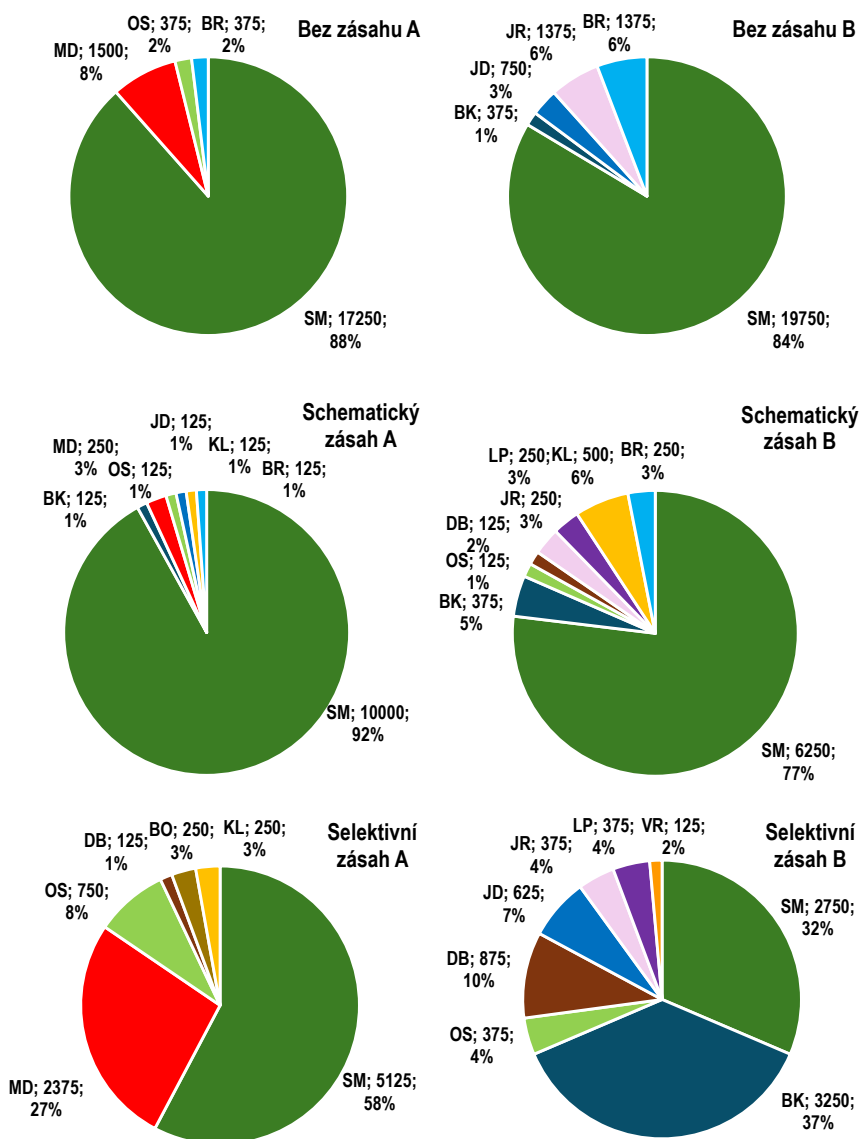
- (i) selektivní redukci přirozené obnovy smrku ztepilého (*Picea abies*) a břízy bělokoré (*Betula pendula*) přesahující výšku 1,5 m;
- (ii) selektivní zásah zaměřený na maximalizaci druhové diversity prostřednictvím zachování vyrovnaného zastoupení všech dřevin při současné redukci dominantního smrku a částečné redukci předrůstající břízy (Obr. 3.11);
- (iii) schematický zásah s odstraněním obnovy v pruzích (směr rozčlenění po vrstevnici) o šířce 1 m střídaných 2 m ponechanými bez zásahu (redukce přibližně o 33 %);
- (iv) schematický zásah s odstraněním obnovy (směr rozčlenění po vrstevnici) v pruzích o šířce 2 m střídaných 1 m bez zásahu (redukce přibližně o 66 %);
- (v) kontrolní variantu bez zásahu (Obr. 3.11).

Na všech plochách byla hodnocena hustota jedinců, výška obnovy a druhové složení. Dále byly vypočteny vybrané charakteristiky biodiverzity, zahrnující druhovou bohatost, druhovou heterogenitu, druhovou vyrovnanost a vertikální strukturu. Na výzkumných plochách bylo před realizací výchovných zásahů zaznamenáno přibližně 19,5 – 28,0 tis. jedinců.ha⁻¹, přičemž přirozené obnově jednoznačně dominoval smrk ztepilý (84 – 88 %



Obr. 3.11 Selektivní zásah (vlevo) zaměřený na maximalizaci strukturální a druhové diversity prostřednictvím zachování vyrovnaného zastoupení všech dřevin při současné redukci dominantního smrku a částečné redukci předrůstající břízy a kontrolní varianta (vpravo) bez zásahu (Foto: L. Dobeš) .

jedinců). V důsledku této dominance vykazovaly porosty nízkou druhovou vyrovnanost i druhovou heterogenitu (Obr. 3.12). Aplikace selektivních výchovných zásahů pro podporu diverzity vedla ke snížení hustoty obnovy přibližně na 9 tis. jedinců.ha⁻¹, současně však významně zvýšila druhovou různorodost a vyrovnanost porostů. Cílená redukce dominantního smrku ztepilého a předrůstající břízy vytvořila příznivější růstové podmínky pro vysazené cílové dřeviny i pro vtroušené dřeviny přirozené obnovy. Podíl smrku ztepí-



Obr. 3.12 Porovnání druhové diversity při kombinované obnově na kalamitní holině bez zásahu (nahore), po schematickém výchovném zásahu (redukce jedinců v pruzích přibližně o 66 %; uprostřed) a po selektivním výchovném zásahu se zaměřením na zvýšení druhové vyrovnanosti a heterogenity (dole) na dvou výzkumných lokalitách (A, B) LS Rožnov pod Radhoštěm v roce 2025.

lého se po iniciálních zásazích snížil z původních 84 – 88 % na 32 – 58 %, což vedlo k výrazně pestřejší druhové skladbě vznikajícího porostu. Zároveň došlo na základě pilotních výsledků ke zvýšení druhové a vertikální diverzity.

Naopak schematické zásahy vedly převážně pouze k redukci počtu jedinců obnovy, aniž by významně ovlivnily druhovou skladbu, druhovou diverzitu nebo výškovou diferenciaci porostů. Rovněž komplexní diverzita zůstala po těchto zásazích prakticky nezměněna. Výsledky tak jednoznačně potvrzují, že selektivně orientované pěstební zásahy představují podstatně efektivnější nástroj pro formování druhové i strukturálně diverzifikovaných porostů než schematické redukce obnovy, a podstatně přispívají k zakládání lesních porostů s vyšší ekologickou stabilitou a adaptační schopností vůči probíhající klimatické změně. Při interpretaci výsledků je však nutné zohlednit počáteční heterogenitu výzkumných ploch a jejich relativně malou výměru, které mohou ovlivňovat výsledné hodnoty jednotlivých sledovaných charakteristik.

STRATEGICKÉ DOPORUČENÍ PRO ZVYŠOVÁNÍ DIVERZITY V JUVENILNÍCH STÁDIÍCH LESA

- **Tvorba a podpora smíšených porostů by měla představovat základní princip obnovy kalamitních ploch.** V podmínkách probíhající klimatické změny představuje jakýkoliv funkčně založený smíšený porost z hlediska dlouhodobé stability, odolnosti vůči disturbancím i plnění ekosystémových služeb vhodnější alternativu než druhově homogenní monokultury. Cílem by proto mělo být maximální omezení zakládání monokulturních porostů všude tam, kde to stanovištní podmínky umožňují.
- **Při návrhu druhového složení je nezbytné sledovat nejen druhovou bohatost, ale především druhovou vyrovnanost, optimální zastoupení jednotlivých dřevin a prostorovou heterogenitu.** Samotné zvyšování počtu druhů nemusí automaticky vést ke zvýšení stability ani produkce. Dlouhodobou odolnost porostů, produkční potenciál i schopnost poskytovat ekosystémové služby významně ovlivňuje zejména vhodný poměr zastoupení jednotlivých dřevin a jejich vzájemná komplementarita.
- První schematické výchovné zásahy představují efektivní nástroj péče o rozsáhlé porosty na kalamitních holinách. Jejich přednostmi jsou vysoká pracovní produktivita, nižší ekonomické náklady, jednoduchá organizace práce a menší závislost na odborné kvalifikaci pracovníků. Jejich značnou nevýhodou je však omezená možnost zohlednit lokální rozdíly v kvalitě jedinců, druhovém složení a prostorové struktuře porostu.
- **Selektivní pěstební zásahy zaměřené na podporu cílových jedinců a žádoucí příměsí dřevin** umožňují cíleně formovat druhovou i prostorovou diverzitu, zvyšovat stabilitu porostů a podporovat kvalitní jedince s nejvyšším růstovým potenciálem. Oproti schematickým zásahům jsou však časově i ekonomicky náročnější a vyžadují vyšší úroveň odborných znalostí při jejich realizaci. Nicméně přednost by měly mít diferencované selektivní pěstební zásahy zaměřené na podporu druhové a strukturální diverzity před plošně uplatňovanými systematickými postupy.
- **Kombinovaná obnova představuje vhodný nástroj pro úspěšnou obnovu kalamitních holin,** neboť umožňuje propojit výhody přirozených procesů s cíleným usměrňováním budoucí druhové skladby. Obnova by proto neměla být založena výhradně na přirozené ani pouze na umělé obnově, protože jednostranné využití těchto postupů může vést k omezení druhové rozmanitosti, vzniku opětovně zjednodušených porostních struktur a snížení jejich budoucí stability. Kombinace přirozené obnovy s cíleným vnášením chybějících dřevin umělou obnovou umožňuje lépe využít stanovištní potenciál, zvýšit genetickou i druhovou diverzitu a vytvořit porosty s vyšší dlouhodobou stabilitou, adaptační schopností a potenciálem pro efektivnější sekvestraci uhlíku v kontextu zmírňování dopadů klimatické změny.

LITERATURA

- Ammer, U., Detsch, R., & Schulz, U. (1995). Konzepte der Landnutzung. Forstwiss. Centralbl., 114, 107–125.
- Barredo, J.I., Brailescu, C., Teller, A., Sabatini, F.M., Mauri, A., & Janouskova, K. (2021). Mapping and assessment of primary and old-growth forests in Europe, EUR 30661 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg, 38 p.
- Bílek, L., Vacek, Z., Vacek, S., Bulušek, D., Linda, R., & Král, J. (2018). Are clearcut borders an effective tool for Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) natural regeneration? Forest Systems, 27, 2, e010, 14.
- Bledý, M., Vacek, S., Brabec, P., Vacek, Z., Cukor, J., Černý, J., Ševčík, R., & Brynychová, K. (2024). Silver fir (*Abies alba* Mill.): Review of ecological insights, forest management strategies, and climate change impact on European forests. Forests, 15, 255.
- Bollmann, K., & Braunisch, V. (2013). To integrate or to segregate: Balancing commodity production and biodiversity conservation in European forests. In D. Kraus & F. Krumm (Eds.), Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity (pp. 18–31).
- Botanic Gardens Conservation International (BGCI). (2021). State of the world's trees. Kew, United Kingdom.
- Brichta, J., Šimůnek, V., Bílek, L., Vacek, Z., Gallo, J., Drozdowski, S., Bravo-Fernández, J. A., Mason, B., Gomez, S. R., Hájek, V., Vacek, S., Šticha, V., Brabec, P., & Fuchs, Z. (2024). Effects of climate change on Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) growth across Europe: Decrease of tree-ring fluctuation and amplification of climate stress. Forests, 15, 91.
- Brichta, J., Vacek, S., Vacek, Z., Cukor, J., Mikeska, M., Bílek, L., Šimůnek, M., Gallo, J., & Brabec, P. (2023). Importance and potential of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) in the 21st century. Central European Forestry Journal, 69, 3–20.
- Dufлот, R., Fahrig, L., & Mönkkönen, M. (2022). Management diversity begets biodiversity in production forest landscapes. Biological Conservation, 268, 109514.
- Ellis, E. C., Gauthier, N., Klein Goldewijk, K., Bird, R. B., Boivin, N., et al. (2021). People have shaped most of terrestrial nature for at least 12,000 years. Proceedings of the National Academy of Sciences, 118, e2023483118.
- Erichsen, E. O., Budde, K. B., Sagheb-Talebi, K., Bagnoli, F., Vendramin, G. G., & Hansen, O. K. (2018). Hycanian forests – stable rear-edge populations harbouring high genetic diversity of *Fraxinus excelsior*, a common European tree species. Diversity and Distributions, 24, 1521–1533.
- Fischer, H., Huth, F., Hagemann, U., & Wagner, S. (2016). Developing restoration strategies for temperate forests using natural regeneration processes. In J. A. Stanturf (Ed.), Restoration of boreal and temperate forests (pp. 103–164). CRC Press.
- Foest, J. J., Bogdziewicz, M., Pesendorfer, M. B., Ascoli, D., Cutini, A., Nussbaumer, A., Verstraeten, A., Burkhard, B., Chianucci, F., Mezzavilla, F., Gratzler, G., Kunstler, G., Meesenburg, H., Wagner, M., Mund, M., Cools, N., Vacek, S., Schmidt, W., Vacek, Z., & Hacket-Pain, A. (2024). Widespread breakdown in masting in European beech due to rising summer temperatures. Global Change Biology, 30(5), e17307.
- Forest Europe. (2020). State of Europe's forests 2020. 392 p.
- Fuchs, Z., Vacek, Z., Vacek, S., Cukor, J., Šimůnek, V., Štefančík, I., Brabec, P., & Králíček, I. (2024). European beech (*Fagus sylvatica* L.) as a tree of the future in the context of climate change? Central European Forestry Journal, 70(2), 62–76.
- Gaston, K. J., & Spicer, J. I. (2004). Biodiversity: An introduction (2nd ed.). Blackwell Publishing.
- Hošek, J., Kebrle, D., Hošková, J., Kodet, V., Karlík, P., & Tenčík, A. (2025). Biodiverzita v hospodářském lese – snadno a rychle? Ochrana přírody, 4, 20–24.
- Hurban, R. (2020): Hodnocení funkcí lesů. Metodika a pracovní postupy. Ústav pro hospodářskou úpravu lesů, Brandýs nad Labem, 151 s.
- Huss, J. & Stephani, A. (1978): Lassen sich angekommene Buchennaturverjüngungen durch frühzeitige Auflichtung oder Unkrautbekämpfung rascher aus der Gefahrenzone bringen? Allg. Forst- u. Jagdzeitung, 149: 133–145.
- Jarvis, P. C. (1964): The adaptability to light intensity of seedlings of *Quercus petraea*. Journal of Ecology, 52, 545–571
- Keeton, W. S. (2006). Managing for late-successional/old-growth characteristics in northern hardwood-conifer forests. Forest Ecology and Management, 235, 129–142.
- Koblížek, J. (2006). Jehličnaté a listnaté dřeviny našich zahrad a parků. Sursum, Tišnov, 562 s.
- Křeček, V., Šišák, L., Šach, F., Svihla, V., & Flora, M. (2006). K ekonomickému hodnocení mimotržních funkcí lesa z hledisek lesopolitických. Zprávy lesnického výzkumu, 51(3), 195–213.
- Lindenmayer, D. B., & Franklin, J. F. (2002). Conserving forest biodiversity: A comprehensive multiscaled approach. Island Press, 351 p.

- Lindenmayer, D. B., Franklin, J. F., & Fischer, J. (2006). General management principles and a checklist of strategies to guide forest biodiversity conservation. *Biological Conservation*, 131, 433–445.
- Maes, J., Teller, A., Erhard, M., Condé, S., Vallecillo, S., Barredo, J. I., Paracchini, M. L., Abdul Malak, D., Trombetti, M., Vigiak, O., Zulian, G., Addamo, A. M., Grizzetti, B., Somma, F., Hagyo, A., Vogt, P., Polce, C., Jones, A., Marin, A. I., Ivits, E., Mauri, A., Rega, C., Czúcz, B., Ceccherini, G., Pisoni, E., Ceglar, A., De Palma, P., Cerrani, I., Meroni, M., Caudullo, G., Lugato, E., Vogt, J. V., Spinoni, J., Cammalleri, C., Bastrup-Birk, A., San Miguel, J., San Román, S., Kristensen, P., Christiansen, T., Zal, N., de Roo, A., Cardoso, A. C., Pistocchi, A., Del Barrio Alvalros, I., Tsiamis, K., Gervasini, E., Deriu, I., La Notte, A., Abad Viñas, R., Vizzarri, M., Camia, A., Robert, N., Kakoulaki, G., Garcia Bendito, E., Panagos, P., Ballabio, C., Scarpa, S., Montanarella, L., Orgiazzi, A., Fernandez Ugalde, O., & Santos-Martin, F. (2020). Mapping and assessment of ecosystems and their services: An EU ecosystem assessment (EUR 30161 EN). Publications Office of the European Union, 448 p.
- Matějíček, J. (2003). Vymezení základních pojmů a vztahů z oblasti mimoprodukčních funkcí lesa. *Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti*, 54 s.
- Mikeska, M., Vacek, S., Prausová, R., Simon, J., Minx, T., Podrázský, V., Malík, V., Kobliha, J., Anděl, P., & Matějka, K. (2008). Lesnicko-typologické vymezení, struktura a management přirozených borů a borových doubrav v ČR. Kostelec nad Černými lesy, Lesnická práce, 450 s.
- 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.
- Mrkva, R. (1994). Korovnice kavkazská (*Dreyfusia nordmannianae* Eckstein), obrana proti ní a její podíl na ústupu jedle. *Lesnictví – Forestry*, 40, 9, 361–370.
- Nárovec, V. (2000). Dýklícký růst výhonů u borovice a nápravná pěstební opatření v nejmladších kulturách. *Lesnická práce*, 31 s.
- Peřina, V. (1960). Přeměny borových monokultur na pleistocenních terasách. *Státní zemědělské nakladatelství*, 210 s.
- Peřina, V., et al. (1984). Obnova a pěstování lesních porostů v oblastech postižených průmyslovými imisemi. *Státní zemědělské nakladatelství*, 173 s.
- Plíva, K. (1980). Diferencované způsoby hospodaření v lesích ČSR. Praha: Ministerstvo lesního a vodního hospodářství ČSR ve Státním zemědělském nakladatelství (MLVH ve SZN), 214 s.
- Poleno, Z., Vacek, S., Podrázský, V., Remeš, J., Mikeska, M., Kobliha, J., Bílek, L., & Baláš, M. (2011). Pěstování lesů I: Ekologické základy pěstování lesů. *Lesnická práce*, 320 s.
- Poleno, Z., Vacek, S., Podrázský, V., Remeš, J., Štefančík, I., Mikeska, M., Kobliha, J., Kupka, I., Malík, V., Turčáni, M., Dvořák, J., Zatloukal, V., Bílek, L., Baláš, M., & Simon, J. (2009). Pěstování lesů III: Praktické postupy pěstování lesů [Silviculture III: Practical methods in silviculture]. *Lesnická práce*, 952 s.
- Rothe, A. (1997). Einfluss des Baumartenanteils auf Durchwurzelung, Wasserhaushalt, Stoffhaushalt und Zuwachsleistung eines Fichten–Buchen-Mischbestandes am Standort Höglwald. *Forstliche Forschungsberichte*, 163.
- Sarvas, R. (1948). A research on the regeneration of birch in South Finland. *Communicationes Instituti forestalis Fenniae*, 35, 82–91.
- Seget, B., Bogdziewicz, M., Holeksa, J., Ledwoń, M., Piechnik, Ł., Milne-Rostkowska, F., Kondrat, K., & Żywiec, M. (2022). Masting increases seedling recruitment near and far: Predator satiation and improved dispersal in a fleshy-fruited tree. *Journal of Ecology*, 110, 2321–2331.
- Simon, J., Vacek, S. & Minx, T. (2003): Simulace vývoje vybraných ploch v NPR Karlštejn pro režim samovývoj. In: Problematika ponechání vybraných lokalit lesů samovolnému vývoji. Sborník ze semináře konaného v areálu Vyšší odborné školy pedagogické ve Svatém Janu pod Skalou dne 27.2.2003. Sest. V. Švihla a kol. Karlštejn, Správa CHKO ČR 2003, s. 23–32.
- Šišák, L., Šach, F., Švihla, V., & Černohous, V. (2006). Metodika sociálně-ekonomického hodnocení funkcí lesa. *Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti*, 40 s. *Lesnický průvodce*, 1/2006.
- Šišák, L., Šach, F., Švihla, V., Pulkrab, K., Černohous, V., & Dudík, R. (2017). Metodika hodnocení společenské sociálně-ekonomické významnosti ekosystémových služeb lesa v České republice: Certifikovaná metodika. Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta lesnická a dřevařská, 33 s.
- Štefančík, I., Vacek, S., Vacek, Z., Kuběnka, M., Šimůnek, V., & Gallo, J. (2026). Unearthing the hidden domain of epicormic shoots: Insights into forest management impacts on *Quercus petraea* (Matt.) Liebl. *Journal of Forest Science*, 72(1), 28–41.
- Tiebel, K., Huth Frischbier, N., & Wagner, S. (2020). Restrictions on natural regeneration of storm-felled spruce sites by silver birch (*Betula pendula* Roth) through limitations in fructification and seed dispersal. *European Journal of Forest Research*, 139, 731–745.

- Tiebel, K., Huth Frischbier, N., & Wagner, S. (2021). Is there an effect of storage depth on the persistence of silver birch (*Betula pendula* Roth) and rowan (*Sorbus aucuparia* L.) seeds? A seed burial experiment. *iForest – Biogeosciences and Forestry*, 14, 224–230.
- Tichý, J. (1949). Pěstování modřínu v lesích podniku Státní lesy. Praha, 42 s.
- Vacek, S. (2003): Minimum area of forest left to spontaneous development in protected areas. *Journal of Forest Science*, 49: 8: 349–358.
- Vacek, S., Bílek, L., Vacek, Z., Remeš, J., Štefančík, I., Cukor, J., Podrázský, V., & Baláš, M. (2023b). Přírodě blízké pěstování lesů. Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta lesnická a dřevařská, 152 s.
- Vacek, S., Lokvenc, T., & Souček, J. (1995a). Přirozená obnova lesních porostů. Metodiky pro zavádění výsledků výzkumu do zemědělské praxe. MZe ČR, Praha, 20, 1–46.
- Vacek, S., Mikeska, M., & Vacek, Z. (2022b). Bučiny [Beech forests]. In V. Cílek, M. Polívka, & Z. Vacek (Eds.), Český a moravský les: Jeho počátky, současný stav a výhled do budoucnosti (s. 141–152). Nakladatelství Dokořán.
- Vacek, S., Mikeska, M., Podrázský, V., & Hejman, M. (2007a). Vývoj krajiny v bilaterální biosférické rezervaci Krkonoše/Karkonosze. *Opera Corcontica*, 44, 485–495.
- Vacek, S., Moucha, P., Bílek, L., Mikeska, M., Remeš, J., Simon, J., Hynek, V., Šrůtka, P., Schwarz, O., Mánek, J., Baláš, M., Dort, M., Podrázský, V., Hejman, M., Hejmanová, P., Málková, J., Stonawski, J., Bednařík, J., Vacek, Z., Malík, K., Štícha, V., & Bulušek, D. (2012). Péče o lesní ekosystémy v chráněných územích ČR. Ministerstvo životního prostředí, 896 s.
- Vacek, S., Podrázský, V., Mikeska, M., Schwarz, O., Simon, J., Boček, M., & Minx, T. (2007b). Lesy a péče o lesní ekosystémy. In Krkonoše – příroda, historie, život (s. 749–766). Baset.
- Vacek, S., Remeš, J., Vacek, Z., Bílek, L., Štefančík, I., Baláš, M., & Podrázský, V. (2026a). Pěstování lesů. Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta lesnická a dřevařská, 340 s.
- Vacek, S., Simon, J., Remeš, J., Podrázský, V., Minx, T., Mikeska, M., Malík, V., Jankovský, L., Turčáni, M., Jakuš, R., Schwarz, O., Kozel, J., Valenta, M., Lička, L., Hlásný, T., Zúbrík, M., Krejčí, F., Třešňák, J., & Hofmeister, Š. (2007c). Obhospodařování bohatě strukturovaných a přírodě blízkých lesů. *Lesnická práce*, 447 s.
- Vacek, S., Vacek, Z., & Moravec, J. (2024a). Obnova a výchova post-kalamitních ploch s využitím historických zkušeností a nejnovějších vědeckých poznatků [Regeneration and thinning forest stands on post-calamity areas using historical experience and the latest scientific knowledge]. In J. Lenocho & J. Brichta (Eds.), Lesní kalamity – zkušenosti pro obnovu současných post-kalamitních ploch: Sborník příspěvků (s. 34–45). Česká lesnická společnost, Ministerstvo zemědělství, Vojenské lesy a statky ČR & Lesy České republiky.
- Vacek, S., Vacek, Z., Bílek, L., Remeš, J., Baláš, M., Podrázský, V., Štefančík, I., & Cukor, J. (2022a). Pěstování účelových lesů – lesů zvláštního určení a lesů ochranných. Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta lesnická a dřevařská, 255 s.
- Vacek, S., Vacek, Z., Bulušek, D., Putalová, T., Sarginci, M., Schwarz, O., Šrůtka, P., Podrázský, V., & Moser, W. K. (2015b). European ash (*Fraxinus excelsior* L.) dieback: Disintegrating forest in the mountain protected areas, Czech Republic. *Austrian Journal of Forest Science*, 132(4), 203–223.
- Vacek, S., Vacek, Z., Moravec, J., & Cukor, J. (2024b). Zásady výchovy lesních porostů pod vlivem klimatických změn [The principles of thinning forest stands under climate change]. In R. Koudela & J. Brichta (Eds.), Obnova kalamitních holin: Sborník příspěvků (s. 11–23). Česká lesnická společnost, Ministerstvo zemědělství, Lesy České republiky & Vojenské lesy a statky ČR.
- Vacek, Z., & Vacek, S. (2022). Smíšené lesy – budoucnost českého lesnictví [Mixed forests – the future of Czech forestry]. In V. Cílek, M. Polívka, & Z. Vacek (Eds.), Český a moravský les: Jeho počátky, současný stav a výhled do budoucnosti (s. 179–188). Nakladatelství Dokořán.
- Vacek, Z., & Vacek, S. (2026). Jak kombinovat dřeviny: role buku ve směsích se smrkem a dubem z hlediska produkčního potenciálu na LS Litvínov. In: Podrázský, V., Brichta J. Buk lesní: produkce, stabilita a klimatická změna, 14.5.2026, Jevany 327, restaurace Na Statku, s. 28–39.
- Vacek, Z., Vacek, S., & Cukor, J. (2023a). 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., Cukor, J., & Černý, J. (2024c). Potenciál a rizika pěstování smíšených porostů. In Z. Vacek & J. Brichta (Eds.), Myslivost jako nástroj pěstování lesů s bohatou druhovou a prostorovou skladbou: Sborník příspěvků (s. 13–22). Česká lesnická společnost, Vojenské lesy a statky ČR, Ministerstvo zemědělství & Fakulta lesnická a dřevařská ČZU.
- Vacek, Z., Vacek, S., Černý, J., Cukor, J., Kuběnka, M., Gallo, J., Trojan, V., Lukáček, I., Štefančík, I., & Králíček, I. (2026b). Sycamore maple (*Acer pseudoplatanus* L.) and global climate change: A new perspective for sustainable forestry. *Frontiers in Forests and Global Change*, 8, 1731092.

- Vacek, Z., Vacek, S., Podrázský, V., Bílek, L., Štefančík, I., Moser, W. K., Bulušek, D., Král, J., Remeš, J., & Králíček, I. (2015a). Effect of tree layer and microsite on the variability of natural regeneration in autochthonous beech forests. *Polish Journal of Ecology*, 63(2), 233–246.
- Vacek, Z., Vacek, S., Slanař, J., Bílek, L., Bulušek, D., Štefančík, I., Králíček, I., & Vančura, K. (2019). Adaptation 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.
- Vančura, K., Šimková, M., Vacek, Z., Vacek, S., Gallo, J., Šimůnek, V., Podrázský, V., Štefančík, I., Hájek, V., Prokúpková, A., Fuchs, Z., & Králíček, I. (2022). Effects of environmental factors and management on dynamics of mixed calcareous forests under climate change in Central European lowlands. *Dendrobiology*, 87, 79–100.
- Vicena, I., Pařez, J., & Konôpka, J. (1979). Ochrana lesa proti polomům. Státní zemědělské nakladatelství, 246 s.
- Vyskot, I. (2003). Kvantifikace a hodnocení funkcí lesů České republiky. Ministerstvo životního prostředí, 188 s.
- Wardle, P. (1961). *Fraxinus excelsior*. *Journal of Ecology*, 49, 739–751.

AFILIACE

Zdeněk Vacek, Stanislav Vacek, Václav Šimůnek

Katedra pěstování lesů
Fakulta lesnická a dřevařská
Česká zemědělská univerzita v Praze
Kamýčká 129
165 00 Praha-Suchbát, Česká republika
vacekz@fd.czu.cz



ZVYŠOVÁNÍ ODOLNOSTI LESŮ VÝCHOVOU MLADÝCH POROSTŮ

Zdeněk Vacek – Václav Šimůnek – Stanislav Vacek

Tato kapitola je zaměřena na problematiku výchovy mladých lesních porostů s akcentem na jejich stabilitu a účelné uplatnění výchovných zásahů, pro které je klíčová znalost ekologických nároků a růstových reakcí jednotlivých dřevin na specifických stanovištích v podmínkách postupujících klimatických změn. Porostní výchova přitom klade důraz na ekologii výchovy lesních porostů zaměřenou na poznání a kvantifikaci vlivu výchovných sečí na porostní prostředí a na jeho zpětné působení na porost prostřednictvím jednotlivých stromů. Smyslem tohoto přístupu výchovy lesních porostů je tedy snaha o racionální řízení a usměrňování procesů v daných porostních a stanovištních poměrech lesa. Je zde nastíněna ekologie jako základ výchovy lesních porostů a specifika a způsoby výchovy lesních porostů, a to zejména s důrazem na včasnost a účelnost výchovných zásahů. Jedná se zejména o možnosti zvyšování stability mladých porostů na kalamitních holinách se zhodnocením výchovy mlazin přípravných porostů, výchovy hlavních hospodářských dřevin, výchovy porostních směsí a výchovy porostů poškozených zvěří. Následují modelové příklady z praxe na demonstračních objektech s důrazem na klimatickou změnu a její vliv na lesní hospodářství a výchovu lesních porostů, vliv počasí na radiální růst hlavních hospodářských lesních dřevin a zhodnocení letokruhů jako indikátoru vlivu klimatické změny na hlavní hospodářské dřeviny ve Vlárském průsmyku (LS Luhačovice). V závěru jsou uvedena doporučení pro hospodaření a výchovu lesních dřevin.

Všechny způsoby porostní výchovy představují zásahy do zapojených porostů. Přitom každé otevření zápoje korun mění jejich odolnost vůči působení větru, sněhu a námrazy. Cílem každého výchovného zásahu proto má být udržení či zvýšení stability porostu, což je velmi důležité zejména v podmínkách postupujících klimatických změn. Je však nutno otevřeně přiznat, že při každém výchovném zásahu dochází bezprostředně po jeho provedení ke krátkodobému (několik let trvajícím), snížení odolnosti porostů. Důvody pro vznik tohoto nepříznivého průvodního jevu výchovy porostů jsou zejména tyto dva:

- a) Po léta budovaná podpůrná struktura ekosystému je vynětím části stromů narušena a dochází ke snížení kolektivní stability porostů.

- b) Horní povrchová plocha výchov se podrobujících lesních porostů se v aerodynamickém smyslu zdrsňuje. Nebezpečí bořivého větru se přitom zvyšuje, úměrně k výšce porostu. Při prudkém pohybu vzduchových mas se totiž vytvářejí maloprostorové turbulence, které dodatečně zvyšují rychlost větru.

Je nutno si uvědomit, že statická stabilita porostů je jedním z rozhodujících kritérií výchovy porostů. Z hlediska pěstování lesa je důležitá vhodnost metody, která se výchovou aplikuje. Dlouhodobým výzkumem bylo zjištěno, že ve smrkových porostech se nejlépe osvědčila metoda cílových stromů (Konôpka 1992; Obr. 4.1), podobně i v nesmíšených i smíšených bukových porostech (Štefančík 2015). Tyto cílové stromy, které mají nejlepší růstové parametry (poměr h/d , velikost a délku koruny), tvoří při víceméně pravidelném rozmístění (6 až 8 m podle dřeviny a jejího věku) tzv. kostru porostu, která je základní stabilizující složkou porostu.

Dlouhodobý výzkum výchovy lesních porostů jednoznačně prokázal důležitost včasných a silných výchovných zásahů v mladých porostech (Chroust 1997), kdy je ještě možno výrazněji ovlivnit strukturu porostů z hlediska příznivých ukazatelů statické stability. Přitom je nutno zdůraznit, že z aspektu statické stability lesních porostů má výchova nezastupitelné místo. Je proto nezbytné správnými pěstebními zásahy předcházet potenciálnímu ohrožení lesních porostů a výchovu porostů směřovat především na zvyšování jejich stability.



Obr. 4.1 Smíšený porost smrku, jedle a buku na výzkumné ploše Korytnica dlouhodobě vychovávaný metodou cílových stromů (Foto: I. Štefančík).

EKOLOGIE JAKO ZÁKLAD VÝCHOVY LESNÍCH POROSTŮ

Ekologie výchovy lesních porostů představuje specifickou disciplínu ekologie lesa, zaměřenou na poznání a kvantifikaci vlivu výchovných sečí na porostní prostředí a na jeho zpětné působení na porost prostřednictvím jednotlivých stromů. Pro správné uplatnění výchovných zásahů je klíčová znalost ekologických nároků a růstových reakcí jednotlivých dřevin na specifických stanovištích (Chroust 1997).

Smyslem výchovy lesních porostů je snaha o racionální řízení a usměrňování procesů v daném lesním ekosystému. Výchovné seče vyvolávají periodicky se opakující změny v hustotě porostů; podle druhu a síly zásahu může být jejich působení výraznější nebo slabší. Pokud se nejedná o velmi silné zásahy (např. prosvětlování nebo jednorázové uvolnění přehoustlých porostů), pohybují se změny v korunové vrstvě, která na svém povrchu zachycuje záření a srážky jen v takovém rozsahu, že jejich ekologické působení je málo výrazné (Obr. 4.2).

Ekologické důsledky výchovných zásahů jsou závislé na časovém úseku, který uplynul od provedení zásahu. Zlepšení ekologických podmínek, především zvýšený světelný požitek ponechaných stromů, vyvolává zvýšený přírůst, takže hustota korunové vrstvy se velmi rychle vrátí do původního stavu před zásahem. Hlavním cílem výchovy také není pustit do porostu více světla a vody, ale cílem je nabídka těchto produkčních faktorů optimálnímu počtu kvalitativně vysoce hodnotných a stabilních stromů.



Obr. 4.2 V husté smrkové tyčkovině je ekologické působení slabých výchovných zásahů málo výrazné (Foto: S. Vacek).

Těmito ekologickými důsledky výchovných zásahů a hodnocením jejich vlivu na vývoj porostů se na vysoké úrovni zabývali zejména Mitscherlich (1978) a Chroust (1997). Z těchto prací vyplývá následující hodnocení působení výchovných zásahů na jednotlivé ekologické faktory:

1. **Světlo.** Každý těžební zásah do porostu zlepšuje světelné podmínky na půdním povrchu. Čím silnější je provedený zásah do porostu, tím výraznější je zvýšení světla. Zejména v jednovrstevných porostech se výchovný zásah projevuje výraznou změnou relativního ozáření, a to jak v korunovém prostoru, tak i na půdním povrchu. Největší význam má zvětšení ozářenosti ve vrstvě korun.
2. **Teplota vzduchu a půdy v lesních porostech.** Dočasné narušení korunového zápoje při výchovných sečích vede ke zvýšení teploty půdy a přízemní vrstvy vzduchu vlivem intenzivnějšího pronikání slunečního záření. Tyto změny jsou však malé a krátkodobé. Ve smrkové mlazině se podle Chrousta (1997) zvýšila průměrná teplota půdy ve vegetačním období v hloubce 25 cm o 0,4 °C a v hloubce 50 cm o 0,2 °C. Teplota vzduchu v korunové vrstvě se snížila v průměru o 0,2 °C, v letním období až o 0,8 °C, zatímco v přízemní vrstvě vzrostla o 1,8 °C. Zvýšení teplot se projevuje především za radiálního počasí, při zatažené obloze jsou rozdíly zanedbatelné. V zimním období může větší vrstva sněhu v proředěných porostech omezit hloubku promrzání půdy.
3. **Vodní režim.** Výchovné seče snižují hustotu korunového zápoje, a tím i intercepci srážek. Padesátiprocentní řadový zásah ve třináctileté smrkové mlazině vysoké 3 – 4 m zvýšil průnik srážek k půdě o **27 %**, přičemž intercepční ztráty v teplém období poklesly z **11 % na 6 %**. Současně dochází ke změně časového průběhu podkorunových srážek – při slabých srážkách voda proniká k půdě dříve, zatímco plně zapojený porost lépe tlumí intenzivní přívalové srážky.
Intercepce smrkových mlazin dosahuje přibližně **20 – 50 %** srážek volné plochy. Její snížení výchovnými zásahy může v mladých porostech zvýšit množství srážek dopadajících na půdu přibližně o **60 – 80 %**, zatímco v dospělých porostech je tento efekt již nevýznamný. Mírné až středně silné probírky mají jen malý vliv na intercepci sněhových srážek. Rozvolnění zápoje současně podporuje rozvoj přízemní vegetace i evapotranspiraci, proto je nutné hodnotit jeho celkový vliv na půdní vlhkost.
4. **Lesní půda.** Účinky na půdní procesy se projevují, mění-li se půdní teplota a vodní režim půdy, o nichž byla zmínka shora. Vlivy výchovných sečí na půdy se mohou ovšem vyskytovat jediné při síle zásahů, které již přesahují běžné stupně probírek, tedy pouze při prosvětlování. V mladších porostech prováděné silné zásahy mohou na kyselých půdách příznivě působit na vývoj humusových forem – urychlit rozklad humusu a podpořit tak koloběh živin.
5. **Přízemní vegetace.** Ve stinných a polostinných porostech nevyvolávají běžné probírky trvalý rozvoj přízemní vegetace. Ten nastává až při výrazném rozvolnění zápoje, kdy převládají zejména trávy nebo borůvka. Přízemní vegetace pak představuje konkurenci stromům především odběrem vody a zachycováním srážek. Ve světlých porostech je její rozvoj výraznější a lze jej omezovat zejména podsadbou (Vacek et al. 1995b; Chroust 1997).

Z uvedeného vyplývá, že každý výchovný zásah má určité ekologické důsledky, které mohou být cílevědomou formou a intenzitou výchovy využívány. Je nutno tyto poznatky vhodně skloubit, a to zejména v úzké vazbě na konkrétní stanovištní a porostní poměry. Přitom též velmi záleží na daném pěstební cíli.

SPECIFIKA A ZPŮSOBY VÝCHOVY LESNÍCH POROSTŮ

Do výchovy lesních porostů se zahrnují všechna opatření, kterými se systematicky a záměrně ovlivňují růstové a vývojové procesy jednotlivých stromů, jejich skupin a celých porostů převážně od mlazin tak, aby byly dosaženy všechny stanovené provozní cíle. Podstatou výchovy porostů je redukce určité části stromového inventáře, čímž se mění vzájemné vztahy zůstávajících jedinců i vztahy mezi stromovou složkou ekosystému a porostním prostředím (Poleno et al. 2009).

Výchova lesních porostů patří k základním pěstebním opatřením a je předmětem dlouhodobého lesnického výzkumu již od 19. století. Její význam spočívá v tom, že představuje nejdelší etapu vývoje hospodářského lesa a zejména v mladších růstových fázích vytváří předpoklady pro stabilitu porostu i budoucí produkci.

Potřeba výchovy a její předpokládaný pěstební a produkční efekt jsou všeobecně motivovány dvěma v každém porostu se projevujícími a zákonitě probíhajícími jevy:

- a) **Proces diferenciacce** růstových schopností a fenotypových znaků jedinců v populaci vede k rozdílu v jejich kvalitě i produkčním potenciálu. V důsledku přirozené proměnlivosti se často stává, že nejrychleji rostoucí jedinci nevykazují současně nejlepší kvalitativní znaky kmene. Úkolem výchovy je proto podporovat jedince, kteří nejlépe splňují produkční i stabilitní cíle hospodaření.
- b) **Proces autoredukce** představuje přirozené prořezávání porostu vyvolané konkurrencí mezi jedinci stejné nebo různých dřevin. Jeho intenzita závisí na druhové skladbě, hustotě porostu, stanovištních podmínkách i ekologických nárocích dřevin. Cílem výchovy je tento přirozený proces usměrnit tak, aby podporoval růst kvalitních a stabilních stromů odpovídajících hospodářským cílům. Vývoj hospodářských lesů tak představuje spojení přirozených ekologických procesů a cílených pěstebních zásahů (Obr. 4.3).



Obr. 4.3 Výchova porostů je důležitým pěstebním opatřením ovlivňujícím druhovou skladbu, kvalitu a bezpečnost produkce – LS Rožnov pod Radhoštěm (Foto: Z. Vacek).

Základní požadavky výchovy porostů a opatření k jejich realizaci jsou přehledně uvedeny v Tab. 4.1.

Tabulka 4.1 Základní požadavky výchovy lesních porostů a opatření k jejich realizaci.

Požadavek	Opatření k realizaci tohoto požadavku
1. Určitá porostní hustota	Regulace počtu stromů: Usměrnění procesu přirozeného vylučování stromů, spojeného s růstem stromů, aby bylo dosaženo určité provozní optimum (s ohledem na produkci, stabilitu i ostatní funkce).
2. Určité rozmístění stromů	Regulace růstového prostoru: Dosažení optimální porostní struktury (vnitřní geometrie), která vyplývá z biologických, pěstebně technických a technologických hledisek.
3. Určitá kvalita stromů	Fenotypová selekce: Plánovitě prováděný výběr stromů v porostu podle vnějších, okulárně zjistitelných znaků, s ohledem na stanovený provozní (a zejména produkční) cíl.
4. Určitá druhová skladba	Regulace druhové skladby: Plánovitě usměrňování druhu směsi, stupně smíšení a způsobu smíšení zaměřením výběru na jedince určitého druhu; rozhodující jsou přitom požadavky biologické diversity porostů a cílů hospodaření.
5. Zdravotní stav porostu	Zdravotní selekce: Vyhledávání stromů nemocných a napadených škůdci, s přihlédnutím k druhu a významu choroby a k intenzitě napadení (poškození).
6. Optimální stav porostního prostředí	Regulace porostní struktury (druhové, věkové, prostorové): Výběr druhové a tvarové nevhodných stromů, podpora nestejnověkosti, tloušťkové a výškové diferenciacie stromů, úprava zápoje k dosažení optimálního působení ekologických faktorů.

Nezbytné je optimalizovat druh, formu a intenzitu výchovných zásahů s ohledem na stanovené provozní cíle. Mladé porosty reagují na pěstební zásahy velmi výrazně a jejich včasná výchova umožňuje účinně ovlivnit budoucí vývoj. Se stářím porostů schopnost reakce postupně klesá, a význam výchovných sečí se proto snižuje. Obecně platí, že včasná výchova je jednodušší, levnější a účinnější, zatímco opožděné zásahy jsou nákladnější a méně efektivní. Výsledky výzkumu i praktické zkušenosti potvrzují, že čím produkčně příznivější je stanoviště, rychleji rostoucí dřevina, pestřejší druhová skladba a složitější prostorová struktura porostu, tím častěji je třeba výchovné zásahy opakovat (Korpel 1986). Výchovné seče představují především preventivní pěstební opatření směřující k dosažení stabilních a kvalitních porostů v obmýtí; jejich hlavním cílem není produkce dřevní hmoty (Poleno et al. 2009; Vacek et al. 2026a).

Shrnutí obecných zásad výchovy porostů:

- **Začít s výchovou včas**, a to nejlépe při horní porostní výšce 2 m. První 1 – 2 zásahy představují rozhodující možnost ovlivnit budoucí statickou stabilitu porostu (zejména u jehličnanů), kvalitu stromů (zejména u listnáčů) i druhovou a prostorovou strukturu porostu.
- **Včas výchovou připravený porost** umožňuje v dalších etapách bezpečněji využívat úrovněvé zásahy k podpoře přírůstu cílových stromů a k vytváření pestřejší porostní struktury.
- **Snížení hustoty porostu** zlepšuje porostní prostředí, omezuje intercepci srážek a zvyšuje dostupnost vody a živin pro ponechané stromy.
- **V porostech bez včasné výchovy** (do horní výšky 5 – 10 m) již nelze intenzivními zásahy výrazně zlepšit jejich parametry. Další péče se omezuje na zdravotní výběr a postupné odstraňování ustupujících jedinců. Silné zásahy ve výchovně nepřipravených porostech výrazně zvyšují riziko jejich rozpadu a z ekonomického hlediska ztrácejí opodstatnění.

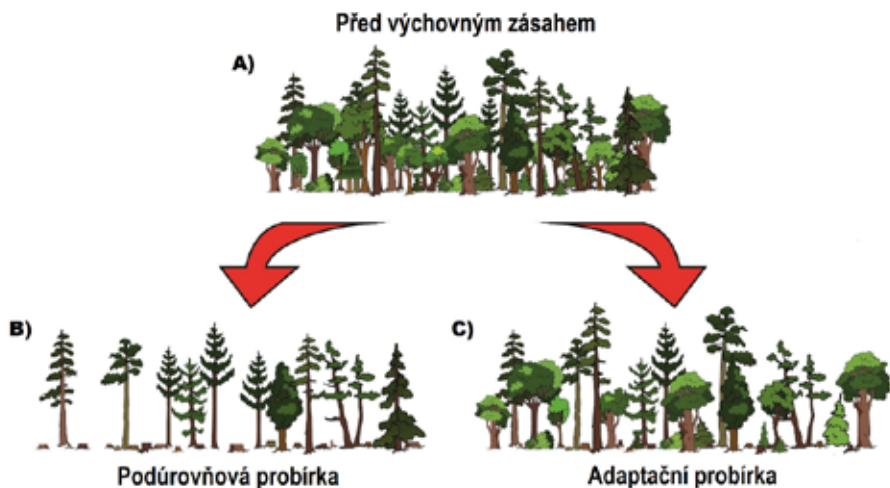
- První zásahy, zejména v porostech vzniklých sukcesí na rozsáhlých kalamitních plochách, lze provádět schematicky a mechanizovaně (např. drtičem; Obr. 4.4) současně s rozčleněním porostu linkami. Jejich šířka (3 – 4 m) i rozestupy (cca 20 m) by měly odpovídat technologiím používaným při dalších pěstebních zásazích. Na uměle obnovovaných plochách je vhodné systém linek navrhnout již při projektu obnovy a tato místa nezalesňovat.
- Po zásahu je vhodné ponechávat v porostu alespoň část kvalitních podúrovňových stromů, zejména v porostních mezerách. Často se jedná o potlačené cílové a stín snášející druhy jako jedle, smrk, buk atd., které lze při poškození (zlomy, vývraty, loupaní kůry, houbové patogeny atd.) stromů hlavní úrovně využít, jako jejich náhradu a východisko pro tvorbu prostorově strukturovaných lesů, zejména u porostů s jedlí, smrkem či douglaskou (Poleno et al. 2009).



Obr. 4.4 Schematické rozčlenění mlaziny smrku ztepilého na pracovní pole; šířka linky je 2,80 m (šířka drtiče), šířka pracovního pole 40 m (Foto: J. Moravec).

Cílem doporučených pěstebních opatření je dopěstovat do mytního věku stabilní, zdravé a ekonomicky hodnotné porosty se stanovištně vhodnou, druhově pestrskou skladbou, které budou dlouhodobě plnit produkční i mimoprodukční funkce lesa (Vacek et al. 2026a). Výchova by měla vytvářet předpoklady pro prostorovou a věkovou diferenciaci porostů s maximálním využitím přirozené obnovy. Takto utvářené porosty se vyznačují vyšší stabilitou i produkcí ve srovnání s monokulturami (Vacek et al. 2019, 2020b).

V podmínkách klimatické změny je vhodné uplatňovat strukturálně orientované prořezávky a probírky zaměřené na zlepšení zdravotního stavu porostů, podporu klimaticky odolnějších dřevin, zvýšení druhové a strukturní diverzity, optimalizaci tloušťkového i výškového přírůstu a trvalou ochranu půdy (Vacek et al. 2020b, 2023a, Obr. 4.5).



Obr. 4.5 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 (Zdroj: upraveno podle Vacek et al. 2023a).

MOŽNOSTI ZVYŠOVÁNÍ STABILITY MLADÝCH POROSTŮ NA KALAMITNÍCH HOLINÁCH

Hlavním cílem obnovy a výchovy lesních porostů na kalamitních holinách je tvorba smíšených funkčních porostů s jemnou strukturou smíšení a zastoupením širokého spektra dřevin plnících produkční, ekologické a environmentální funkce lesa. Při volbě druhové skladby je třeba zohlednit stanovištní poměry diferencovaně podle souborů lesních typů (Vacek et al. 2023b). Při obnově je vhodné využít všechny sukcesní dřeviny na ploše. Dřeviny pro umělou obnovu je vhodné volit tak, aby se sukcesními dřevinami vytvářely vhodné směsi. Při volbě dřevin a jejich prostorovém uspořádání je vhodné zohlednit i zásady budoucí výchovy zakládaných porostů v návaznosti na rozčleňovací linie (Vacek et al. 2023b).

Zásady výchovy se diferencují podle převažující hlavní dřeviny v porostech nebo skupinách, kde ostatní dřeviny dosahují nejvýše 10 %. Samostatné zásady platí pro smíšené porosty s příměsí přesahující 10 % druhové skladby. Zejména v porostech do 30 let lze výchovou významně ovlivnit stabilitu, kvalitu i druhovou skladbu porostů (Chroust 1997).

Výchova smíšených porostů je prakticky náročnější než výchova porostů čistých. Vyžaduje zohlednění stanovištních a porostních podmínek i ekologických nároků jednotlivých dřevin. Každá dřevina představuje odlišný růstový typ s vlastními ekologickými nároky, což určuje způsob provádění výchovných zásahů (Poleno et al. 2009).

Výchova mlazin přípravných porostů

Na holinách většího rozsahu jsou přirozeně i uměle zakládány tzv. přípravné porosty (porosty pionýrských dřevin) v rámci dvoufázové obnovy. V praxi se jedná zejména o břízu a osiku, případně i o jeřáb. Cílem těchto porostů je vytvořit prostředí pro následnou ob-

novu (umělou i přirozenou) zejména stinných cílových dřevin (buku a jedle) – (Obr. 4.6). I s těmito porosty je však třeba pěstebně pracovat pomocí výchovy. Jsou doporučovány tři základní směry pěstebních opatření v přípravných porostech, přičemž se zohledňuje stav přípravného porostu, stav a potřeby zmlazených nebo podsazených cílových dřevin a také ekonomický aspekt zásahu (náklady na provedení a možnosti zpeněžení dřeva z přípravného porostu). Do dosažení horní výšky 10 m lze tedy použít:

- a) Z porostu jsou odstraněni pouze 1 – 2 konkurenti nadějných stromů, které by měly být cca v rovnoměrném sponu 5×5 m (tj. $400 \text{ ks} \cdot \text{ha}^{-1}$).
- b) Z porostu jsou odstraněny všechny stromy kromě 400 nadějných/cílových stromů rozmístěných rámcově v rovnoměrném sponu 5×5 m.
- c) Z porostu jsou odstraněny všechny stromy kromě 1 100 – 1 200 nadějných stromů rozmístěných cca v rovnoměrném sponu 3×3 m. Další zásahy se řídí podle stavu a potřeb následného porostu cílových dřevin (Vacek et al. 2023c).

Cílem výchovy těchto porostů je dopěstovat do mýtního věku stabilní, zdravé a kvalitní porosty s příměsí cenných listnáčů a jehličnanů, připravené pro druhovou, věkovou a prostorovou diverzifikaci. V hustých nárostech břízy je z důvodu rizika poškození sněhem vhodné provést čistku tak, aby při horní výšce 3 – 5 m zůstalo v porostu 2 500 – 3 000 jedinců. Zásah se provádí negativním výběrem z nadúrovně a úrovně a dokončuje v podúrovni na požadovanou hustotu. Jeho načasování a intenzita se řídí délkou korun, která by měla dosahovat přibližně 50 % výšky stromů. Další zásahy po 10 – 15 letech spočívají v odstraňování hlavních konkurentů cílových stromů a ve zdravotním výběru. Již od nejmladších růstových stádií je vhodné podporovat přimíšené dřeviny, včetně podúrovně. Podrobněji viz Vacek et al. (1987), Poleno et al. (2009) a Novák et al. (2017b).

Rozsah kalamitních ploch vzniklých v důsledku nahodilých těžeb v posledním desetiletí vedl k hledání alternativních postupů jejich obnovy a výchovy. Cílem obnovy je vytvářet druhově i prostorově diferencované, přednostně smíšené porosty. K tomu lze využít přirozenou (sukcesní), umělou nebo kombinovanou obnovu, a to jednofázově i dvoufázově. Při plánování obnovy je nezbytné zohlednit rychlé obnovení funkcí lesa i postupně



Obr. 4.6 Zásah v přirozené obnově břízy bělokoré k podpoře zmlazení smrku ztepilého s doplněnou podsadbou jedle bělokoré (oranžové kolíky) (Foto: J. Moravec).

rozložení obnovy rozsáhlých kalamitních ploch v čase jako předpoklad pro jejich účelnou výchovu.

Jednou z možností zefektivnění obnovy a výchovy na bývalých kalamitních holinách je využití širokého spektra přípravných dřevin, zejména břízy, osiky, olší a jeřábu. Výzkumné i provozní zkušenosti ukazují, že největší potenciál mají pionýrské dřeviny, především bříza bělokorá (Tiebel et al. 2021; Leugner et al. 2023).

Výchova mlazin hlavních hospodářských dřevin

Zásady výchovy se obvykle diferencují podle převažující hlavní dřeviny, tedy pro porosty a skupiny, kde ostatní dřeviny tvoří nejvýše 10 % druhové skladby. Pro smíšené porosty s vyšším podílem příměsi platí samostatné zásady. Zejména v porostech do 30 let lze výchovou významně ovlivnit jejich stabilitu, kvalitu i druhovou skladbu (Chroust 1997).

Výchova smíšených porostů je náročnější než výchova porostů čistých, protože vyžaduje zohlednění stanovištních a porostních podmínek i ekologických nároků jednotlivých dřevin. Každá dřevina představuje odlišný růstový typ se specifickými ekologickými nároky, které určují způsob provádění výchovných zásahů (Poleno et al. 2009).

Smrkové porosty

Cílem výchovy stejnověkých porostů s dominancí smrku je dopěstovat do mýtního věku stabilní, zdravé a kvalitní porosty s příměsí listnáčů a ostatních jehličnanů, připravené pro druhovou, věkovou a prostorovou diverzifikaci. V hustých nárostech je vhodné při výšce kolem 0,5 m provést prostřihávky (případně schematicky křovinořezem) na přibližně 10 tis. jedinců.ha⁻¹. Další zásah lze při horní výšce 1 – 2 m zopakovat na hustotu 3,5 – 4 tis. nadějných jedinců.ha⁻¹ se zachováním kvalitních jedinců podúrovně i přímí-



Obr. 4.7 Výchovný zásah ve smrkové mlazině motomanuálně (vlevo) a v tyčkovině pomocí harvestoru (vpravo) (Foto: J. Moravec).

šených dřevin, zejména v mezerách (platí i pro kultury s náletem pionýrských dřevin). Mezery širší než 3 m je vhodné doplnit dřevinami se zpevňující a meliorační funkcí.

První výchovný zásah ve smrkových mlazinách je nutné provést včas a dostatečně intenzivně. Na stanovištích s nižší stabilitou smrku (vodou ovlivněná a živná stanoviště) nejpozději při horní výšce 5 m s redukcí na přibližně 1 500 nadějných jedinců.ha⁻¹. Na méně ohrožených stanovištích (kyselá a exponovaná) a v hustých mlazinách z přirozené obnovy již při výšce kolem 2 m, s mírnější redukcí na přibližně 2 000 jedinců.ha⁻¹ (Obr. 4.7). Další 2 – 3 zásahy do horní výšky 10 – 15 m snižují hustotu na 1 500 – 1 000 jedinců.ha⁻¹ (Slodičák & Novák 2007). Zásahy musí podporovat prodloužení zelené koruny alespoň na polovinu výšky stromu a současně uvolňovat přimíšené dřeviny. Podrobněji viz Remeš et al. (2016), Dušek et al. (2018) a Vacek et al. (2026a).

Borové porosty

Cílem výchovy stejnověkých porostů s dominancí borovice je dopěstovat do mýtního věku stabilní, zdravé a kvalitní porosty s příměsí listnáčů, zejména dubů, připravené pro druhovou, věkovou a prostorovou diverzifikaci. Prostrhávký jsou nutné pouze v přehoustlých nárostech do výšky 1 m, kdy se odstraňují především předrostlíci, obrostlíci a silně konkurující břízy, vrby, jeřáby a osiky. V mezerách se tyto dřeviny ponechávají. V kulturách je vhodné mezery doplňovat dřevinami s meliorační a zpevňující funkcí.

První výchovné zásahy jsou zaměřeny na odstranění nežádoucích jedinců a následné snížení hustoty porostu podúrovňovým zásahem, čímž se zlepšují růstové podmínky, zejména přísun srážek k půdě. Provádějí se při horní výšce přibližně 5 m, v hustých mlazinách již kolem 2 m. V geneticky kvalitních porostech lze hustotu snížit na přibližně 5 500 ks.ha⁻¹, u porostů se sklonem k větevnatosti na přibližně 6 500 ks.ha⁻¹. V porostech s pravidelným sponem lze první zásahy provádět kombinovaně odstraněním každé čtvrté řady a individuálním výběrem ve zbývajících řadách. Další výchovné zásahy směřují převážně do podúrovně, zatímco předrůstavé stromy se odstraňují pouze výjimečně. Podrobněji viz Chroust (1997), Poleno et al. (2009), Slodičák et al. (2013), Novák et al. (2017a) a Vacek et al. (2026a).

Bukové porosty

Cílem výchovy stejnověkých porostů s dominancí buku je dopěstovat do mýtního věku stabilní, zdravé a kvalitní bukové porosty s příměsí cenných listnáčů a jehličnanů, připravené pro druhovou a prostorovou diverzifikaci. Základním předpokladem pěstování kvalitních bukových porostů je dostatečná hustota, které lze dosáhnout zejména přirozenou obnovou, případně i obnovou umělou při dodržení odpovídající hustoty výsadby a následné péče o kultury.

V mlazinách se hustota aktivně nesnižuje a zásahy se omezují na odstraňování předrostlíků a obrostlíků (Obr. 4.8). První zásah je vhodné provést nejpozději při horní výšce přibližně 4 m odstraněním nekvalitních a větevnatých jedinců z nadúrovně a úrovně, popřípadě nežádoucí příměsi pionýrských listnáčů. Redukce hustoty je mírná (na přibližně 9 000 ks.ha⁻¹) a životaschopná podúroveň musí zůstat zachována.

Od druhého zásahu (při horní výšce 8 m), zejména pak od třetího (12 m), se uplatňuje pozitivní výběr s uvolňováním přibližně 400 nadějných a později asi 200 cílových jedinců na hektar od jednoho až dvou konkurentů. Současně se podporují přimíšené cílové dřeviny, včetně jedinců v podúrovni. Podrobněji viz Štefančík et al. (2014); Štefančík (2015), Remeš et al. (2016), a Vacek et al. (2026a).



Obr. 4.8 Prostorově diferencovaná buková mlazina před odstraněním předostlíků a obrostlíků (Foto: S. Vacek).

Dubové porosty

Cílem výchovy stejnověkých porostů s dominancí dubů je dopěstovat do mýtního věku stabilní, zdravé a kvalitní porosty s příměsí cenných listnáčů, případně i jehličnanů, připravené pro prostorovou diverzifikaci. Základním předpokladem pěstování kvalitních dubových porostů je dostatečná hustota, které lze dosáhnout zejména přirozenou obnovou, případně i obnovou umělou při dodržení odpovídající hustoty výsadby a následné péče o kultury. Mezernaté kultury a nárosty je vhodné doplnit vyspělým sadebním materiálem cílových dřevin.

Pěstební opatření směřují především k odstraňování rychleji rostoucích listnatých dřevin (bříza, osika, vrba), které dub předrůstají a zastiňují. V přehoustlých nárostech z přirozené obnovy je vhodné při výšce kolem 1 m snížit hustotu na 12 – 15 tis. ks.ha⁻¹ (lze provést schematicky křovinořezem). První výchovný zásah se provádí při horní výšce přibližně 3 m odstraněním nekvalitních a větevnatých jedinců z nadúrovně a úrovně, případně nežádoucí příměsi pionýrských listnáčů. Hustota porostu by neměla klesnout pod 10 tis. ks.ha⁻¹.

Při dalších zásazích (při horní výšce přibližně 8, 11 a 13 m) pokračuje negativní výběr z nadúrovně a úrovně, přičemž hustota porostu se snižuje jen mírně (na přibližně 8 000, 5 500 a 3 500 ks.ha⁻¹) a dále je redukována přirozenou mortalitou potlačených jedinců. Životaschopná podúroveň musí zůstat zachována, protože plní významnou pěstební i ekologickou funkci. Podrobněji viz Chroust (1997), Novák et al. (2017c), Mlčoušek et al. (2020) a Vacek et al. (2026a).

Porosty dalších významných dřevin

Jedle je naší nejstinnější dřevinou a v mládí dlouhodobě snáší zástín. V nárostech a mlazínách je proto vhodné zachovat vysokou hustotu i výraznou výškovou a tloušťkovou diferenciaci. Pročistkami se uvolňují kvalitní úrovňové i předrůstavé jedle s cílem vytvořit hluboké pravidelné koruny. Z horní vrstvy se odstraňují pouze tvarově nevhodní nebo poškození jedinci, ze střední vrstvy jedle s nevyvinutými korunami, zatímco podúroveň se ponechává pro zachování vhodného mikroklimatu. První zásah se provádí při odumírání spodních přeslenů horní vrstvy. Intenzita zásahu činí obvykle 3 – 10 %, při dalších zásazích v přibližně pětiletých intervalech 4 – 7 %. Ve stejnověkových jedlových skupinách je vhodné podporovat přibližně 500 – 700 předrůstavých jedlí.ha⁻¹ (Vacek et al. 2026a).

Modřín se pěstuje převážně ve směsi s jinými dřevinami. Vyžaduje volnou korunu a zastíněnou patu kmene, proto nejsou čisté modřínové porosty vhodné. Výchovou se udržuje volná koruna shora i z boku, aby modřín do stádia tyčkovin převyšoval okolní dřeviny o několik metrů. Odstraňují se především netvární, poškození a růstově zaostávající jedinci.

Jasan je vhodné pěstovat ve směsi s ostatními dřevinami. Již ve stádiu mlazin se uplatňuje pozitivní úrovňový výběr spojený s odstraňováním vidličnatých jedinců. **Ja-vory** se rovněž pěstují ve směsi, přičemž se při prořezávkách odstraňují pouze tvarově nevhodní a vidličnatí jedinci; do podúrovně se nezasahuje. **Olše** vyžaduje v mlazínách přiměřený zápoj a prořezávky negativním výběrem nekvalitních jedinců.

Bříza má na většině stanovišť význam jako přípravná dřevina, na některých i jako meliorační a zpevňující dřevina. Není-li cílovou dřevinou, její podíl se výchovou postupně snižuje. Při produkci kvalitní dřevní hmoty se podporují kvalitní jedinci neomezuující cílové dřeviny. Pokud plní funkci přípravné dřeviny, ponechává se do výšky 2 – 4 m, kdy se do porostu prosadbou zavádějí cílové dřeviny (Vacek et al. 2024a, 2024b).

Vyšší hustota a zachování korunového zápoje mladých porostů jsou předpokladem kvalitního růstu. Přibližně od 7. roku se provádějí intenzivnější zásahy ve prospěch vybraných cílových stromů. Intervaly jsou zpočátku kratší (cca 5 let), později se prodlužují. Ve vegetativně vzniklých porostech jsou zpočátku nutné častější zásahy zaměřené na uvolňování kvalitních výmladků. Zásahy je vhodné provádět ve vegetačním období pro obohacení půdy listím a klestem (Poleno et al. 2009; Novák et al. 2017b).

Výchova porostních směsí

Při výchově smíšených porostů je nutné, obdobně jako u porostů stejnorodých, respektovat vlastnosti dřevin a stanovištní podmínky. Již při obnově (umělé i přirozené) je třeba zohlednit ekologické nároky jednotlivých dřevin (světlomilné, stín snášející) a podle nich volit způsob smíšení. Ve stádiu nárostů a kultur lze redukcí dominantní dřeviny vytvořit prostor pro rozvoj příměsi a doplnit mezery dřevinami s meliorační a zpevňující funkcí. To platí zejména pro porosty vzniklé sukcesí (Vacek et al. 2023c).

Při střední výšce nárostu kolem 0,5 m (podle dominantní dřeviny) se v přibližně rovnoměrných rozestupech vybere asi 1 000 jedinců cílových dřevin, které se uvolní odstraněním okolních stromků v poloměru odpovídajícím výšce uvolňovaného jedince, nejméně však 0,5 m. Ostatní jedinci mezi vybranými stromy se ponechávají bez zásahu. Zásah lze provést manuálně teleskopickými pákovými nůžkami nebo křovinořezem. Další výchovné zásahy se diferencují podle druhového složení porostu (Obr. 4.9). U listnatých



Obr. 4.9 Před prostřihávkou a po prostřihávce v přípravných dřevinách pro podporu dřevin cílových (smrku, borovice a modřinu) (Foto: J. Moravec).

směsí se postup přizpůsobuje ekologickým nárokům zastoupených dřevin (např. světlo-milný dub, stín snášející buk).

Stejně zásady platí i pro směsí jehličnanů, u nichž je nutné respektovat rozdílné ekologické vlastnosti jednotlivých dřevin (např. dynamický růst a sklon k přeštíhlení u smrku nebo vysokou toleranci k zástínu u jedle). Protože jedle bývá nejčastěji zastoupena jako přimíšená nebo vtroušená dřevina, zaměřují se zásahy na její uvolňování s cílem vytvořit hlubokou pravidelnou korunu, zvýšit její vitalitu, odolnost i fruktifikaci. Vzhledem k požadované stupňovité struktuře porostu se u jedle uplatňují úrovněvé probírky se zachováním kvalitních růstově zaostávajících jedinců.

Typickou jehličnato-listnatou směsí je porost smrku a buku, založený přirozenou i umělou obnovou. V mládí vyžaduje smrk dostatek prostoru pro vytvoření individuální stability, zatímco buk potřebuje zapojený porost pro tvorbu kvalitních kmenů. Výchovné zásahy proto ve středních polohách podporují podíl smrku, ve vyšších polohách podíl buku. U buku je nezbytné včas odstraňovat předrostlíky a obrostlíky a zachovat hustý zápoj, zatímco ve vyšším věku dobře reaguje na uvolnění korun zvýšeným přírůstem. Smrk naopak vyžaduje v mládí dostatek prostoru pro stabilizaci, později ochranu hustším zápojem. Ve směsi si navíc udržuje delší korunu než v čistých porostech díky příznivějším světelným a vláhovým podmínkám (Vacek et al. 2023b).

Při jednotlivém smíšení je vhodné již při horní výšce 3 – 4 m vybrat podle zdravotního stavu a vitality přibližně 100 – 300 nejkvalitnějších smrků na hektar a individuálně je uvolnit. Ostatní porost se ponechává bez zásahu, čímž vytváří příznivé prostředí pro vývoj buku a současně umožňuje smrku plnit funkci výplňové dřeviny.

Při výchově smíšených porostů je nutné respektovat ekologické nároky jednotlivých dřevin a cílovou druhovou skladbu. Zásahy se soustřeďují do střední a horní vrstvy porostu, negativním výběrem se odstraňují tvarově nevhodní a poškození jedinci a pozitivním výběrem se podporují meliorační, zpevňující i ostatní přimíšené dřeviny zvyšující biodiverzitu. Je-li součástí porostu jedle, je vhodné ji uvolňovat po celém obvodu koruny tak, aby se větve okolních stromů vzájemně nedotýkaly. Podrobněji viz Poleno et al. (2009), Mlčoušek et al. (2020), Vacek et al. (2020b, 2023b).

Výchova porostů poškozených zvěří

Zásadním limitujícím faktorem růstu a mnohdy i prosté existence lesa je zvěř, která svým okusem, ohryzem, loupáním i vytloukáním značně omezuje růst mnoha druhů dřevin (Ramirez et al. 2018). V podmínkách Západních Karpat představují z hlediska poškození lesních porostů nejvýznamnější druhy jelen evropský (*Cervus elaphus*) a srnec obecný (*Capreolus capreolus*), jejichž početnost a intenzita pastevního tlaku významně ovlivňují přirozenou i umělou obnovu lesa (Obr. 4.10).



Obr. 4.10 Sčítání jelení zvěře (*Cervus elaphus*) pomocí dronu s termovizí v honitbě Sidonie-Cigán v Západních Karpatech (Foto: J. Cukor).

Zvýšená míra poškození je dána tím, že populace jelenovitých v celé Evropě včetně ČR za posledních několik desetiletí výrazně vzrostla (Carpio et al. 2021). K tomuto nárůstu přispěla řada faktorů, z nichž některé mohou úzce souviset se změnami klimatu, včetně mírnějších zim, lesnického managementu i změnami v lesnických postupech a porostech. Obecně lze říct, že klimatické změny ovlivňují areál rozšíření, početnost a životaschopnost živočišných druhů na celém světě (Ruprecht et al. 2020). Jako příklad lze uvést populační dynamiku jelena siky na japonských ostrovech. V roce 1879 došlo k dramatickému propadu početnosti populace jelena siky z důvodu těžkého sněhu a následného nárůstu populace byl podmíněn ochranou a zákazem komerčního lovu. K opačné situaci dochází v podmínkách Evropy, kam byl jelen sika introdukován. V důsledku mírných zim a dostatku potravy se sika stal jedním z úspěšně introdukovaných druhů zvěře s významným negativním dopadem na původní lesní ekosystémy. Početnost jelena siky stále narůstá včetně rozšiřování areálu výskytu, což platí i pro další původní i nepůvodní druhy jelenovitých (Carpio et al. 2021). V podmínkách České republiky lze změny lesních porostů pozorovat v souvislosti s velkoplošným odumíráním lesních porostů a vznikem rozsáhlých holin, a i v tomto případě lze očekávat dynamickou reakci nárůstu populací kopytníků a zvýšené škody zvěří (Obr. 4.11).

Jedním z nejzávažnějších dopadů spárkaté zvěře na les (a zejména na jehličnaté dřeviny) je odstraňování kůry z kmene jehličnatých dřevin v jejich mladém až středním věku, k čemuž dochází v důsledku nevhodného mysliveckého managementu (Simon & Kolář 2001). Loupáním kůry dochází nejen k narušení struktury dřeva během uzavření rány, ale



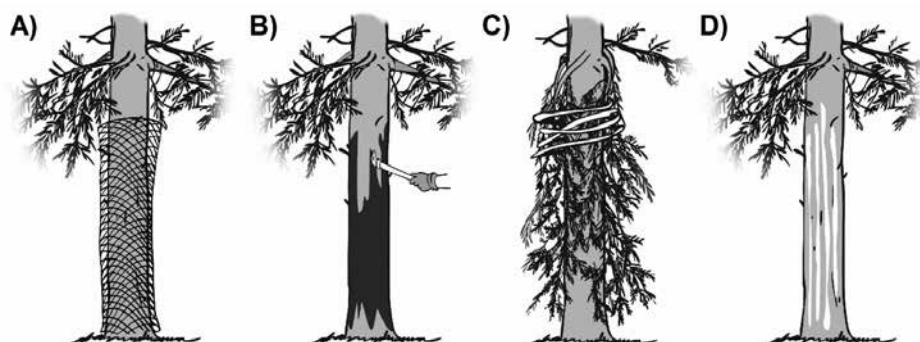
Obř. 4.11 V důsledku kůrovcové kalamity, vzniku rozsáhlých holin a následné limitace mysliveckého managementu v hustých mlazinách se očekává nárůst populace spárkaté zvěře a s tím i spojených škod na lesních porostech (Zdroj: J. Macek).

převážně i k sekundárnímu zhoršení kvality dřeva napadeného hnilobou a poklesu kvantity (Vacek et al. 2020a). To platí zejména pro ekonomicky velmi důležitý smrk ztepilý, jehož růst a hodnota užitkového dřeva se z důvodu poškození kůry a následné hniloby výrazně snižuje (Cukor et al. 2019). Též u borovice lesní jako u ekonomicky velmi důležité dřeviny jsou škody zvěří dosti časté a snižují kvalitu dřeva, jeho růst, objem a výslednou ekonomickou hodnotu (Felton et al. 2022). U jedle je poškození kůry méně závažné než u smrku ztepilého a její dřevo je též méně náchylné k rozvoji kmenové hniloby. Poškozené stromy ohryzem a loupáním jsou obecně více ohroženy nedostatkem srážek, naopak zdravé stromy více reagují na vliv teplot (Vacek et al. 2020a), což může hrát výraznou roli z hlediska klimatické změny. Ve snaze zabránit poškozování lesních porostů spárkatou zvěří, byla přijata řada opatření, a to zejména různé způsoby individuální či skupinové ochrany a použití komerčních repelentů. Tato krátkodobá opatření však neřeší dlouhodobý problém kontinuálního nárůstu populační hustoty, tak i škod zvěří okusem, ohryzem a loupáním (Carpio et al. 2021). Tyto změny v populační dynamice kopytníků jsou řízeny mnoha rozličnými faktory včetně měnících se klimatických podmínek (Ruprecht et al. 2020).

Zásadním předpokladem pro úspěšnou obnovu a další pěstování stabilních a kvalitních porostů na kalamitních plochách 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. 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⁻¹ 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 (Turek et al. 2016). Další výchovné zásahy jsou prováděny v desetiletých periodách kombinovaným výběrem, při kterém se dále uvolňují nepoškozené stromy a současně odstraňují nejvíce poškozené stromy. V porostech se ponechávají atraktivní dřeviny pro zvěř, jako je jeřáb atd., na kterých se poškození loupáním a ohryzem kůry neřeší. Pokud je v porostu méně než 300 nepoškozených stromů v nadúrovni a úrovni, bude potřebná jeho postupná rekonstrukce. 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 na čtvrtině 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 potřeba doplnit meliorační a zpevňující příměsí, která vyžaduje intenzivní ochranu proti škodám zvěří. Podrobněji viz práce Slodičák & Novák (2007), Turek et al. (2016), Vacek et al. (2020a), Cukor et al. (2022).

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. 4.12; Marada et al. 2019; Ligot et al. 2023). Tato krátkodobá opatření však neřeší dlouhodobý problém kontinuálního nárůstu populační hustoty, tak i 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). Z těchto důvodů je nutné skloubit zásady lesnického a mysliveckého managementu vzhledem k úživnosti honiteb tak, aby škody zvěří nepřesáhly ekologicky únosnou mez. Ve většině případů je přitom nezbytné přistoupit k výrazné redukci spárkaté zvěře.



Obr. 4.12 Různé způsoby ochrany jedle bělokoré před škodami ohryzem a loupáním: A) mechanická individuální ochrana, B) chemický nátěr, C) obvazování živými větvemi a D) povrchové zraňování kůry (Zdroj: J. Macek).

MODELOVÉ PŘÍKLADY Z PRAXE NA DEMONSTRAČNÍCH OBJEKTECH

V následující části jsou prezentovány výsledky získané na demonstračních objektech a jejich význam pro praktické lesní hospodaření.

Klimatická změna a její vliv na lesní hospodářství a výchovu

Lesní ekosystémy střední Evropy procházejí v posledních desetiletích výraznou proměnou v důsledku probíhající klimatické změny. Rostoucí průměrné teploty, změny rozlože-

ní srážek během roku a častější výskyt extrémních klimatických jevů významně ovlivňují růst stromů, reprodukci, stabilitu porostů i vznik disturbancí (Allen et al. 2010; Seidl et al. 2017; Vacek et al. 2023a). Tyto procesy zásadně mění fungování lesních ekosystémů a současně vytvářejí nové požadavky na jejich dlouhodobé pěstování a obhospodařování.

Vedle dlouhodobého trendu oteplování ovlivňuje klima střední Evropy také přirozená klimatická variabilita. Významnou úlohu sehrává zejména Severoatlantická oscilace (NAO), jejíž jednotlivé fáze ovlivňují průběh zimního období, rozložení srážek i teplotní poměry během vegetační sezóny (Easterbrook 2016; Hall et al. 2015; Laurenz et al. 2019; Ma et al. 2018). Kratší dvouletou variabilitu představuje kvazi-dvouletá oscilace (QBO), která prostřednictvím změn stratosférické cirkulace ovlivňuje průběh počasí na severní polokouli (Baldwin et al. 2001). Ve víceletém až víceadekadním měřítku se na klimatické variabilitě podílejí také arktická oscilace a další cirkulační procesy, které významně ovlivňují teplotní a srážkové poměry ve střední Evropě (Lüdecke et al. 2020; Vyshkvarkova & Sukhonos 2022).

Pozornost je v posledních letech věnována také přibližně jedenáctileté periodicitě zaznamenané v časových řadách nahodilých těžeb a letokruhových chronologiích (Skuhra-vý 2002; Šimůnek et al. 2021). Tato periodicitu bývá spojována se sluneční aktivitou, která ovlivňuje klimatický systém prostřednictvím změn celkového slunečního ozáření (TSI) i nepřímým působením na atmosférickou cirkulaci (Jones et al. 1997; Lean et al. 2005; Wang et al. 2005; Kopp et al. 2016; Dima & Voiculescu 2016; Roy 2018; Hurrell et al. 2019). Souvislosti mezi sluneční aktivitou, NAO a klimatickými extrémy byly popsány v řadě studií (Laurenz et al. 2019; Lüdecke et al. 2020), přesto však zůstávají mechanismy těchto vazeb předmětem dalšího výzkumu (Chiodo et al. 2019; Spiegl et al. 2023).

Klimatické změny i přirozená klimatická variabilita se promítají do růstu lesních dřevin, což je patrné zejména z letokruhových chronologií. V obdobích sucha dochází ke snížení radiálního přírůstu, zatímco příznivé teplotní a srážkové podmínky podporují růst. Přibližně jedenáctiletá periodicitu byla zaznamenána také v letokruhových řadách řady evropských dřevin (Dorotovič et al. 2014; Matveev et al. 2017; Komitov 2021; Šimůnek et al. 2023), což naznačuje možnou souvislost mezi růstem stromů a dlouhodobou klimatickou variabilitou.

Klimatické podmínky významně ovlivňují také reprodukci lesních dřevin. Produkce semen vykazuje výraznou meziroční variabilitu a je řízena především teplotními a srážkovými podmínkami v jednotlivých fázích reprodukčního cyklu (Koenig et al. 2016; Vacciano et al. 2017; Zamorano et al. 2018; Pesendorfer et al. 2019). Významný vliv mají zejména klimatické podmínky v předcházejících letech, které ovlivňují tvorbu květních pupenů i samotnou produkci semen (Šimůnek et al. 2026). Současné oteplování může měnit četnost semenných let i životaschopnost semen, což má přímý dopad na přirozenou obnovu lesa a produkci reprodukčního materiálu (Pesendorfer et al. 2019; Journé et al. 2023; Foest et al. 2024).

Nejvýraznější dopady klimatické změny jsou patrné ve vývoji disturbancí. Častější epizody sucha společně s větrnými kalamitami oslabují porosty a vytvářejí vhodné podmínky pro gradace podkorního hmyzu, zejména lýkožrouta smrkového (Raffa et al. 2015; Hlásny et al. 2021; Favaro et al. 2023). Následkem je výrazný nárůst nahodilých těžeb, které významně ovlivňují ekonomiku lesního hospodářství i strukturu lesních porostů (Hlásny et al. 2017; Remeš et al. 2020; Toth et al. 2020; MAF 2023).

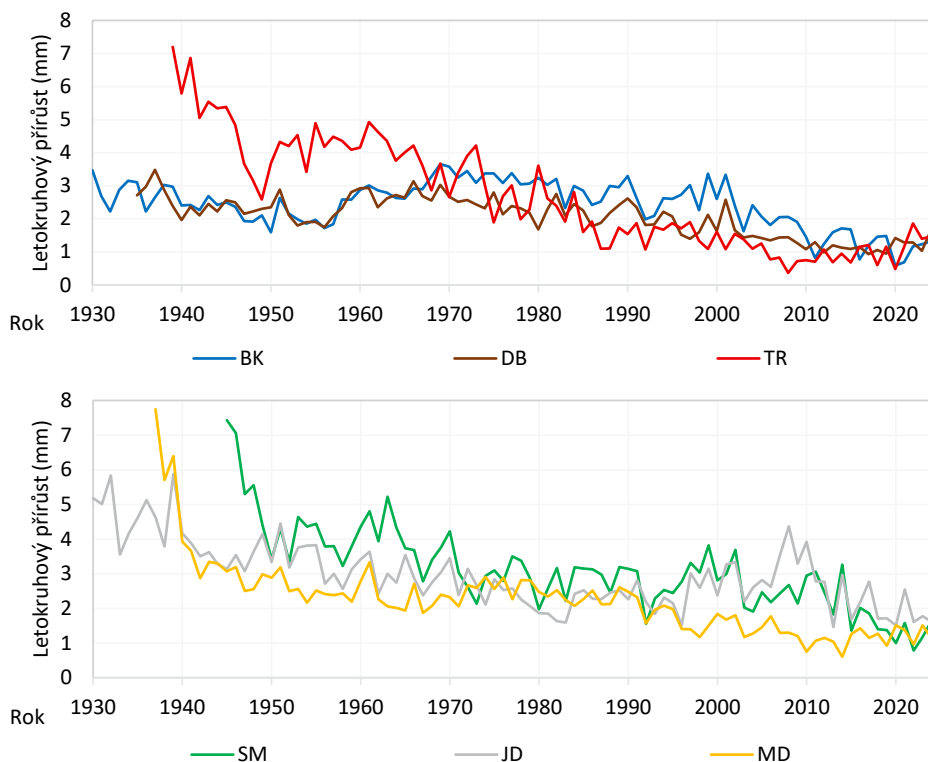
Současně dochází k postupné transformaci druhové skladby lesů střední Evropy. Zastoupení smrku a borovice se snižuje, zatímco roste podíl listnatých dřevin, především

buku a dubů (Lesy SR 2022; Lackner et al. 2023; MAF 2023). Borovice lesní vykazuje vyšší toleranci vůči suchu díky hlubšímu kořenovému systému a účinnějším obranným mechanismům proti podkornímu hmyzu (Netherer & Schopf 2010; Zang et al. 2012), přesto ani její porosty nejsou vůči klimatickým extrémům a disturbancím zcela odolné (Flint et al. 2012).

Celkově lze konstatovat, že lesní porosty střední Evropy jsou ovlivňovány kombinací dlouhodobé klimatické změny a přirozené klimatické variability. Tyto procesy společně určují růst, reprodukci, zdravotní stav i mortalitu lesních dřevin a významně ovlivňují stabilitu porostů, strukturu nahodilých těžeb i ekonomiku lesního hospodářství. Porozumění vazbám mezi klimatickými faktory, atmosférickou cirkulací, sluneční aktivitou a biologickou odezvou lesních ekosystémů představuje jeden ze základních předpokladů pro úspěšnou adaptaci lesního hospodářství na měnící se podmínky prostředí.

Vliv lokálních podmínek počasí na růst letokruhů hlavních hospodářských lesních dřevin

Na obrázku 4.13 je znázorněn vývoj letokruhového přírůstu hlavních hospodářských dřevin v oblasti Vlárského průsmyku v nadmořské výšce 450 až 650 m nad mořem v SLT 3B (bohatá dubová bučina) a 4B (bohatá bučina) v období 1930 – 2023. Samostatně jsou zobrazeny listnaté dřeviny (BK, DB, TR) a jehličnaté dřeviny (SM, JD, MD).



Obr. 4.13 Letokruhový přírůst hospodářských dřevin v oblasti Vlárského průsmyku.

U listnatých dřevin se letokruhový přírůst vyznačuje relativně vyrovnaným průběhem. BK i DB dosahují po většinu sledovaného období přírůstků kolem 2 – 3 mm s mírným zvýšením v 60. – 70. letech minulého století. Od počátku 21. století je patrný pozvolný pokles radiálního růstu, který se po roce 2015 dále prohlubuje. TR vykazuje v počáteční fázi růstu výrazně vyšší radiální přírůsty, přesahující 6 mm, které se s věkem postupně snižují a stabilizují na úrovni ostatních listnatých dřevin.

Jehličnaté dřeviny vykazují ve srovnání s listnáči výrazně vyšší meziroční variabilitu letokruhového přírůstu. Největší kolísání je patrné u SM, který současně vykazuje nejvýraznější pokles přírůstu v posledních letech sledovaného období. Obdobný trend lze pozorovat také u JD, zatímco MD vykazuje poněkud vyrovnanější průběh růstu. Přesto i u něj dochází v posledních letech ke snižování radiálního přírůstu.

Celkově lze konstatovat, že listnaté dřeviny (BK, DB, TR) vykazují dlouhodobě stabilnější letokruhový růst s menší meziroční variabilitou, zatímco jehličnaté dřeviny (SM, JD, MD) reagují na změny podmínek prostředí výraznějšími výkyvy. Zvláště v období po roce 2015 dochází u jehličnanů k podstatně prudším poklesům radiálního přírůstu než u listnáčů, což naznačuje jejich vyšší citlivost k opakovaným epizodám sucha a dalším klimatickým extrémům.

Rozdílná dynamika růstu jednotlivých dřevin ukazuje jejich odlišnou citlivost ke klimatickým faktorům. V následující kapitole jsou proto podrobněji hodnoceny vztahy mezi letokruhovým přírůstem jednotlivých dřevin a hlavními klimatickými charakteristikami, zejména teplotou vzduchu a srážkovými úhrny.

Letokruhy jako indikátor vlivu klimatické změny na hlavní hospodářské dřeviny

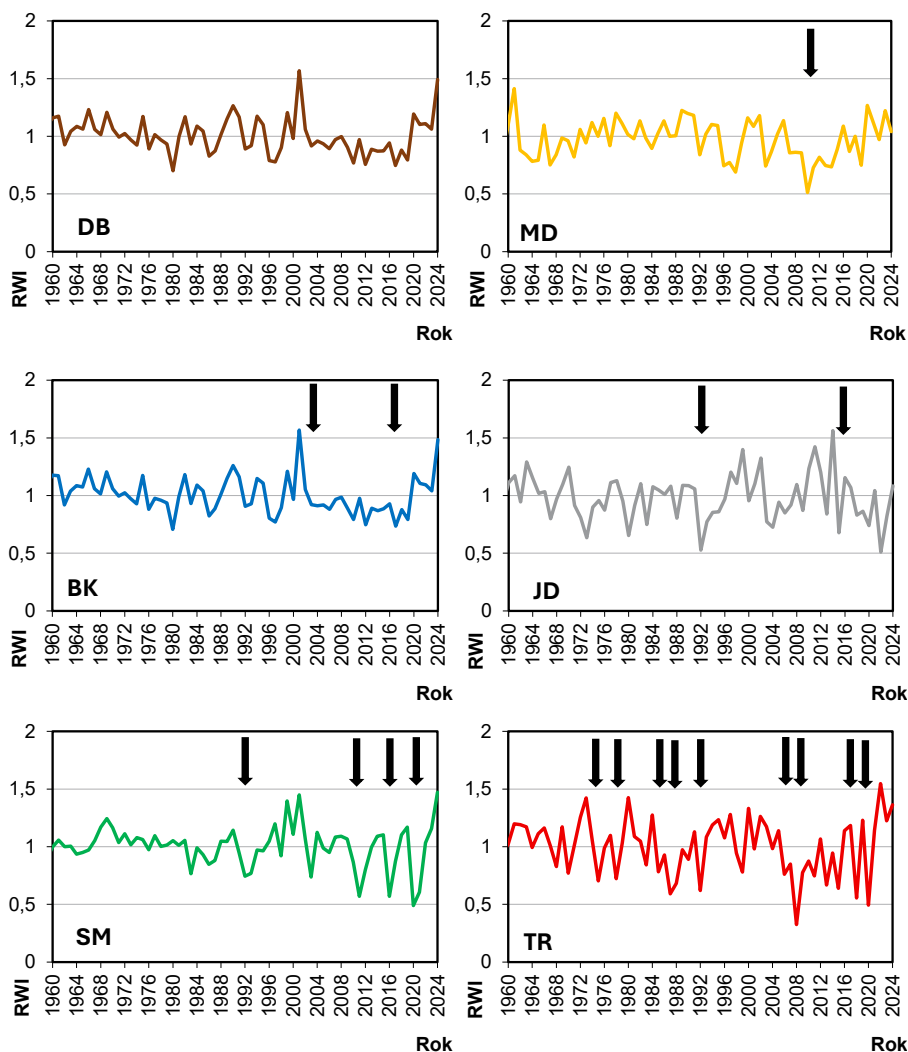
Na Obr. 4.14 jsou znázorněny detrendované letokruhové indexy hlavních hospodářských dřevin ve Vlárském průsmyku. Detrending odstraňuje vliv věku stromů na šířku letokruhů, takže výsledné indexy zachycují především meziroční změny růstu podmíněné klimatickými a dalšími environmentálními faktory. Hodnota indexu 1 představuje radiální růst odpovídající proložené průměrné křivce detrendace. Černými šipkami jsou označeny klimaticky významné roky (NPY), ve kterých většina jedinců dané dřeviny reagovala shodným směrem.

Listnaté dřeviny (BK, DB, TR) vykazují po většinu sledovaného období relativně stabilní růst s menší amplitudou meziročních výkyvů než jehličnany. Nejvyrovnanější průběh letokruhových indexů vykazuje DB, následovaný BK, u nichž se hodnoty většinou pohybují v rozmezí 0,9 – 1,2. Větší citlivost vykazuje TR, která reaguje výraznějšími meziročními výkyvy a současně dosahuje nejvyššího počtu klimaticky významných let mezi listnatými dřevinami. Je však třeba zohlednit, že TR se v porostech vyskytuje převážně jednotlivě nebo v nadúrovni, a její růst je proto více ovlivňován bezprostředními klimatickými podmínkami než konkurencí okolních stromů.

Jehličnaté dřeviny vykazují podstatně vyšší meziroční variabilitu radiálního růstu. Nejcitlivěji reaguje SM, u něhož jsou patrné největší amplitudy růstových výkyvů i nejvyšší počet klimaticky významných let. Výraznější kolísání růstu je patrné zejména od počátku 90. let, a především po roce 2015, kdy dochází k častému střídání nadprůměrných a podprůměrných let. JD a MD vykazují střední úroveň citlivosti, přičemž jejich růstové reakce jsou vyrovnanější než u SM, avšak stále výraznější než u BK a DB.

Ve všech sledovaných dřevinách lze po roce 2015 pozorovat zvýšení frekvence extrémních růstových odchylek, které odpovídají období častějšího výskytu klimatických extrémů. Tento trend je nejvýraznější u jehličnatých dřevin, zejména u SM, který reaguje prudkými meziročními poklesy i následnými rychlými obnoveními růstu. Naproti tomu BK a DB vykazují podstatně stabilnější růstovou odezvu, což svědčí o jejich vyšší růstové stabilitě na sledovaných stanovištích.

Celkově výsledky potvrzují, že citlivost jednotlivých dřevin na klimatickou variabilitu se výrazně liší. Nejvyšší citlivost byla zjištěna u SM a TR, střední u JD a MD, zatímco nejstabilnější růst vykazují DB a BK. Z dendrochronologického hlediska se proto právě DB a BK jeví jako nejstabilnější hospodářské dřeviny sledované oblasti, zatímco SM představuje druh s nejvyšší citlivostí k meziročním změnám klimatických podmínek.



Obr. 4.14 Letokruhový růst (RWI) hospodářských dřevin v oblasti Vlárského průmysku bez vlivu věkového růstu s klimaticky významnými roky (NPY – černé šipky).

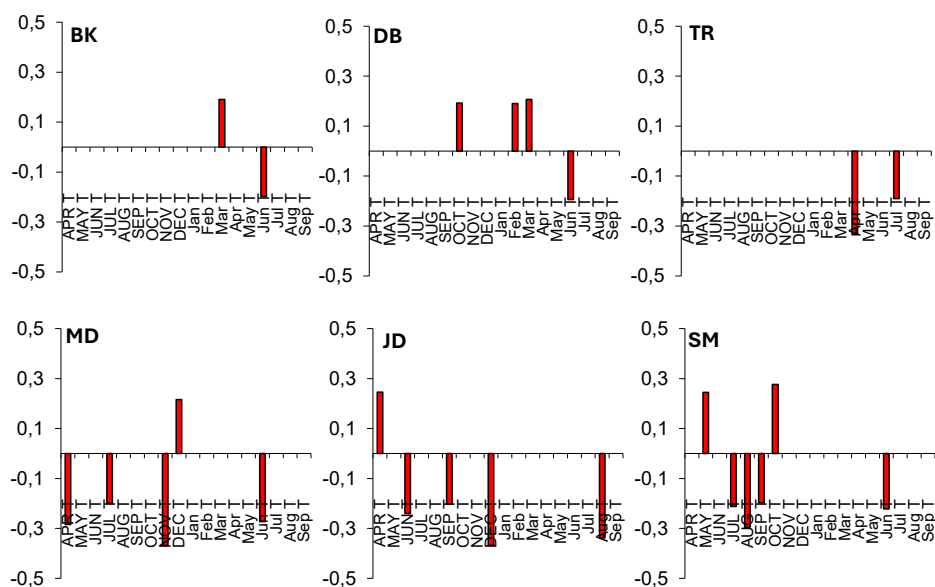
Na Obr. 4.15 (teploty) jsou znázorněny statisticky významné korelace mezi radiálním růstem jednotlivých dřevin a průměrnými měsíčními teplotami. Tento obrázek potvrzuje, že citlivost jednotlivých dřevin na teplotu se výrazně liší jak intenzitou, tak obdobím vegetačního roku.

Nejvyšší citlivost k teplotním podmínkám vykazuje SM, u něhož se projevuje několik významných korelací. Vyšší teploty v jarním období, zejména v dubnu a říjnu předchozího roku, růst podporují, zatímco zvýšené teploty v letních měsících (červenec až září) působí negativně. Výsledky tak potvrzují vysokou citlivost smrku na letní přehřívání a vodní stres.

JD vykazuje rovněž poměrně silnou klimatickou odezvu. Pozitivně reaguje na vyšší teploty na počátku vegetační sezóny, zatímco vyšší teploty v pozdním jaru, během léta a na konci vegetačního období mají na její růst negativní vliv. Jedle tak reaguje na teplotní extrémy podobně jako smrk, avšak s poněkud menší intenzitou.

MD vykazuje převážně negativní vztah k vyšším teplotám během vegetační sezóny, zejména v jarních a letních měsících. Pozitivní odezva je patrná pouze v zimním období před začátkem vegetace, což naznačuje význam průběhu zimy pro následný růst.

U listnatých dřevin jsou vazby na teplotu méně početné. BK vykazuje pozitivní reakci na vyšší teploty v časném jaru, zatímco vyšší teploty počátkem léta růst mírně omezují. DB reaguje pozitivně především na teploty během podzimního a zimního období, negativní vliv byl zaznamenán pouze v letních měsících. Nejnižší počet významných korelací vykazuje TR, u které byly zjištěny pouze negativní vztahy k vyšším teplotám v průběhu vegetace.



Obr. 4.15 Korelační koeficienty mezi regionální reziduální letokruhovou chronologií sledovaných hospodářských dřevin a průměrnými měsíčními teplotami (resp. měsíčními srážkovými úhrny) od května předchozího roku (MAY) do září běžného roku (Sep) za období 1961 – 2024. Zobrazeny jsou pouze statisticky významné korelace ($p < 0,05$). Měsíce označené velkými písmeny představují předchozí rok, měsíce psané běžným písmem rok aktuální.

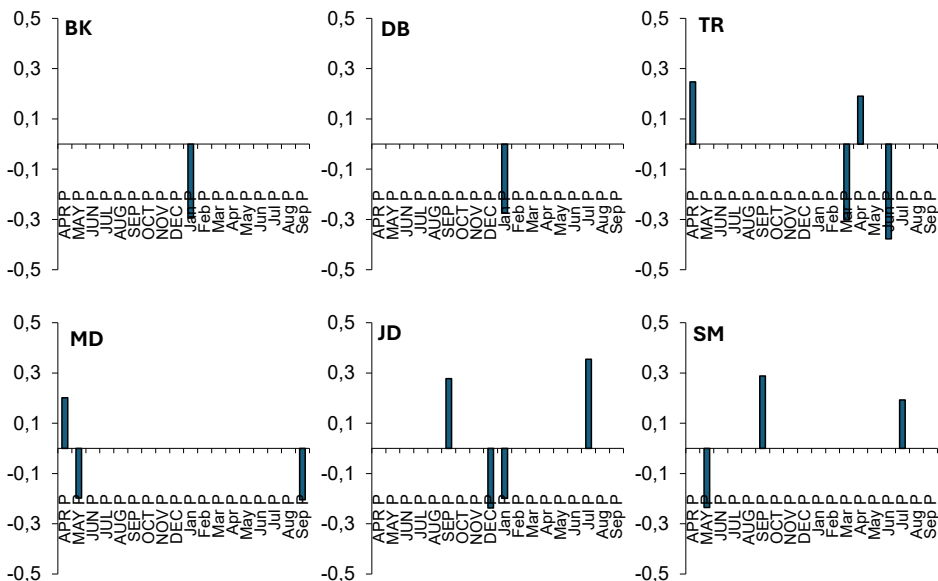
Celkově výsledky ukazují, že jehličnaté dřeviny mají výrazně vyšší citlivost k teplotním podmínkám než listnáče, především během vegetační sezóny. Zvýšené letní teploty mají u většiny dřevin negativní vliv na radiální růst, přičemž nejvýraznější odezvu vykazují SM a JD. Naopak BK a DB reagují na změny teplot stabilněji a jejich růst je teplotními extrémny ovlivňován méně.

Na Obr. 4.16 (srážky) jsou znázorněny statisticky významné korelace mezi radiálním růstem sledovaných hospodářských dřevin a měsíčními srážkovými úhrny. Výsledky potvrzují, že význam srážek se mezi jednotlivými dřevinami liší jak intenzitou, tak obdobím roku, ve kterém růst ovlivňují.

Výraznou pozitivní závislost na srážkách vykazuje SM, jehož radiální růst je významně podporován vyššími srážkovými úhrny během vegetační sezóny, zejména v červenci běžného roku. Naopak vyšší srážkové úhrny v dubnu předchozího roku vykazují negativní vztah k následnému růstu. Výsledky potvrzují vysokou závislost smrku na dostatečné zásobě vody během vegetace.

Podobně také JD vykazuje výraznou pozitivní odezvu na vyšší srážky během vegetační sezóny, především v srpnu předchozího roku a červnu běžného roku. Byly též zjištěny negativní korelace se srážkami v zimním období, zejména od prosince do února, což naznačuje vliv zimních podmínek na následný radiální růst.

MD reaguje na srážkové poměry méně jednoznačně. Pozitivní vztah byl zaznamenán především u jarních srážek předchozího roku, zatímco vyšší srážkové úhrny v závěru vegetační sezóny běžného roku vykazují negativní vztah k růstu.



Obr. 4.16 Korelační koeficienty mezi regionální reziduální letokruhovou chronologií sledovaných hospodářských dřevin a měsíčními srážkovými úhrny od května předchozího roku (MAY) do září běžného roku (Sep) za období 1961 – 2024. Zobrazeny jsou pouze statisticky významné korelace ($p < 0,05$). Měsíce psané velkými písmeny označují předchozí vegetační období, měsíce psané běžným písmem odpovídají běžnému roku.

Z listnatých dřevin vykazuje nejnižší citlivost ke srážkám BK a DB, u nichž byla zjištěna pouze ojedinělá statisticky významná negativní korelace v lednu běžného roku. Naproti tomu TR reaguje na srážkové poměry výrazněji. Vyšší srážkové úhrny v dubnu podporují její radiální růst, zatímco vyšší srážky v průběhu března a června běžného roku vykazují negativní vztah.

Celkově výsledky potvrzují, že největší závislost radiálního růstu na srážkových poměrech vykazují jehličnaté dřeviny, zejména SM a JD, zatímco BK a DB reagují na změny srážkového režimu podstatně méně citlivě. Zvýšená citlivost smrku k dostupnosti vody během vegetační sezóny dobře koresponduje s jeho výraznější meziroční variabilitou letokruhového přírůstu a vyšší citlivostí ke klimatickým extrémům, která byla patrná i z předchozích dendrochronologických analýz.

Souhrn dendroklimatických vztahů

Souhrnná korelační analýza (Tab. 4.2) potvrzuje rozdílnou citlivost hlavních hospodářských dřevin k přírodním a klimatickým faktorům. Pro interpretaci výsledků jsou rozhodující pouze statisticky významné korelace ($p < 0,05$).

Nejvyšší citlivost vykazuje JD, jejíž radiální růst je významně ovlivněn zimními podmínkami (sníh) a zejména hodnotami indexu NAO, který odráží cirkulační poměry nad severním Atlantikem ovlivňující teplotní a srážkový režim ve střední Evropě. SM vykazuje významnou pozitivní vazbu na sezónní srážky a negativní vztah ke kůrovcovým těžbám, což potvrzuje jeho vysokou závislost na vodním režimu během vegetační sezóny.

MD reaguje především na širší klimatické oscilace reprezentované indexem NAO (Severoatlantickou oscilací) a hodnotami TSI (celkovým slunečním ozářením), zatímco u listnatých dřevin (BK, DB a TR) převažují vazby na dlouhodobější klimatické faktory, zejména sluneční aktivitu vyjádřenou indexem TSI. DB navíc vykazuje významnou korelaci s celkovými abiotickými škodami.

Celkově výsledky potvrzují, že růst hlavních hospodářských dřevin je ovlivňován především klimatickými faktory, zejména srážkovým režimem během vegetační sezóny a velkoprostorovými atmosférickými oscilacemi. Nejcitlivějšími dřevinami jsou SM a JD, zatímco BK a DB vykazují stabilnější růstovou odezvu. Tyto poznatky představují důle-

Tabulka 4.2 Korelace mezi letokruhovým růstem a přírodními podmínkami ovlivňujícími růst letokruhů.

Škodlivý činitel nebo přírodní vliv	SM	JD	MD	BK	DB	TR
Vítr	0,15	0,09	0,07	0,25	0,25	-0,22
Sníh	-0,15	-0,30	0,14	-0,08	0,10	-0,03
Námraza	-0,03	-0,02	0,13	0,11	0,01	-0,05
Celkem vítr, sníh, námraza	0,06	-0,06	0,14	0,20	0,28	-0,22
Smrk kůrovci	-0,27	-0,32	0,03	-0,09	-0,12	0,01
Václavka	0,15	0,12	0,03	0,00	0,08	-0,25
Průměrná teplota	-0,09	-0,09	0,02	-0,05	0,02	-0,09
Sezonní teplota	-0,15	-0,17	-0,17	-0,19	-0,06	-0,11
Roční srážky	0,17	0,16	0,06	0,13	0,04	-0,04
Sezonní srážky	0,29	0,29	-0,11	0,18	0,10	-0,08
NAO	-0,16	-0,40	0,28	-0,06	0,14	-0,12
Sezonní NAO	-0,22	-0,39	0,17	-0,03	0,00	-0,09
TSI	0,03	-0,15	0,29	0,28	0,31	0,23

Tučně označené korelace jsou statisticky významné při $p < 0,05$; N = 59 (případové vyřazení chybějících dat). Ke korelaci byla použita data WDC-SILSO 2025, CHMI 2025, VÚLHM 2024 a CRU-UEA 2025 (viz poděkování).

žitý podklad pro volbu druhové skladby i pro návrh pěstebních opatření zaměřených na zvýšení odolnosti lesních porostů vůči probíhající klimatické změně.

STRATEGICKÉ DOPORUČENÍ PRO HOSPODAŘENÍ A VÝCHOVU LESNÍCH POROSTŮ PODLE DŘEVIN

Dendrochronologické analýzy potvrzují, že **smrk ztepilý (SM)** patří mezi klimaticky nejcitlivější hospodářské dřeviny. Vykazuje nejvyšší meziroční variabilitu radiálního růstu, vysoký počet klimaticky významných let a výraznou závislost na srážkách během vegetační sezóny. Současně byla prokázána vazba mezi poklesem růstu a intenzitou kůrovcových kalamit, které jsou úzce spojeny s průběhem počasí a vodním režimem stanoviště. Hospodaření se smrkem by proto mělo být zaměřeno na včasnou obnovu a systematickou výchovu porostů podporující dlouhé koruny, vyšší statickou stabilitu a vitalitu stromů, stejně jako na prostorové rozčlenění rozsáhlých smrkových porostů a jejich přeměnu na druhově pestřejší lesy. V období sucha je nezbytné důsledně sledovat zdravotní stav porostů a včas asanovat stromy napadené podkorním hmyzem. Přesto by smrk neměl být z hospodaření zcela vylučován, ale využíván především na stanovištích s příznivou vodní bilancí jako součást druhově pestrých porostů. Vysoký počet klimaticky významných let současně ukazuje, že růst smrkových porostů reaguje na klimatické extrémy velmi synchronně. Při výskytu sucha nebo jiných nepříznivých podmínek proto dochází k oslabení velké části porostu současně, což významně zvyšuje riziko následného napadení podkorním hmyzem a vzniku plošných kalamit.

Jedle bělokorá (JD) vykazuje nižší meziroční variabilitu radiálního růstu než smrk, přesto však citlivě reaguje na průběh zimního období a na velkoprostorové klimatické oscilace (NAO). Ve srovnání se smrkem lépe snáší období sucha a představuje perspektivní dřevinu pro adaptaci lesních porostů na probíhající klimatickou změnu. Přestože v oblasti zpravidla tvoří rozsáhlé porosty, na vhodných stanovištích může být významnou hlavní nebo spoludominantní dřevinou. Výrazná citlivost jedle na zimní klimatické podmínky naznačuje, že její růst je ovlivňován nejen průběhem vegetační sezóny, ale i charakterem zimy. Proto je vhodné ji uplatňovat především na stanovištích s vyrovnanou vodní bilancí a vyšší vzdušnou vlhkostí. Výchovu jedlových porostů je vhodné provádět opatrně s důrazem na zachování hlubokých korun a dostatečného zápoje, protože příliš intenzivní uvolnění zvyšuje riziko poškození větrem i sněhem. Současně je nezbytné sledovat zdravotní stav porostů, zejména výskyt **korovnice jedlové**, a udržovat stavy spárkaté zvěře na úrovni umožňující přirozenou obnovu. S ohledem na vyšší toleranci vůči suchu a její ekologický i stabilizační význam je vhodné podporovat zastoupení jedle jak přirozenou, tak i umělou obnovou, zejména ve směsích s dalšími stanovištně vhodnými dřevinami.

Dendrochronologické analýzy ukazují, že **modřín opadavý (MD)** vykazuje střední citlivost ke klimatickým faktorům a ve srovnání se smrkem i jedlí stabilnější radiální růst. Výsledky současně naznačují dobrou toleranci k současným epizodám sucha, což z něj činí perspektivní dřevinu pro adaptaci lesních porostů na probíhající klimatickou změnu. Přestože není vhodné zakládat rozsáhlé modřínové porosty, představuje významnou příměs zvyšující produkční hodnotu i stabilitu porostů. Využití modřínu je vhodné zejména při obnově rozsáhlých kalamitních holin, kde díky rychlému růstu urychluje obnovu lesního prostředí a přispívá ke zvýšení druhové diverzity. V hospodářských lesích

by měl být uplatňován především ve směsích se stanovištně vhodnými listnatými i jehličnatými dřevinami. Vzhledem k relativně stabilní růstové odezvě představuje modřín vhodnou doplňkovou dřevinu snižující riziko selhání porostů při klimatických extrémech a současně zvyšující produkční potenciál i dlouhodobou stabilitu lesních ekosystémů. Při výchově porostů by však neměl být preferován jako hlavní cílová dřevina, ale jako produkčně cenná příměs. Výchovné zásahy by měly směřovat k udržení jeho optimálního zastoupení ve směsi tak, aby v budoucnu nepřevládl nad ostatními stanovištně vhodnými dřevinami a byla zachována druhová i prostorová stabilita porostu. Podle lesního zákona č. 250/2025 Sb. již modřín opadavý v ČR není považován za geograficky nepůvodní druh, čímž se ruší požadavek na zvláštní posouzení jeho zavádění jako nepůvodního druhu lesní dřeviny při schvalování oblastních plánů rozvoje lesů a lesních hospodářských plánů, a to zejména v chráněných územích.

Buk lesní (BK) patří ve sledované oblasti mezi klimaticky nejstabilnější hospodářské dřeviny. Ve srovnání s ostatními sledovanými druhy vykazuje nízkou meziroční variabilitu radiálního růstu a menší citlivost ke klimatickým extrémům, což z něj činí jednu z nejperspektivnějších dřevin pro adaptaci lesních porostů na probíhající klimatickou změnu. Nízký počet klimaticky významných let zároveň ukazuje, že růst buku reaguje na klimatické extrémy méně synchronně než jehličnaté dřeviny, což přispívá k vyšší stabilitě bukových porostů i během období klimatických výkyvů. Přesto není vhodné zakládat rozsáhlé stejnověkové bukové porosty nebo monokultury. Výchova bukových porostů by měla směřovat k vytváření druhově, věkově i prostorově diferencovaných struktur s dostatečným zastoupením přímíšených dřevin. Takto utvářené porosty vykazují vyšší ekologickou stabilitu, lepší odolnost vůči větrným i klimatickým extrémům a současně podporují vyšší biodiverzitu a produkci. V mladších porostech je proto vhodné systematicky podporovat vtroušené listnaté i jehličnaté dřeviny, aby nedocházelo k postupné dominanci buku. Produkce kvalitních bukových sortimentů zůstává významným hospodářským cílem, avšak dlouhodobá stabilita porostů by měla mít přednost před vytvářením stejnověkových bukových monokultur.

Dendrochronologické analýzy ukazují, že **dub letní (DB)** patří ve sledované oblasti mezi klimaticky nejstabilnější hospodářské dřeviny. Ve srovnání s ostatními sledovanými druhy vykazuje nízkou meziroční variabilitu radiálního růstu a malou citlivost ke klimatickým extrémům, což potvrzuje jeho vysoký adaptační potenciál pro podmínky probíhající klimatické změny. Nízký počet klimaticky významných let zároveň naznačuje, že růst dubu není výrazně synchronizován krátkodobými klimatickými extrémami, což přispívá k dlouhodobé stabilitě a odolnosti dubových porostů. Přestože se jedná o dlouhověkovou dřevinu s pomalejším dosahováním produkčních cílů, představuje významný stabilizační prvek lesních ekosystémů. Na vhodných stanovištích je proto žádoucí zvyšovat jeho zastoupení, zejména ve směsích s bukem lesním a dalšími stanovištně vhodnými listnatými dřevinami. Výchova dubových porostů by měla být zaměřena na podporu kvalitních cílových stromů s dobře vyvinutými korunami a na zachování druhově, věkově i prostorově pestré struktury porostu. Přestože dub vykazuje vysokou klimatickou stabilitu, ani u této dřeviny není vhodné vytvářet rozsáhlé monokultury, které mohou být v budoucnu náchylnější k působení škůdců, patogenů i dalších disturbancí. Podpora přirozené obnovy a postupné zvyšování zastoupení dubu na stanovištích, kde odpovídá přirozeným růstovým podmínkám, představují vhodnou strategii pro zvýšení dlouhodobé odolnosti i ekologické hodnoty lesních porostů.

Třešeň ptačí (TR) představuje ve sledované oblasti především cennou příměs hospodářských porostů. Přestože dendrochronologické analýzy ukazují poměrně vysokou citlivost jejího radiálního růstu ke klimatickým faktorům, jedná se o dřevinu s významným produkčním i ekologickým potenciálem. Vzhledem k vysoké kvalitě zjištěných jedinců je vhodné podporovat její zastoupení zejména na stanovištích, kde přirozeně prosperuje. Třešeň produkuje vysoce hodnotné sortimenty dřeva a současně významně zvyšuje druhovou diverzitu lesních porostů i potravní nabídku pro řadu druhů živočichů. V hospodářské praxi je proto vhodné ji cíleně ponechávat nebo vnášet jako jednotlivou příměs či v menších skupinách, nikoliv zakládat rozsáhlé porosty. V mladém věku je nezbytné věnovat zvýšenou pozornost ochraně proti okusu a loupání zvěří, která představuje jeden z hlavních limitujících faktorů jejího úspěšného pěstování. Současně je vhodné provádět včasnou výchovu zaměřenou na podporu kvalitních cílových stromů, aby bylo dosaženo produkce cenných výřezů. Přestože třešeň vykazuje vyšší citlivost ke klimatickým výkyvům, její vhodné zastoupení ve smíšených porostech zvyšuje jejich biodiverzitu i hospodářskou hodnotu a představuje perspektivní doplňkovou dřevinu pro budoucí lesní hospodaření.

PODĚKOVÁNÍ

Velké poděkování patří Royal Observatory of Belgium za poskytnutí dat TSI slunečního ozáření (<https://www.sidc.be/silso/>) (WDC-SILSO 2025) a Českému hydrometeorologickému ústavu za poskytnutí dat o srážkách a teplotách (<https://opendata.chmi.cz/>) (CHMI 2025). Za poskytnutí dat o škodlivých činitelích děkujeme Výzkumnému ústavu lesního hospodářství a myslivosti (<https://www.vulhm.cz/>) (VÚLHM 2024) a instituci Climatic Research Unit, University of East Anglia. Děkujeme za poskytnutí dat o Severoatlantické oscilaci NAO (<https://crudata.uea.ac.uk/>) (CRU-UEA 2025).

LITERATURA

- Allen, C. D., Macalady, A. K., Chenchouni, H., Bachelet, D., McDowell, N., Vennetier, M., Kitzberger, T., Rigling, A., Breshears, D. D., Hogg, E. H., Gonzalez, P., Fensham, R., Zhang, Z., Castro, J., Demidova, N., Lim, J.-H., Allard, G., Running, S. W., Semerci, A., & Cobb, N. (2010). A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. *Forest Ecology and Management*, 259(4), 660–684.
- Baldwin, M. P., Gray, L. J., Dunkerton, T. J., Hamilton, K., Haynes, P. H., Randel, W. J., Holton, J. R., Alexander, M. J., Hirota, I., Horinouchi, T., Jones, D. B. A., Kinniersley, J. S., Marquardt, C., Sato, K., & Takahashi, M. (2001). The quasi-biennial oscillation. *Reviews of Geophysics*, 39(2), 179–229.
- Carpio, A. J., Apollonio, M., & Acevedo, P. (2021). Wild ungulate overabundance in Europe: Contexts, causes, monitoring and management recommendations. *Mammal Review*, 51, 95–108.
- Cukor, J., Vacek, Z., Linda, R., Vacek, S., Marada, P., Šimůnek, V., & Havránek, F. (2019). Effects of bark stripping on timber production and structure of Norway spruce forests in relation to climatic factors. *Forests*, 10, 320.
- Cukor, J., Vacek, Z., Linda, R., Vacek, S., Šimůnek, V., Macháček, Z., Brichta, J., & Prokúpková, A. (2022). Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) indicates a high resistance against bark stripping damage. *Forest Ecology and Management*, 513, 120182.
- Dima, M., & Voiculescu, M. (2016). Global patterns of solar influence on high cloud cover. *Climate Dynamics*, 47(3-4), 667–678.

- Dorotovič, I., Louzada, J. L., Rodrigues, J. C., & Karlovský, V. (2014). Impact of solar activity on the growth of pine trees: Case study. *European Journal of Forest Research*, 133(4), 639–648.
- Dušek, D., Novák, J., Slodičák, M., & Kacálek, D. (2018). Pěstební doporučení pro výchovu smrkových porostů v oblastech jejich chřadnutí: Certifikovaná metodika. Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, 36 s. Lesnický průvodce, 10/2018.
- Easterbrook, D.J., (2016). Cause of global climate changes: Correlation of global temperature, sunspots, solar irradiance, cosmic rays, and radiocarbon and beryllium production rates, in: *Evidence-Based Climate Science: Data Opposing CO₂ Emissions as the Primary Source of Global Warming: Second Edition*. Elsevier Inc., pp. 245–262.
- Favaro, R., Andriolo, A., Sieder, C., & Angeli, S. (2023). Potential of Scots pine for a push strategy against the European spruce bark beetle *Ips typographus*. *Forests*, 14, 1727.
- Flint, L. E., & Flint, A. L. (2012). Downscaling future climate scenarios to fine scales for hydrologic and ecological modeling and analysis. *Ecological Processes*, 1, 2.
- Felton, A.M., Hedwall, P.-O., Felton, A., Widemo, F., Wallgren, M., Holmström, E., Löfmarck, E., Malmsten, J., & Wam, H.K. (2022). Forage availability, supplementary feed and ungulate density: Associations with ungulate damage in pine production forests. *Forest Ecology and Management*, 513, 120187.
- Foest, J. J., Bogdziewicz, M., Pesendorfer, M. B., Ascoli, D., Cutini, A., Nussbaumer, A., Verstraeten, A., Burkhard, B., Chianucci, F., Mezzavilla, F., Gratzner, G., Kunstler, G., Meesenburg, H., Wagner, M., Mund, M., Cools, N., Vacek, S., Schmidt, W., Vacek, Z., & Hacket-Pain, A. (2024). Widespread breakdown in masting in European beech due to rising summer temperatures. *Global Change Biology*, 30(5), e17307.
- Hall, R., Erdélyi, R., Hanna, E., Jones, J. M., & Scaife, A. A. (2015). Drivers of North Atlantic Polar Front jet stream variability. *International Journal of Climatology*, 35(8), 1697–1720.
- Hlásný, T., Barka, I., Roessiger, J., Kulla, L., Trombik, J., Sarvašová, Z., Bucha, T., Kovalčík, M., & Čihák, T. (2017). Conversion of Norway spruce forests in the face of climate change: A case study in Central Europe. *European Journal of Forest Research*, 136(5-6), 1013–1028.
- Hlásný, T., Zimová, S., Merganičová, K., Štěpánek, P., Modlinger, R., & Turčáni, M. (2021). Devastating outbreak of bark beetles in the Czech Republic: Drivers, impacts, and management implications. *Forest Ecology and Management*, 490, 119075.
- Hurrell, J. W., Deser, C., & Phillips, A. S. (2019). North Atlantic Oscillation (NAO). In *Encyclopedia of ocean sciences* (3rd ed., Vol. 3, pp. 317–328). Academic Press.
- Chiodo, G., Oehrlin, J., Polvani, L. M., Fyfe, J. C., & Smith, A. K. (2019). Insignificant influence of the 11-year solar cycle on the North Atlantic Oscillation. *Nature Geoscience*, 12(2), 94–99.
- Chroust, L. (1997). Ekologie výchovy lesních porostů. Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, Výzkumná stanice Opočno, 277 s.
- Jones, P. D., Jonsson, T., & Wheeler, D. (1997). Extension to the North Atlantic oscillation using early instrumental pressure observations from Gibraltar and south-west Iceland. *International Journal of Climatology*, 17(13), 1433–1450.
- Journé, V., Hacket-Pain, A., & Bogdziewicz, M. (2023). Evolution of masting in plants is linked to investment in low tissue mortality. *Nature Communications*, 14, 7998.
- Koenig, W. D., Alejano, R., Carbonero, M. D., Fernández-Rebollo, P., Knops, J. M. H., Marañón, T., Padilla-Díaz, C. M., Pearse, I. S., Pérez-Ramos, I. M., Vázquez-Piqué, J., & Pesendorfer, M. B. (2016). Is the relationship between mast-seeding and weather in oaks related to their life-history or phylogeny? *Ecology*, 97(10), 2603–2615.
- Komitov, B. (2021). The European beech annual tree ring widths time series, solar–climatic relationships and solar dynamo regime changes. *Atmosphere*, 12(7), 829, 1–18.
- Konópka, J. (1992). Modely cílových stromov smreka z hľadiska statickej stability. *Sborník AZV ČSFR*, 153, 106–115.
- Kopp, G., Krivova, N., Wu, C. J., & Lean, J. (2016). The impact of the revised sunspot record on solar irradiance reconstructions. *Solar Physics*, 291(9-10), 2951–2965.
- Korpeľ, Š. (1986). Pestovanie lesa: Skriptá. Vysoká škola lesnícka a drevárska.
- Lackner, C., Schreck, M., & Walli, A.-M. (2023). *Austrian Forest Report 2023*. Federal Ministry of Agriculture, Forestry, Regions and Water Management.
- Laurenz, L., Lüdecke, H. J., & Luning, S. (2019). Influence of solar activity changes on European rainfall. *Journal of Atmospheric and Solar-Terrestrial Physics*, 185, 29–42.
- Lean, J., Rottman, G., Harder, J., & Kopp, G. (2005). *SORCE contributions to new understanding of global change and solar variability*. *Solar Physics*, 230(1-2), 27–53.
- Lesy SR, š. p. (2022). *Výročná správa 2022*. Banská Bystrica, 103 s.
- Leugner, J., Souček, J., Špulak, O., & Martiník, A. (2023). Obnova kalamitních holin přes přípravný les: Certifikovaná metodika. Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, 35 s. Lesnický průvodce, 13/2023.

- 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.
- Lüdecke, H. J., Cina, R., Dammschneider, H. J., & Lüning, S. (2020). Decadal and multidecadal natural variability in European temperature. *Journal of Atmospheric and Solar-Terrestrial Physics*, 205, 105294.
- Ma, H., Chen, H., Gray, L., Zhou, L., Li, X., Wang, R., & Zhu, S. (2018). Changing response of the North Atlantic/European winter climate to the 11-year solar cycle. *Environmental Research Letters*, 13(3).
- 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.
- Matveev, S. M., Chendev, Y. G., Lupo, A. R., Hubbart, J. A., & Timashchuk, D. A. (2017). Climatic changes in the East-European forest-steppe and effects on Scots pine productivity. *Pure and Applied Geophysics*, 174(2), 427–443.
- Ministry of Agriculture of the Czech Republic (MAF). (2023). Report about forest and forestry conditions in the Czech Republic 2022.
- Mitscherlich, G. (1978). *Wald, Wachstum und Umwelt I: Form und Wachstum von Baum und Bestand*. J. D. Sauerländer Verlag, 144 p.
- Mlčoušek, M., Křístek, Š., Turek, K., Žárník, M., Leugner, J., Hájek, F., Pařízková, A., Soušek, Z., Kantorová, M., Smejkal, J., Bartoň, R., Taubr, K., & Válek, M. (2020). Generel obnovy lesních porostů po kalamitě: Etapa III. Ústav pro hospodářskou úpravu lesů Brandýs nad Labem & Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, 75 s.
- Netherer, S., & Schopf, A. (2010). Potential effects of climate change on insect herbivores in European forests — General aspects and the pine processionary moth as specific example. *Forest Ecology and Management*, 259(5), 831–838.
- Novák, J., Dušek, D., Kacálek, D., Slodičák, M., & Souček, J. (2017a). Pěstební postupy pro borové porosty 1. a 2. lesního vegetačního stupně: Certifikovaná metodika. Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, 28 s. Lesnický průvodce, 12/2017.
- Novák, J., Dušek, D., Kacálek, D., Slodičák, M., & Souček, J. (2017b). Pěstební postupy pro březové porosty 1. a 2. lesního vegetačního stupně: Certifikovaná metodika. Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, 28 s. Lesnický průvodce, 13/2017.
- Novák, J., Hlásný, T., Marušák, R., Dušek, D., & Slodičák, M. (2017c). Využití dubů při adaptaci lesů ČR na změnu klimatu: Pěstování a hospodářská úprava lesa. Certifikovaná metodika. Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, 49 s. Lesnický průvodce, 11/2017.
- Pesendorfer, M. B., Bogdziewicz, M., Koenig, W. D., Ledwoń, M., & Żywiec, M. (2019). Declining fruit production before death in a widely distributed tree species, *Sorbus aucuparia* L. *Annals of Forest Science*, 76(1), 11.
- Poleno, Z., Vacek, S., Podrázský, V., Remeš, J., Štefančík, I., Mikeska, M., Kobliha, J., Kupka, I., Malík, V., Turčáni, M., Dvořák, J., Zatloukal, V., Bílek, L., Baláš, M., & Simon, J. (2009). Pěstování lesů III: Praktické postupy pěstování lesů [Silviculture III: Practical methods in silviculture]. *Lesnická práce*, 952 s.
- Raffa, K. F., Aukema, B. H., Bentz, B. J., Carroll, A. L., Hicke, J. A., & Kolb, T. E. (2015). Responses of Tree-killing Bark Beetles to a Changing Climate. In C. Björkman & P. Niemelä (Eds.), *Climate Change and Insect Pests* (pp. 173–201). CABI.
- 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.
- Remeš, J., Novák, J., Štefančík, I., Dušek, D., Slodičák, M., Bílek, L., & Pulkrab, K. (2016). Postupy výchovy k dosažení pěstebně-ekologického a ekonomického optima ve smrkových porostech na CHS 43 a 45: Certifikovaná metodika. Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, 27 s. Lesnický průvodce, 14/2016.
- Remeš, J., Pulkrab, K., Bílek, L., & Podrázský, V. (2020). Economic and production effect of tree species change as a result of adaptation to climate change. *Forests*, 11, 431.
- Roy, I. (2018). Solar Influence: 'Top Down' vs. 'Bottom Up,' in: Roy, I. (Ed.), *Climate Variability and Sunspot Activity: Analysis of the Solar Influence on Climate*. Springer International Publishing, Cham, 111–115.
- Ruprecht, J. S., Koons, D. N., Hersey, K. R., Hobbs, N. T., & MacNulty, D. R. (2020). The effect of climate on population growth in a cold-adapted ungulate at its equatorial range limit. *Ecosphere*, 11, e03058.
- Seidl, R., Thom, D., Kautz, M., Martin-Benito, D., Peltoniemi, M., Vacchiano, G., Wild, J., Ascoli, D., Petr, M., Honkaniemi, J., Lexer, M. J., Trotsiuk, V., Mairota, P., Svoboda, M., Fabrika, M., Nagel, T. A., & Reyser, C. P. O. (2017). Forest disturbances under climate change. *Nature Climate Change*, 7, 395–402.
- 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.

- Slodičák, M., Novák, J., & Dušek, D. (2013). Výchova porostů borovice lesní. Certifikovaná metodika. Strnady, Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti 2013. Lesnický průvodce 5/2013, 23 s.
- Skuhravý, V. (2002). Lýkožrout smrkový a jeho kalamity. Agrospoj, Praha, 196 s.
- Slodičák, M., & Novák, J. (2007). Výchova lesních porostů hlavních hospodářských dřevin: Recenzovaná metodika. Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, 46 s. Lesnický průvodce, 4/2007.
- Spiegel, T.C., Langematz, U., Pohlmann, H., & Kröger, J. (2023). A critical evaluation of decadal solar cycle imprints in the MiKlip historical ensemble simulations. *Weather and Climate Dynamics* 4, 789–807.
- Šimůnek, V., Prokůpková, A., Vacek, Z., Vacek, S., Cukor, J., Remeš, J., Hájek, V., D'Andrea, G., Šálek, M., Nola, P., Pericolo, O., Holzbachová, Š., & Ripullone, F. (2023). Silver fir tree-ring fluctuations decrease from north to south latitude – total solar irradiance and NAO are indicated as the main influencing factors. *Forest Ecosystems*, 10, 100150.
- Šimůnek, V., Trojan, V., Vacek, Z., Vacek, S., Cukor, J., Bledý, M., Podrázský, V., Stejskal, J., Hájek, V., Gallo, J., Brabec, P., Lehnerová, L., & Pařízková, A. (2026). Effect of weather cycles on cone harvesting for six coniferous species in Czech forest management. *Forest Ecology and Management*, 606, 123524.
- Šimůnek, V., Vacek, S., & Vacek, Z. (2021). Vztahy těžby listnatých a jehličnatých dřevin dle slunečných cyklů [Harvesting fluctuations of deciduous and coniferous tree species according to solar cycles]. In *Proceedings of Central European Silviculture – 21st International Conference*.
- Štefančík, I. (2015). Rast, štruktúra a produkcia bukových porastov s rozdielnym režimom výchovy. *Národné lesnícke centrum*, 148 s.
- Štefančík, I., Vacek, S., Podrázský, V., & Klouček, T. (2014). Dopad výchovy na kvantitatívnu produkciu bukovvej (*Fagus sylvatica* L.) žrdkoviny v oblasti Vihorlatských vrchov (Slovensko). *Zprávy lesnického výzkumu*, 59(3), 198–204.
- Tiebel, K., Huth Frischbier, N., & Wagner, S. (2021). Is there an effect of storage depth on the persistence of silver birch (*Betula pendula* Roth) and rowan (*Sorbus aucuparia* L.) seeds? A seed burial experiment. *iForest – Biogeosciences and Forestry*, 14, 224–230.
- Toth, D., Maitah, M., Maitah, K., & Jarolínová, V. (2020). The impacts of calamity logging on the development of spruce wood prices in Czech forestry. *Forests*, 11(3), 283.
- Turek, K., Kamler, J., & Procházka, L. (2016). The impact of thinning type on bark stripping damage intensity caused by red deer (*Cervus elaphus* L.). *Baltic Forestry*, 22(2), 246–250.
- Vacek, S., Bílek, L., Vacek, Z., Remeš, J., Štefančík, I., Cukor, J., Podrázský, V., & Baláš, M. (2023b). Přírodě blízké pěstování lesů. Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta lesnická a dřevařská, 152 s.
- Vacek, S., Lepš, J., & Tesař, V. (1987). Skladba mladých březových porostů na Trutnovsku. *Lesnictví*, 33(4), 343–360.
- Vacek, S., Lokvenc, T., & Souček, J. (1995b). Podsadbby lesních porostů. Metodiky pro zavádění výsledků výzkumu do zemědělské praxe, 21, 1–32.
- Vacek, S., Moravec, J., & Vacek, Z. (2023c). Hlavní zásady výchovy porostů na kalamitních holinách. In *Výchova mladých lesních porostů po kalamitách: 25. sněm lesníků. Sborník referátů* (s. 7–17). Česká lesnická společnost, Lesy České republiky & Ministerstvo zemědělství.
- Vacek, S., Remeš, J., Vacek, Z., Bílek, L., Štefančík, I., Baláš, M., & Podrázský, V. (2026a). Pěstování lesů. Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta lesnická a dřevařská, 340 s.
- Vacek, S., Vacek, Z., & Moravec, J. (2024a). Obnova a výchova post-kalamitních ploch s využitím historických zkušeností a nejnovějších vědeckých poznatků [Regeneration and thinning forest stands on post-calamity areas using historical experience and the latest scientific knowledge]. In J. Lenocho & J. Brichta (Eds.), *Lesní kalamity – zkušenosti pro obnovu současných post-kalamitních ploch: Sborník příspěvků* (s. 34–45). Česká lesnická společnost, Ministerstvo zemědělství, Vojenské lesy a statky ČR & Lesy České republiky.
- Vacek, S., Vacek, Z., Moravec, J., & Cukor, J. (2024b). Zásady výchovy lesních porostů pod vlivem klimatických změn [The principles of thinning forest stands under climate change]. In R. Koudela & J. Brichta (Eds.), *Obnova kalamitních holin: Sborník příspěvků* (s. 11–23). Česká lesnická společnost, Ministerstvo zemědělství, Lesy České republiky & Vojenské lesy a statky ČR.
- Vacek, Z., Cukor, J., Linda, R., Vacek, S., Šimůnek, V., Brichta, J., Gallo, J., & Prokůpková, A. (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., Prokůpková, A., Vacek, S., Cukor, J., Bílek, L., Gallo, J., & Bulásek, D. (2020b). Silviculture as a tool to support stability and diversity of forests under climatic change: Study from the Krkonoše Mountains. *Central European Forestry Journal*, 66(2), 116–129.
- Vacek, Z., Vacek, S., & Cukor, J. (2023a). 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). Adaptation 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.
- Vacchiano, G., Hacket-Pain, A., Turco, M., Motta, R., Maringer, J., Conedera, M., Drobyshev, I., & Ascoli, D. (2017). Spatial patterns and broad-scale weather cues of beech mast seeding in Europe. *New Phytologist*, 215, 595–608.
- Vyshkvarkova, E., & Sukhonos, O. (2022). Compound extremes of air temperature and precipitation in Eastern Europe. *Climate*, 10(9), 133.
- Wang, Y.-M., Lean, J. L., & Sheeley, N. R., Jr. (2005). Modeling the Sun's magnetic field and irradiance since 1713. *The Astrophysical Journal*, 625(1), 522–538.
- Zamorano, J.G., Hokkanen, T., & Lehtikoinen, A. (2018). Climate-driven synchrony in seed production of masting deciduous and conifer tree species. *Journal of Plant Ecology*, 11, 180–188.
- Zang, C., Pretzsch, H., & Rothe, A. (2012). Size-dependent responses to summer drought in Scots pine, Norway spruce and common oak. *Trees – Structure and Function*, 26, 557–569.

AFILIACE

Zdeněk Vacek, Václav Šimůnek, Stanislav Vacek

Katedra pěstování lesů
Fakulta lesnická a dřevařská
Česká zemědělská univerzita v Praze
Kamýcká 129
165 00 Praha-Suchbát, Česká republika
vacekz@fd.czu.cz



PRECHOD NA PRÍRODE BLÍZKE HOSPODÁRENIE V LESOCH

Ladislav Kulla – Joerg Roessiger – Vlastimil Murgaš – Maroš Sedliak – Vladimír Šebeř

V tejto kapitole sa venujeme jednému z najrobustnejších prírode blízkych riešení, pripadajúcich do úvahy pri adaptácii lesov na zmenu klímy. Prechod na prírode blízke hospodárenie v lesoch (PBHL) má potenciálne významný územný záber a teda aj dopad na schopnosť budúcich lesov odolávať účinkom meniacej sa klímy. V strednej Európe a teda aj v záujmovom území projektu „LESYpreKLÍMU“ doteraz prevládajú tradičné formy hospodárenia v systéme lesa vekových tried. Pozornosť preto zameriavame na prebudovu klasického rovnovekého lesa na prírode blízky, druhovo pestrý a trvalo rôznoveký, prírode blízky les. Osobitne sa venujeme rekonštrukcii nepôvodných smrečín, ktoré zaberajú významnú časť horských aj podhorských polôh projektového územia. Nadviažeme na pestovné postupy budovania druhovo pestrých a odolných lesov, opísané v kapitolách 3 a 4. Sústredíme sa na problém prebudovy lesa z hľadiska hospodárskej úpravy lesov, teda zisťovania stavu lesov, riadenia ich výnosu a plánovania opatrení smerujúcich k dosiahnutiu cieľového stavu prírode blízkeho lesa, aj s ohľadom na ekonomiku celého procesu. Na dvoch prípadových štúdiách, orientovaných na demonštračné objekty projektu Zákamenné a Duchonka, predstavíme inovatívne nástroje a metódy, ktoré by to-muto procesu mohli byť nápomocné.

PREHLAD EXISTUJÚCICH POZNATKOV A PRÍKLADOV Z PRAXE

Stručný literárny prehľad súvisiacej problematiky

Vývoj hospodárskej úpravy lesov vyústil do dvoch základných systémov trvalo udržateľného hospodárenia v lesoch. Prvým je systém lesa vekových tried (*rotation forest management* – RFM) charakterizovaný štandardnými postupmi pestovania a cyklickej ťažby lesa s následným zalesnením. Druhým je systém trvalého lesa (*continuous cover forestry* – CCF), charakterizovaný výbernou ťažbou a prirodzenou obnovou, ktorých výsledkom je rôznoveká štruktúra lesa zloženého často z viacerých drevín (Gadow et al. 2002). Všetky existujúce systémy regulácie ťažieb a výnosov možno chápať ako kontinuum medzi typickým RFM a typickým CCF manažmentom (Seydack 2002).

V súčasnosti sa v Európe (Slovensko nevynímajúc) všeobecne uplatňuje systém rovnovekého lesa vekových tried. Jeho praktická aplikácia je pomerne jednoduchá, historicky zaužívaná a podporená modelmi rastových tabuliek (pre podmienky Slovenska Halaj & Petráš 1998). V poslednom období je tento systém diskutovaný najmä z hľadiska schopnosti rovnovekých lesov odolávať stupňujúcemu sa pôsobeniu škodlivých činiteľov, a tiež z hľadiska schopnosti plniť mimoprodukčné funkcie – ekosystémové služby lesov ako rekreácia, ochrana biodiverzity a ďalšie. Je preukázané, že prírode blízky les plní ekosystémové služby lepšie (Pukkala 2016 a ďalší). Odklon verejnosti od tradičného vnímania lesa ako producenta dreva smerom k vnímaniu lesa ako prírodného bohatstva a priestoru pre rekreáciu je zjavný v rozvinutých krajinách, a v poslednom čase aj na Slovensku. Viditeľná ťažba dreva a vznik rúbanísk v lese vekových tried je stále viac vnímaná ako nežiaduci jav. Na druhej strane sú lesy naďalej považované za dôležitý zdroj drevnej suroviny, hrajú významnú úlohu v trvalo udržateľnom rozvoji vidieckych oblastí, a pri využívaní ich produkcie je ťažba nevyhnutná.

CCF systémy prírode blízkeho, štruktúrne bohatého lesa, pri ktorom napriek trvalej ťažbe nedochádza k odkrývaniu plochy sú vhodným východiskom z uvedených problémov. Prírode blízke lesníctvo je úzko spojené s ideou výberkových lesov, ktorú prvý metodicky sformuloval francúzsky lesník Adolphe Gurnaud (1825 – 1898), a v praxi úspešne uplatnil Henri Biolley (Biolley 1920). Súbežne koncept prírode blízkeho lesníctva na báze nepravidelného podrastového hospodárenia rozvíjal na mníchovskej univerzite Karl Gayer (Gayer 1886). O niečo neskôr publikovaním knihy „Der Dauerwaldgedanke“ ideu nerovnovyekého trvalo tvorivého lesa nanovo zadefinoval Möller (Möller 1922). Na báze jeho školy vznikla v roku 1950 v Nemecku pracovná skupina pre prírode blízke lesníctvo (*Arbeitsgemeinschaft naturgemäße Waldwirtschaft* – ANW), ktorej aktivity vyústili v roku 1989 v Slovinsku do založenia celoerópskeho hnutia Pro Silva Europe. Významný posun lesníckej paradigmy smerom k praktickému uplatneniu myšlienok Boillyho, Gayera a Möllera sa dosiahol vo Švajčiarsku vďaka Arnoldovi Englerovi a Walterovi Ammonovi (Ammon 1937).

Dnes zaužívaný pojem „prírode blízky les“ (*close-to-nature forest*) sa vyvinul z termínu *naturgemässe wirtschaftswald* (prírodu sledujúci hospodársky les), ktorý vznikol v Nemecku (Krutzsch & Weck 1935). V širšom ponímaní sa pod prírode blízkym lesom rozumie jednotlivo výberný les, ako jeho najvyššia forma, ale aj skupinovo výberný les a nepravidelný maloplošný podrastový les s dlhou obnovnou dobou (Poleno & Vacek 2007). Na Slovensku základy prírode blízkeho lesníctva založil Korpeľ (1989). Metodickú podporu prírode blízkych lesov sa ďalej venovali viacerí autori (Korpeľ & Saniga 1995; Saniga & Bruchánik 2009; Kulla et al. 2018; a ďalší). V Česku prírode blízke pestovanie lesov sumarizuje Vacek et al. (2023), a metódy hospodárskej úpravy „nepasečných“ lesov už dávnejšie pokusne uplatnil Černý et al. (2004).

Zatiaľ čo optimalizácia ťažbovej úpravy rovnovekého lesa, založená na kulminácii hodnotovej produkcie porastu v určitom veku je vyriešená a zavedená v praxi prostredníctvom rubných dôb diferencovaných podľa bonity (Halaj et al. 1990), optimalizácia ťažby v prírode blízkom – nerovnovekom lese nie je doteraz uspokojivo vyriešená. Klasická ťažbová úprava nerovnovyekých (výberných) lesov je založená na teoretickom predpoklade ideálneho stavu lesa charakterizovaného klesajúcim rozdelením hrúbkových početností stromov podľa Liocourthovej, resp. Mayerovej krivky.

Problémom je, že krivka klesajúcich početností je podľa novších prác považovaná za zjednodušený koncept, ktorý nie je univerzálny, a ani dostatočne biologicky a ekonomic-

ky podložený (Schütz et al. 2012). Takisto cieľová hrúbka a cieľová zásoba porastu býva spravidla stanovená intuitívne a nemusí byť optimálna. Poznatky o ideálnom (optimálnom) cieľovom stave konkrétného typu prírode blízkeho lesa, a o spôsobe ako sa k tomuto stavu dopracovať prostredníctvom riadenej ťažby, sú kľúčové pri prechode na prírode blízke hospodárenie v lesoch. Hľadaniu ideálnej rovnováhy zásoby, prírastku, ťažby a dorastu nových stromov vo výberkových lesoch Západných Karpát sa venujú Roessiger et al. (2018).

Význam PBHL pre adaptáciu lesov na zmenu klímy

Základný rámec pre prírode blízke hospodárenie v lesoch poskytuje dokument „Princípy Pro Silva“ vydaný organizáciou Pro Silva Europe (Pro Silva Principles, 2012). Základom je udržanie trvalého lesného krytu s cieľom zachovania ekosystémov, ochrany pôdy a klímy, ale aj podpory produkcie dreva, rekreácie a kultúrneho využitia ľudí.

Zadefinovanie PBHL v podmienkach Slovenska

Princípy Pro Silva sú od roku 2020 premietnuté do novelizovaných právnych predpisov Slovenskej republiky (Zákon č. 326/2005 o lesoch, Vyhláška č. 453/2006 o hospodárskej úprave lesov a o ochrane lesa). Podľa nich sa prírode blízkym hospodárením v lesoch rozumie pestovné a obnovné postupy zamerané na vytváranie a pestovanie lesov s diferencovanou vekovou, druhovou, genetickou a priestorovou štruktúrou v maximálnej možnej miere sa približujúcou prirodzeným lesom charakteristickým pre podmienky danej lokality; tieto postupy v maximálnej možnej miere využívajú prírodné procesy, najmä prirodzenú obnovu drevín, regeneračnú schopnosť lesného ekosystému, individuálny výškový a hrúbkový rast stromov, schopnosť autoredukcie a tvarovú premenlivosť lesných drevín.

Pri prírode blízkom hospodárení v lesoch sa uplatňuje účelový hospodársky spôsob, výberkový hospodársky spôsob alebo podrastový hospodársky spôsob maloplošnou formou, pri ktorej plocha jedného obnovného prvku nesmie presiahnuť 0,2 hektára; v terénoch so sklonom nad 40 %, v nepriechodných terénoch alebo na neúnosných terénoch nesmie presiahnuť 1,5 hektára pri šírke obnovného prvku nepresahujúcej priemernú výšku obnovovaného lesného porastu. Podstatným ustanovením je, že pri PBHL alebo pri prebudove na PBHL je možné znižovať zakmenenie lesného porastu pod 7/10 plného zakmenenia, čo umožňuje cielene vpúšťať do porastov svetlo a iniciovať ich prirodzenú obnovu a štruktúrovanie aj v mladšom veku.

Prírode blízkym hospodárením v lesoch sa vytvárajú výberkové lesy, mozaikové lesy alebo trvalo viacetážové lesné porasty. Do PBHL sa rátať aj prechodné stavy lesa počas prebudovy na PBHL, ktorú je možné uskutočniť výchovou, obnovou, alebo prostredníctvom následnej generácie lesa. Týmto formám sa budeme bližšie venovať pri prípadových štúdiách v ďalších častiach tejto kapitoly. Dôležité je konštatovanie, že legislatívna brána pre PBHL na Slovensku je otvorená, a vstúpiť do nej môže každý kto má záujem. Treba dodať, že Zákon č. 543/2002 Z. z. o ochrane prírody a krajiny nariaďuje používanie PBHL v treťom a vyššom stupni ochrany prírody, takže máme aj časti lesa, kde je uplatňovanie PBHL povinné.

Prínosy PBHL pre adaptáciu na zmenu klímy

Informácie o význame PBHL, získané z dostupných literárnych zdrojov a praktických skúseností, je možné zhrnúť do týchto hlavných bodov:

1. PBHL je považované za jedno z dvoch základných adaptačných opatrení v lesoch na zmenu klímy (spolu s asistovanou migráciou drevín),
2. prírode blízke lesy akumulujú v priemere vyššie a stabilnejšie zásoby uhlíka ako bežné lesy, PBHL je teda zároveň mitigačným opatrením zmiernujúcim zmenu klímy,
3. prírode blízke lesy majú lepší potenciál pre plnenie ekosystémových služieb lesov, najmä vodohospodárskej, pôdoochranej, rekreačnej a ochrany biodiverzity,
4. PBHL je verejnosťou akceptovaným spôsobom získavania drevnej suroviny pre biohospodárstvo a kompromisným riešením hospodárenia v lesoch chránených území.

Identifikované sú však aj niektoré ohrozenia pri zavádzaní PBHL, a to najmä:

- vyššia odborná, organizačná aj ekonomická náročnosť lesníckych činností pri PBHL, najmä prístupnosti lesa, vyznačovania a realizácie ťažby dreva, ale aj zisťovania stavu, plánovania a riadenia výnosu lesa,
- chýbajúce skúsenosti, konzervativizmus, neochota a/alebo slabá pripravenosť odborného personálu k prechodu na PBHL,
- nedostatok informácií o krátkodobých a dlhodobých ekonomických dopadoch prechodu na PBHL,
- vysoké stavy raticovej zveri limitujúce prirodzenú obnovu niektorých drevín kľúčových pre PBHL (najmä jedle, duba a cenných listnáčov).

Príklady prechodu na PBHL na Slovensku a v Česku

Česko a Slovensko sú krajiny, ktoré sú k zavádzaniu nových spôsobov hospodárenia typu PBHL skôr zdržanlivé. Z tabuľky 5.1 je zrejmé, že regionálnym lídrom v strednej Európe je Slovinsko, ktoré deklaruje tento spôsob hospodárenia na celom svojom území. Vysoký podiel PBHL má aj Chorvátsko a Maďarsko. V zásade všade je PBHL vnímané v súlade s princípmi Pro Silva Europe a takisto je zhoda na uplatnení PBHL pri adaptácii na zmenu klímy. Treba dodať, že prieskum sa uskutočnil na úrovni expertov v roku 2019, takže aktuálne čísla môžu byť trochu iné. Napríklad na Slovensku po vnesení PBHL do právnych predpisov rozsah PBHL stúpa, a v roku 2024 dosiahol 11,5 % výmery lesov (zdroj: Zelená správa 2025). Slovensko má ako jediné v legislatíve zakotvené kritériá pre PBHL.

Tabuľka 5.1 Základné údaje o uplatnení PBHL v krajinách strednej Európy (Kulla et al. 2019).

Krajina	Vlastná definícia PBHL	Zhoda s princípmi Pro Silva EU	Podiel PBHL na výmere lesov	PBHL v adaptácii na zmenu klímy
Česko	nie	áno	< 5 %	áno
Chorvátsko	nie	áno	60 %	áno
Maďarsko	nie	áno	50 %	áno
Poľsko	nie	čiastočne	< 5 %	áno
Rakúsko	čiastočne	áno	10 %	áno
Slovensko	áno	áno	5 %	áno
Slovinsko	nie	áno	100 %	áno

PBHL na Slovensku

Snahy o zavedenie výberkového hospodárenia sa začali v povojnovom období na tie časy prelomovou medzinárodnou Konferenciou o výberkových lesoch na Slovensku (Halaj 1959). Praktické uplatňovanie výberkového hospodárenia bez skúseností a dobrej prípravy sa na prvý pokus nepodarilo podľa očakávaní, a upustilo sa od neho. Systematicky sa tieto snahy obnovili po pristúpení Slovenska k hnutiu Pro Silva Europe v roku 1989. Najskôr v gescii profesora Korpela, neskôr profesora Sanigu. Praktického uplatňovania sa zhostil štátny podnik, dnes LESY SR, š. p., a to zakladaním objektov Pro Silva, ktorých súhrnná výmera sa aktuálne blíži 100 tis. ha. Päť z nich výnimočných nie len výmerou bolo vybratých a vybudovaných na demonštračné objekty Pro Silva (Bruchánik 2019).

DO Smolnícka Osada sa nachádza vo Volovských vrchoch v Košickom kraji, má výmeru viac ako 2 000 ha a predstavuje spoločenstvá jedľových bučín, v ktorých sa experimentálne začalo s výberkovým hospodárením už v 50-tych rokoch, a na celú plochu sa rozšírilo po roku 1992 pod záštitou lesníka Ladislava Alcnauera. Dnes tento objekt predstavuje najpokročilejšie štádium prebudovy na výberkové hospodárenie na Slovensku.

DO Sihla-Krám sa nachádza v Slovenskom rudohorí v Banskobystrickom kraji, má výmeru vyše 1 200 ha, a predstavuje ukážku prebudovy vysokoprodukčných prevažne smrekových porastov na trvalo viacetážové, perspektívne aj výberkové lesy s vyššou stabilitou najmä proti vetru.

DO Paráč-Požehov sa nachádza v Oravskej Magure v Žilinskom kraji, má výmeru takisto približne 1 200 ha a podobné poslanie ako DO Sihla-Krám: prebudovať takmer rovnorodé nepôvodné smrekové monokultúry skôr ako sa rozpadnú v dôsledku pôsobenia škodlivých činiteľov na trvalo viacetážové zmiešané porasty.

DO Duchonka-Kulháň sa nachádza v Považskom Inovci v Trenčianskom kraji, má výmeru vyše 1 200 ha a reprezentuje prevažne prirodzené listnaté lesy duba, buka a ďalších primiešaných drevín v podmienkach teplých nížin a podhorí. Spúšťačom snáh o budovanie štruktúry lesov bola veľká vetrová kalamita v roku 1999, ktorá ukázala že aj listnatý rovnoveký les je zraniteľný, a jeho stabilitu treba cieľavedomo budovať cestou vytvárania trvalo viacetážových a mozaikových porastov.

DO Kráľovčiek sa nachádza v Slanských vrchoch v Prešovskom kraji, je o niečo menší, má len vyše 400 ha, a je príkladom prebudovy homogénneho komplexu rovnovekých bukových lesov kombináciou jednotlivého výberu a skupinových clonných rubov do 0,2 ha pri vytváraní mozaikových a trvalo viacetážových porastov.

Významným objektom, kde sa pod vedením profesora Milana Sanigu experimentálne overujú postupy PBHL v dubových, bukových aj zmiešaných lesoch je **Školský lesný podnik TU Zvolen**.

PBHL v Česku

Podobne ako na Slovensku, aj v Česku sú aktivity spojené s propagáciou a zavádzaním PBHL spojené s hnutím Pro Silva. Pro Silva Bohemica vznikla v roku 1995, a aktuálne v Česku existuje viac ako 40 podľa jednotnej metodiky založených a centrálne zdokumentovaných objektov Pro Silva (<https://prosilvabohemica.cz>). Na rozdiel od Slovenska sa v Česku na viacerých miestach už uplatnila metodika tvorby lesných hospodárskych plánov na podklade prevádzkovej inventarizácie lesa. Metodika tvorby plánov sa na jednotlivých územiach mierne líši, ale v zásade vychádza z konceptu Černého et al. (2004).

DO Klokočná je jedným z najznámejších a najdlhšie podľa princípov PBHL riadených objektov v Česku. Má necelých 400 ha, a nachádza sa v Stredočeskej pahorkatine

neďaleko Prahy. Je príkladom prebudovy ihličnatého, prevažne smrekového lesa narušeného vetrovou kalamitou na výberkové hospodárenie. Prebudova sa začala v roku 1990, a od roku 2000 sa v kvázi 5-ročných intervaloch vykonalo 5 prevádzkových inventarizácií lesa. Publikované výsledky (Ferkel 2024) budia rešpekt, a ukazujú že sa týmto spôsobom hospodárenia dajú udržať ihličnaté dreviny aj v polohách teplých nížin a nízkych pahorkatín, pokiaľ je pôda dostatočne dotovaná spodnou vodou.

NP Podyjí je jedným z viacerých národných parkov, v ktorých bola uplatnená metodika tvorby LHP pre „nepasečné“ lesy na podklade prevádzkovej inventarizácie lesov. Kľúčový význam má vývojový typ lesa (VTL) ako vyššia stanovištná jednotka s podobnou potenciálnou (prirodzenou) vegetáciou. VTL slúži ako základná vyhodnocovacia jednotka pre zisťovanie a sledovanie stavu lesa, definovanie jeho cieľového (prirodzeného) stavu a modelov hospodárenia pre jeho dosiahnutie.

ŠLP Masarykův les Křtiny pri Mendelovej univerzite v Brne je unikátnym objektom s experimentálnym uplatňovaním PBHL pod vedením doc. Tomáša Vršku. Presadzujú sa tri atribúty pestrých lesov: druhová pestrosť, štruktúrna (hrúbková, výšková) rozrôznenosť, a pestré priestorové zmiešanie (jednotlivé, hlúčikové). Pre PBHL v intenciách slovenskej legislatívy sú v poradí od najextenzívnejších zadané 4 základné pestovné modely: 1) Výberný les sensu stricto s jednotlivým až skupinovým výberným rubom; 2) Dauerwald ako priestorovo neusmerňovaný les s free-style rubmi a medzerami do 0,1 ha; 3) hodnotové prírastkové hospodárenie s čiastočne pravidelným rozmiestnením cieľových stromov a hlúčikovým až skupinovým clonným rubom; a 4) mozaikový les so schematickým maloplošným clonným rubom do 0,3 ha. Originálnymi prvkami sú využitie pestovných modelov (nie vývojových typov lesa) pre vymedzenie vyhodnocovacích jednotiek, a koncept „prázdnej porastovej knihy“, t.j. určenie limitu ťažby pre vyhodnocovaciu jednotku, ponechávajúci lesnému hospodárovi voľné ruky pri využití tohto limitu v jednotlivých porastoch.

PRÍPADOVÉ ŠTÚDIE NA DEMONŠTRAČNÝCH OBJEKTOCH

Rekonštrukcia nepôvodných smrekových lesov na DO Zákamenné

Základný opis DO Zákamenné sa nachádza v úvodnej kapitole 1. Len pripomenieme, že ide o príklad nepôvodných rovnovekých smrekových lesov horských polôh Oravských Beskýd s rozpracovanou prebudovou na PBHL, zaradené do demonštračného objektu Pro Silva Paráč-Požehov. Iniciátor a gestor prebudovy bol miestny správca Pavol Dendys, v ktorého práci pokračuje kolektív vedený Antonom Kondelom.

Rekonštrukcia prebudovou na prírode blízky les

Rekonštrukcia lesa je ucelený systém lesohospodárskych opatrení zameraný na zásadné zlepšenie resp. obnovu plnenia funkcií lesov s nevhodným drevinovým zložením, kvalitou a/alebo štruktúrou.

Prebudova lesa je zmena hospodárskeho spôsobu a jeho formy, v ktorej dôsledku sa cielene menia základné charakteristiky štruktúry lesa. Prebudova porastu je dlhodobý proces, pri ktorom sa postupne upúšťa od zásad platných pre doteraz používaný hospodársky spôsob, a prechádza sa na zásady novo zavádzaného hospodárskeho spôsobu. Osobitnou formou takejto prebudovy je prebudova na prírode blízke hospodárenie.



Obr. 5.1 Nepôvodná smrečina na DO Zákamenné v prebudove na PBHL.

Rekonštrukcia prebudovou na PBHL, ktorú demonštrujeme v tejto prípadovej štúdii je komplexný proces cieľavedomého časového a priestorového zladenia dvoch súbežne uskutočňovaných činností: 1) postupnej ťažby pôvodného smrekového porastu, a 2) zkladania následného zmiešaného porastu, ktoré je nevyhnutne spojené s umelým vnášaním chýbajúcich drevín, v prípade DO Zákamenné hlavne buka a jedle.

Do procesu prebudovy významne vstupujú neurčité (resp. v priestore a čase premenlivé) environmentálne vplyvy, najmä odumieranie a rozpad pôvodnej smrečiny, spontánna prirodzená obnova smreka v podúrovni, a pre vnášanie chýbajúcich drevín osobitne dôležitý tlak raticovej zveri. Takisto doňho vstupujú ekonomické faktory ako ceny dreva – osobitne kalamitného, náklady výroby a požadovaná návratnosť investície vlozenej do lesa. Pred racionálne uvažujúcim lesným hospodárom, resp. plánovačom teda stoja pri rozhodovaní o prebudove smrečiny tieto základné otázky:

1. Ako má vyzerat' cieľový les? Akú produkciu a výnos prinesie?
2. Kedy a koľko ťažiť? Ťažiť aj pred dosiahnutím rubnej doby?
3. Kedy, koľko a akých drevín sadiť? Sadiť aj jedlu keď ju ničí zver?

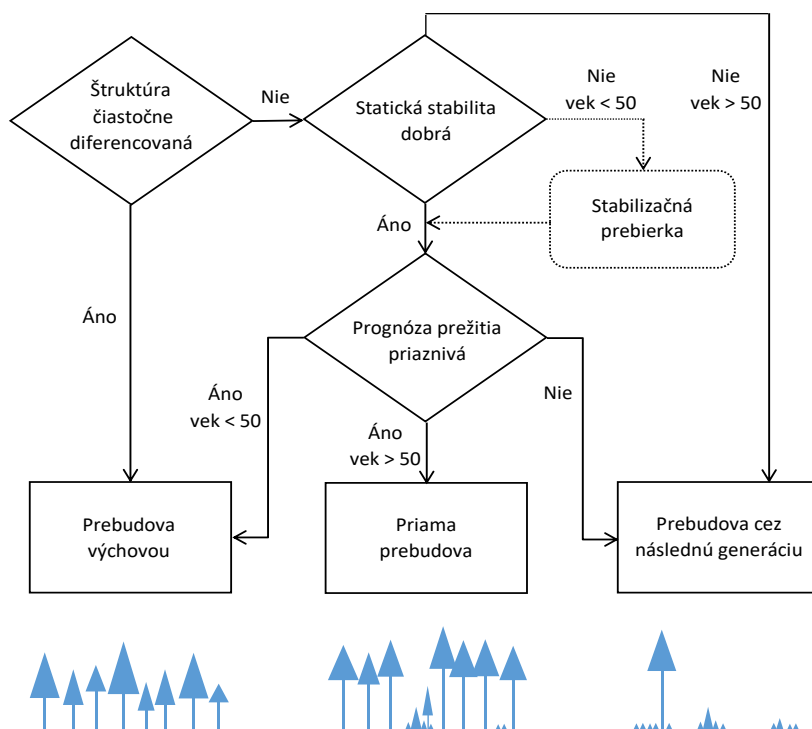
Proces prebudovy na PBHL zásadne mení štruktúru lesa, v našom prípade z uniformnej rovnovekej štruktúry lesa vekových tried na bohatú nepravidelnú štruktúru nerovnovážneho lesa. Tento proces prebieha postupne, a niekedy v polčase prebudovy, keď je štruktúra lesa už diferencovaná natoľko, že znaky výberkového lesa začnú prevládať nad znakmi lesa rovnovekého, je potrebné prejsť na hospodársku úpravu v systéme lesa hrúbkových tried. Príklad tvorby plánu v takomto systéme prinášame v osobitnej časti tejto kapitoly, venovanej DO Duchonka.

Spôsoby prebudovy na PBHL

Porasty vstupujúce do prebudovy majú rôzny východiskový stav, ktorý je vždy viac alebo menej vzdialený od cieľovej vyváženej štruktúry nerovnovážneho (výberkového) lesa. Majú takisto rôzny vek a s tým súvisiacu rôznu dynamiku rastu a perspektívu ďalšieho vývoja. V prípade smrečín vstupuje navyše do hry riziko predčasného rozpadu v dôsledku

pôsobenia škodlivých činiteľov. Systém prebudovy teda musí byť flexibilný, pripravený za každých okolností poskytnúť cestu ako nasmerovať konkrétny porast ku konečnému cieľu, bez ohľadu na to či tento bude dosiahnutý skôr alebo neskôr.

Či k prebudove pristúpiť alebo nie pritom neovplyvňuje východiskový stav porastu ako sa často zdôrazňuje, ale rozhodnutie lesného hospodára o tom, aký les chce v budúcnosti mať. Východiskový stav porastu ovplyvňuje len to, akým spôsobom prebudovu začať. Základný koncept rôznych metód prebudovy a podmienok ich uplatnenia sformuloval Schütz (1989, v českom preklade 2002), a prevzali ho aj naši profesori pestovania lesa (Korpel & Saniga 1995). Schéma Schütza modifikovaná pre účely prebudovy smrečín sa nachádza na obrázku 5.2.



Obr. 5.2 Konceptná schéma základných metód prebudovy v závislosti od východiskového stavu a prognózy vývoja porastu vstupujúceho do prebudovy (Zdroj: upravené podľa Schütza 1989).

Prebudova výchovou

Metódou prebudovy výchovou je klasická výberná prebierka. Pri výbernej prebierke je prvoradým cieľom úprava východiskovej štruktúry porastu tak, že do ťažby sa vyberajú stromy stredných hrúbok, a šetria sa stromy tenšie a hrubšie. Ponecháva a uvoľňuje sa samozrejme akákoľvek prímes iných cieľových drevín ako smrek. Dôležitú úlohu zohráva vyhľadávanie a odstraňovanie medziúrovňových (intermediárnych) stromov. Sú to stromy, ktoré silne konkurujú ako stromom vyšším, tak aj stromom nižším, a pritom sami vlastným vývojovým potenciálom (kvalitou, vzrastom, stabilitou) neprevyšujú priemer. Už pri výbernej prebierke je vhodné do medzier vnášať hlúčikovými podsadbami chýbajúce tienne dreviny jedľu a buk.

Osobitným prípadom výbernej prebiecky je stabilizačná prebiecka. Ide o zásah typu pozitívnej úrovňovej prebiecky, ktorý predchádza uplatneniu vlastnej výbernej prebiecky. Je zameraný na vytypovanie a podporu kritického počtu cca 50 vitálnych stromov na hektár (t.j. v odstupe 14 – 15 m) so silnou korunou, a s perspektívou stať sa nositeľmi zatienenia v hornej vrstve cieľového porastu.



Obr. 5.3 Príklad porastu rozpracovaného výbernou prebieckou.

Prebudova výchovou končí v momente, keď sa skutočná hrúbková štruktúra porastu priblíži cieľovej a v poraste začne fungovať samoregulácia, vrátane prirodzenej obnovy. Tento proces môže trvať 30 až 60 rokov, v závislosti od vzdialenosti východiskovej štruktúry lesa od cieľovej. Po dosiahnutí rovnováhy výbernú prebiecku nahradí klasický výberný rub, zameraný na udržiavanie a zušľachťovanie dosiahnutej štruktúry.

Priama prebudova

Uskutočňuje sa v porastoch, ktoré spĺňajú podmienku dostatočnej stability a životnosti, ktorá je definovaná prítomnosťou aspoň 50 vitálnych stromov so silnou korunou na hektár – perspektívnych nositeľov zatienenia. Predmetom priamej prebudovy môžu byť porasty staršie ako 50 rokov, v ktorých po uvoľnení zápoja možno očakávať zmladenie. Zároveň by nemali byť príliš ohrozené škodlivými činiteľmi, stupeň ohrozenia by v škále 0 – 4 nemal prekročiť hodnotu 2 (stredne ohrozený). V takýchto porastoch, ak aj dôjde k rozpadu, tento nemusí byť plošný, a spravidla je možné ho udržať na úrovni hlúčikov až skupín.

Priama prebudova sa uskutočňuje prostredníctvom troch fáz, ktoré na seba časovo nadväzujú, zároveň sa však na rôznych miestach toho istého porastu uplatňujú súčasne podľa potreby. Prvou je fáza podpory dorastu. V tejto fáze sa na niektorých miestach porastu ťažbou zámerne otvorí zápoj a vytvoria sa tzv. svetelné šachty (medzery) s výmerou najviac do 0,2 ha pre podporu zmladenia a nového dorastu. V smrečinách takéto medzery často vznikajú spontánne rozptýlenou kalamitou alebo kalamitou v malých ohniskách.

Dôležité je, aby v tejto fáze nedošlo ku vzniku plošného zmladenia, preto je žiaduce zachovať väčšiu časť porastu plne zapojeného a ďalšie medzery otvárať až neskôr. Medzery by sa nemali rozširovať. Fáza podpory dorastu je pri prebudove smrečín určená pre vnášanie chýbajúcich drevín umelou obnovou. Do medzier hneď po ich vzniku sadíme hlúčky (0,02 ha) až skupiny (do 0,2 ha) jedle a buka. Tieto tienne dreviny možno v podobnom dizajne tiež podsádzať do miest, kde sa očakáva vznik nových medzier. Pri vysokých stavoch zveri je výsadby nevyhnutné chrániť individuálne alebo mikrooplôtkami. Očakáva sa doplnenie prirodzeným zmladením smreka, ktoré je v prípadoch prílišnej živelnosti potrebné v hlúčkoch buka a jedle eliminovať prestrihávkou.



Obr. 5.4 Prvá fáza priamej prebudovy smrečiny (podpora dorastu).

Druhou je fáza štruktúrovania. V tejto fáze sa otvárajú ďalšie medzery na podporu dorastu podľa postupu opísaného vyššie, a súčasne sa začína prečistkami a prebierkami zasahovať do už existujúceho dorastu v skôr vytvorených medzerách. Uplatní sa pozitívny druhový a kvalitatívny výber v prospech vitálnych jedincov vrastajúcich do úrovne. Platí zásada nerozširovania medzier a zachovania zapojených častí porastu bez obnovy. Fázu štruktúrovania je potrebné rozložiť na obdobie 40 až 60 rokov, aby mali nové stromy čas vyplniť medzery a dorásť do úrovne tvorenej nositeľmi zatienenia pochádzajúcimi z materského porastu.

Trefou, záverečnou fázou priamej prebudovy je fáza zušľachtovania výbernej štruktúry. V tejto fáze sa hrúbková štruktúra približuje cieľovej, a fytotechnika sa zameriava na dokončenie tohto približenia. Nepracuje sa už s jednotlivými medzerami, ale s porastom ako celkom. V podstate sa začína uplatňovať klasický výberný rub, čím je proces prebudovy ukončený.



Obr. 5.5 Druhá fáza priamej prebudovy smrečiny (štruktúrovanie porastu).



Obr. 5.6 Tretia fáza priamej prebudovy smrečiny (zušľachťovanie štruktúry).

Prebudova cez následnú generáciu lesa

Prebudovu cez následnú generáciu lesa je nevyhnutné uskutočniť vtedy, keď nízka stabilita alebo slabá perspektíva dožitia potrebného počtu stromov materského porastu nedovoľuje vykonať priamu prebudovu. Predmetom primárneho záujmu je následná generácia lesa a cieľom je dosiahnuť už pri jej zakladaní čo najdiferencovanejšiu štruktúru, ktorá zjednoduší následnú prebudovu výchovou.



Obr. 5.7 Rozpadajúci sa dospelý porast v prebudove cez následnú generáciu lesa.

Následná generácia sa vytvára kombinovanou obnovou, t.j. hlúčikovou až skupinovou výsadbou chýbajúcich cieľových drevín, doplnenou spravidla hojnou prirodzenou obnovou smreka a prípravných drevín. Platí zásada úmyselného nerozširovania medzier, a zachovania zapojených častí a zvyškov materského porastu tak dlho ako je to možné. Popri neceloplošných výsadbách a podsadbách tiennych drevín (jedľa, buk) do medzier alebo preriedených častí materského porastu je možná aj doplnková výsadba slnných drevín (smrekovec, borovica, javor, dub) na väčších odkrytých plochách.

Prebudova cez následnú generáciu lesa sa uskutoční aj vtedy, ak nastane zlyhanie priamej prebudovy predčasným rozpadom smrekovej zložky materského porastu. Každá veková a priestorová diferenciácia následnej generácie dosiahnutá pred odumretím materského porastu je bonusom pre ďalší postup prechodu na PBHL.

Ekonomická optimalizácia prebudovy

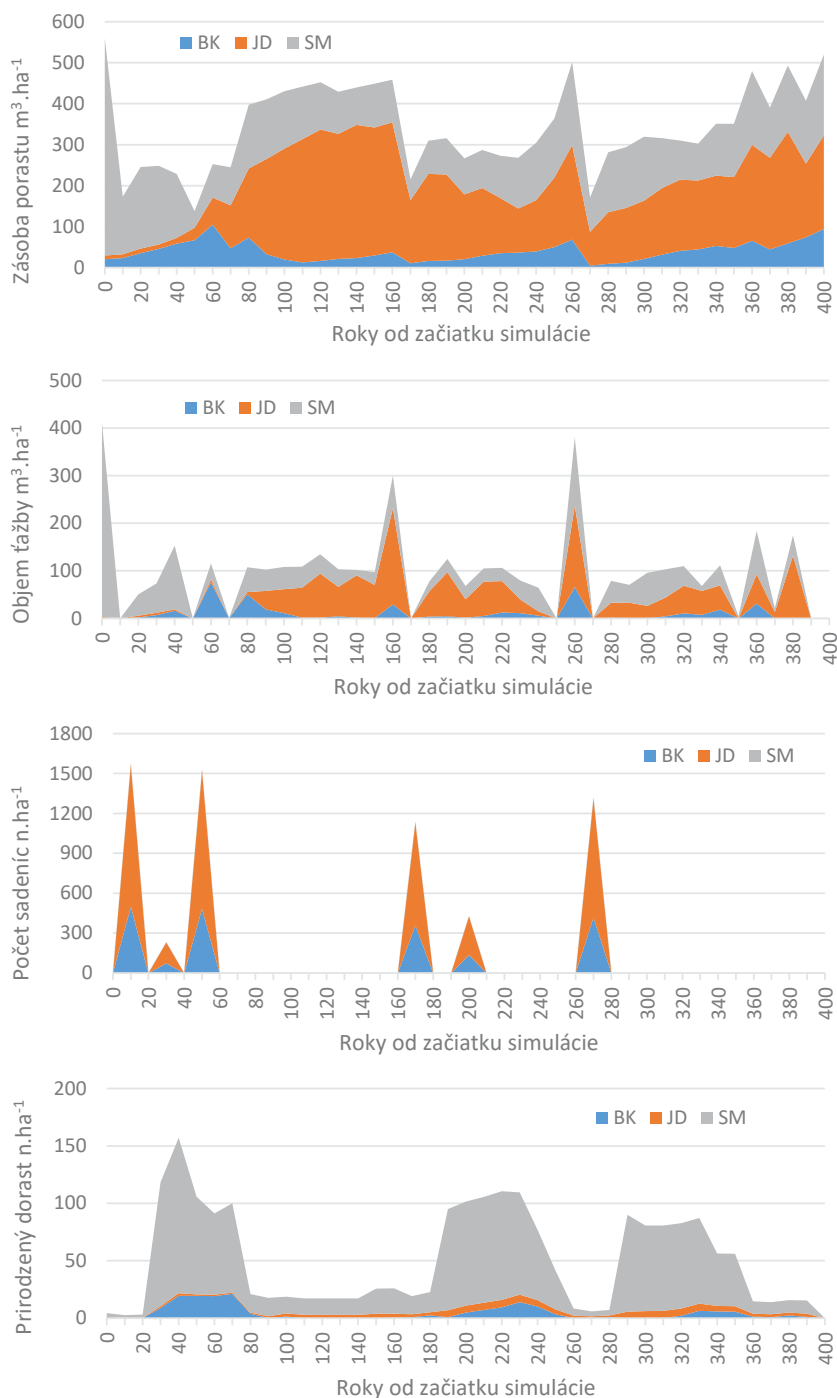
V tejto štúdii sa zaoberáme progresívnym spôsobom rekonštrukcie smrečín prebudovou na prírode blízky les. Takáto prebudova znamená postupný odklon od pravidiel hospodárenia a riadenia výnosu nástrojmi lesa vekových tried, a prechod na nástroje riadenia výnosu smerujúce k vyváženému stavu rovnováhy zásoby, prírastku a ťažby (Kulla et al. 2018). Takýmto nástrojom sú napríklad maticové modely s optimalizátorom ťažby, ktoré sme začali vyvíjať a testovať aj v podmienkach Slovenska (Roessiger et al. 2018). Ich výhodou je, že dokážu kombinovať simuláciu ekologických procesov (dorast, prírastok, mortalita drevín) s ekonomikou ťažbových operácií (ceny dreva, náklady ťažbových činností), a iteratívne optimalizovať režim ťažieb tak, aby sa dosiahol maximálny výnos za vopred určené obdobie. Pre proces prebudovy sme do modelu okrem optimalizátora ťažby zapracovali aj optimalizátor zalesňovania, ktorý zohľadňuje ekologické (konkurencia materského porastu, prirodzená obnova smreka, vplyv zveri) aj ekonomické aspekty (náklady) výsadby chýbajúcich drevín.

Opis štruktúry a funkcionalít maticového modelu s optimalizátorom ťažby a zalesňovania presahuje rámec tejto publikácie a je možné sa s ním podrobne oboznámiť v publikácii Roessiger et al. (2022). V ďalšom uvádzame len výsledky analýzy, relevantné pre typický (najčastejšie sa vyskytujúci) modelový porast pre podmienky DO Zákamenné. Ešte pripomenieme, že cieľom optimalizácie bola maximalizácia čistej súčasnej hodnoty lesa (NPV – *net present value* podľa Faustmanna, 1849), t.j. súčtu všetkých finančných tokov (nákladov a výnosov) diskontovaných v čase za simulačnú dobu 400 rokov pri započítaní východiskovej a koncovkej hodnoty lesa.

Modelový porast bol rovnoveká smrečina vo veku 60 rokov, so zásobou dreva $560 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$, z čoho $530 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ (95 %) pripadalo na smrek, $21 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ (3,5 %) na buk, a $9 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ (1,5 %) na jedľu. Porast rástol na kyslom horskom stanovišti, zodpovedajúcom HSLT 505 a 605. Straty na výsadbách v dôsledku tlaku zveri sa nastavili v základnom variante pre jedľu na 5 % ročne (50 % za decénium), pri buku 1 % ročne. Pri výpočte NPV sa použila úroková miera 1 %.

Simulácie sa uskutočnili pomocou vlastného maticového modelu, odvodeného pre zmiešané lesy buka, smreka a jedle v horských podmienkach Slovenska, konkrétne na lesnom celku Smolnícka Osada (Roessiger et al. 2018), ktorý sme pre potreby tejto štúdie parametrizovali na regionálnych údajoch opakovaných inventarizačných meraní v širšej oblasti Západných Beskýd (Roessiger et al. 2022). Šlo o párové (najmenej dve po sebe nasledujúce) merania tých istých stromov a plôch v rámci siete NIML SR na území Slovenska, siete CzechTerra a projektu LASPROBES na území Česka. Spolu sa využili údaje zo 128 inventarizačných plôch prechodných a kyslých stanovišť (rad A, A/B) horského stupňa (5. a 6. vegetačný stupeň) Západných Beskýd.

Výsledky optimalizácie pre modelový porast



Obr. 5.8 Vývoj zásoby, ťažby, zalesňovania a dorastu z prirodzenej obnovy podľa výsledkov maticovej optimalizácie pre modelovú smrečinu na DO Zákamenné.

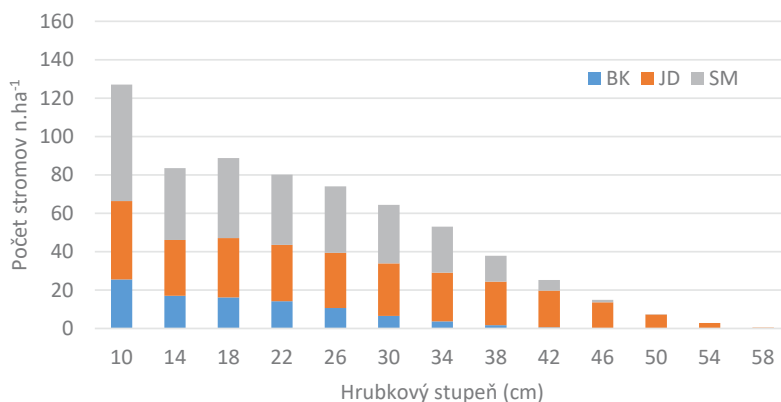
Vývoj zásoby je charakterizovaný prudkým poklesom hneď v prvom decéniu na približne 1/3 východiskovej úrovne v dôsledku (sčasti mortalitou vynútenej) ťažby smreka. Pod a popri zvyškom smrekového porastu postupne rastie zásoba jedle a buka z výsadby. V 80. roku simulácie dosiahne zásoba zmiešaného porastu smreka, jedle a buka úroveň 400 m^3 . Od tohto obdobia ďalej nerastie, ale kolíše v rozpätí $300 - 400 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ s občasnými excesmi a poklesmi nad, resp. pod tieto hranice. Rovnovážny stav nebol úplne dosiahnutý. Možno hovoriť o kvázi rovnováhe, okolo ktorej zásoba osciluje. Najvyšší podiel na zásobe si dlhodobo udržiava jedľa, nasleduje smrek a najmenej je buka.

Optimalizovaný režim ťažby navrhuje intenzívny zásah v prvom decéniu, a postupné doťaženie smrekového porastu do 40 rokov, po ktorom nasleduje (výhovná) ťažba tenších bukov. Od 80 rokov sa v novej generácii zmiešaného lesa ťažba ustala na úrovni $100 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ za decénium, čo zodpovedá bežnému prírastku $10 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$. Zaujímavé sú intenzívnejšie ťažby v kvázi storočných cykloch, počas ktorých optimalizátor odoberá prechodne nahromadenú zásobu cieľových hrúbok. Nedochádza však k vyťaženiu viac, ako polovice zásoby porastu, a štvrtiny počtu stromov.

Optimalizovaný režim zalesňovania navrhuje pomerne intenzívne výsadby (podsadby) jedle a buka hneď po úvodnej ťažbe smreka, ako aj po doťažení smrekového porastu. O niečo menej intenzívne výsadby jedle a buka sú navrhnuté aj po silnejších ťažbových zásahoch v kvázi storočných cykloch.

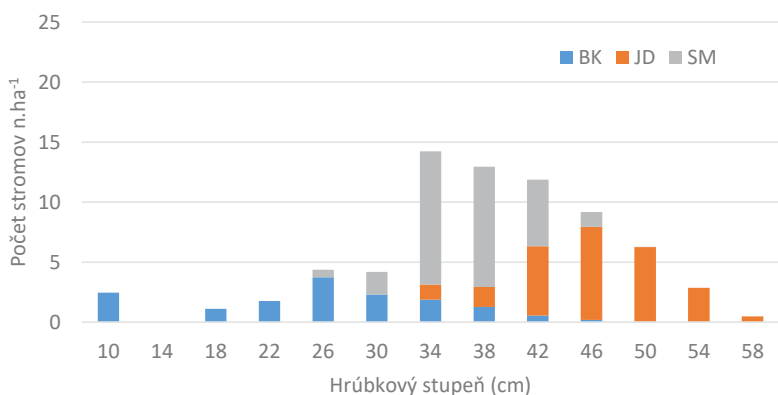
Dorast z prirodzeného zmladenia sa týka najmä smreka, menej buka, a len minimálne jedle eliminovanej zverou. Vyskytuje sa vo vlnách s určitým časovým sklzom po epizódach s nižšou zásobou po intenzívnejších ťažbách.

Hrubková štruktúra sa v kvázi rovnovážnom stave zásoby, prírastku a ťažby v priemere ustálila okolo klesajúcej krivky. Nie však exponenciálnej podľa teoretických predpokladov, ale skôr lineárnej, alebo viacparametrovej Weibullovej (Obr. 5.9). V tenších a stredných hrúbkových stupňoch má najvyššie početnosti smrek, v hrubších jedľa.



Obr. 5.9 Rozdelenie hrúbok pre modelovú smrečinu podľa drevín v kvázi rovnovážnom stave (priemer za obdobie 80 – 340 rokov od začiatku simulácie).

Cieľové hrúbky ťažby posunul optimalizátor pre jedľu vyššie, smrek ťažil pri stredných hrúbkach, a buk len výnimočne nechal dorásť do stredných hrúbok (Obr. 5.10).



Obr. 5.10 Umiestnenie ťažby do hrúbkových stupňov pre modelovú smrečinu podľa drevín v kvázi rovnovážnom stave (priemer za obdobie 80 – 340 rokov od začiatku simulácie).

Tabuľka 5.2 Ciele hospodárenia pre modelový porast na DO Zákamenné.

Indikátor modelu	Hodnota indikátora
Cieľová zásoba	347 m ³ .ha ⁻¹
Cieľové zastúpenie drevín	SM 34 %, JD 57 %, BK 9%
Cieľové rozdelenie hrúbok	Klesajúca Weibullova hrúbková krivka (viď obr. 5.9)
Cieľová produkcia	10,4 m ³ .ha ⁻¹ .rok ⁻¹
Cieľové hrúbky	SM 36 cm, JD 48 cm, BK 30 cm



Obr. 5.11 Vizualizácia cieľového stavu lesa hrúbkových tried pre modelový porast na DO Zákamenné.

Analýza citlivosti modelu na vybrané faktory

Základný model cieľového stavu (Tab. 5.2) sme odvodili pre priemerné (štandardné) podmienky. Kvôli lepším možnostiam zovšeobecnenia sme na záver spravili aj variantné simulácie pre iné preddefinované úrovne najdôležitejších faktorov s predpokladaným vplyvom na výsledok optimalizácie. Prehľad alternatívnych úrovní testovaných faktorov a ich označenie použité ďalej v grafoch a textoch sa nachádza v tabuľke 5.3. Vplyv alternatívnych úrovní testovaných faktorov na výsledky maticovej optimalizácie zobrazuje séria grafov na obrázku 5.12.

Tabuľka 5.3 Štandardná a alternatívne úrovne testovaných faktorov a ich označenie použité v grafoch.

Faktor	Štandard (std)	Špecifikácia odchýlok
Stanovište (s)	s53 – kyslé horské	s54 – živné horské s33 – kyslé podhorské s34 – živné podhorské
Mortalita smreka (m)	m10	m05 – nižšia o 50 % m15 – vyššia o 50 %
Vplyv zveri (z)	z05	z03 – nižšie straty jedle o 50 % z07 – vyššie straty jedle o 50 %
Dotácie (d)	d05	d00 – žiadne dotácie d10 – dotácie na úrovni 100 % nákladov
Úroková miera (i)	i01	i00 – úroková miera 0 % i02 – úroková miera 2 %

Stanovište nemalo zásadný vplyv na cieľovú zásobu. Vyššia ako pri štandardných podmienkach vyšla na kyslých nižšie položených (podhorských) stanovištiach. Vo všeobecnosti na kyslých stanovištiach optimalizátor preferoval vyššie zastúpenie jedle a v nižších polohách vyššie zastúpenie buka. Produkcia (cieľová ťažba) bola vo všetkých prípadoch o niečo vyššia ako pri základnom modeli v podmienkach kyslých horských stanovišť.

Mortalita smreka na vyššej úrovni viedla paradoxne k vyššej cieľovej zásobe, a to vďaka ustáleniu vyššieho podielu jedle v dôsledku intenzívnejšej výsadby po odumierajúcom smreku. Naopak pri nižšej mortalite smreka optimálny manažment viedol k „mladším“ porastom s prevahou smreka s nižšou cieľovou zásobou.

Vplyv zveri na vyššej úrovni viedol k porastom s vyšším podielom smreka a buka a s nižšou cieľovou zásobou. Naopak nižší tlak zveri umožnil dosiahnuť vyšší podiel jedle z výsadby, vedúci k vyššej cieľovej zásobe a produkcii založenej najmä na jedli na úkor smreka a buka.

Dotácie pestovnej činnosti na vyššej úrovni logicky zvýšili podiel jedle aj cieľovú zásobu. Podľa očakávania významne stúpla intenzita výsadies jedle a buka. Bez dotácií sa optimalizovaný manažment obmedzil na minimálnu výsadbu jedle a buka, spoliehal sa najmä na prirodzenú obnovu, a viedol k porastom s prevahou smreka a s nižšou cieľovou zásobou.

Úroková miera mala najzásadnejší vplyv na parametre cieľového lesa. Pri nulovej úrokovej miere, ktorá predpokladá, že sa hodnota peňazí v čase nemení, a aj veľmi vzdialená tržba má rovnakú hodnotu ako tá súčasná, viedol optimálny manažment k intenzívnej výsadbe a pestovaniu jedle. Naopak, pri úrokovej miere 2% je ekonomicky orientované optimálne hospodárenie postavené hlavne na produkcii smreka pri nižšej cieľovej zásobe a nižších cieľových hrúbkach.



Obr. 5.12 Porovnanie odchýlok cieľovej zásoby, cieľovej produkcie (ťažby) a odporúčanej intenzity zalesňovania v priemere za decénium pre alternatívne úrovne testovaných faktorov (používané kódy z Tab. 5.3) voči štandardu (std).

Alternatívny program starostlivosti o les pre DO Duchonka

DO Duchonka je príkladom prirodzených dubových, bukových a zmiešaných listnatých lesov teplých pahorkatín a vrchovín typických pre južnú časť projektového úze-

mia. Nachádza sa na východných svahoch Považského Inovca, kde prebudova na trvalo viacetážové porasty prebieha od veľkej vetrovej kalamity v roku 1999 pod vedením miestneho správcu Dušana Mikuša. Ide súčasne o demonštračný objekt Pro Silva Duchonka-Kulháň.



Obr. 5.13 Prirodzené dubové a bukové listnaté lesy DO Duchonka v prebudove na trvalo viacetážové a mozaikové porasty (pohľad na hlavný hrebeň Považského Inovca z Panskej Javoriny).

Prečo je potrebné alternatívne plánovanie?

V praxi hospodárskej úpravy lesov sa v obidvoch krajinách (na Slovensku aj v Česku) štandardne využíva dlhodobo zavedená a detailne prepracovaná metodika zisťovania, riadenia výnosu a plánovania pre les vekových tried. Pre počiatočné fázy prebudovy je možné ju prispôsobiť predlžovaním obnovných dôb, úpravou (navyšovaním) prebierkových percent, popisom porastov v podobe etáží a detailným mapovaním štruktúr. Takáto modifikácia sa dá použiť, kým ešte existujú dobre viditeľné etáže a znaky rovnovekého lesa prevládajú nad znakmi lesa trvale rôznovekého, resp. výberkového.

Niekedy v polčase prebudovy, keď je štruktúra porastu už diferencovaná natoľko, že znaky výberkového lesa začínú prevládať nad znakmi lesa rovnovekého, je potrebné prejsť na hospodársku úpravu v systéme lesa hrúbkových tried. Les hrúbkových tried sa vyznačuje prítomnosťou stromov rôzneho veku a hrúbky rozmiestnených na celej ploche porastu jednotlivo (jednotlivý výber) alebo v skupinách (hlúčikový, skupinový výber, skupinový clonný rub). Medzi vekom a hrúbkou v premenlivých podmienkach priestorového zápoja nie je tesný vzťah. Mladé jedince tiennych drevín dokážu desiatky rokov takmer bez prírastku prežívať v podúrovni a čakať na otvorenie zápoja, aby naštartovali svoj rast. Vek teda prestáva hrať dôležitú úlohu, a je nahradený oveľa ľahšie a presnejšie merateľnou hrúbkou, ktorá sa stáva hlavným nástrojom hospodárskej úpravy.

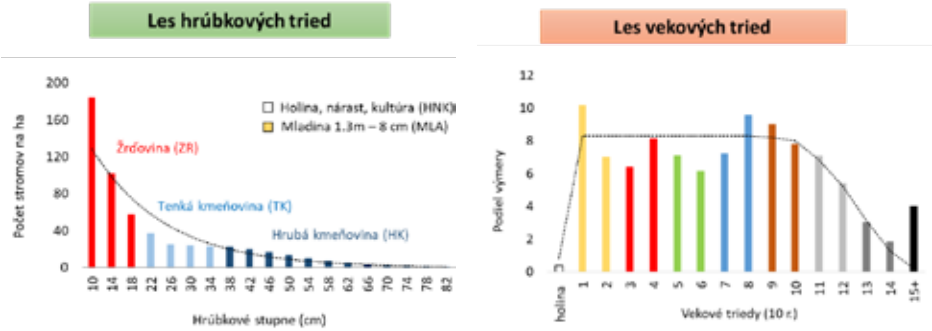
Systém vekových tried núti zariaďovateľa vytvárať, mapovať a popisovať stále menšie a menšie porasty, čím sa dostáva do pasce prácnosti a rizika chýb pri odhade stredných porastových veličín, na ktorých je závislý.



Obr. 5.14 Klasický rovnoveký bukový les (vľavo) a nepravideľne mozaikový prírode blízky les buka v cieľovom stave „Dauerwald“ (vpravo).

Princípy hospodárskej úpravy lesa hrúbkových tried

Koncept hospodárskej úpravy lesa hrúbkových tried je založený na rozdelení početnosti stromov podľa hrúbkových stupňov (Obr. 5.15). Pre praktické potreby sme navrhli agregovanie veľkého počtu hrúbkových stupňov do piatich štandardizovaných hrúbkových tried (vrstiev), z ktorých tri predstavujú stromové vrstvy, a dve vrstvy podúrovne (Tab. 5.4). Hrúbkové triedy (HT) sú navrhnuté tak, aby rámcovo zodpovedali rastovým stupňom, podľa ktorých sú aj pomenované. Stromové triedy sú navrhnuté tak, aby zodpovedali v praxi zaužívaným druhom ťažby: tenkej prebierke žrdí do 50 rokov, hrubej prebierke tenkých kmeňov, a obnovnej ťažbe hrubých kmeňov (Kulla et al. 2018).

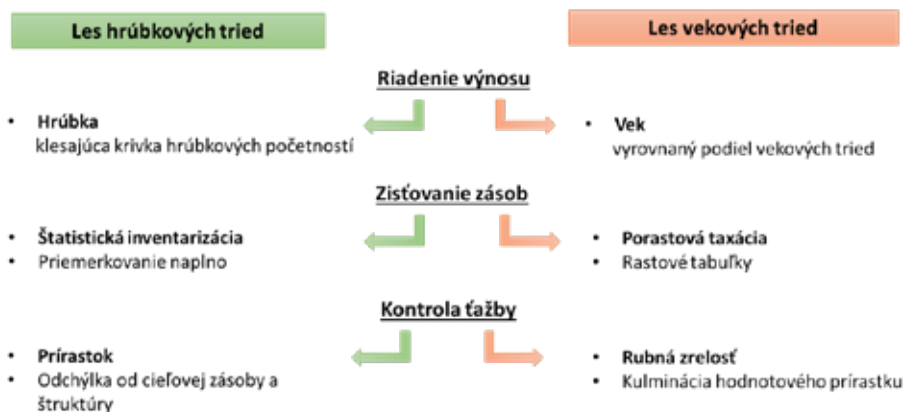


Obr. 5.15 Určujúce prvky riadenia výnosu v lese hrúbkových tried (cieľ: klesajúca krivka rozdelenia hrúbok) a v lese vekových tried (cieľ: vyrovnaná výmera vekových tried).

Tabuľka 5.4 Vymedzenie vrstiev (hrúbkových tried – HT) navrhnutých pre mapovanie, zisťovanie stavu a plánovanie v lese hrúbkových tried.

č.	Názov vrstvy (HT)	Kód	Vymedzenie		Typ
			hrúbka $d_{1,3}$	výška	
1	Hrubá kmeňovina	HK	nad 36 cm	—	Stromové vrstvy
2	Tenká kmeňovina	TK	20 – 36 cm	—	
3	Žrdovina	ZR	8 – 20 cm	—	
4	Mladina	MLA	1 – 8 cm	—	Vrstvy podrastu
5	Holina-nárust-kultúra	HNK	—	do 1,3 m	

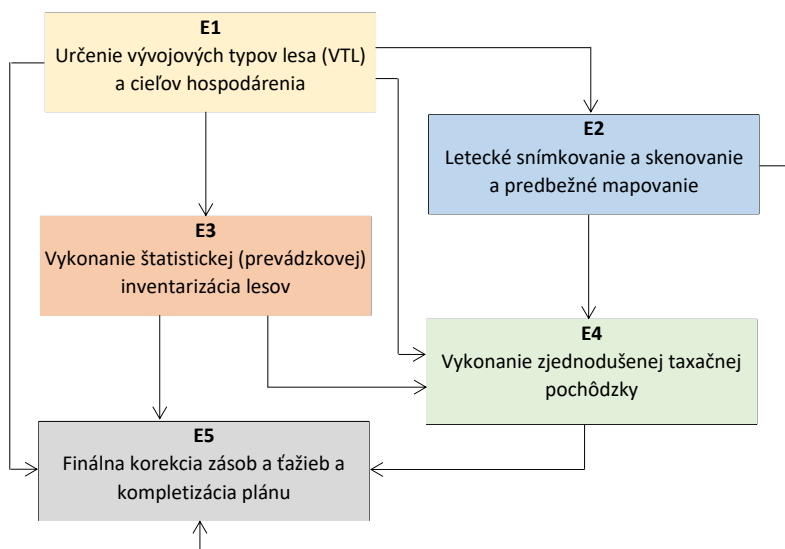
Základné rozdiely v hospodárskej úprave (zariadovaní) lesa hrúbkových tried a lesa vekových tried znázorňuje Obr. 5.16.



Obr. 5.16 Základné rozdiely v hospodárskej úprave (zariadovaní) lesa hrúbkových tried a lesa vekových tried.

Metodický postup tvorby alternatívneho plánu

Metodický postup vyvíjaný a testovaný na Národnom lesníckom centre je založený na 1) priamom meraní stromov štatistickou (prevádzkovou) inventarizáciou, 2) využití nástrojov a metód diaľkového prieskumu Zeme, GIS a matematického modelovania, a 3) využití metód a nástrojov riadenia výnosu na báze hrúbky a prírastku stromov (Kulla et al. 2025). Pozostáva z piatich na seba nadväzujúcich etáp (Obr. 5.17), ktorých stručný opis a výsledky na príklade modelového územia s výmerou 1 055 ha na DO Duchonka prinášame nižšie.



Obr. 5.17 Koncepčná schéma metodického postupu použitého pri tvorbe alternatívneho plánu v systéme lesa hrúbkových tried pre DO Duchonka.

Vývojové typy lesa a ciele hospodárenia

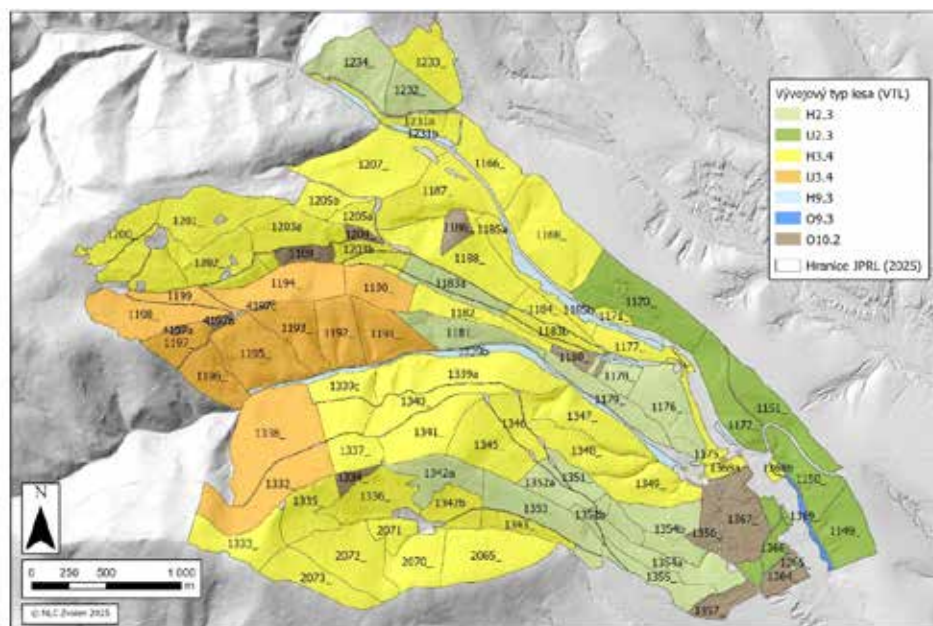
Vývojový typ lesa (VTL) je vyššia stanovištná jednotka reprezentujúca podobný stanovištný potenciál, t.j. prirodzený výskyt a produktivitu drevín. Je vytvorený agregáciou podobných stanovišť na podklade lesníckej typológie (Kulla et al. 2014). Systém agregácie stanovištných jednotiek (HSLT) do vyšších jednotiek (geobiotopov – GBT) je kompatibilný s lesníckou typológiou a s jednotkami (lesnými biotopmi) NATURA 2000.

VTL slúži v hospodárskej úprave lesa hrúbkových tried najmä ako:

1. Jednotka rámcového plánovania – pre stanovenie cieľov hospodárenia.
2. Vyhodnocovacia jednotka prevádzkovej inventarizácie – pre zisťovanie zásob.
3. Jednotka kontroly výnosu – pre odvodenie deduktívneho etátu.

Tabuľka 5.5 Vývojové typy lesa (VTL) navrhnuté pre DO Duchonka podľa kategórií lesa.

Kód	Názov VTL	Kategória lesov (ha)			Výmera spolu
		H	U	O	
2.3	Svieže dubovo-hrabové lesy	168,83	87,33		256,16
3.4	Bukové kvetnaté lesy	549,12	179,59		728,71
9.3	Podhorské jaseňovo-jelšové lužné lesy	19,08		1,69	20,77
10.2	Podhorské lipovo-javorové sutinové lesy			49,26	49,26
Celkom					1 054,90



Obr. 5.18 Vývojové typy lesa (VTL) navrhnuté pre DO Duchonka na podklade agregovaných jednotiek lesníckej typológie a pri zohľadnení existujúcich kategórií lesa.

Pre navrhnuté VTL boli odvodené modely hospodárenia, obsahujúce všetky atribúty požadované Vyhláškou č. 453/2006 o hospodárskej úprave lesov a ochrane lesa (Tab. 5.6).

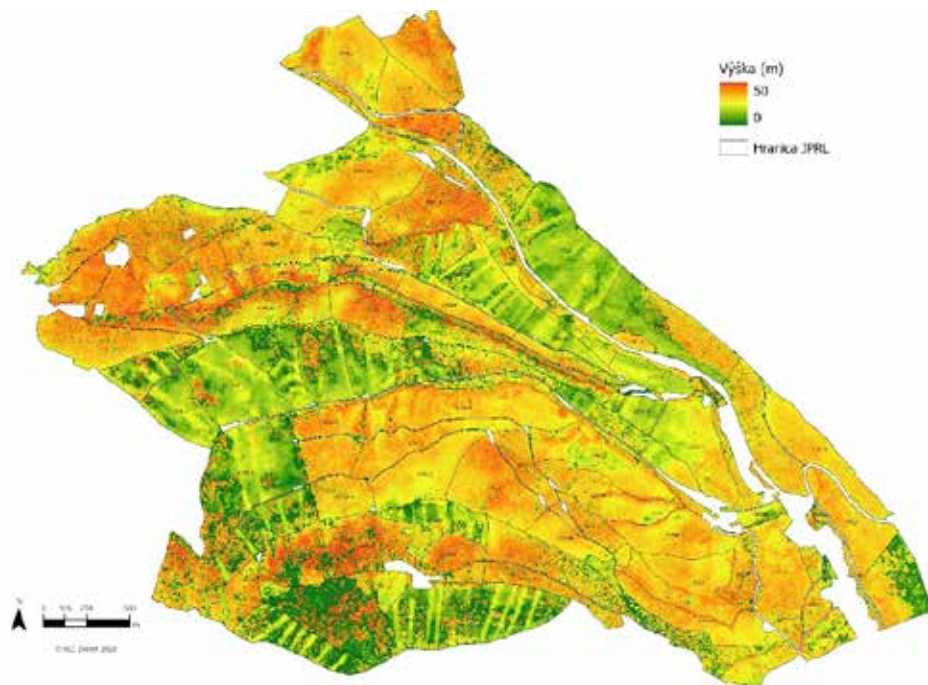
Tabuľka 5.6 Ciele hospodárenia navrhnuté pre VTL na DO Duchonka.

KL	i%	VTL	Cieľové zastúpenie drevín							Zásoba	Ťažba	Cieľová štruktúra					
			BK	DB	HB	CL	OL	BO	JD			OI	m³.ha⁻¹	m³.ha⁻¹.dec⁻¹	HK	TK	ZR
H	1	2.3	0,4	0,5	0,1	+		+		+	291	62	2,5	2,5	2	2	1
H	1	3.4	1,0	+		+		+	+	+	354	77	3	2	2	2	1
H	1	9.3	0,4	+	+	0,1	0,5				294	61	2,5	3,5	2	1	1
U	0,5	2.3	0,3	0,6	0,1	+		+			326	57	3	3	2	1	1
U	0,5	3.4	1,0	+		+		+	+		407	76	3,5	2,5	2	1,5	0,5
O	0	9.3		0,1	+	0,1	0,8				164	14	1,5	3	2,5	2	1
O	0	10.2	0,6	0,3	+	0,1	+	+	+		401	56	4	2,5	2	1	0,5

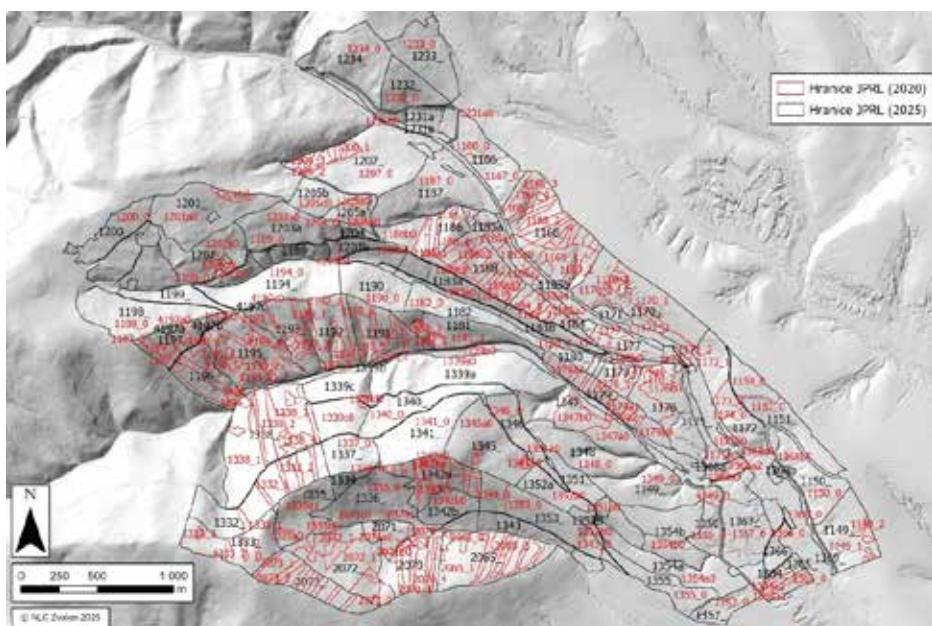
Letecké snímkovanie, skenovanie a predbežné mapovanie

Ako vyplýva z názvu, etapa zahŕňa dve hlavné činnosti: 1) letecké snímkovanie a skenovanie, a 2) predbežné mapovanie. Výsledkom leteckého snímkovania a skenovania je georeferencovaná ortofotomozaika a najmä trojrozmerné mračno bodov LiDAR, z ktorého sa vytvorila mapa výšok stromov, presnejšie výšky povrchu korún (Obr. 5.19). Z tejto mapy sa následne pomocou regresných modelov odvodených z prevádzkovej inventarizácie (etapa E3) vytvorila porastová mapa lesa hrúbkových tried (Obr. 5.29) a ďalšie mapy.

Predbežné mapovanie spočívalo vo vytvorení nových, väčších porastov bez malých porastových skupín, ktoré navrhnutá metodika osobitne nemapuje a nepopisuje. Pri spájaní sa využili existujúce hranice a prirodzené línie (hrebeň, potok, cesta), a zohľadnili sa hranice vývojových typov lesa. Len výnimočne došlo k rozdeleniu dielcov (Obr. 5.20).



Obr. 5.19 Mapa výšok povrchu korún, odvodená z údajov leteckého laserového skenovania (LiDAR).



Obr. 5.20 Mapa nových (väčších) porastov, vytvorených prevažne spájaním pôvodných porastov v rámci predbežného mapovania.

Prevádzková inventarizácia lesov

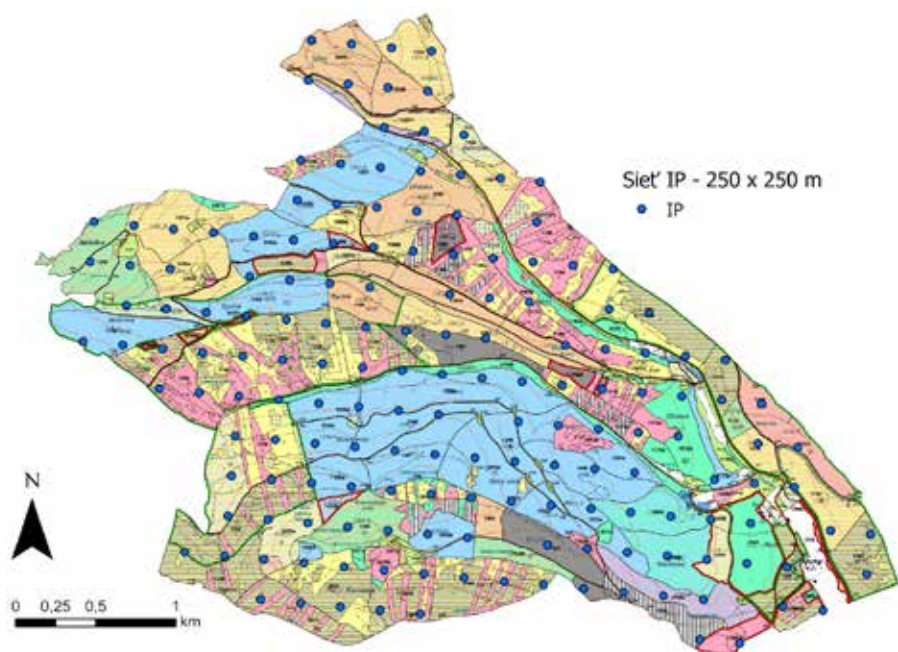
Prevádzková inventarizácia sa vykonala priamym meraním stromov na výberovom súbore 165 inventarizačných plôch (IP) v pravidelnej sieti 250×250 m (Obr. 5.21), vytvorenej zahustením siete NIML SR (Šebeň, 2017). Inventarizačné plochy tvorili flexibilné kruhy s polomerom 5 až 20 m zvoleným tak, aby bolo na každej IP najmenej 20 živých stromov s hrúbkou 8 cm a viac. IP sú neviditeľne fixované v teréne, aby mohli byť po určitom čase predmetom opakovaného zisťovania.

Pre každý strom sa zistili polárne súradnice (azimut a vzdialenosť od stredu IP), druh dreveniny, hrúbka $d_{1,3}$, výška stromu, kvalita koruny, kvalita kmeňa, a doplnujúce údaje o vrstvách podrastu (MLA, HNK), mŕtvom dreve a biotopových stromoch. Spolu bolo zmeraných 3 891 stromov (Tab. 5.8).

Zjednodušená taxačná pochôdzka

Cieľom zjednodušenej taxačnej pochôdzky je umiestniť zásoby a ťažby do porastov po vrstvách (hrúbkových triedach) a drevinách, zistiť údaje o podraсте a navrhnúť v nich pestovné opatrenia, určiť spôsob PBHL (Tab. 5.7), a spresniť ďalšie údaje prevzaté z prevádzkovej inventarizácie pre porast (mŕtve drevo, biotopové stromy).

Taxačná pochôdzka sa vykonáva pomocou interaktívneho výpočtového zápisníka (Obr. 5.22), v ktorom je časť údajov načerpaná z iných zdrojov v neprepisovateľnej (žlté polia), alebo prepisovateľnej podobe (zelené polia), časť automaticky počítaná (červené polia), a len malá časť zisťovaná priamo v teréne taxátorom (biele polia). Červeným sú vyznačené kontrolné súčty.



Obr. 5.21 Sieť inventarizačných plôch prevádzkovej inventarizácie lesov vykonanej na DO Duchonka.

Tabuľka 5.7 Prípustné kombinácie kódov PBHL pri určovaní spôsobu PBHL.

Spôsob obhospodarovania		Stav PBHL			
		cs	po	pg	pv
v	výberkové porasty	x	x		
m	mozaikové porasty	x	x	x	
t	trvalo viacetážové porasty		x	x	
a	ostatné spôsoby PBHL		x	x	x

cs – cieľový stav: drevinové zloženie a zakmenenie vrstiev blízke cieľovým, zásoba $\pm 20\%$ od cieľovej
 po – prebudova obnovou: stabilné porasty stredného veku s perspektívou prežitia ďalších 50 rokov
 pg – prebudova cez následnú generáciu: dospelé porasty bez perspektívy dožitia ďalších 50 rokov
 pv – prebudova výchovou: mladé porasty pred fruktifikáciou, ešte nepripravené na obnovu

Najčastejší zistený spôsob obhospodarovania na DO Duchonka bol trvalo viacetážový porast (t) s rozptýlenou jednotlivou až hlúčikovou ťažbou na celej ploche porastu, v rámci prebudovy obnovou (po) alebo prebudovy cez následnú generáciu lesa (pg). Početné boli aj porasty v prebudove výchovou (pv). V cieľovom stave (cs) sa nachádza len niekoľko porastov VTL 10.2 v kategórii ochranných lesov.

Najčastejší navrhnutý postup je prebudova obnovou formou mozaikových porastov (m) s nepravidelným hlúčikovým až skupinovým clonným rubom bez rozširovania východísk obnovy. Mozaikové porasty umožňujú lepšiu kontrolu nad druhovou a štruktúrnou pestrosťou následného porastu. Tým, že ponechávajú časť porastu zapojeného a bez spodnej etáže, zlepšujú priechodnosť a prehľadnosť porastov, a teda aj umožňujú lepšie regulovať raticovú zver odstrelom.

JPRL		Stanovište					Vrstvy podrastru				HNK - holina/nárast/kultúra (do 1,3 m)				MLA - mladina (1,3 m - 8 cm)														
LC	RZP	DC	CP	PS	KL	PK	HSLT	Drevina	Prirodz. obnov.	zast (%)	h (m)	pošk (%)	zai (ha)	ošet (ha)	zast (%)	h (m)	pošk (%)	preč											
kulháň	2027	1201		0	H		310		BK	97	0,5	14	0	0,40	85	4,9	23	x											
Výmery prebraté z PSL (ha)																													
E0	E1	E2	E3	PLC	Výmera kor (ha)		Pozn.	PLC kor	Zakm kor	SC	D				5	1,8	15												
0,00	18,10	1,86	0,00	19,96	19,96			Korig d a		JD	D	1	0,6	0	5	2,0	0												
Pokryvosť z DPZ/ korekcia PI/ zakmenenie																													
HK	TK	ZR	MLA	HNK	Nová tážba (m³)		VTL	LHE (-1r)	3,4	HB	D	1	0,3	18															
0,34	0,45	0,12	0,02	0,07	vykonaná		VTP																						
5,1	2,1	0,9	0,2	1,7	nevyk. S		BK																						
4,0	3,2	0,9	0,6	1,3	nevyk. L		5	2																					
Cieľové zakmenenie vrstiev:																													
Cieľové zastúpenie drevín:		3		2	2	2	1	sp.obh		stav PBHL		100		zai		ošet		100		preč									
								m		po		Vym		2,59		Hollina		0,00		Σ		Vym		1,20		Σ		0,60	
Stromové vrstvy																													
HK - hrubá kmeňovina (nad - 36 cm)																													
TK - tenká kmeňovina (20 - 36 cm)																													
ZR - žrďovina (8 - 20 cm)																													
Drevina																													
BK	97	42	28,0	251	27	68	98	27	22,5	138	20	28	80	14	14,4	17	10	2											
DZ	1	45	28,7	2	25	1		0	0,0	0	0	0	0	0	0,0	0	0	0											
HB		0	0,0	0	0	0	1	27	19,8	1		0	15	14	15,0	3	10	0											
SC	1	59	30,7	3	25	1	1	29	25,5	2	0	5	15	13,3	1	10	0	0											
JS	1	53	27,4	3	25	1		0	0,0	0	0	0	0	0	0,0	0	0	0											
		0	0,0	0	0	0		0	0,0	0	0	0	0	0	0,0	0	0	0											
		0	0,0	0	0	0		0	0,0	0	0	0	0	0	0,0	0	0	0											
		0	0,0	0	0	0		0	0,0	0	0	0	0	0	0,0	0	0	0											
		0	0,0	0	0	0		0	0,0	0	0	0	0	0	0,0	0	0	0											
Ďalšie dreviny	100						100						100																
CS	Vym	7,98	m³/ha	259	m³/ha	70	Vym	6,39	m³/ha	141	m³/ha	28	Vym	1,80	m³/ha	21	m³/ha	2											
	ťaž %	27	Σ	5176	Σ	1394	ťaž %	20	Σ	2822	Σ	552	ťaž %	10	Σ	414	Σ	41											
Cieľové zastúpenie drevín:																													
BK	DB	CL	BO	JD	OI			Cieľ. zás.:	354	Zist. zás.:	421	Rozdiel:	67	m³/ha	Σ JPRL	APSL													
1	+	+	+	+	+			Cieľ. tažba:	77	Plán. tažba:	100		23	m³/ha	HC m³	8 413	7 982												
								Cieľ. tažb. %:	22	Plán. tažb. %:	24		2	% V	Č m³	1 988	1 674												
Aktualizované údaje starého PSL: zastúpenie AGDR vo vrstvách (% zo zásoby, pri podrastré z výmery vrstvy)																													
Mŕtve drevo (m³/ha)																													
Vrstva	SM	JD	BK	DB	CR	HB	BO	SC	CL	OL	OI	TD	TS	Stav	Ležiace	Stojace	Ležiace	Stojace											
HK			98					1	1					T		0,5	0,5	0,5											
TK						37		63								3,0	0,5	0,5											
ZR			81			5		15						M		0,3	0,3	0,3											
podrast		15	45			10		5	20	5					Ležiace	1,1	0,5	36											

Obr. 5.22 Príklad vyplneného výpočtového zápisníka taxačnej pochôdzky pre konkrétny porast.

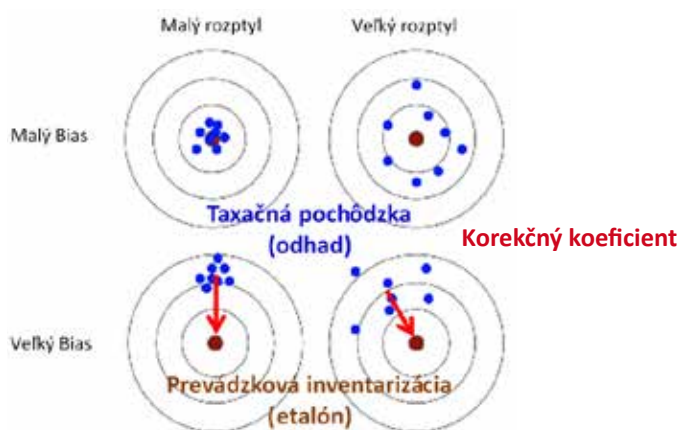


Obr. 5.23 Porovnanie trvalo viacetážového porastu s nepravidelne mozaikovým porastom s oplôtkom pre vnášanie chýbajúcich drevín.

Finálne korekcie a kompletizácia plánu

Využitie DPZ metód prináša systematickú chybu – bias. Spravidla ide o podhodnotenie zakmenenia a zásoby hrubej kmeňoviny a nadhodnotenie tenkej kmeňoviny. Ďalší zdroj systematickej chyby môže byť chyba taxačného odhadu, a chyba rastových tabuliek, ako zdroja vstupov pre niektoré výpočty v interaktívnom zápisníku.

Vychýlené odhady zásob a z nich odvodené objemy navrhnutých ťažieb v porastoch boli nakoniec korigované korekčným koeficientom podľa výsledkov prevádzkovej inventarizácie, ktorej výsledky považujeme za nevychýlený etalón presnosti (Obr. 5.24).



Obr. 5.24 Princíp korekcie systematickej chyby (Bias) výsledkov taxačnej pochôdzky.

Základné výstupy alternatívneho plánu pre DO Duchonka

V tabuľke 5.8 sa nachádzajú základné výsledky prevádzkovej inventarizácie týkajúce sa zisťovania zásob. Za celé pilotné územie (lesný celok) bola zásoba dreva určená s presnosťou $\pm 8\%$ pri 95 % hladine spoľahlivosti. Za VTL hospodárskych lesov (H) bola presnosť v limitoch požadovaných legislatívou ($\pm 20\%$ pri plánovanej ťažbe do 20 % zo zisnenej zásoby). Tento limit bol o niečo prekročený pri VTL v kategórii lesov osobitného určenia (U), kde by pre vyššiu presnosť bolo potrebné zahustiť sieť IP.

Presnosť $\pm 20\%$ sa podarilo dosiahnuť tiež pri VTL 10.2 v ochranných lesoch (O), a to aj napriek nízkemu počtu inventarizačných plôch. Práve porasty v tomto VTL sa často blížili cieľovému stavu, pri ktorom nemá zásoba v priestore veľkú variabilitu. Dá sa z toho usudzovať že s postupom prebudovy sa môže presnosť a teda aj efektívnosť prevádzkovej inventarizácie zlepšovať.

Tabuľka 5.8 Zásoby zistené prevádzkovou inventarizáciou na DO Duchonka podľa VTL.

VTL	Vstupné údaje		Zásoba dreva		
	IP	Stromy	Priemer	SE 95 %	Presnosť
	n	n	m³.ha ⁻¹	m³.ha ⁻¹	%
H2.3	26	649	262	47	17,9
H3.4	84	1 914	298	31	10,3
H9.3	4	108	274	238	86,8
U2.3	14	361	282	77	27,4
U3.4	28	615	230	59	25,5
O10.2	9	244	303	55	18,2
Spolu	165	3 891	279,3	22,4	8,0

Zistené zásoby boli vo všetkých VTL viac alebo menej nižšie ako cieľová zásoba (Obr. 5.25). Výsledkom toho je, že deduktívny decenálny etát odvodený pre pilotné územie podľa rovnice 1 je pomerne nízky, a nedosahuje ani polovicu etátu podľa platného PSL pre to isté územie. Na druhej strane indukzívny etát navrhnutý pri taxačnej pochôdzke v jednotlivých porastoch sa priblížil na 86% ku etátu v klasickom PSL (Tab. 5.9).

$$E = \frac{(V_{PIL} + CBP - V_{ciel})}{a}$$
[1]

Kde:

E

je deduktívny etát odvodený pre VTL na decénium,

V_{PIL}

je zásoba zistená prevádzkovou inventarizáciou,

CBP

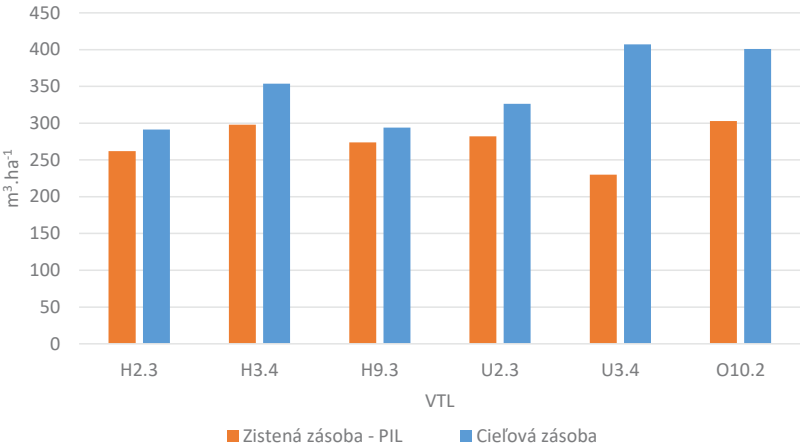
je celkový bežný prírastok za decénium,

V_{ciel}

je cieľová zásoba pre VTL podľa modelu hospodárenia,

a

je vyrovnávacia doba.



Obr. 5.25 Porovnanie zásob zistených prevádzkovou inventarizáciou s cieľovou zásobou podľa VTL.

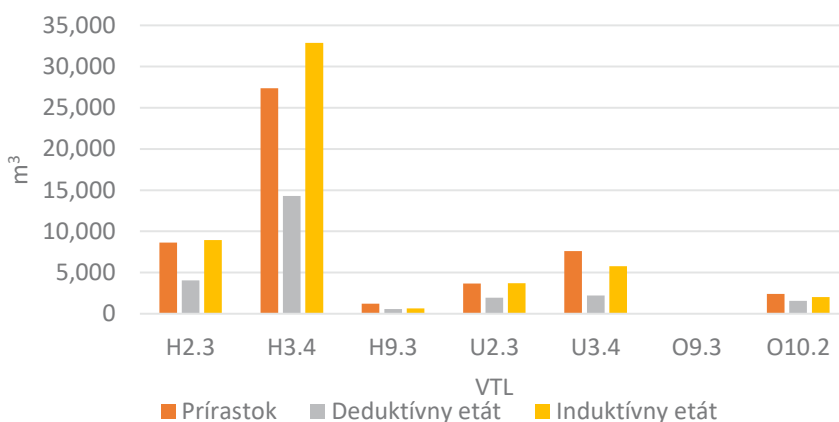
Príčinou nižšej priemernej zásoby je značný podiel mladých porastov v prebudove výchovou, a porastových zvyškov na dorub pri prebudove cez následnú generáciu lesa. Použitie deduktívneho etátu by nestačilo na dostatočné otvorenie stále kompaktných tenkých kmeňovín pre priamu prebudovu obnovou (pozri aj porastovú mapu – Obr. 5.27). Vo výslednom alternatívnom PSL sme preto použili indukčný etát, ktorý len v jednom prípade VTL 3.4 významnejšie prekročil prírastok – o 20 % (Obr. 5.26). Prípustné je prekročenie o 30 % na úrovni porastu. Práve vo VTL 3.4 sa nachádza najviac porastov navrhnutých na otvorenie priamou prebudovou obnovou na mozaikové porasty.

Tabuľka 5.9 Etát ťažby navrhnutý pre DO Duchonka podľa VTL.

VTL	Zásoba	Prírastok	Deduktívny etát (E_d)	Induktívny etát (E_i)	Podiel E_i zo zásoby	Podiel E_i z prírastku
H2.3	44 571	8 647	4 068	8 930	0,20	1,03
H3.4	163 089	27 380	14 299	32 859	0,20	1,20
H9.3	5 228	1 238	566	658	0,13	0,53
U2.3	24 627	3 679	1 930	3 706	0,15	1,01
U3.4	41 126	7 611	2 212	5 784	0,14	0,76
O9.3 ¹				64		
O10.2	14 926	2 412	1 555	2 014	0,13	0,83
Spolu	293 567	50 966	24 630	54 015	0,18	1,06
Platný PSL	287 603			63 072	0,22	

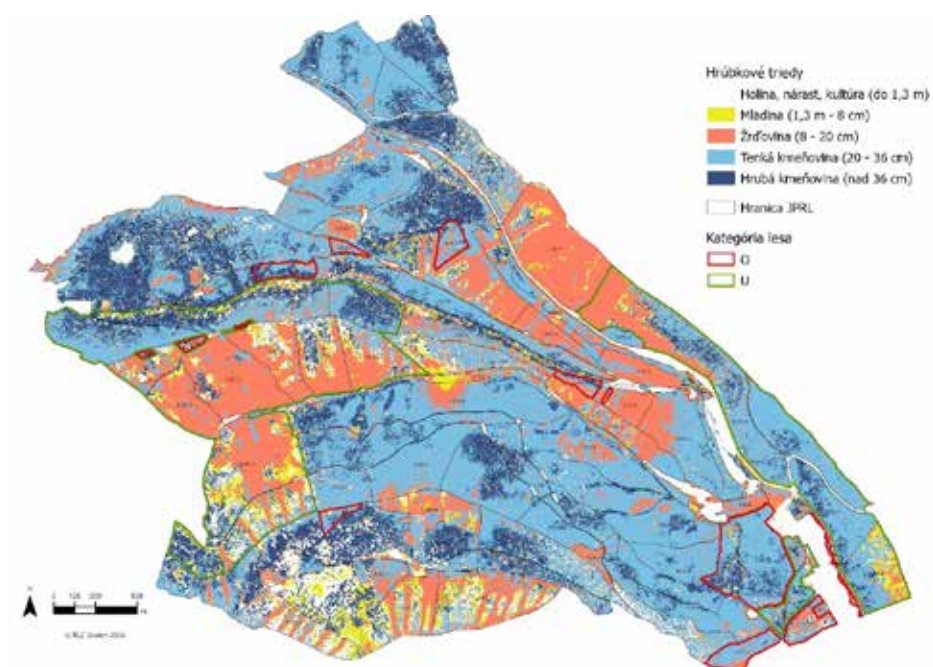
¹ VTL nebol podchytený prevádzkovou inventarizáciou, preto má len indukčný etát z taxačnej pochôdzky

Zaujímavá je skutočnosť, že zásoba zistená prevádzkovou inventarizáciou bola len o 2 % vyššia (teda pri zohľadnení štatistickej chyby rovnaká) ako podľa klasického PSL, čo nie je zvyčajné. Zo skúseností na iných lesných celkoch vieme, že zásoby z prevádzkovej inventarizácie bývajú o 15 až 30 % vyššie ako v klasickom PSL.

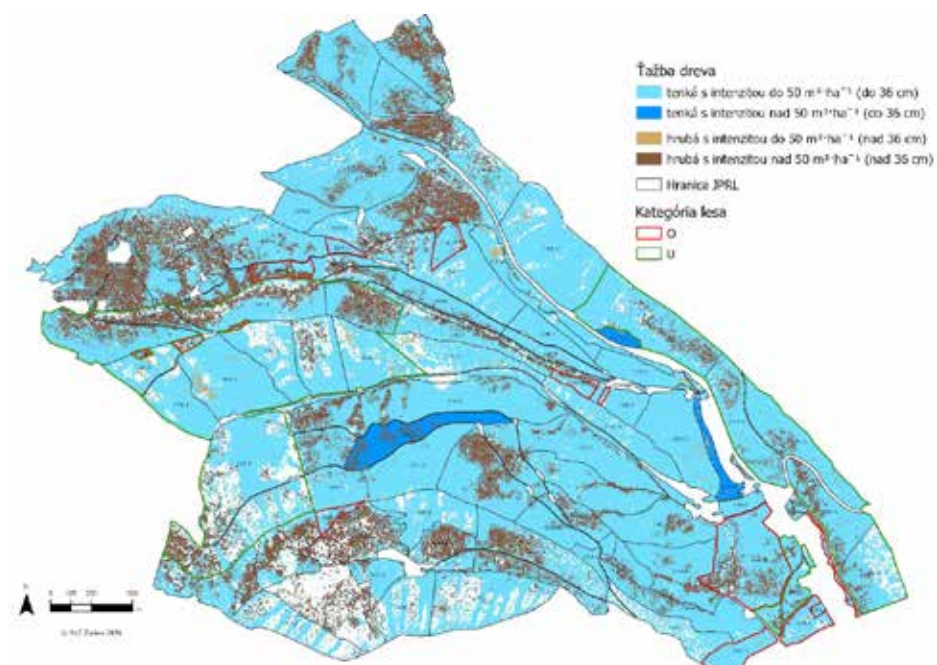


Obr. 5.26 Porovnanie prírastku, deduktívneho a indukčného etátu ťažby pre VTL na DO Duchonka.

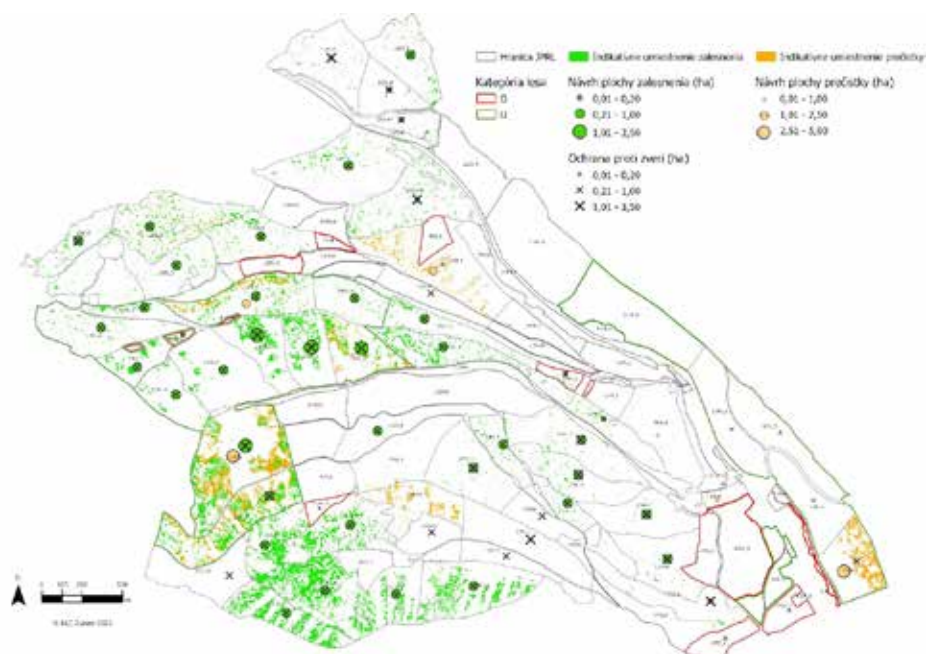
Na obrázkoch 5.27 až 5.29 sa nachádzajú mapy (porastová mapa, ťažbová mapa, a mapa pestovných opatrení), ktoré sú súčasťou alternatívneho PSL. Na obrázku 5.30 je príklad



Obr. 5.27 Porastová mapa alternatívneho PSL v systéme lesa hrúbkových tried pre DO Duchonka.



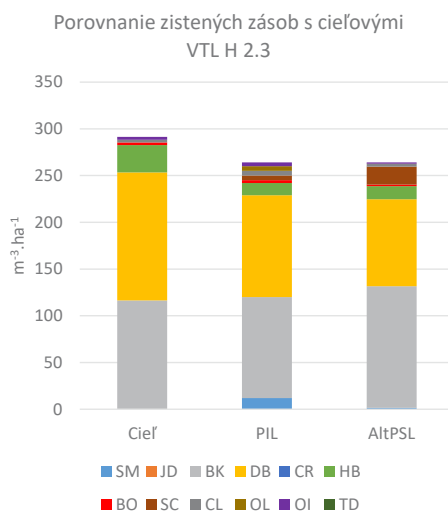
Obr. 5.28 Ťažbová mapa alternatívneho PSL pre DO Duchonka.

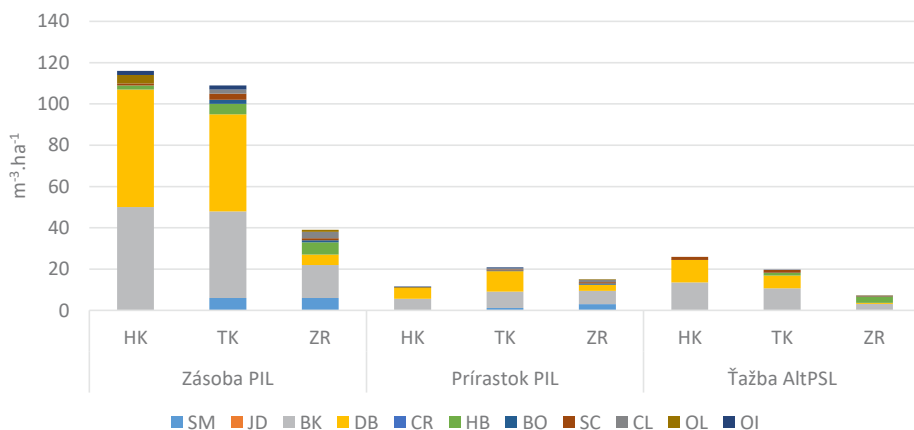


Obr. 5.29 Mapa pestovných opatrení alternatívneho PSL pre DO Duchonka.

prehľadového grafikonu pre sledovanie vývoja stavu lesa a vzťahu zásoba – prírastok – ťažba vo VTL.

Všetky súčasti alternatívneho PSL, vrátane opisu porastov a plánu navrhnutých opatrení v štruktúre hrúbkových tried boli doručené miestnej prevádzke pre pilotné odskúšanie v praxi a metodickú spätnú väzbu.





Obr. 5.30 Príklad prehľadového grafikonu pre dlhodobé sledovanie vývoja stavu lesa za VTL. Porovnanie v ďalšom decéniu ukáže, ako sa naplánovanými opatreniami podarilo priblížiť cieľovému stavu lesa.

NÁVRH STRATEGICKÝCH ODPORÚČANÍ

Rekonštrukcia smrekových lesov podsadbami

- Vykonať podsadby tienných cieľových drevín (buk a jedľa), neceloplošne, v hlúčikoch a skupinách do 0,2 ha, v počte do 1 500 ks na hektár.
- Vykonať dosadby slnných cieľových drevín (smrekovec, cenné listnáče, duby), neceloplošne na nezmladené odkryté miesta bez materského porastu, v počte do 500 ks na hektár.
- Nebrániť sa prímеси smreka z prirodzenej obnovy v následnom poraste, táto na kyslých stanovištiach vyšších horských polôh môže byť aj vyššia (do 70 %).
- Nebrániť sa dočasnému obsadeniu časti odkrytých plôch prípravnými drevinami, pod ktoré po odrastení podsádzať cieľové dreviny a uvoľňovať ich postupne podľa ich nárokov na svetlo (slnné skôr, tienne neskôr).
- Včasným vykonávaním asanačnej ťažby oddialiť čo najviac rozpad materského smrekového porastu z dôvodu tienenia plochy a doplnenia prirodzenej obnovy smreka.
- V prípade vysokých škôd zverou sa vyvarovať podsadbám jedle a cenných listnáčov bez oplotená až do vyriešenia príčiny problému redukcíou raticovej zveri.

Zvyšovanie biodiverzity a štruktúrnej pestrosti porastov

- Včas, hneď po začatí fruktifikácie cieľových drevín, začať vytvárať v porastoch stredného veku (v tenkých kmeňovinách) medzery ako svetelné šachty pre iniciovanie procesu prirodzenej obnovy s intenzitou ťažby 25 až 35 % zásoby za decénium.
- Pre obnovu tienných drevín (jedľa, buk) postačujú menšie medzery do veľkosti hlúčka (0,02 ha), pre obnovu slnných drevín (duby, smrekovec, borovica) sú potrebné väčšie medzery do veľkosti skupiny (0,2 ha).

- Podsadbami do medzier systematicky vnášať chýbajúce dreviny v primeraných počtoch (do 500 ks na hektár), vyhýbať sa výsadbám bez oplotenia do vyriešenia nadmerných stavov zveri.
- V celoplošne rozpracovaných porastoch s už vytvorenou spodnou etážou (trvalo viacetážové porasty) zväziť prechod na nepravidelnú mozaiku typu Dauerwald, aj ponechaním častí porastov bez ťažby pre opätovné zapojenie.
- Jednotlivý výber a cieľavedomú prebudovu na výberkové hospodárenie uplatniť len v porastoch tienných a polotiených drevín jedľa, smrek, buk.

Regulácia raticovej zveri a dočasné oplôtky

- Zásadným spôsobom znížiť stavy raticovej zveri na únosnú úroveň, keď nedochádza k zásadnému poškodzovaniu juvenilných štádií žiadnej z cieľových drevín (viac v kapitole 6).
- V podmienkach, kde problém so zverou nie je trvalo vyriešený, budovať pre ochranu všetkých umelo vnášaných a zverou vyhľadávaných drevín malé oplôtky (do 0,2 ha) z uzlového pletiva alebo dreva.
- Pri vysokých škodách zverou budovať aj „slepé“ malé oplôtky (bez výsadby) pre ochranu prirodzenej obnovy drevín ohrozovaných zverou (dub, jedľa, cenné listnáče).
- Pre cenné dreviny, požadované v cieľových porastoch ako jednotlivá prímies (čerešňa, brekyňa), budovať primerane robustné individuálne oplôtky na báze najmenej troch kolov a pevného pletiva.
- Vytvárať podmienky pre stálu prítomnosť a rozmnožovanie prirodzených predátorov raticovej zveri – vlka a rysa.

Zmena zaužívaných postupov hospodárskej úpravy lesov

- Najneskôr v polčase prebudovy, po dosiahnutí určitého stupňa pestrosti priestorovej štruktúry zaviesť hospodársku úpravu lesov na báze prevádzkovej inventarizácie (v systéme hrúbkových tried).
- Zväziť vykonanie prvej prevádzkovej inventarizácie hneď po rozhodnutí začať s prebudovou lesa na PBHL, systém hrúbkových tried zvládne aj rovnoveké lesy a lepšie nasmeruje hospodárenie k cieľom prebudovy.
- Kvôli efektívnosti hospodársko-úpravnickeho plánovania realizovať alternatívne plánovanie na báze prevádzkovej inventarizácie na ucelených väčších výmerách, ideálne na celých lesných celkoch.
- V decíznej sfére vytvoriť dostatočnú legislatívnu, metodickú a finančnú podporu pre prechod na PBHL, vrátane kompenzácie objektívne vyššej ceny plánov na báze prevádzkovej inventarizácie (o 30 % viac ako pri bežnej taxácii).

LITERATÚRA

- Ammon, W. (1937). Das Plenterprinzip in der schweizerischen Forstwirtschaft: Folgerungen aus 30 Jahren Bewirtschaftung von Plenterwäldern. Bern: Haupt, 108 pp.
- Biolley, H. (1920). L'aménagement des forêts par la méthode expérimentale et spécialement la méthode du contrôle. Beiheft Schweizerischer Forstverein, 66, 51–134.
- Bruchánik, R. (2019). LESY SR, š. p., a Pro Silva – spoločne k prírode blízkeho obhospodarovaniu lesa. LESY SR, š. p., 154 s.
- Černý, M., Zahradníček, J., Pařez, J., Ponikelský, J., Russ, R. (2004). Metodika tvorby lesního hospodářského plánu na podkladě provozní inventarizace. IFER, MŽP ČR, Praha, 157 s.
- Faustmann, M. (1849). Berechnung des Werthes, welchen Waldboden, sowie noch nicht haubare Holzbestände für die Waldwirtschaft besitzen. Allgemeine Forst- und Jagdzeitung, 15, 441–451.
- Ferkl, V. (2024). Transition to Selection Forests at Klokočná. Brno: Pro Silva Bohemica, 91 pp.
- Gadow, K., Nagel, J., & Saborowski, J. (Eds.) (2002). Continuous Cover Forestry. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 348 pp.
- Gayer, K. (1886). Der gemischte Wald. Berlin: Paul Parey, 168 pp.
- Halaj, J. (Ed.) (1959). O výberkových lesoch na Slovensku. Zborník z vedeckej konferencie, Sliač 2.–5. októbra 1956 (2. vyd.). Bratislava: Vydavateľstvo SAV, 264 s.
- Halaj, J., Bortel, J., Grék, J., Mecko, J., Midriak, R., Petráš, R., Sobocký, E., Tutka, J., Valtýni, J. (1990). Rubná zrelosť drevín. Lesnícke štúdie, 48, Príroda, 117 s.
- Halaj, J., & Petráš, R. (1998). Rastové tabuľky hlavných drevín. Bratislava: SAP Press, 325 s.
- Korpeľ, Š. (1989). Pralesy Slovenska. Bratislava: VEDA, 322 s.
- Korpeľ, Š., & Saniga, M. (1995). Prírode blízke pestovanie lesa. Zvolen: Lesnícka fakulta Technickej univerzity vo Zvolene, 158 s.
- Krutzsch, H., & Weck, J. (1935). Der naturgemässe Wirtschaftswald. Neudeman.
- Kulla, L., & Bošela, M. (2014). Aspekty ekológie a lesníckej typológie v inventarizácii lesa. In Š. Šmelko et al. (Eds.), Nové varianty metód na viacúčelové zisťovanie a monitorovanie stavu lesných ekosystémov progresívnymi metódami. Zvolen: NLC – Lesnícky výskumný ústav Zvolen, 368 s.
- Kulla, L., Roessiger, J., Sedliak, M., Murgaš, V., Šebeň, V., & Sačkov, I. (2018). Inovatívne metódy ťažbovej úpravy prírody blízkeho lesa – Koncept lesa hrúbkových tried. Lesnícke štúdie, 66. Zvolen: NLC – Lesnícky výskumný ústav Zvolen, 69 s.
- Kulla, L., Sarvašová, Z., Murgaš, V., & Schwarz, M. (2019). Koncepcia prírody blízkeho hospodárenia v lesoch Slovenskej republiky. Zvolen: Národné lesnícke centrum, 31 s.
- Kulla, L., Roessiger, J., Murgaš, V., Sedliak, M., Sačkov, I., & Šebeň, V. (2025). Overenie metodiky tvorby PSL pre koncept lesa hrúbkových tried. Zvolen: Národné lesnícke centrum, 159 s. (Nepublikovaný rukopis.)
- Möller, A. (1922). Der Dauerwaldgedanke: Sein Sinn und seine Bedeutung. Oberteuringen: Erich Degreif Verlag, 134 pp.
- Poleno, V., & Vacek, S. (Eds.) (2007). Pěstování lesů II – Teoretická východiska pěstování lesů. Lesnická práce, 464 s.
- Pro Silva. (2012). Pro Silva Principles. https://www.prosilva.org/fileadmin/prosilva/3_Close_to_Nature_Forestry/01_ProSilva_Principles/Pro_Silva_Principles_2012.pdf
- Pukkala, T. (2016). Which type of forest management provides most ecosystem services? Forest Ecosystems, 3, 9.
- Roessiger, J., Kulla, L., & Bošela, M. (2018). Finding equilibrium in continuous-cover forest management sensitive to interest rates using an advanced matrix transition model. Journal of Forest Economics, 33, 83–94.
- Roessiger, J., Kulla, L., Murgaš, V., Sedliak, M., Kovalčík, M., Cienciala, E., & Šebeň, V. (2022). Funding for planting missing species financially supports the conversion from pure even-aged to uneven-aged forests and climate change mitigation. European Journal of Forest Research, 141, 517–534.
- Saniga, M., & Bruchánik, R. (2009). Prírode blízke obhospodarovanie lesa. Zvolen: Národné lesnícke centrum, 103 s.
- Seydack, A. H. W. (2002). Continuous cover forestry systems in tropical and subtropical forests: Current state and future perspectives. In K. Gadow, J. Nagel, & J. Saborowski (Eds.), Continuous Cover Forestry (pp. 309–334). Dordrecht: Kluwer Academic Publishers.
- Schütz, J.-P. (1989). Der Plenterbetrieb. Zürich: ETH Zürich, 54 pp.
- Schütz, J.-P., Pukkala, T., Donoso, P. J., & Gadow, K. (2012). Historical emergence and current applications of continuous cover forestry. In T. Pukkala & K. Gadow (Eds.), Managing Forest Ecosystems: Continuous Cover Forestry (pp. 1–28). Springer.

Správa o lesnom hospodárstve v Slovenskej republike za rok 2024 – Zelená správa. MPRV SR, NLC, Bratislava, 72 s.

Šebeň, V. (2017). Národná inventarizácia a monitoring lesov Slovenskej republiky 2015–2016: Informácie – metódy – výsledky. Lesnícke štúdie, 65. Zvolen: NLC – Lesnícky výskumný ústav, 255 s.

Vacek, S., Bílek, L., Vacek, Z., Remeš, J., Štefančík, I., Cukor, J., Podrázský, V., & Baláš, M. (2023). Příroda blízké pěstování lesů. Praha: Česká zemědělská univerzita v Praze, 152 s.

AFILIÁCIA

Ladislav Kulla, Joerg Roessiger, Vlastimil Murgaš, Maroš Sedliak, Vladimír Šebeň

Odbor lesníckej politiky, manažmentu lesa a poľovníctva

Sekcia pre vedu a výskum

Národné lesnícke centrum

T. G. Masaryka 2175/22

960 01 Zvolen, Slovenská republika

ladislav.kulla@nlcsk.org



KONTROLA RATICOVEJ ZVERI AKO PODMIENKA ÚSPECHU PESTOVNÝCH OPATRENÍ

Marián Slamka – Andrej Gubka

Kapitola je zameraná na problematiku voľne žijúcej raticovej zveri, ktorej ohryz na drevinách sa považuje za jednu z hlavných prekážok stratégií adaptácie lesov na zmenu klímy. Jej nadmerný a nežiaduci vplyv presiahol, po dramatickom zvýšení stavov v posledných desaťročiach, v mnohých oblastiach únosnú mieru. Prírodná schopnosť lesných porastov je v týchto oblastiach výrazne obmedzená, navyše vysoké stavy môžu ovplyvňovať aj druhové a medzidruhové vzťahy zveri. Na uvedenú situáciu reaguje aj poľovnícky manažment, avšak doteraz zaužívané postupy poľovníckeho plánovania sa napriek každoročne stúpajúcemu lovu javia ako nedostatočné.

V kapitole predstavujeme inovatívne postupy a metódy zamerané na posudzovanie vplyvu zveri na lesné porasty a hodnotenie jej početných stavov, ktoré sme testovali v podmienkach demonštračných objektov DO Zákamenné a DO Duchonka s výrazne odlišnými prírodnými podmienkami. Cieľom uvedených postupov je získať objektívnejšie vstupné informácie pre poľovnícky manažment a následnú účinnú reguláciu jednotlivých druhov raticovej zveri.

RATICOVÁ ZVER A JEJ VPLYV NA LESNÉ PORASTY

Populácie jeleňovitých a diviacej zveri sa v posledných desaťročiach nielen na Slovensku (Bučko et al. 2023), ale aj vo veľkej časti Európy (Viktorin 2025; Kamler & Turek 2025) dramaticky zvýšili a táto skutočnosť výrazne ovplyvňuje regeneráciu lesných ekosystémov (Tanentzap et al. 2009; Šuleková & Kodrík 2011). Negatívny vplyv zveri sa súčasne znásobuje v kontexte prebiehajúcej klimateckej zmeny (Brabec et al. 2024). Selektívnym spásaním atraktívnejších druhov drevín ako je napríklad jedľa a jaseň (Šuleková & Kodrík 2011), môže zver zničiť bohatosť pôvodného porastu a zároveň zvýšiť demografický úspech invázných rastlín na úkor pôvodných (Rodewald & Arcese 2016). Ohryz drevín raticovou zverou sa považuje za hlavnú prekážku stratégií adaptácie lesov na zmenu klímy, ktorých cieľom je pomôcť lesom prispôbiť sa meniacim sa podmienkam zmenou druhového zloženia alebo hospodárskych postupov (Champagne et al. 2021).



Obr. 6 Ohryz drevín raticovou zverou sa považuje za hlavnú prekážku stratégií adaptácie lesov na zmenu klímy (Foto: M. Slamka, 2025).

Vplyv zveri môže pretrvávať dlhodobo, a to aj dve desaťročia po poklese hustoty populácie (Nuttall et al. 2014), ale do pozornosti sa zvyčajne dostáva až v momente, keď dochádza ku konfliktu záujmov s človekom, ako je okrem uvedených dôsledkov aj poškodzovanie poľnohospodárskych plodín, dopravné kolízie, ohrozenie zdravia, alebo prenos chorôb na človeka a hospodárske zvieratá. Prípustná úroveň početnosti, resp. jej populačnej hustoty je tak závislá od ekologického aj sociálno-ekonomického kontextu (Carpio et al. 2020). Napríklad Foit (2021) definuje pojem premnožená zver ako stav, kedy v lesoch nedorastá prirodzená obnova všetkých drevín a vlastník je nútený chrániť proti škodám zverou viac než 1 % výmery revíru, alebo stav kedy vznikajú významné hospodárske škody. Podľa Turek et al. (2022) by poškodenie zverou nemalo byť príčinou znižovania biodiverzity stromovej vegetácie porastov. Z uvedeného, ale aj ďalších dôvodov odporúčajú vlastníkom lesa na hodnotenie vplyvu zveri používať kritériá založené na podiele poškodenia jednotlivých druhov drevín, pričom navrhujú aj ich kritické hodnoty. Putman et al. (2011) uvádzajú, že pôvodné lesy sa prirodzene regenerujú ak je v nich menej ako 4 až 5 jedincov veľkých druhov jehľovitých, alebo menej ako 25 jedincov srnčej zveri na 100 ha. Zároveň však uvádzajú, že samotná hustota populácie nie je dostatočným ukazovateľom vplyvu zveri, preto je potrebné vychádzať zo skutočného stavu lesných porastov. Prehľad 159 štúdií z 19 európskych krajín zaoberajúcich sa škodami spôsobenými zverou na lesných porastoch spracovali Hardalau et al. (2024). Podľa autorov mali oblasti so silnou intenzitou ohryzu, ktorá vo viacerých prípadoch prekračovala úroveň 50 % poškodených stromov, aj viac ako 10 ks prežúvavej raticovej zveri na 100 ha a boli bez prítomnosti veľkých šeliem.

Podľa údajov z Programov starostlivosti o lesy sú škody zverou na Slovensku najčastejšie sa vyskytujúcim škodlivým činiteľom, pričom až 88 % všetkých záznamov o škodlivých činiteľoch v porastoch do 10 rokov pripadalo práve na škody zverou.

Druhy voľne žijúcej raticovej zveri

K druhom voľne žijúcej raticovej zveri môžeme v súčasnosti na Slovensku zaradiť zver srnčiu (*Capreolus capreolus*) (Obr. 6.1), ďalej zver jeleniu (*Cervus elaphus*), diviačiu (*Sus scrofa*), danieliu (*Dama dama*) a mufloni (*Ovis musimon*).



Obr. 6.1 Srnčia zver patrí do skupiny konzumentov koncentrovanej potravy, čo znamená, že pri pastve vyhľadáva ľahko stráviteľné, vysoko-výživové časti rastlín, ako napr. púčiky, listy, kvety a plody (Foto: M. Slamka, 2025).

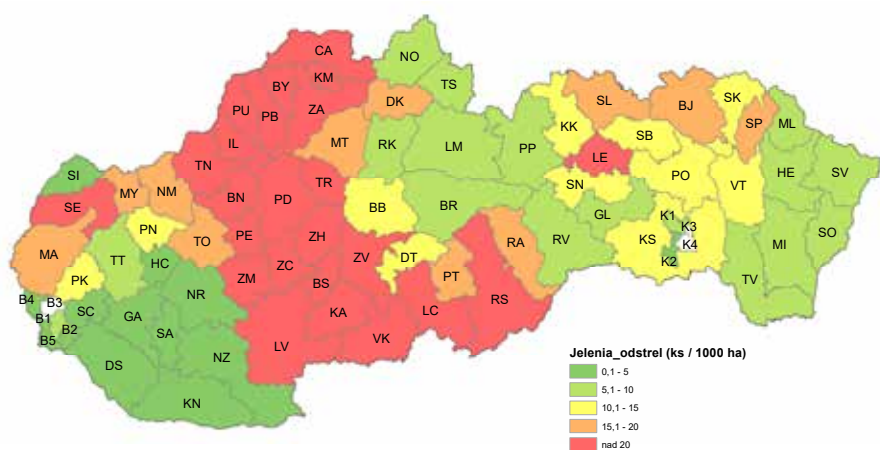
Pri všetkých uvedených druhoch zaznamenávame na Slovensku v poslednom desaťročí pri početných stavoch historické maximá. Najrozšírenejšia je zver srnčia. Lettenmaier et al. (2025) ju z pohľadu vznikajúcich škôd a ochrany lesných porastov označujú ako kľúčový druh. Podobné výsledky uvádzajú aj Olesen & Madsen (2008), pričom zabezpečenie obnovy lesných porastov bez oplotenia alebo zníženia stavov zveri považujú za nerealizovateľné. V oboch štúdiách sa pritom hustota populácie srnčej zveri pohybovala na úrovni 20 – 30 jedincov na km². Podľa Ramirez et al. (2018), srnčia zver začína negatívne vplyvať na les už pri populačnej hustote 10 jedincov na km² a pri populačnej hustote 23 jedincov na km² má zásadný vplyv na fungovanie lesa.

Jelenia zver je rozšírená takmer na celom území Slovenska, s výnimkou niektorých oblastí agrárnej krajiny (Bučko et al. 2024). Okrem ohryzu poškodzuje stromy najmä lúpaním ich kôry (Obr. 6.2). Príjem drevinovej zložky lesných ekosystémov jelenou zverou je podľa Rajský et al. (2005) prirodzeným prejavom jej potravnnej ekológie, je však dôležité, akú intenzitu dosahuje pri hospodársky významných drevinách.

Podľa Unsgård et al. (2026) patrí jelenia zver medzi najnegatívnejšie biotické faktory ovplyvňujúce rast a tým aj celkovú produkciu stromov. Ďalej uvádzajú, že najdôležitejším faktorom určujúcim pravdepodobnosť lúpania je hustota populácie jelenej zveri, pričom upozorňujú na oblasti s lovom približne dvoch jedincov na 100 ha. Na Slovensku bol v sezóne 2025/2026 vykázaný lov 68 175 ks, čo predstavuje v priemere lov 1,5 jedinca na 100 ha poľovnej plochy. Z tohto pohľadu je najvýraznejšou oblasťou široké pásmo predhorí v kontakte s agrárnou krajinou, kde sa lovia viac ako dva jedince na km² (Obr. 6.3).



Obr. 6.2 Poškodzovanie kôry lúpaním zverou a následná hniloba kmeňov predstavuje vážny problém pre lesné hospodárstvo v celej Európe.



Obr. 6.3 Dosiahnutý lov jelenej zveri na Slovensku v poľovnickej sezóne 2025/2026.

Zatiaľ čo sa odhad veľkosti populácie danielkej zveri na Slovensku ešte v roku 1981 pohyboval na úrovni 2 800 jedincov s ročným odlovom 480 ks, v súčasnosti sa už samotný lov pohybuje na úrovni 36 000 jedincov (Gubka 2025). Podľa výsledkov Bijl a Csányi (2022), vzrástla početnosť stavov danielkej zveri počas uvedeného obdobia v celej Európe až päťnásobne a lov až šesťnásobne, čo je výraznejší nárast oproti zveri srnčej aj jelenej. Jednou z príčin môže byť uvedená schopnosť danielkej zveri prežiť s menej kvalitnými zdrojmi potravy (Borkowski & Obidziński 2003; Bijl & Csányi 2022). Okrem spásania tráv, danielia zver ohryzuje listy a výhonky listnatých aj ihličnatých stromov a kríkov, konzumuje

popínavé liany, napríklad brečtan (*Hedera helix*) a zemolez (*Lonicera* spp.), plazivé kríky ako ostružinu (*Rubus fruticosus* agg.) a byliny (Gresham et al. 2025). Podľa Esattore et al. (2022) ide o jeden z najprispôsobivejších druhov jeleňovitých. Potenciálne riziká spojené s nárastom danielovej zveri a jej vplyvom na lesné porasty sú v literatúre zatiaľ málo popísané a prevažne sa zaoberajú agrárnou krajinou (napr. Menichetti et al. 2019), ale možno predpokladať, že nebudú pri danom stave zanedbateľné (Obr. 6.4). Putman et al. (2011) vzhľadom na potravinovú flexibilitu a schopnosť vytvárať početné čriedy pri vysokých hustotách populácie predpokladajú, že daniela budú výrazne ovplyvňovať lesnú vegetáciu.



Obr. 6.4 Danielia zver pri spásaní krovín v podrade dubového lesa v pohorí Javorie (Foto: M. Slamka, 2020).

Diviačia zver (*Sus scrofa*) je najrozšírenejším druhom čelade a je vysoko prispôbiť rôznym typom biotopov. Je prevažne bylinožravá, ale živočíšna zložka bola zistená v 94 % analyzovaných žalúdkov (Genov 1981). Diviačia zver ovplyvňuje lesnú vegetáciu konzumovaním nadzemných a podzemných častí rastlín. Čo sa týka semien, v štúdiu Bongi et al. (2017) sa preukázala prednostná konzumácia väčších druhov s výrazne vyšším energetickým potenciálom. Vplyvom diviačej zveri na prirodzenú obnovu duba a významom žalúdkov v potrave diviačej zveri sa zaoberali Zeman et al. (2016). Uvádza sa, že dennú potrebu energie pre priemerného diviaka so živou hmotnosťou 45 kg dokáže pokryť 2,9 kg žalúdkov.

Konkurenčné vzťahy jednotlivých druhov raticovej zveri

Podrobnejšie je potrebné poznať aj kompetičné vzťahy jednotlivých druhov zveri. Napríklad jedným z najčastejšie uvádzaných dôvodov zníženia lovu srnčej zveri (najmä srn) je jej ústup z prostredia pod tlakom zveri jelenej, diviačej a danielovej, resp. jej úhynov na do-

pravných komunikáciách. Srnčia zver patrí spoločne s jelenou zverou k najpočetnejším druhom jeleňovitých a vo väčšine regiónov sa vyskytujú sympatricky (Borkowski et al. 2021). Potravne si v našich podmienkach najviac konkurujú v zime a na jar (Spitzer et al. 2020), vo vegetačnom období srnčia zver preferuje ohryz drevín, jelenia zver príjem tráv. Negatívny vplyv zvyšujúcej sa populačnej hustoty jelenej zveri na telesnú hmotnosť srnčích mláďat zistili Richard et al. (2010). Srnčia zver sa vyhýba diviačej zveri, ale predpokladaná predácia na srnčatách sa napríklad v práci Melberg (2012) nepotvrdila.

Väčší problém pre srnčiu zver môže predstavovať expanzia danielovej zveri. Napr. Ferretti et al. (2010) uvádzajú, že srnčia zver ustupuje z lokalít s vyššou hustotou danielovej zveri, pretože nad ňou dominuje a to aj možnou priamou agresiou. Danielia zver pochádza z polosuchých a relatívne chudobných biotopov Malej Ázie a vyvinutá medzidruhová obrana kľúčových zdrojov sa javí ako taktika prospešná pre prežitie. Podobné zistenia uvádzajú aj Gryz et al. (2024), kde priemerná hustota srnčej zveri po vysadení zveri danielovej klesla v sledovanej oblasti zo 17,6 jedinca na 100 ha na 10,5 jedinca na 100 ha a znížila sa aj priemerná produkcia mláďat na jednu samicu. Ferretti & Fattorini (2021) uvádzajú, že nepriaznivé poveternostné podmienky počas vegetačného obdobia (t. j. nedostatok zrážok) môžu zohrávať potenciálnu úlohu pri spúšťaní ekologického prekryvu týchto druhov, čo zvyrazňuje negatívne účinky medzidruhovej konkurencie. Dominanciu danielovej zveri sme už zaznamenali v niektorých oblastiach na juhu stredného Slovenska. Tieto oblasti tvorené menšími lesnými celkami s prevahou listnatých drevín a otvorenou agrárnou krajinou a bez prítomnosti veľkých šeliem sú zdá sa pre danieliu zver najviac vyhovujúce. V rámci kontrolovaných plôch presahovala zistená populačná hustota danielovej zveri 100 jedincov na 100 ha lesných porastov oproti výrazne nižšiemu zastúpeniu ostatných druhov raticovej zveri, najmä srnčej, ktorá sa v uvedených lesných porastoch nevyskytovala.

Pre porovnanie uvádzame aj výsledky monitoringu na vybranej lokalite v zmiešaných lesných porastoch horskej oblasti (Gubka & Slamka 2026 – nepublikované údaje autorov), bez prítomnosti zveri danielovej, ale s prítomnosťou veľkých šeliem (vlk, medveď, rys). Zistená bola zver jelenia 30 ks na 100 ha a srnčia 25 ks na 100 ha. Priama agresia danielov bola zaznamenaná aj voči jelenej zveri (napr. Bartoš et al. 1996), čo sa nám potvrdilo aj pri priamom pozorovaní v rámci demonštračného objektu Duchonka. Evidujeme však aj viacero pozorovaní, kde sa mladé danielie objavujú v čriedach jelenej zveri. Dôležité je ešte upozorniť na vplyv raticovej zveri na ostatné druhy fauny. Predpokladá sa významný vplyv nadmerných stavov diviačej zveri na populáciu na zemi hniezdiacich vtákov (napr. Mori et al. 2021).

Lov zveri a jeho vplyv na populáciu raticovej zveri

Hustota populácií vo väčšine spoločenstiev veľkých bylinožravcov je vo významnej miere, s výnimkou chránených území (Borkowski et al. 2021), ovplyvnená lovom (Apollo et al. 2010), ktorý mení ich správanie, druhové zloženie, medzidruhové procesy aj celkový vplyv na biotopy (Borkowski et al. 2021). Zver sa vyhýba oblastiam, v ktorých riziko zo strany lovu prevyšuje iné výhody tohto prostredia, alebo obmedzuje svoju aktivitu na obdobie, keď je riziko lovu najnižšie (nočná aktivita) (Eggers et al. 2025; Bonnot et al. 2013). Napríklad pri telemetricky sledovanom jelenovi v oblasti Cerovej vrchoviny sme počas dvojročného obdobia zaznamenali dennú aktivitu na otvorených plochách len

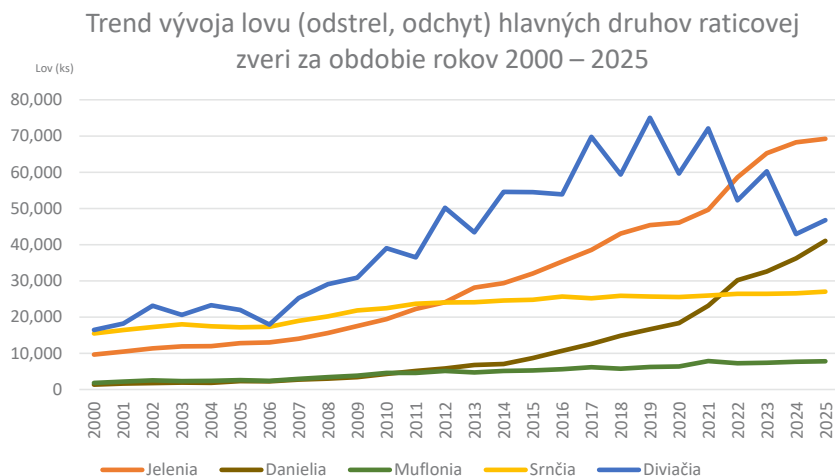
v štyroch prípadoch, pričom v troch z nich išlo o obdobie mimo lovu. Zaznamenali sme aj niekoľko udalostí, ktoré vykazovali známky antipredačného správania. Prejavilo sa to náhlým presunom do zriedkavo využívaných lokalít a následným vyhýbaním sa otvoreným plochám. Jeden z najdlhších zaznamenaných presunov bol do vzdialenosti 7 km a trval celkovo 144 hodín. Predpokladáme, že išlo o vyrušenie pri love, pretože výskyt šeliem bol v sledovanej oblasti veľmi zriedkavý. Podobné správanie opisujú aj Sunde et al. (2009). Jelenice pod vplyvom prebiehajúcich spoločných poľovačiek opúšťali zvyčajne využívané miesta, odchádzali na vzdialenosť v priemere 4 km a na útočisku zotrúvali v priemere 6 dní. Ich denná aktivita sa znížila a súčasne sa vyhýbali otvorenejším plochám. Padié et al. (2015) zistili, že srnčia zver v období so zvýšeným rizikom lovu nezmenila územie domovského okrsku, ale obmedzila využívanie rizikových oblastí. Najmä staršie jedince zmenšovali vzdialenosť od najbližšie dostupného úkrytu. Na význam neletálneho účinku lovu z pohľadu priestorovej aktivity zveri a vznikajúcich škôd upozornili aj Griesberger et al. (2023). Pochopenie dynamiky takéhoto správania zveri môže byť významné pre zmiernenie konfliktov medzi poľovníckymi cieľmi a úsilím o ochranu prírodného prostredia zveri (Eggers et al. 2025). Viaceré štúdie pritom naznačujú, že zvyšujúci sa poľovnícky tlak vplýva na časopriestorovú aktivitu zveri (Obr. 6.5), alebo veľkosť čried významnejšie ako šelmy (napr. Jędrzejewski et al. 2006).

Tu prezentované súhrnné informácie o chove a love zveri na Slovensku sú čerpané z poľovníckych štatistík. V rozbere sme sa podrobnejšie zamerali na zver srnčiu, ktorej sa v roku 2024 evidovalo 104 330 ks, z nej sa odlovilo 26 550 ks a úhyn sa vykázal v počte



Obr. 6.5 Zver prispôbuje svoje správanie a pri zvýšenom poľovníckom tlaku sa počas dňa zdržuje prevažne v hustých lesných porastoch (Foto: M. Slamka, 2025).

12 609 ks. Odlovilo sa celkovo 12 801 srncov a 7 994 sŕn, naopak pri úhynoch sa uvádza opačný pomer pohlavia 1 999 srncov a až 6 433 sŕn. Podľa aktuálnych údajov sa v roku 2025 odlovilo 27 023 ks (Obr. 6.6) a celkový úbytok pri vykázanom úhyn 13 098 ks tak dosiahol 40 121 kusov.



Obr. 6.6 Trend vývoja lovu hlavných druhov raticovej zveri na Slovensku za obdobie rokov 2000 – 2025.

Na náraste celkového úbytku srnčej zveri (lov a úhyn) má významný podiel hlásený úhyn a to predovšetkým u samičej zveri. Príčinou úhynov sú prirodzené straty spôsobené chorobami, predáciou šeliem, poľnohospodárskou činnosťou, prevažná časť je ale spôsobená vplyvom dopravných kolízií. Na zmiernenie ich výskytu sa navrhol a realizuje množstvo opatrení s bariérovým alebo nebariérovým efektom (napr. Jędrzejewski et al. 2009; Mrtko et al. 2011; Hlaváč et al. 2019). Na druhej strane sú autori, ako napr. Hothorn et al. (2015), ktorí v súvislosti s častým výskytom dopravných kolízií poukazujú na potrebu zníženia početnosti vybraných druhov zveri – v uvedenej práci sa to konkrétne týkalo zveri srnčej. Toto podporujú aj zistenia Canova & Balestrieri (2019), podľa ktorých počet kolízií daného druhu koreluje s jeho početnosťou v oblasti. Britské a americké štúdie naznačujú, že frekvencia dopravných nehôd klesá pri hustotách zveri pod 7 – 8 ks na 100 ha (Putman et al. 2011). V praxi by to mohlo znamenať, že lov sŕn je v našich podmienkach nedostatočný. Srnčou zverou sa vo vzťahu k obnove lesných porastov zaoberali Ernst et al. (2002). Autori poukazujú na skutočnosť, že pri lesníckych opatreniach zameraných na obnovu lesných porastov vznikajú pre srnčiu zver atraktívne biotopy s dostatkom potravy a zároveň jej vznikajúca sprievodná prízemná vegetácia poskytuje vhodné miesta na úkryt. Srnčia zver sa v porastoch stáva neviditeľnou (Obr. 6.7), čo značne ovplyvňuje možnosti hodnotenia jej stavov a v konečnom dôsledku aj lovu. Spomedzi troch spôsobov hospodárenia, bezzásah, holorub a výberkový spôsob, je pre srnčiu zver najatraktívnejší holorub (Vospertnik & Reimoser 2008). Tento poznatok je potrebné zohľadňovať najmä v oblastiach so vznikajúcimi kalamitnými holinami.



Obr. 6.7 V hustých mladých lesných porastoch vznikajúcich po rozsiahlejších kalamiťach sa srnčia zver stáva prakticky neviditeľnou (Foto: M. Slamka, 2024).

Zverou potravne preferované dreviny

Zver poškodzuje lesné porasty najmä ohryzom a lúpaním kôry lesných drevín. Intenzita poškodzovania je v jednotlivých oblastiach a miestnych podmienkach rozdielna, pričom ju ovplyvňuje viacero faktorov (Rajský et al. 2005). Podľa uvedených autorov je spoločným menovateľom väčšiny pôsobiacich faktorov neuspokojenie prirodzených potrieb zveri, ktoré sa prejavuje pocitom hladu a jednou z hlavných príčin je vyrušovanie zveri v jej životnom prostredí ľudskou činnosťou. V prírode je zver, ktorá v priebehu dňa nevychádza na pastevné plochy, nútená v dôsledku pocitu hladu hľadať alternatívne zdroje potravy. Nedostatok pastevných možností kompenzuje zvýšenou konzumáciou drevín v lesných komplexoch, v ktorých sa v priebehu dňa zdržuje. Čo sa týka ohryzu, jednou z pre zver najatraktívnejších drevín v našich podmienkach je jarabina vtáčia (*Sorbus aucuparia*) (Konôpka et al. 2013). K ďalším vysoko atraktívnym drevinám patrí javor horský (*Acer pseudoplatanus*), jaseň štíhly (*Fraxinus excelsior*) a hrab obyčajný (*Carpinus betulus*), pričom podľa Čermák et al. (2011) sa ich relatívna miera poškodenia zvyšuje s ich klesajúcou početnosťou, alebo dominanciou. Uvedené potvrdzujú aj výsledky Strękowska & Borkowski (2026), ktorí uvádzajú, že vnútornú odolnosť na úrovni porastu možno vo veľkej miere dosiahnuť využitím dostatočne hustej a štruktúrou vekovo diferencovanej prirodzenej obnovy. Pre zver k menej atraktívnym drevinám patrí buk lesný (*Fagus sylvatica*), ktorý je podľa Čermák et al. (2011) poškodzovaný najmä v oblastiach, kde zver nemá možnosť konzumovať iné, výrazne potravne atraktívnejšie druhy v dostatočnom množstve a tiež smrek obyčajný (*Picea abies*), ktorý sa podľa Bernard et al. (2017) vplyvom ohryzu zverou presadzuje na úkor jedle bielej (*Abies alba*).

Kurek et al. (2019) zisťovali preferenciu zveri pri lúpaní kôry stromov v prevažne bukovom poraste do 30 rokov. Podľa výsledkov štúdie pravdepodobnosť lúpania rastie so zvyšovaním obsahu cukru v kôre a v lyku, čo zodpovedá dominantným jedincom stromov v poraste. Podľa štúdie Vospernik (2006), preferovala jelenia zver na lúpanie najmenšie stromy v poraste (do 5 cm v $d_{1,3}$) a pravdepodobnosť poškodenia prudko klesla pri stromoch s hrúbkou väčšou ako 25 cm. Škody sa koncentrovali v nadmorskej výške 400 až 1 200 m a prejavovali sa najmä v jadrových oblastiach výskytu jelenej zveri. Preferovanou drevinou na lúpanie boli smrek, jaseň štíhly (*Fraxinus excelsior*), gaštan jedlý (*Castanea sativa*) a druhy rodu jarabina (*Sorbus* spp.). Vyššiu odolnosť borovice (*Pinus sylvestris*) voči lúpaniu kôry zverou zistili Cukor et al. (2022). Drevinu preto odporúčajú vysádzať v oblastiach s vysokým tlakom zveri.

Prikrmovanie a vnadenie zveri

Ďalšou témou vplyvu poľovníctva na voľne žijúcu zver je prikrmovanie a vnadenie zveri. V súčasnosti ide o veľmi kontroverznú časť poľovníckeho hospodárenia. Do poľovníckej praxe bolo zavedené najmä z etických, hospodárskych a ochranných dôvodov, a to s cieľom podpory prežívania zveri v nepriaznivých podmienkach, s cieľom zníženia jej negatívneho vplyvu na lesné porasty a s cieľom zlepšenia kvality populácie. Prikrmovanie je v súčasnosti na Slovensku zákonná povinnosť s obmedzeným využívaním jadrových krmív podľa Národného eradikačného programu pre africký mor ošipáných v diviačej populácii, avšak na základe praktických skúseností možno konštatovať, že jeho skutočná realizácia sa v revíroch stretáva s rôznymi praktikami.

Prikrmovanie mení správanie voľne žijúcej zveri. Napríklad Mysterud et al. (2021) uvádzajú, že pri jelenej zveri, ktorá by prirodzene hľadala potravu rozptýlene, dochádza k priestorovému zhlukovaniu a prednostnému vyhľadávaniu antropogénnych zdrojov potravy, čo otvára potenciálne možnosti pre šírenie chorôb (Obr. 6.8). Rovnako Murray et al. (2016) uvádzajú, že prikrmovanie výrazne zvyšuje riziko prenosu patogénov, ich hromadenie na krmoviskách a v okolitom prostredí a že predkladané krmivo je v mnohých prípadoch zdrojom imunosupresívnych kontaminantov, teda látok zvyšujúcich náchylnosť organizmu na infekcie a ochorenia. Navyše sa vplyvom predkladaného objemového a jadrového krmiva dostávajú do lesného prostredia nepôvodné a invázne druhy rastlín (Kochjarová et al. 2023). Ďalej je otázkou, či v prípade, ak prikrmovanie skutočne znižuje prirodzenú mortalitu zveri, zlepšuje kondíciu a umelo zvyšuje úživnosť poľovních revírov, je pri súčasných historických maximách raticovej zveri naďalej žiaduce. V neposlednom rade je potrebné zaoberať sa otázkou, či prikrmovanie skutočne dokáže zabezpečiť zníženie poškodenia okolitých porastov, alebo ho naopak zvyšovaním koncentrácie zveri v oblasti zvyšuje. Podľa výsledkov Borowski et al. (2019), nemalo prikrmovanie zveri na poškodenie lesných porastov vplyv, pričom v jednej z troch hodnotených oblastí s vysokým tlakom jelenej zveri sa škody dokonca znížili. Hogg et al. (2024) prezentovali úspešný príklad biologickej ochrany lesa prostredníctvom prikrmovania zveri. V priebehu sledovaného obdobia znížili škody spôsobované zverou na lesných porastoch až o 60 %, pričom využívali navrhnutú krmnú zmes s obsahom sena, kôry, vetiev drevín a jadrovo-minerálnej zmesi. Autori štúdie upozorňujú na dôležitú skutočnosť, že zver nemôže byť pri krmných zariadeniach vyrušovaná. Iné štúdie, napr. Putman & Staines (2004), vykazujú výrazný nárast lokálnych škôd počas prikrmovania.



Obr. 6.8 Prikrmovanie, najmä keď sa krmivo podáva na zem a mieša sa s výkalmi, výrazne zvyšuje riziko prenosu patogénov v okolitom prostredí (Foto: M. Slamka, 2026).

Vnútrodruhovú konkurencia zveri

Základným vedeckým konceptom pri analýze vzťahov medzi populačnou hustotou a telesnými parametrami zveri je vnútrodruhovú konkurencia, ktorej výsledkom je znižovanie dostupnosti a kvality potravy na jedinca. Potvrdzujú to aj výsledky Mysterud et al. (2001), Putman et al. (2019), ktorí uvádzajú, že telesná hmotnosť samcov aj samíc jelenej zveri vykazovala významne negatívny vzťah k hustote populácie (Obr. 6.9 a 6.10). Sprievodným javom a dobrým ukazovateľom zníženia telesnej hmotnosti samcov je napríklad aj zníženie kvality parožia (Hyvärinen et al. 1977; Smolko et al. 2022). Rovnako Schmidt et al. (2001) zistili, že dĺžka parožia ročných jeleňov je kľúčovým ukazovateľom prežitia a je ovplyvnená faktormi ako sú životné podmienky v ranom veku a hustota populácie druhu.



Obr. 6.9 Telesné parametre a kvalita parožia uloveného jeleňa I. vt môžu naznačovať prekročenú únosnosť prostredia z pohľadu stavov jelenej zveri (Foto: M. Bugala, 2026).



Obr. 6.10 Jelenča v podpriemernej kondícii zdokumentované 28. februára 2026 v pohorí Ostrôžky (Foto: M. Slamka, 2026).

Raticová zver a veľké šelmy

Významnú úlohu pri regulácii početných stavov raticovej zveri zohrávajú jej prirodzení predátori. Patrí k nim rys ostrovid (*Lynx lynx*), vlk dravý (*Canis lupus*), medveď hnedý (*Ursus arctos*) a predátorom mláďat srnčej zveri je aj liška hrdzavá (*Vulpes vulpes*). Otáznym je vplyv šakala zlatého (*Canis aureus*), druhu, ktorý sa na naše územie rozšíril z juhu (Slamka et al. 2017). Hlavnou zložkou potravy rysa v našich podmienkach je zver srnčia a jelenia. Podľa výsledkov Okarma et al. (1997) predstavovali tieto druhy až 86 % rysej koristi. Alternatívnou korisťou rysa v oblasti Moravského krasu bol muflón, ktorý predstavoval 24 % jeho koristi (Duľa 2019 – osobná komunikácia). Podľa Duľa et al. (2023), môže rys ročne uloviť až 81 ks kopytníkov, pričom sledované samce lovili koristi v priemere každý piaty deň. Vyššia intenzita lovu oproti samostatne žijúcim jedincom bola zaznamenaná pri samiciach s mláďatami (Molinari-Jobin et al. 2002). Pri rysoch v prihraničnej oblasti Českej a Slovenskej republiky (Slamka et al. 2019), bolo zaznamenaných viacero prípadov kleptoparazitizmu diviačej zveri na rysích úlovkoch. V prípade, že rys o korisť takto nepríde, využíva ju niekoľko dní (Duľa et al. 2023). Na obrázku 6.11 je dospelý samec rysa, ktorý sa k ulovenej jelenici vracal až 8 dní. Na deviaty deň zvyšky jelenice skonzumovala diviачica s mláďatami. V stredoeurópskych podmienkach sú prioritnou potravou vlka jelenia a diviачia zver (Findo 2002; Nowak et al. 2005), pričom vzájomný pomer týchto druhov v potrave vlka sa mení v závislosti od zmien ich početnosti. Svorka o veľkosti 4 až 7 jedincov uloví veľkú korisť asi 2-krát týždenne, medzičasom dokáže vlk hladovať (Peterson & Ciucci 2003).

Čo sa týka medvedov, majú podľa Ordiz et al. (2020) všetky druhy medvedov potenciál zabíjať voľne žijúce kopytníky, ale keďže medvede sú všežravce a oportunistickí predátori, majú s kopytníkmi relatívne voľné vzťahy (predátor – korisť). Znamená to, že hustota populácie medvedov môže kolísať nezávisle od hustoty populácie kopytníkov. Aktívne vyhľadávanie a lovenie mláďat srnčej, jelenej a kamzičej zveri zdokumentovali Blanco et al. (2011). Hlavnú zložku potravy lišky hrdzavej tvoria podľa viacerých publikovaných štúdií drobné cicavce, ako sú napríklad hraboše. Napríklad Kidawa & Kowalczyk (2011)



Obr. 6.11 Dospelý samec rysa ostrovida pri ulovenej jelenici (Zdroj: fotopasca NLC, 2019).

uvádzajú ich podiel viac ako 40 %. Z väčších druhov cicavcov loví líška aj mláďatá srnčej zveri, pričom podľa autorov Lindström et al. (1994) a Jarnemo & Liberg (2010) to môže pôsobiť ako rozhodujúci faktor pre ich prežívanie.

Následne sú ako príklad uvedené výsledky telemetrického sledovania 37 jedincov jelenej zveri v oblasti Nízkych Tatier, Poľany a Veporských vrchov (Findo et al. 2023). Z uvedeného počtu sa príčina úhynu zistila v 23 prípadoch (62 %), z čoho bolo 9 jeleňov a 14 jeleníc s priemerným vekom 13,2 roka. Na lov vlkov pripadlo 43,5 %, na medvede 13 % a zvyšných 43,5 % jedincov bolo odlovených poľovníkmi. Veľké šelmy sa tak na celkovom úhynе označenej jelenej zveri podieľali 56 %. Pri podrobnejšej analýze sa zistilo, že vlky usmrtili 9 jeleníc s priemerným vekom 12,3 roka a jedného trojročného jeleňa. Medvede neusmrtili ani jedného jeleňa, ale tri jelenice, ktoré mali priemerný vek 15,3 roka. Poľovníci ulovili 8 jeleňov, ktoré mali priemerne 7,1 roka a dve jelenice s priemerným vekom 4,5 roka. Z oblasti Bieszczad (JV Poľsko), kde žijú všetky tri druhy veľkých šeliem, najväčšiu štúdiu vlkami strhutej koristi v rokoch 1991 – 2002 publikoval Šmietana (2005). Šmietana v nej analyzoval až 324 jedincov (kadáverov) jelenej zveri. Z tohto počtu pripadlo na jelenčatá 21 %. S úbytkom zveri vplyvom predácie šeliem sa v areáli ich výskytu, resp. v jadrovej zóne, uvažuje aj pri súčasnom poľovníckom plánovaní, a to znižovaním koeficientu očakávaného prírastku raticovej zveri.

ZHODNOTENIE STAVOV RATICOVEJ ZVERI A STAVU LESNÝCH PORASTOV NA DEMONŠTRAČNÝCH OBJEKTOCH ZÁKAMENNÉ A DUCHONKA

Metodické postupy

Hodnotenie škôd na lesných porastoch

Jedným zo základných predpokladov zvládnutia manažmentu raticovej zveri je poznanie jej aktuálneho vplyvu na lesné porasty. Pri jeho posudzovaní v rámci demonštračných objektov (DO) Zákamenné a Duchonka sme využili postupy uvedené v Metodike na zisťovanie poškodenia lesných porastov (Gubka et al. 2021). Navrhnuté postupy zohľadňujú skutočnosť, že zver je prirodzenou súčasťou lesných porastov a potrebuje nevyhnutnú výživu na prežitie. Za záujmové dreviny považujú uvedené metodické postupy hlavné hospodárske dreviny uvedené v obnove, alebo cieľovom drevinovom zložení v Programe starostlivosti o lesy (PSoL), alebo v predpise zalesnenia a taktiež prípravné dreviny prijaté v rámci obnovy ako prirodzené zmladenie. Škody zverou s dominanciou odhryzu sa evidujú najmä na jar, kedy sú po zime najlepšie viditeľné a čerstvé poškodenie sa ľahko odlíši od staršieho poškodenia. Jednotlivé hodnotené porasty sa potom kategorizujú podľa intenzity poškodenia jednotlivých drevín (Tab. 6.1). Poškodenie sa zisťuje v rámci jednotiek priestorového rozdelenia lesa (porastov), pričom sa rozlišuje celoplošné a výberové zisťovanie.

Pre hodnotenie porastov sme využili údaje z programov starostlivosti o lesy pre porasty do 10 rokov, kde je v každom poraste pre každú drevinu zaznamenaný najvýznamnejší škodlivý činiteľ (ak významne na danú drevinu vplýval). Hodnotené územie na oboch DO predstavuje plochu štyroch susedných poľovných revírov, čo čiastočne zohľadňuje migráciu voľne žijúcej zveri. Zároveň sme časť údajov vo vybraných porastoch aktualizovali našimi kontrolnými meraniami.

Tabuľka 6.1 Kategórie lesných porastov podľa poškodenia jednotlivých druhov drevín.

Kategórie lesných porastov podľa poškodenia drevín	Kritériá kategorizácie		
	SM, JD, BO, DG	BK, DL, DZ, SC	JS, JH, JM, JP
	0 – 10 %	0 – 20 %	0 – 30 %
	11 – 20 %	21 – 30 %	31 – 40 %
	21 % a viac	31 % a viac	41 % a viac

Ďalším predpokladom úspešného zvládnutia manažmentu raticovej zveri je poznanie, ktoré druhy zveri sa na poškodení podieľajú, prípadne aká denzita zveri v danej oblasti umožní prirodzenú regeneráciu lesných porastov (zelená kategória). V tomto prípade sme na zhodnotenie aktuálnej situácie na DO využili metodické postupy popísané v práci Bučko et al. (2025) a k hodnoteniu sme pristúpili na troch úrovniach.

Termovízne snímkovanie s využitím bezpilotných lietadiel (dronov)

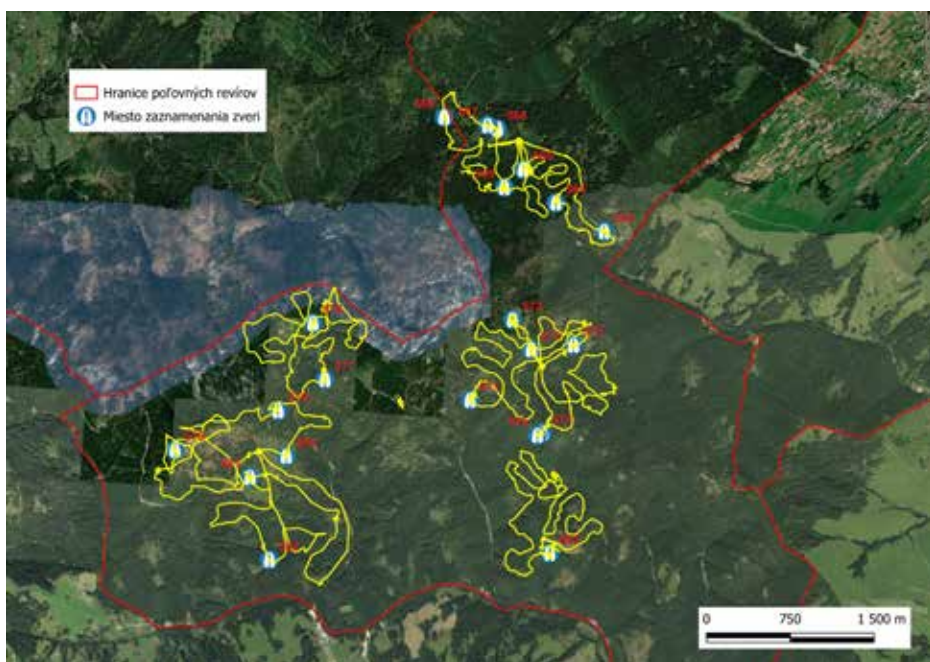
Pri monitoringu zveri bol v rámci DO využívaný dron s termovíznou kamerou DJI Mavic 3T. Monitoring sa realizoval výberovou metódou, pričom jednotlivé hodnotené územia predstavovali hranice poľovných revírov a čiastkové monitorované plochy (monitorovacie body) s výmerou približne 0,8 až 1 km². Príklad stanovenia počtu monitorovacích bodov podľa veľkosti plochy poľovného revíru je uvedený v tabuľke 6.2. Termovízne snímkovanie voľne žijúcej zveri s využitím dronov zaznamenalo v poslednom období výrazný rozvoj, stále však má svoje technické aj legislatívne obmedzenia. Za ideálne podmienky na monitorovanie zveri považujeme chladné, bezveterné počasie pri zamračenej oblohe, v listnatých porastoch mimo vegetačného obdobia a bez obmedzení v leteckých mapách a mimo chránených území (3. stupeň ochrany). Príklad monitorovaného územia je uvedený na obrázku 6.12.

Tabuľka 6.2 Príklad stanovenia počtu monitorovacích bodov podľa veľkosti poľovného revíru.

Výmera PR (km ²)	10	15	20	25	40
Minimálny počet monitorovacích bodov	4	6	8	10	16

Zisťovania vplyvu jednotlivých druhov prežívavej raticovej zveri na lesné porasty s využitím fotopascí

Uvedený postup hodnotenia bol navrhnutý na hodnotenie vplyvu zveri na kontrolných porovnávacích plochách pri oplôtkoch, avšak dá sa aplikovať aj bez ich založenia. Kontrolnú plochu v tomto prípade predstavuje územie v dosahu snímača fotopasce. Tie inštalujeme do porastov s prirodzeným zmladením pre zver atraktívnych drevín (Obr. 6.13). Hodnotí sa počet záznamov jednotlivých druhov zveri, pričom sa zohľadňuje čas pastvy aj vplyv jednotlivých druhov (tzv. prepočet na srnčie jednotky). Hodnotenie je vhodné vykonávať v zimnom a jarnom období, kedy je zloženie potravy jednotlivých u nás žijúcich druhov najpodobnejšie. Fotopasce sme v rámci projektu zakladali do porastov, v ktorých sa vykonávalo aj hodnotenie poškodenia spôsobeného zverou. Na monitoring boli prioritne využívané fotopasce TETRAO Spromise S328 a ako náhradné fotopasce Reconyx PC 900 a Bushnell.



Obr. 6.12 Hranice záujmovej oblasti (červená čiara), dráhu letu dronu zohľadňujúcu charakter terénu (žltá čiara) a polohy zistených druhov zveri (modrý bod s červeným číslom) (Zdroj: A. Gubka, 2026).



Obr. 6.13 Fotomonitoring raticovej zveri v rámci DO Zákamenné.

Pozemné termovízne snímkovanie

Pozemné termovízne snímkovanie sme realizovali ako priame sčítanie zveri na transektoch (lesných cestách), pri ktorom sme zaznamenávali jednotlivé druhy zveri v rámci DO. Monitoring sa vykonával v zimných a jarných mesiacoch v nočných hodinách. Zaznamenávala sa zver po oboch stranách transektu, približne do vzdialenosti 100 m. Na tento účel bola využitá termovízna kamera Hikmicro FH35.

Výsledky

Hodnotenie škôd na lesných porastoch

DO Zákamenné

Hodnotenie škôd sa vykonávalo na základe údajov z Programov starostlivosti o lesy. Aby sa zohľadnila migrácia zveri, celkové hodnotené územie predstavuje výmeru 116 km² (116 štvorcov v sieti 1 × 1 km), resp. územie štyroch susedných poľovných revírov. Uvedené údaje sme na časti územia (20 %, 23 štvorcov) počas riešenia projektu aktualizovali vlastnými kontrolnými meraniami, pričom pre každý štvorec je potrebné vyhodnotiť aspoň jeden lesný porast. V súčasnosti v oblasti prevládajú smrekové porasty. Okrem uvedenej dreviny bola na hodnotených plochách zaznamenaná najmä jarabina, jedľa, javor, buk, vŕba, breza a osika. Použitá metóda sa v rámci hodnotenia úrovne poškodenia javí ako využiteľná a aj časovo nenáročná. V rámci hodnotení, ktoré sa v rámci DO vykonávali v jarnom období rokov 2025 a 2026, bola podľa očakávania zverou najviac poškodzovaná jarabina a jedľa. K menej atraktívnym drevinám možno zaradiť smrek a buk, hoci aj pri nich bolo lokálne zaznamenané poškodenie na hranicu únosnosti. Väčšiu schopnosť pre



Obr. 6.14 Prirodzené zmladenie jedle, smreka a jarabiny v rámci hodnoteného porastu na DO Zákamenné.

zver atraktívnych druhov drevín odrastať bez poškodenia zverou sme evidovali pri husťejšom zmladení (Obr. 6.14) a v porastoch, kde zmladenie nepresahovalo výšku 30 cm. Nevýhodou použitej metódy je, že nezachytáva dreviny, ktoré boli na hodnotenej ploche vplyvom zveri úplne eliminované. Výsledné hodnotenie podľa stupňov poškodenia je uvedené v tabuľke 6.3 a 6.4.

Tabuľka 6.3 Hodnotenie poškodenia lesných porastov na základe údajov z Programov starostlivosti o lesy (%).

DO	Únosné poškodenie	Zvýšené poškodenie	Neúnosné
Zákamenné	64 %	2 %	34 %

Tabuľka 6.4 Hodnotenie na základe vlastných zisťovaní v rokoch 2025 a 2026.

DO	Únosné poškodenie	Zvýšené poškodenie	Neúnosné	Poškodzované dreviny
Zákamenné	52 %	14 %	34 %	jedľa, javor

Vzhľadom na výsledky, ktoré sú uvedené v nasledujúcich kapitolách možno predpokladať, že významným negatívnym činiteľom spôsobujúcim škody na lesných porastoch môže byť okrem jelenej zveri aj zver srnčia.

DO Duchonka

Hodnotenie škôd sa rovnako vykonávalo na základe údajov z Programov starostlivosti o lesy. Aby sa zohľadnila migrácia zveri, celkové hodnotené územie tu predstavuje výmeru 74 km², pričom aktualizácia sa vykonala na 20 % časti územia. V súčasnosti na území prevládajú listnaté porasty s prevažným zastúpením duba, buka a hrabu. Okrem



Obr. 6.15 Prevažne bukova mladina významne poškodená ohryzom jeleňou zverou.

uvedených drevín bola v mladých lesných porastoch v rámci hodnotenia zaznamenaná aj čerešňa, smrek, smrekovec, jedľa, javor a jaseň. Použitá metóda sa v rámci hodnotenia úrovne poškodenia aj v týchto podmienkach javí ako využiteľná a aj časovo nenáročná. V rámci hodnotení, ktoré sa v rámci DO vykonávali v jarnom období rokov 2025 a 2026, boli podľa očakávania zverou najviac poškodzované dreviny dub a hrab. Tieto dreviny dokážu úspešne odrastať bez poškodenia najmä v hustom a dostatočne presvetlenom zmladení. Na zverou exponovaných lokalitách bolo ale v niektorých porastoch na hranici únosnosti zaznamenané aj poškodenie buka (Obr. 6.15). Výraznejšie poškodenie bolo zaznamenané najmä v porastoch, kde výška jednotlivých jedincov prirodzeného zmladenia presahovala výšku 30 cm. Výsledné hodnotenie podľa stupňov poškodenia je uvedené v tabuľke 6.5 a 6.6.

Tabuľka 6.5 Hodnotenie poškodenia lesných porastov na základe údajov z Programov starostlivosti o lesy (%).

DO	Únosné poškodenie	Zvýšené poškodenie	Neúnosné
Duchonka	57 %	11 %	32 %

Tabuľka 6.6 Hodnotenie na základe vlastných zisťovaní v rokoch 2025 a 2026.

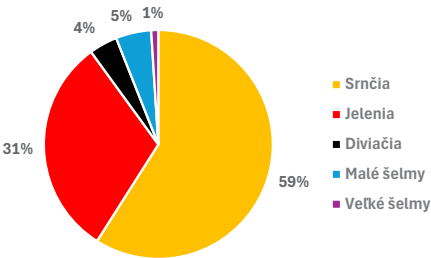
DO	Únosné poškodenie	Zvýšené poškodenie	Neúnosné	Poškodzované dreviny
Duchonka	45 %	19 %	36 %	buk, dub

Vzhľadom na výsledky, ktoré sú uvedené v nasledujúcich kapitolách možno predpokladať, že významným negatívnym činiteľom spôsobujúcim škody na lesných porastoch v uvedenej oblasti je najmä jelenia zver. Otázny bude ďalší vývoj početnosti danielkej zveri, ktorej expanziu na Slovensku zaznamenávame v posledných rokoch.

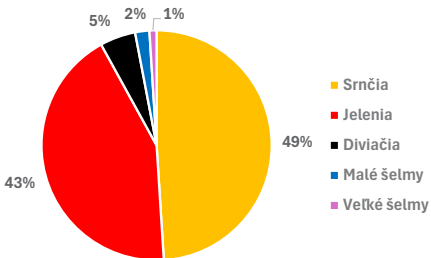
Zisťovania vplyvu jednotlivých druhov prežúvavej raticovej zveri na lesné porasty s využitím fotopascí

DO Zákamenné

Fotopasce boli inštalované najmä do porastov v ktorých sa vykonávalo hodnotenie poškodenia zverou. V rámci fotomonitoringu DO Zákamenné sa na kontrolných plochách vymedzených dosahom fotopasce najčastejšie zaznamenávala zver srnčia a jelenia, len ojedinele zver diviacia (Obr. 6.16 a 6.17).



Obr. 6.16 Zastúpenie jednotlivých druhov zveri v rámci fotomonitoringu na DO Zákamenné v roku 2025.



Obr. 6.17 Zastúpenie jednotlivých druhov zveri v rámci fotomonitoringu na DO Zákamenné v roku 2026.

Z veľkých šeliem bol zaznamenaný vlk dravý (Obr. 6.18), pričom vo všetkých prípadoch išlo o samostatného jedinca. Z malých šeliem sa opakovane zaznamenávala líška a v jednom prípade aj kuna. Aktivitu srnčej zveri na kontrolných plochách zvyčajne charakterizovali opakované návraty lokálne zimujúcich alebo teritoriálnych jedincov. Pri jelenej zveri boli záznamy zriedkavejšie, avšak s väčším počtom jedincov a dlhším priemerným časom pastvy. Srnčia zver sa v rámci vymedzenej plochy pásala priemerne 1,6 min a na monitorovaných plochách sa zaznamenávala rovnomernejšie počas celého dňa. Na základe použitej metodiky jej tak pripisujeme 23 % podiel celkového poškodenia porastu. Jelenia zver vykazovala výraznejšiu dvojvrcholovú aktivitu s vrcholom pred svitaním a pri súmraku, následne bola aktívnejšia prevažne v noci.



Obr. 6.18 Vlk dravý zaznamenaný na kontrolnej ploche v južnej časti DO Zákamenné. Následne bola zaznamenaná jelenia zver s odstupom 1 h a 27 min.

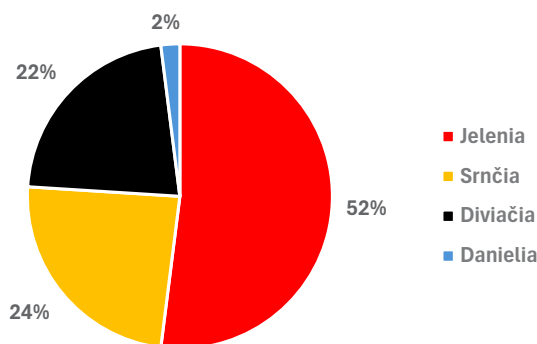
DO Duchonka

Fotopasce boli inštalované najmä do porastov v ktorých sa vykonávalo hodnotenie poškodenia zverou. V rámci fotomonitoringu DO Duchonka sa na kontrolných plochách vymedzených dosahom fotopasce najpočetnejšie zaznamenávala zver jelenia (Obr. 6.19), následne zver srnčia a diviacia (Obr. 6.20). Len ojedinele bol zaznamenaný výskyt prevažne dospelých samcov danielovej zveri. Muflonia zver ani veľké šelmy zaznamenané neboli. Z malých šeliem boli zaznamenané líšky a na jednej lokalite aj mačka divá. Jelenia a diviacia zver vykazovala dvojvrcholovú aktivitu s najväčším počtom záznamov na súmraku a pri svitaní, aktívnejšia bola následne prevažne v noci. Počet záznamov pri srnčej zveri bol počas dňa rovnomernejší. Podobné správanie zveri zaznamenávame aj v iných oblastiach na Slovensku. Výskyt srnčej zveri na kontrolných plochách bol pra-

videlnejší, s opakovaným záznamom individuálnych jedincov. Jelenia zver sa zaznamenávala nepravidelne, avšak v početnejších čriedach a s priemerne dlhším časom pastvy.



Obr. 6.19 Črieda samičej jelenej zveri na rozhraní bukového a dubového porastu DO Duchonka.



Obr. 6.20 Zastúpenie jednotlivých druhov zveri v rámci fotomonitoringu na vybranej lokalite DO Duchonka.

Termovízne snímkovanie s využitím bezpilotného lietadla

Okrem viacerých legislatívnych obmedzení je použitie tejto metódy do značnej miery ovplyvnené aj poveternostnými podmienkami a ročným obdobím. Limitujúcimi faktormi sú z hľadiska aktuálneho počasia najmä silný vietor, dážď, hmla, slnečný deň alebo vysoké denné teploty. Plánovanie s dostatočným predstihom a dodržanie prípadného stano-

veného harmonogramu prác je preto veľmi problematické. Naše poznatky a skúsenosti s využívaním tejto technológie ďalej uvádzame v rámci návrhu strategických odporúčaní.

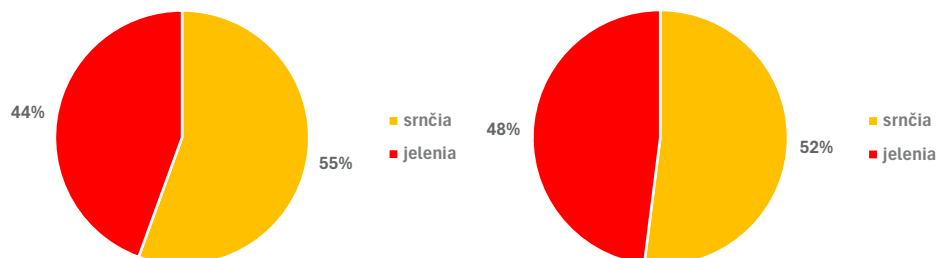
DO Zákamenné

Okrem uvedených poveternostných vplyvov sú ďalším z limitujúcich faktorov metódy v tejto oblasti mladé a husté smrekové porasty, ktoré negatívne ovplyvňovali možnosť identifikácie zveri, prípadne jej samotné vyhľadávanie. Zistené zastúpenie jednotlivých druhov zveri v rámci záujmovej oblasti na jeseň v roku 2025 a v zime v roku 2026 je uvedené na obrázkoch 6.21 a 6.22.

Najpočetnejšie stavy srnčej zveri sme zaznamenali v oblastiach s väčším výskytom kalamitných holín, kde tvorila menšie skupinky s počtom do 5 ks. Na konkrétnych lokalitách bola zistená populačná hustota viac ako 20 ks na 100 ha, čo môže predstavovať riziko spojené s poškodením mladých lesných porastov. Čo sa týka pomeru pohlavia, približne 30 % zistených jedincov tvorili dospelé samce.

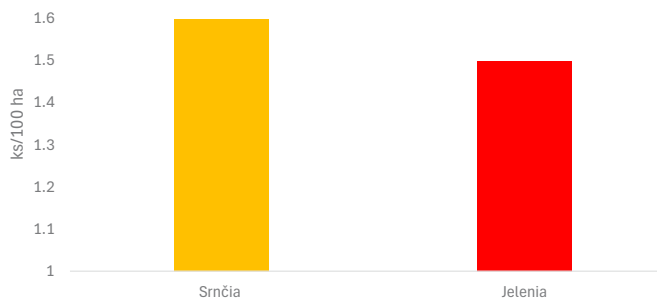
Pri jelenej zveri boli zaznamenané čriedy s maximálnym počtom 14 ks, zvyčajne však nebol vyšší ako 8 ks. Jej výskyt bol do značnej miery ovplyvnený sezónnymi migráciami, napr. v období jelenej ruje 2025, keď boli početnejšie stavy zaznamenané v severnejšej časti DO (časť Píľsko).

Čo sa týka celej záujmovej oblasti, výsledky tejto metódy naznačujú prekročenie normovaných aj odhadovaných stavov (Obr. 6.23) ako pri srnčej (1,6 ks na 100 ha), tak aj jelenej zveri (1,5 ks na 100 ha). Na rozdiel od fotomonitoringu, v rámci DO Zákamenné nebola pri zisťovaní početných stavov zveri s využitím bezpilotných lietadiel zaznamenaná diviacia zver ani veľké šelmy.



Obr. 6.21 Zastúpenie jednotlivých druhov zveri na jeseň v roku 2025 (DO Zákamenné).

Obr. 6.22 Zastúpenie jednotlivých druhov zveri na jar v roku 2026 (DO Zákamenné).

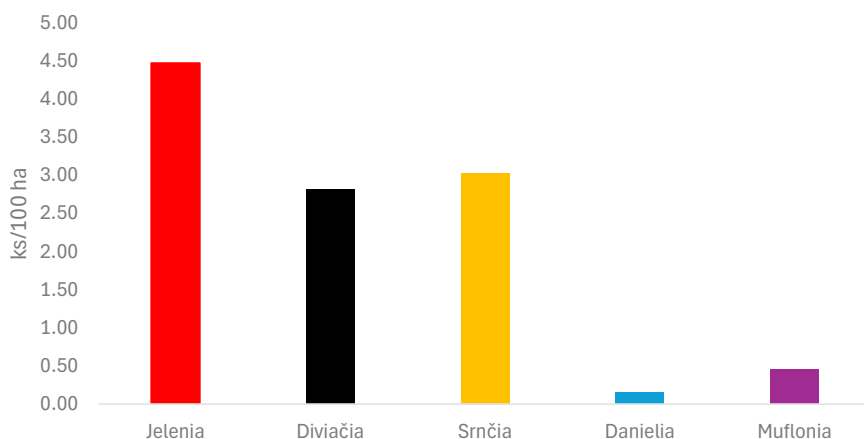


Obr. 6.23 Zistená početnosť jednotlivých druhov raticovej zveri v rámci DO Zákamenné.

DO Duchonka

Praktické skúsenosti naznačujú, že navrhnutá výberová metóda je za predpokladu využitia len jedného dronu využiteľná a v prípade vhodných podmienok možno výberovou metódou revír s výmerou približne 3 300 ha zmonitorovať v priebehu dvoch dní. V prevažne listnatých porastoch demonštračného objektu bolo možné metódu optimálne využiť len mimo vegetačného obdobia, kedy možno spoľahlivo lokalizovať voľne žijúcu zver do veľkosti líšky a v prípade ideálnych podmienok je možné posúdiť aj pohlavnú a vekovú štruktúru zveri.

Čo sa týka populačnej hustoty jednotlivých druhov raticovej zveri, podľa našich výsledkov dominuje zver jelenia, srnčia a diviacia. Pri jelenej zveri sme zaznamenávali samostatné čriedy dospelých samcov a samostatné čriedy jeleníc s mláďatami, ktoré ojedinele sprevádzali samce vo veku do troch rokov. Srnčiu zver bolo možné pozorovať v rámci celého územia revíru, najväčšie zastúpenia mala ale v prevažne dubových porastoch s bohatým podrastom. Danielia zver bola, na rozdiel od fotomonitoringu, zastúpená prevažne samicami s mláďatami. Muflonia zver bola zaznamenávaná veľmi nepravidelne v zmiešaných čriedach oboch pohlaví. V rámci monitoringu sme na konkrétnych lokalitách zaznamenali populačnú hustotu jelenej zveri viac ako 12 ks na 100 ha (koncentrácia v okolí prikrmovacích zariadení), pri srnčej viac ako 8 ks na 100 ha a pri diviačej zveri v čase rodenia mláďat to bolo až 19 ks na 100 ha. Čo sa týka celej záujmovej oblasti, výsledky tejto metódy naznačujú prekročenie normovaných kmeňových stavov (NKS) najmä pri jelenej a diviačej zveri (Obr. 6.24).



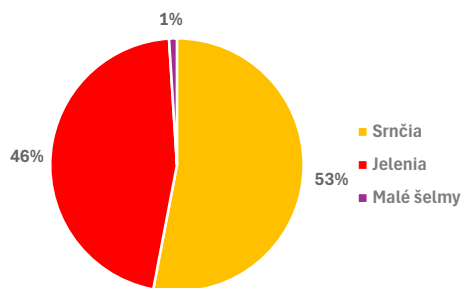
Obr. 6.24 Zistená početnosť jednotlivých druhov raticovej zveri v rámci DO Duchonka.

Použitá metóda monitoringu napriek uvedeným nevýhodám naznačuje, že zistené skutočné stavy zveri prekračujú stavy odhadované na základe klasického sčítania a celoročného pozorovania, pričom vo viacerých oblastiach prekračujú publikované údaje týkajúce sa únosnosti lesných porastov a aktuálne stanovené NKS.

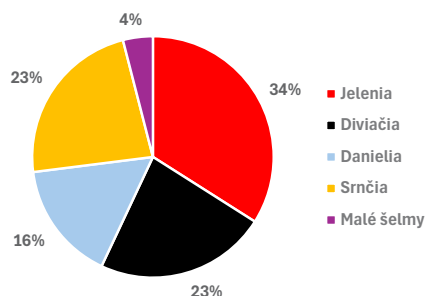
Pozemné termovízne snímkovanie

Uvedenú metódu možno úspešne aplikovať len v poľovných revíroch dostatočne sprístupnených lesnou dopravnou sieťou, čo oba demonštračné objekty umožňujú. Čiastoč-

ne je tiež obmedzená vegetačným obdobím, pretože hustejší, už olistený podrast výrazne obmedzuje schopnosť identifikovať jednotlivé druhy zveri. Dosiahnuté výsledky sú čo do zastúpenia jednotlivých druhov zveri (Obr. 6.25 a 6.26) porovnateľné s výsledkami letec-kého snímkovania, len v rámci DO Duchonka bolo zaznamenané väčšie zastúpenie zveri danieliej a nebola zaznamenaná zver muflonia. V rámci DO Zákamenné nebola rovnako zaznamenaná diviacia zver. V porovnaní s monitoringom s využitím bezpilotného lietad-la boli zistené stavy zveri na oboch demonštračných objektoch nižšie.



Obr. 6.25 Zastúpenie jednotlivých druhov zveri na DO Zákamenné v rámci pozemného sledovania po-mocou termovízie.



Obr. 6.26 Zastúpenie jednotlivých druhov zveri na DO Duchonka v rámci pozemného sledovania po-mocou termovízie.

Výsledky jednotlivých druhov monitoringu sú uvedené v sumárnych tabuľkách 6.7 a 6.8.

Tabuľka 6.7 Prehľad zistených početností jednotlivých druhov zveri v ks/100 ha (DO Duchonka).

Metóda	Druh zveri				
	Jelenia	Srnčia	Diviacia	Muflonia	Danielia
Odborný odhad	2,20	1,51	2,40	0,41	0,51
Termovízia	3,50	2,35	2,36	0,00	1,64
Dron	4,47	3,03	2,82	0,45	0,15

Tabuľka 6.8 Prehľad zistených početností jednotlivých druhov zveri v ks/100 ha (DO Zákamenné).

Metóda	Druh zveri				
	Jelenia	Srnčia	Diviacia	Muflonia	Danielia
Odborný odhad	1,25	1,40	0,29	0	0
Termovízia	1,27	1,46	0	0	0
Dron	1,50	1,60	0	0	0

NÁVRH STRATEGICKÝCH ODPORÚČANÍ

Realizácia projektu nám umožnila sledovať dva demonštračné objekty situované v lokali-tách s výrazne rozdielnymi prírodnými podmienkami a potvrdiť univerzálnosť použitých metód. Výsledky naznačujú, že voľne žijúca zver môže výrazným spôsobom ovplyvňovať prirodzenú obnovu lesných porastov. Pri regulácii jej početných stavov je potrebné si uve-domiť, že pri výraznejšom úbytku jedného druhu sa automaticky otvára väčší priestor pre druhy ostávajúce. V tomto smere je treba zvlášť upozorniť na expanziu zveri danieliej, kto-

rú zaznamenávame v posledných rokoch. Na základe získaných výsledkov, ale aj vlastných skúseností a doteraz publikovaných údajov, navrhujeme pre lesnícku a poľovnícku prax nasledujúce odporúčania:

Odporúčania pri monitorovaní zveri s využitím bezpilotných lietadiel

Optimálne využitie tejto metódy si vyžaduje:

- nižšie denné teploty – už pri teplote 15 °C bola rozlišovacia schopnosť termokamery značne obmedzená,
- optimálne podmienky sú pri zamračenej oblohe, bez zrážok a silného nárazového vetra, v listnatých porastoch mimo vegetačného obdobia.
- Upozorňujeme na rozlišovaciu schopnosť termálnej kamery. Zistili sme, že pri výške letu blízko 120 metrov môžu byť aj jedince vo veľkosti srnčej zveri prehliadané.
- Pri lietaní s dronom na Slovensku a v celej EÚ je priamy vizuálny kontakt (VLOS) základnou podmienkou bezpečnosti pre väčšinu pilotov. Je povinný pre celú otvorenú kategóriu (tzv. OPEN), kam patrí väčšina rekreačných a komerčných letov. Táto skutočnosť výrazne obmedzuje využívanie dronu pri monitorovaní zveri v lesných porastoch.
- Osobitná je kategória SPECIFIC, ktorá lietanie mimo očného kontaktu s dronom umožňuje, ale vyžaduje si ďalšie povolenia a plnenie technických požiadaviek.
- Lietanie s dronom je možné aj v noci, avšak značne obmedzuje schopnosť rozlíšiť konkrétne druhy raticovej zveri.

Monitorovanie zveri s využitím bezpilotných lietadiel je aktuálne jednou z najpresnejších metód zisťovania početných stavov zveri vo voľnej prírode.

Odporúčania pre lov zveri

- V oblastiach s nadmerným tlakom zveri na lesné porasty sa odporúča zvýšiť poľovnícky tlak na samice a mláďatá. Lov samcov vytvára priestor pre úspešnejšie odrastanie mláďat, čo aktuálne nie je žiadúce.
- V oblastiach, kde vzhľadom na terénne podmienky nemožno dosiahnuť potrebnú výšku lovu individuálnym spôsobom, je potrebné zvážiť ďalšie legislatívne možnosti iných spôsobov lovu.
- Zistili sme, že klasické spôsoby sčítania zveri podhodnocujú skutočné stavy, v niektorých lokalitách aj viac ako dvojnásobne.
- Pri srnčej zveri odporúčame sledovať konkurenčný vplyv iných druhov raticovej zveri. Na kontrolných plochách možno využiť fotopasce, ktoré naznačujú jej prítomnosť aj v neprehľadných porastoch a potenciálny vplyv na lesné porasty. Pri love je potrebné, aj napriek nepredvídateľným stratám na cestných komunikáciách, alebo vplyvom predácie šeliem, prísne dodržiavať pomer pohlavia (lovíme aj srny).
- Zvýšiť poľovnícky tlak na nepôvodné druhy raticovej zveri. Publikované údaje aj naše zistenia naznačujú, že poľovnícky veľmi atraktívna danielia zver má na pôvodné druhy negatívny vplyv.
- V prípade, že škody spôsobené raticovou zverou presahujú na lesných porastoch stanovené kritériá, uprednostňujeme jej lov na predmetných lokalitách.

- Lov mení správanie zveri, druhové zloženie, medzidruhové procesy a aj jej celkový vplyv na biotopy. Existujúce poznatky o správaní zveri je možné využiť pri ochrane lesných porastov.

Odporúčania pre ochranu lesných porastov

- Na lokalitách, kde sa napriek veľkému úsiliu nedarí znížiť početné stavy zveri, odporúča sa budovanie oplôtkov. Pri maloplošných oplôtkoch zver nemá tendenciu do nich prenikať.
- Odporúča sa v rámci poľovných revírov udržiavať alebo obnovovať vplyvom sukcesie zaniknuté lúky a pasienky, na ktorých by mal byť lov zveri obmedzený (zóny pokoja).
- Časté vyrušovanie zveri je jedným z faktorov vplývajúcich na zvyšovanie škôd na lesných porastoch.
- Zvýšte poľovnícky tlak v lokalitách s prirodzeným zmladením najviac ohrozených druhov drevín (napr. jedľa).
- Výsledky naznačujú, že z hľadiska únosného poškodenia cieľových druhov drevín môže zohrávať významnú úlohu prirodzené zmladenie prípravných drevín (ako napr. jarabina, vrba).

Odporúčania pre prikrmovanie

- V prípade, že sa naďalej bude vyžadovať podpora zveri prikrmovaním, odporúčame zvýšiť hygienu krmných zariadení a krmovísk.
- Odporúča sa prísne kontrolovať kvalitu a množstvo predkladaných krmív.
- Predkladané krmivo by sa malo podávať rozptýlene. Obmedzuje to monopolizáciu potravy niekoľkými jedincami, čím zlepšuje prístup subdominantným jedincom a znižuje stres a agresivitu.
- Odporúča sa používať krmidlá, ktoré udržiujú krmivo mimo zeme, aby sa minimalizovala kontaminácia výkalmi a šírenie parazitov.
- Pri podávaní krmiva na zem sa odporúča častejšie meniť stanovištia. Toto opatrenie bráni hromadeniu patogénov v prostredí.
- Nepravidelné, alebo len nárazové podávanie jadrových krmív (kukurica, obilniny) spôsobuje zveri zdravotné problémy (napr. acidózu).
- Vyhýbajte sa prikrmovaniu v obdobiach migrácie zveri, v obdobiach príchodu nových jedincov/mláďat a v obdobiach epidémií.
- Prikrmovaním možno zvýšiť koncentráciu zveri v málo úživných oblastiach, alebo prilákať nové druhy zveri do oblastí, kde by sa inak vôbec nevyskytovali. Uvedomte si pritom ich nežiaduci vplyv na ostatnú flóru a faunu, ktorá na takéto náhle invázie nie je pripravená (príklad diviacia zver a na zemi hniezdiace vtáky).

LITERATÚRA

- Apollonio, M., Andersen, R., & Putman, R. (Eds.). (2010). European ungulates and their management in the 21st century. Cambridge University Press.
- Bartoš, L., Vaňková, D., Šiler, J., & Losos, S. (1996). Fallow deer tactic to compete over food with red deer. *Aggressive Behavior: Official Journal of the International Society for Research on Aggression*, 22(5), 375–385.
- Bernard, M., Boulanger, V., Dupouey, J. L., Laurent, L., Montpied, P., Morin, X., Picard, J., & Saïd, S. (2017). Deer browsing promotes Norway spruce at the expense of silver fir in the forest regeneration phase. *Forest Ecology and Management*, 400, 269–277.
- Bijl, H., & Csányi, S. (2022). Fallow deer (*Dama dama*) population and harvest changes in Europe since the early 1980s. *Sustainability*, 14(19), 12198.
- Blanco, J. C., Ballesteros, F., García-Serrano, A., Herrero, J., Nores, C., & Palomero, G. (2011). Behaviour of brown bears killing wild ungulates in the Cantabrian Mountains, Southwestern Europe. *European Journal of Wildlife Research*, 57(3), 669–673.
- Bongi, P., Tomaselli, M., Petraglia, A., Tintori, D., & Carbognani, M. (2017). Wild boar impact on forest regeneration in the northern Apennines (Italy). *Forest Ecology and Management*, 391, 230–238.
- Bonnot, N., Morellet, N., Verheyden, H., Cargnelutti, B., Lourtet, B., Klein, F., & Hewison, A. M. (2013). Habitat use under predation risk: Hunting, roads and human dwellings influence the spatial behaviour of roe deer. *European Journal of Wildlife Research*, 59(2), 185–193.
- Borkowski, J., Banul, R., Jurkiewicz-Azab, J., Hołdyński, C., Święczkowska, J., Nasiadko, M., & Załuski, D. (2021). There is only one winner: The negative impact of red deer density on roe deer numbers and distribution in the Słowiński National Park and its vicinity. *Ecology and Evolution*, 11(11), 6889–6899.
- Borkowski, J., & Obidziński, A. (2003). The composition of the autumn and winter diets in two Polish populations of fallow deer. *Acta Theriologica*, 48(4), 539–546.
- Borowski, Z., Bałazy, R., Ciesielski, M., & Korzeniewski, K. (2019). Does winter supplementary feeding affect deer damage in a forest ecosystem? A field test in areas with different levels of deer pressure. *Pest Management Science*, 75(4), 893–899.
- Brabec, P., Cukor, J., Vacek, Z., Vacek, S., Skoták, V., Ševčík, R., & Fuchs, Z. (2024). Wildlife damage to forest stands in the context of climate change – a review of current knowledge in the Czech Republic. *Central European Forestry Journal*, 70(4), 207–221.
- Bučko, J., Šuleková, D., Gubka, A., & Slamka, M. (2023). Vývoj početnosti raticovej zveri a škôd ňou spôsobovaných podľa výstupov poľovníckej štatistickej ročenky. *Apol*, 2023(1), 129–139.
- Bučko, J., Slamka, M., & Šuleková, D. (2024). Ako sme lovili. *PaR*, 76(8), 9–11.
- Bučko, J., Gubka, A., & Slamka, M. (2025). Metodika určovania stavov zveri v poľovních oblastiach a spôsobu ich využitia v poľovníckom plánovaní. *Národné lesnícke centrum*, 26 s.
- Canova, L., & Balestrieri, A. (2019). Long-term monitoring by roadkill counts of mammal populations living in intensively cultivated landscapes. *Biodiversity and Conservation*, 28, 97–113.
- Carpio, A. J., Apollonio, M., & Acevedo, P. (2020). Wild ungulate overabundance in Europe: Contexts, causes, monitoring and management recommendations. *Mammal Review*, 51(1), 95–108.
- Cukor, J., Vacek, Z., Linda, R., Vacek, S., Šimůnek, V., Macháček, Z., Brichta, J., & Prokúpková, A. (2022). Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) demonstrates a high resistance against bark stripping damage. *Forest Ecology and Management*, 513, 120182.
- Čermák, P., Beranová, P., Orálková, J., Horsák, P., & Plšek, 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(1), 29–36.
- Duľa, M., Nicol, C., Bojda, M., Labuda, J., Slamka, M., & Kotal, M. (2023). The first insight into hunting and feeding behaviour of the Eurasian lynx in the Western Carpathians. *Mammal Research*, 68(2), 237–242.
- Eggers, J., Maroschek, M., Seidl, R., Greiner, S., Loretto, M., Seibold, S., & Reiner, R. (2025). Navigating a landscape of contrasting hunting regimes and habitats: Red deer responses to risk and resources. *Wildlife Biology*, e01424.
- Ernst, P., Szinovatz, V., Reimoser, F., & Schweiger-Adler, J. (2002). Forest restoration and browsing impact by roe deer. *Forest Ecology and Management*, 159(1–2), 87–100.
- Esattore, B., Saggiomo, L., Sensi, M., Francia, V., & Cherin, M. (2022). Tell me what you eat and I'll tell you... where you live: An updated review of the worldwide distribution and foraging ecology of the fallow deer (*Dama dama*). *Mammalian Biology*, 102(2), 321–338.
- Ferretti, F., Sforzi, A., & Lovari, S. (2010). Behavioural interference between ungulate species: Roe are not on velvet with fallow deer. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 65, 875–887.

- Ferretti, F., & Fattorini, N. (2021). Competitor densities, habitat, and weather: Effects on interspecific interactions between wild deer species. *Integrative Zoology*, 16(5), 670–684.
- Findo, S. (2002). Potravná ekológia vlka (*Canis lupus*) v slovenských Karpatoch. Výskum a ochrana cicavcov na Slovensku, 5, 43–55.
- Findo, S., Slamka, M., Bučko, J., & Skuban, M. (2023). Interakcie medzi vlkami a jeleňou zverou. *Svět myslivosti*, 24(3), 28–30.
- Foit, T. (2021). Vliv zvěře na les – představba lesa lovem. In J. Fanta & P. Petřík (Eds.), *Jiné klima – jiný les*. Academia, 210 s.
- Genov, P. (1981). Food composition of wild boar in north-eastern and western Poland. *Acta Theriologica*, 26, 185–205.
- Gresham, A., Pillay, K., Healey, J. R., Eichhorn, M. P., Ellison, A., Lowe, A., Cordes, L. S., Creer, S., & Shannon, G. (2025). A continuous feast of bramble: *Rubus fruticosus* agg. is a key cross-seasonal dietary resource for a fallow deer population. *Ecological Solutions and Evidence*, 6(1), e70008.
- Griesberger, P., Kunz, F., Reimoser, F., Hackländer, K., & Obermair, L. (2023). Spatial distribution of hunting and its potential effect on browsing impact of roe deer (*Capreolus capreolus*) on forest vegetation. *Diversity*, 15(5), 613.
- Gubka, A., Bučko, J., Šebeň, V., & Barbierik, I. (2021). Metodika pre zisťovanie poškodenia lesných porastov zverou a oceňovanie škôd. Národné lesnícke centrum, 19 s.
- Gubka, A. (2025). Príbeh daniela škvrnitého a muflóna lesného. *Les & Letokruhy*, 81(6), 36–37.
- Gryz, J., Krauze-Gryz, D., & Jasińska, K. D. (2024). Alien vs. native—influence of fallow deer (*Dama dama*) introduction on the native roe deer (*Capreolus capreolus*) population. *Forests*, 15(6), 1014.
- Hardalau, D., Codrean, C., Iordache, D., Fedorca, M., & Ionescu, O. (2024). The expanding threat of ungulate browsing – a review of forest ecosystem effects and management approaches in Europe. *Forests*, 15(8), 1311.
- Hlaváč, V., Anděl, P., Matoušová, J., Dostál, I., & Strnad, M. (2019). Doprava a ochrana fauny v Karpatech: Příručka k omezování vlivu rozvoje dopravy na přírodu v karpatských zemích. Projekt TRANSGREEN, 240 s.
- Hogh, J., Mutňanský, K., & Rajský, M. (2024). Biologická ochrana lesa prostredníctvom prikrmovania jelenej zveri. In VII. Významné aspekty v chove raticovej zveri: Medzinárodná konferencia. NPPC – Výskumný ústav živočíšnej výroby Nitra.
- Hothorn, T., Müller, J., Held, L., Möst, L., & Mysterud, A. (2015). Temporal patterns of deer–vehicle collisions consistent with deer activity pattern and density increase but not general accident risk. *Accident Analysis & Prevention*, 81, 143–152.
- Hyvärinen, H., Kay, R. N. B., & Hamilton, W. J. (1977). Variation in the weight, specific gravity and composition of the antlers of red deer (*Cervus elaphus* L.). *British Journal of Nutrition*, 38(3), 301–311.
- Champagne, E., Raymond, P., Royo, A. A., Speed, J. D., Tremblay, J. P., & Côté, S. D. (2021). A review of ungulate impacts on the success of climate-adapted forest management strategies. *Current Forestry Reports*, 7(4), 305–320.
- Jarnemo, A., & Liberg, O. (2010). Red fox removal and roe deer fawn survival – a 14-year study. *The Journal of Wildlife Management*, 69(3), 1090–1098.
- Jędrzejewski, W., Spaedtke, H., Kamler, J. F., Jędrzejewska, B., & Stenkewitz, U. (2006). Group size dynamics of red deer in Białowieża Primeval Forest, Poland. *The Journal of Wildlife Management*, 70(4), 1054–1059.
- Jędrzejewski, W., Nowak, S., Kurek, R., Mysłajek, R. W., Stachura, K., Zawadzka, B., & Pchalek, M. (2009). Animals and roads: Methods of mitigating the negative impact of roads on wildlife. Polish Academy of Sciences, Mammal Research Institute.
- Kamler, J., & Turek, K. (2025). Škody zverou v Českej republike, význam a riešenie. *Les & Letokruhy*, 11/2025, 28–31.
- Kidawa, D., & Kowalczyk, R. (2011). The effects of sex, age, season and habitat on diet of the red fox *Vulpes vulpes* in northeastern Poland. *Acta Theriologica*, 56, 209–218.
- Kochjarová, J., Blanár, D., Jarolímeck, I., & Slezák, M. (2023). Wildlife supplementary feeding facilitates spread of alien plants in forested mountainous areas: A case study from the Western Carpathians. *Biologia*, 78(5), 1381–1399.
- Konôpka, B., Pajtik, J., Šebeň, V., Bošela, M., & Kaštier, P. (2013). Ohryz jeleňou zverou a modely potravinového potenciálu v mladých jarabinách. In A. Kunca (Ed.), *Aktuálne problémy v ochrane lesa 2013: Zborník referátov z 22. medzinárodnej konferencie konanej 25.–26. 4. 2013 v Kongresovom centre Kúpeľov Nový Smokovec*, a. s. (s. 65–69). Národné lesnícke centrum.
- Kurek, T., Todys, J., Pazdrowski, W., Szymański, M., & Łukowski, A. (2019). Intensity of stripping and sugar content in the bark and the bast of European beech (*Fagus sylvatica*). *Open Life Sciences*, 14(1), 19–28.
- Lettenmaier, L., Mysterud, A., Mitesser, O., Ammer, C., Hothorn, T., Cesarz, S., Eisenhauer, N., Kraus, D.,

- Mallick, S., Müller, J., & Pierick, K. (2025). Light and ungulate browsing interact in shaping future woody plant diversity through natural regeneration. *Journal of Applied Ecology*, 62(12), 3367–3380.
- Lindström, E. R., Andrén, H., Angelstam, P., Cederlund, G., Hörnfeldt, B., Jäderberg, L., Lemnell, P., Martinson, B., Sköld, K., & Swenson, J. E. (1994). Disease reveals the predator: Sarcoptic mange, red fox predation, and prey populations. *Ecology*, 75(4), 1042–1049.
- Melberg, S. (2012). Spatiotemporal competition patterns of Swedish roe deer and wild boar during the fawning season [Master's thesis, Swedish University of Agricultural Sciences], 40 p.
- Menichetti, L., Touzot, L., Elofsson, K., Hyvönen, R., Kätterer, T., & Kjellander, P. (2019). Interactions between a population of fallow deer (*Dama dama*), humans and crops in a managed composite temperate landscape in southern Sweden: Conflict or opportunity? *PLOS ONE*, 14(4), e0215594.
- Molinari-Jobin, A., Molinari, P., Breitenmoser-Würsten, C., & Breitenmoser, U. (2002). Significance of lynx *Lynx lynx* predation for roe deer *Capreolus capreolus* and chamois *Rupicapra rupicapra* mortality in the Swiss Jura Mountains. *Wildlife Biology*, 8, 109–115.
- Mori, E., Lazzeri, L., Ferretti, F., Gordigiani, L., & Rubolini, D. (2021). The wild boar *Sus scrofa* as a threat to ground-nesting bird species: An artificial nest experiment. *Journal of Zoology*, 314(4), 311–320.
- Mrtka, J., Borkovcová, M., & Lipovská, Z. (2011). Vliv pachového ohradníku na mortalitu srnčí zvěře na příkladu dálniční komunikace. *Myslivost*, 4/2011, 12.
- Murray, M. H., Becker, D. J., Hall, R. J., & Hernandez, S. M. (2016). Wildlife health and supplemental feeding: A review and management recommendations. *Biological Conservation*, 204, 163–174.
- Mysterud, A., Skjelbostad, I. N., Rivrud, I. M., Brekkum, Ø., & Meisingset, E. L. (2021). Spatial clustering by red deer and its relevance for management of chronic wasting disease. *Animals*, 11(5), 1272.
- Mysterud, A., Yoccoz, N. G., Stenseth, N. C., & Langvatn, R. (2001). Effects of age, sex and density on body weight of Norwegian red deer: Evidence of density-dependent senescence. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 268(1470), 911–919.
- Nowak, S., Mysłajek, R. W., & Jędrzejewska, B. (2005). Patterns of wolf *Canis lupus* predation on wild and domestic ungulates in the Western Carpathian Mountains (S Poland). *Acta Theriologica*, 50(2), 263–276.
- Nuttall, T., Ristau, T. E., & Royo, A. A. (2014). Long-term biological legacies of herbivore density in a landscape-scale experiment: Forest understoreys reflect past deer density treatments for at least 20 years. *Journal of Ecology*, 102(1), 221–228.
- Okarma, H., Jędrzejewski, W., Schmidt, K., Kowalczyk, R., & Jędrzejewska, B. (1997). Predation of Eurasian lynx on roe deer and red deer. *Acta Theriologica*, 42, 203–224.
- Olesen, C. R., & Madsen, P. (2008). The impact of roe deer (*Capreolus capreolus*), seedbed, light and seed fall on natural beech (*Fagus sylvatica*) regeneration. *Forest Ecology and Management*, 255(12), 3962–3972.
- Ordiz, A., Krofel, M., Milleret, C., Seryodkin, I., Tallian, A., Støen, O. G., Sivertsen, T. R., Kindberg, J., Wabakken, P., Sand, H., & Swenson, J. E. (2020). Interspecific interactions between brown bears, ungulates, and other large carnivores. In *Bears of the world* (pp. 36–44).
- Padié, S., Morellet, N., Hewison, A. M., Martin, J. L., Bonnot, N., Cargnelutti, B., & Chamaillé-Jammes, S. (2015). Roe deer at risk: Teasing apart habitat selection and landscape constraints in risk exposure at multiple scales. *Oikos*, 124(11), 1536–1546.
- Peterson, R. O., & Ciucci, P. (2003). The wolf as a carnivore. In L. D. Mech & L. Boitani (Eds.), *Wolves: Behavior, ecology, and conservation* (pp. 104–130). The University of Chicago Press.
- Putman, R., Langbein, J., Green, P., & Watson, P. (2011). Identifying threshold densities for wild deer in the UK above which negative impacts may occur. *Mammal Review*, 41(3), 175–196.
- Putman, R., Nelli, L., & Matthiopoulos, J. (2019). Changes in bodyweight and productivity in resource-restricted populations of red deer (*Cervus elaphus*) in response to deliberate reductions in density. *European Journal of Wildlife Research*, 65(1), 13.
- Putman, R. J., & Staines, B. W. (2004). Supplementary winter feeding of wild red deer *Cervus elaphus* in Europe and North America: Justifications, feeding practice and effectiveness. *Mammal Review*, 34(4), 285–306.
- Rajský, M., Vodňanský, M., & Hell, P. (2005). Nárast intenzity lúpania kôry ako následok vyrušovania jelenej zveri. *Myslivost*, 10/2005.
- 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.
- Richard, E., Gaillard, J. M., Saïd, S., Hamann, J. L., & Klein, F. (2010). High red deer density depresses body mass of roe deer fawns. *Oecologia*, 163(1), 91–97.
- Rodewald, A. D., & Arcese, P. (2016). Direct and indirect interactions between landscape structure and invasive or overabundant species. *Current Landscape Ecology Reports*, 1(1), 30–39.
- Schmidt, K. T., Stien, A., Albon, S. D., & Guinness, F. E. (2001). Antler length of yearling red deer is determined by population density, weather and early life history. *Oecologia*, 127(2), 191–197.

- Slamka, M., Kaštier, P., & Schwarz, M. (2017). The golden jackal in Slovakia. *Canid Biology & Conservation*, 20(9), 38–41.
- Slamka, M., Duľa, M., Krojerová, J., & Turbáková, B. (2019). Rys ostrovid – Průběžné výsledky výskumu největší evropské kočkovité šelmy z příhraniční oblasti České a Slovenské republiky. *Svět myslivosti*, 20(8), 38–41.
- Śmietana, W. (2005). Selectivity of wolf predation on red deer in the Bieszczady Mountains, Poland. *Acta Theriologica*, 50, 277–288.
- Smolko, P., Garaj, P., Lebocký, T., Bútora, L., Pataky, T., Jaňáková, Z., Babic, M., Veselovská, A., Kubala, J., & Kropil, R. (2022). Soil nutrients and deer density affect antler size of the Carpathian red deer. *Mammalian Biology*, 102(1), 119–130.
- Spitzer, R., Felton, A., Landman, M., Singh, N. J., Widemo, F., & Cromsigt, J. P. G. M. (2020). Fifty years of European ungulate dietary studies: A synthesis. *Oikos*, 129(11), 1668–1680.
- Strękowski, K., & Borkowski, J. (2026). Silvicultural measures for the protection of early-stage forest regeneration from deer browsing: A European perspective. *Forests*, 17(4), 499.
- Sunde, P., Olesen, C. R., Madsen, T. L., & Haugaard, L. (2009). Behavioural responses of GPS-collared female red deer *Cervus elaphus* to driven hunts. *Wildlife Biology*, 15(4), 454–460.
- Šuleková, A., & Kodrik, M. (2011). The impact of ungulate game on natural regeneration in a fir-beech national nature reserve, Western Carpathians. *Folia Oecologica*, 38(1), 118.
- 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.
- Turek, K., Kamler, J., & Čermák, P. (2022). Hospodářsky únosná míra poškození lesu zvěří v ČR a okolních zemích. *Lesnická práce*, 7/2022, 18–21.
- Unsgård, E., Mysterud, A., Rivrud, I. M., Hysen, G., Øpstad, S., & Meisingset, E. L. (2026). Risk factors for bark stripping damage on Norway spruce by red deer. *Wildlife Biology*, 2026(3), e01613.
- Viktorin, F. (2025). Nejnovější čísla o lovu spárkaté zvěře v Evropě. *Svět myslivosti*, 9/2025, 30–34.
- Vospernik, S. (2006). Probability of bark stripping damage by red deer (*Cervus elaphus*) in Austria. *Silva Fennica*, 40(4), 589.
- Vospernik, S., & Reimoser, S. (2008). Modelling changes in roe deer habitat in response to forest management. *Forest Ecology and Management*, 255(3–4), 530–545.
- Zeman, J., Hrbek, J., Drimaj, J., Plhal, R., Kamler, J., Adamec, Z., & Heroldová, M. (2016). Wild boar impact on the natural regeneration of oak and acorn importance in its diet. *Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis*, 64(2), 579–585.

AFILIÁCIA

Marián Slamka

Odbor lesníckej politiky, manažmentu lesa a poľovníctva

Sekcia pre vedu a výskum

Národné lesnícke centrum

T. G. Masaryka 2175/22

960 01 Zvolen, Slovenská republika

marian.slamka@nlcsk.org

Andrej Gubka

Odbor ochrany lesa a lesníckej ochranárskej služby

Sekcia pre vedu a výskum

Národné lesnícke centrum

T. G. Masaryka 2175/22

960 01 Zvolen, Slovenská republika

andrej.gubka@nlcsk.org



ZHRNUTIE

Publikácia Stratégia adaptácie lesov Západných Karpát na zmenu klímy sa zameriava na tri kľúčové problémy súvisiace s adaptáciou lesných ekosystémov Slovenska a Česka na zmenu klímy: 1) úpravu vodného režimu lesnej krajiny, 2) manažment lesa podporujúci prirodzenú diverzitu a odolnosť lesov, a 3) kontrolu raticovej zveri ako limitujúceho faktora obnovy biodiverzity lesov v záujmovom území. Strategické odporúčania opiera o vedecké poznatky, modelovanie, experimentálne a praktické ukážky správnej praxe na demonštračných objektoch Duchonka, Zákamenné, Rožnov pod Radhoštěm a Luhačovice, ktoré reprezentujú rozdielne prírodné podmienky, drevinové zloženie a hospodárske problémy typické v regióne Západných Karpát.

Klimatické riziká v regióne sú priestorovo odlišné. V teplejších a nižších polohách rastie význam vodného deficitu, kým v horských smrekových oblastiach sa otepľovanie spája s vetrovými disturbanciami, gradáciami podkôrneho hmyzu a s vodnou eróziou pri príválových zrážkach. Zraniteľnosť zvyšuje najmä pestovanie smreka mimo podmienok jeho prirodzeného rozšírenia, homogenita drevinovej, vekovej a priestorovej štruktúry lesov a kumulácia klimatických a biotických stresorov. Adaptácia preto musí vychádzať zo stanovištných podmienok a viacerých klimatických scenárov a podporovať druhovo a priestorovo diferencované porasty, prirodzenú obnovu, genetickú variabilitu, kontinuálny pôdny kryt a ochranu hydrologických procesov.

Hydrologické modelovanie a terénne analýzy na Duchonke a Zákamennom ukázali, že malé vodozádržné a protierózne opatrenia môžu lokálne spomaľovať sústredený povrchový odtok, predlžovať čas zotrvania vody a prerušovať, presmerovávať alebo obmedzovať transport sedimentu. Vodu ani sediment však spravidla úplne nezachytávajú, ale menia miesto, čas a spôsob ich pohybu. Rozhodujúce preto nie sú počty objektov, ale ich umiestnenie voči odtokovým líniam, geometria, kapacita, vzájomná nadväznosť a bezpečné riešenie prítokov, výtokov a prepádov. V horských oblastiach je prioritou obmedzovanie koncentrovaného odtoku a erózie, kým v teplejších a suchších oblastiach lokálne zadržiavanie vody a podpora infiltračnej schopnosti pôdy. Technické opatrenia majú dopĺňať ochranu pôdy, vhodný manažment lesa a prerušenie hydrologickej konektivity lesnej dopravnej siete. Ich účinnosť je podmienená pravidelným monitoringom a údržbou.

Pri obnove kalamitných holín v lesoch sa ako perspektívny postup ukázala kombinovaná obnova, ktorá využíva prirodzenú obnovu a súčasne cielene vnáša chýbajúce stanovištne vhodné dreviny. V experimente na demonštračnom objekte Rožnov pod Radhoštěm pôvodne dominoval v prirodzenej obnove smrek s podielom 84 až 88 %. Po selektívnom zásahu zameranom na podporu druhovej vyrovnanosti jeho podiel klesol na 32 až 58 % a podstatne sa zvýšila druhová a vertikálna diverzita. Schématické zásahy znížili počet jedincov, no druhovú skladbu a výškovú diferenciáciu výraznejšie nezmenili. Pri tvorbe porastov preto nie je rozhodujúci iba počet druhov, ale aj ich vyrovnané zastúpenie, vzájomná komplementarita a priestorová heterogenita.

Výchova mladých porastov musí byť včasná, účelná a diferencovaná podľa ekológie drevín, stanovišťa, východiskovej štruktúry a poškodenia zverou. Jej cieľom je podporiť stabilné cieľové stromy s priaznivým pomerom výšky a hrúbky a dostatočne dlhými korunami, a zachovať žiaduce prímеси drevín vhodných pre budúcu klímu. Dendrochronologická analýza vo Vlárskom priesmyku ukázala stabilnejší radiálny rast buka a duba a vyššiu medziročnú variabilitu ihličnatých drevín. Najvyššiu citlivosť vykazoval smrek, ktorého rast závisel od sezónnych zrážok a negatívne súvisel s ťažbami po napadnutí podkôrnym hmyzom. Po roku 2015 sa zvýšila frekvencia extrémnych rastových odchýlok, najmä pri ihličnatých drevinách. Smrek by sa preto mal uplatňovať predovšetkým na stanovištiach s priaznivou vodnou bilanciou a v druhovo pestrých porastoch. Ani pri klimaticky stabilnejších drevinách nie je cieľom zakladanie rozsiahlych monokultúr.

Prechod na prírode blízke hospodárenie v lesoch v zmysle princípov Pro Silva sa odporúča ako robustné adaptačné opatrenie s potenciálne významným územným dosahom. Jeho základom je trvalý lesný kryt, diferencovaná druhová, veková a priestorová štruktúra a využívanie prírodných procesov obnovy a autoregulácie pri výbere najlepších genotypov pre meniacu sa klímu. Pre Zákamenné bol pomocou maticového modelu navrhnutý optimalizovaný postup rekonštrukcie nepôvodnej smrečiny, ktorý spája postupnú ťažbu pôvodného porastu s podsadbami buka a jedle a zohľadňuje mortalitu smreka, tlak zveri aj ekonomické faktory. Výsledky potvrdili potrebu začať s aktívnou rekonštrukciou včas a ukázali význam škôd zverou a miery dotačnej podpory výsadby cieľových drevín pre ekonomiku rekonštrukcií. Pre modelové územie Duchonka bol pre experimentálny les s výmerou 1 055 ha vytvorený alternatívny program starostlivosti o les v systéme lesa hrúbkových tried. Metodika prepojila prevádzkovú inventarizáciu, diaľkový prieskum Zeme, GIS a matematické modelovanie pre účely zisťovania a plánovania v trvalo rôznovekých lesoch. Zásoba celého pilotného územia bola určená s presnosťou $\pm 8\%$ a plán bol odovzdaný miestnej prevádzke na pilotné odskúšanie.

Kontrola raticovej zveri sa ukázala ako nevyhnutná podmienka obnovy druhovo pestrých porastov a úspechu pestovných opatrení. Na oboch slovenských demonštračných objektoch dosahoval podiel porastov s neúnosným poškodením približne jednu tretinu. Na Zákamennom boli najviac poškodzované jedľa, jarabina a javor, na Duchonke najmä dub, hrab a lokálne aj buk. Kombinácia hodnotenia poškodenia, fotopascí a termovízneho monitoringu pomocou bezpilotných lietadiel priniesla objektívny obraz o početnosti a aktivite jednotlivých druhov zveri. Výsledky naznačili, že klasické sčítanie môže v niektorých lokalitách podhodnocovať skutočné stavy zveri aj viac ako dvojnásobne. Monitoring početnosti je preto potrebné spájať s hodnotením poškodenia cieľových drevín, zvýšiť poľovnícky tlak najmä na samice a mláďatá a dôsledne regulovať nepôvodné druhy. Kým sa početnosť zveri nezníži na únosnú úroveň, opodstatnenie majú malé oplôtky a individuálna ochrana ohrozených drevín.

Hlavným prínosom publikácie je prepojenie aktuálnych vedeckých poznatkov s modelovaním, experimentálnym overovaním a reálnou lesníckou prevádzkou. Výsledky výskumu a praktické skúsenosti ukazujú, že účinná adaptácia vyžaduje integrovaný prístup od ochrany pôdy a vody cez obnovu a výchovu porastov až po zmenu hospodárskej úpravy lesov a kontrolu raticovej zveri. Navrhnuté postupy nemožno prenášať schematicky, keďže pilotné lokality nie sú štatisticky reprezentatívne pre celý región. Poskytujú však odborne podložené a prakticky využiteľné východiská pre budovanie druhovo a štruktúrne pestrejších lesov s vyššou stabilitou, lepšou schopnosťou obnovy a udržateľným plnením produkčných aj mimoprodukčných funkcií v podmienkach zmeny klímy.

SHRNUTÍ

Publikace Strategie adaptace lesů Západních Karpat na změnu klimatu se zaměřuje na tři klíčové problémy související s adaptací lesních ekosystémů Slovenska a Česka na změnu klimatu: (1) úpravu vodního režimu lesní krajiny, (2) lesní hospodaření podporující přirozenou diverzitu a odolnost lesů a (3) regulaci spárkaté zvěře jako limitujícího faktoru obnovy biodiverzity lesů v zájmovém území. Strategická doporučení se opírají o vědecké poznatky, modelování, experimentální výsledky a praktické ukázky správné praxe na demonstračních objektech Duchonka, Zákamenné, Rožnov pod Radhoštěm a Luhačovice, které reprezentují rozdílné přírodní podmínky, dřevinnou skladbu a hospodářské problémy typické pro region Západních Karpat.

Klimatická rizika se v regionu prostorově liší. V teplejších a nižších polohách roste význam vodního deficitu, zatímco v horských smrkových oblastech se oteplování spojuje s větrnými disturbancemi, gradacemi podkorního hmyzu a vodní erozí při přívalových srážkách. Zranitelnost zvyšuje zejména pěstování smrku mimo jeho přirozený areál, homogenita dřevinné, věkové a prostorové struktury lesů a kumulace klimatických a biotických stresorů. Adaptace proto musí vycházet ze stanovištních podmínek a více klimatických scénářů a podporovat druhově a prostorově diferencované porosty, přirozenou obnovu, genetickou variabilitu, kontinuální půdní kryt a ochranu hydrologických procesů.

Hydrologické modelování a terénní analýzy na Duchonce a Zákamenném ukázaly, že drobná retenční a protierozní opatření mohou lokálně zpomalovat soustředěný povrchový odtok, prodlužovat dobu zdržení vody a přerušovat, přesměrovávat nebo omezovat transport sedimentu. Vodu ani sediment však zpravidla zcela nezachytí, ale mění místo, čas a způsob jejich pohybu. Rozhodující proto není počet objektů, ale jejich umístění ve vztahu k odtokovým liniím, geometrie, kapacita, vzájemná návaznost a bezpečné řešení přítoků, odtoků a přelivů. V horských oblastech je prioritou omezování koncentrovaného odtoku a eroze, zatímco v teplejších a sušších oblastech lokální zadržování vody a podpora infiltrační schopnosti půdy. Technická opatření mají doplňovat ochranu půdy, vhodné lesní hospodaření a přerušení hydrologické konektivity lesní dopravní sítě. Jejich účinnost je podmíněna pravidelným monitoringem a údržbou.

Při obnově kalamitních holin v lesích se jako perspektivní postup ukázala kombinovaná obnova, která využívá přirozenou obnovu a současně cíleně vnáší chybějící stanovištně vhodné dřeviny. V experimentu na demonstračním objektu Rožnov pod Radhoštěm původně dominoval v přirozené obnově smrk se zastoupením 84 – 88 %. Po selektivním zásahu zaměřeném na podporu druhové vyrovnanosti jeho podíl klesl na 32 – 58 % a podstatně se zvýšila druhová a vertikální diverzita. Schematické zásahy snížily počet jedinců, druhovou skladbu a výškovou diferenciaci však výrazněji nezměnily. Při tvorbě porostů proto není rozhodující pouze počet druhů, ale také jejich vyrovnané zastoupení, vzájemná komplementarita a prostorová heterogenita.

Výchova mladých porostů musí být včasná, účelná a diferencovaná podle ekologie dřevin, stanovištních podmínek, výchozí struktury a poškození zvěří. Jejím cílem je podpořit stabilní cílové stromy s příznivým poměrem výšky a tloušťky a dostatečně dlouhými korunami a zachovat žádoucí příměsi dřevin vhodných pro budoucí klimatické podmínky. Dendrochronologická analýza ve Vlárském průsmyku ukázala stabilnější radiální růst buku a dubu a vyšší meziroční variabilitu jehličnatých dřevin. Nejvyšší citlivost vykazoval smrk, jehož růst závisel na sezonních srážkách a negativně souvisel s těžbami po napadení podkorním hmyzem. Po roce 2015 se zvýšila četnost extrémních růstových odchylek, zejména u jehličnatých dřevin. Smrk by se proto měl uplatňovat především na stanovištích s příznivou vodní bilancí a v druhově pestrých porostech. Ani u klimaticky stabilnějších dřevin není cílem zakládání rozsáhlých monokultur.

Přechod k přírodě blízkému hospodaření v lesích v souladu s principy Pro Silva je doporučován jako robustní adaptační opatření s potenciálně významným plošným dosahem. Jeho základem je trvalý lesní kryt, diferencovaná druhová, věková a prostorová struktura a využívání přírodních procesů obnovy a autoregulace při výběru nejlepších genotypů pro měnící se klima. Pro Zákamenné byl pomocí maticového modelu navržen optimalizovaný postup rekonstrukce nepůvodní smrčiny, který spojuje postupnou těžbu původního porostu s podsadbami buku a jedle a zohledňuje mortalitu smrku, tlak zvěře i ekonomické faktory. Výsledky potvrdily potřebu zahájit aktivní rekonstrukci včas a ukázaly význam škod zvěře a míry dotační podpory výsadby cílových dřevin pro ekonomiku rekonstrukce. Pro experimentální les o výměře 1 055 ha v modelovém území Duchonka byl vytvořen alternativní program péče o les v systému lesa tloušťkových tříd. Metodika propojila provozní inventarizaci, dálkový průzkum Země, GIS a matematické modelování pro účely zjišťování stavu a plánování v trvale různověkých lesích. Zásoba celého pilotního území byla stanovena s přesností $\pm 8\%$ a plán byl předán místnímu lesnímu provozu k pilotnímu ověření.

Regulace spárkaté zvěře se ukázala jako nezbytná podmínka obnovy druhově pestrých porostů a úspěchu pěstebních opatření. Na obou slovenských demonstračních objektech činil podíl porostů s neúnosným poškozením přibližně jednu třetinu. Na Zákamenném byly nejvíce poškozovány jedle, jeřáb a javor, na Duchonce především dub, habr a lokálně také buk. Kombinace hodnocení poškození, fotopasti a termovizního monitoringu pomoci bezpilotních letadel poskytla objektivní obraz o početnosti a aktivitě jednotlivých druhů zvěře. Výsledky naznačily, že klasické sčítání může v některých lokalitách podhodnocovat skutečné stavy zvěře i více než dvojnásobně. Monitoring početnosti je proto nutné spojit s hodnocením poškození cílových dřevin, zvýšit lovecký tlak zejména na samice a mláďata a důsledně regulovat nepůvodní druhy. Dokud se početnost zvěře nesníží na únosnou úroveň, mají své opodstatnění malé oplocenky a individuální ochrana ohrožených dřevin.

Hlavním přínosem publikace je propojení aktuálních vědeckých poznatků s modelováním, experimentálním ověřováním a reálnou lesnickou praxí. Výsledky výzkumu a praktické zkušenosti ukazují, že účinná adaptace vyžaduje integrovaný přístup od ochrany půdy a vody přes obnovu a výchovu porostů až po změnu hospodářské úpravy lesů a regulaci spárkaté zvěře. Navržené postupy nelze mechanicky přenášet, protože pilotní lokality nejsou statisticky reprezentativní pro celý region. Poskytují však odborně podložená a prakticky využitelná východiska pro budování druhově a strukturně pestřejších lesů s vyšší stabilitou, lepší schopností obnovy a udržitelným plněním produkčních i mimoprodukčních funkcí v podmínkách změny klimatu.

SUMMARY

The publication *Climate Change Adaptation Strategy for the Forests of the Western Carpathians* addresses three key challenges related to the adaptation of forest ecosystems in Slovakia and Czechia to climate change: (1) modification of the water regime of forest landscapes, (2) forest management that supports natural diversity and forest resilience, and (3) control of wild ungulate populations, whose abundance is a factor limiting the restoration of forest biodiversity in the study area. The strategic recommendations are based on scientific knowledge, modelling, experimental evidence and practical examples of good practice from the Duchonka, Zákamenné, Rožnov pod Radhoštěm and Luhačovice demonstration sites, which represent contrasting environmental conditions, tree species compositions and management challenges typical of the Western Carpathians.

Climate-related risks vary spatially across the region. Water deficit is becoming increasingly important at warmer, lower-elevation sites, whereas warming in montane spruce-dominated areas is associated with wind disturbances, bark beetle outbreaks and water erosion during intense rainfall events. Vulnerability is increased particularly by the cultivation of Norway spruce outside its natural range, the homogeneity of the species, age and spatial structure of forests, and the cumulative effects of climatic and biotic stressors. Adaptation must therefore reflect site conditions and multiple climate scenarios and should promote species- and spatially differentiated stands, natural regeneration, genetic variability, continuous soil cover and the protection of hydrological processes.

Hydrological modelling and field analyses at Duchonka and Zákamenné showed that small-scale water-retention and erosion-control measures can locally slow concentrated surface runoff, prolong water residence time, and interrupt, redirect or reduce sediment transport. However, they generally do not retain all water or sediment, but alter where, when and how they move. Their effectiveness is therefore determined not by the number of structures, but by their location relative to actual flow paths, geometry, capacity, connectivity and the safe design of inflows, outflows and spillways. In mountain areas, the priority is to reduce concentrated runoff and erosion, whereas in warmer and drier areas it is to retain water locally and enhance the infiltration capacity of the soil. Technical measures should complement soil protection, appropriate forest management and the disruption of hydrological connectivity within the forest road network. Their effectiveness depends on regular monitoring and maintenance.

Combined natural and artificial regeneration emerged as a promising approach to restoring forest areas affected by large-scale disturbances. It makes use of natural regeneration while deliberately introducing missing tree species suited to local site conditions. In an experiment at the Rožnov pod Radhoštěm demonstration site, Norway spruce initially dominated natural regeneration, accounting for 84–88% of individuals. Following a selective treatment designed to promote species evenness, its proportion declined to 32–58%, while species and vertical diversity increased substantially. Systematic treat-

ments reduced stem density but did not substantially alter species composition or height differentiation. Stand development should therefore focus not only on the number of species, but also on balanced species proportions, functional complementarity and spatial heterogeneity.

The tending of young stands must be timely, purposeful and differentiated according to tree species ecology, site conditions, initial stand structure and wildlife damage. Its objective is to promote stable target trees with favourable height-to-diameter ratios and sufficiently long crowns and to retain desirable admixtures of tree species suited to future climatic conditions. Dendrochronological analysis at Vlára Pass revealed more stable radial growth in European beech and oak and greater interannual variability in conifers. Norway spruce displayed the highest sensitivity. Its growth depended on seasonal precipitation and was negatively related to bark beetle-related salvage logging. The frequency of extreme growth deviations increased after 2015, particularly among conifers. Norway spruce should therefore be used primarily on sites with a favourable water balance and as a component of mixed-species stands. The establishment of extensive monocultures is not the objective, even when using tree species showing greater climatic stability.

The transition to close-to-nature forest management in accordance with the Pro Silva principles is recommended as a robust adaptation measure with the potential for substantial landscape-scale application. Its foundations are continuous forest cover, diversity in species composition, age structure and spatial structure, and the use of natural regeneration and self-regulation processes in selecting the best genotypes for a changing climate. For Zákamenné, a matrix model was used to design an optimised pathway for the conversion of a non-native Norway spruce stand. The approach combines the gradual removal of the original stand with the underplanting of European beech and silver fir and accounts for spruce mortality, ungulate pressure and economic factors. The results confirmed the need for the timely initiation of active conversion and demonstrated the importance of wildlife damage and the level of financial support for planting target tree species to the economics of forest conversion. For the 1,055 ha experimental forest at Duchonka, an alternative forest management programme based on a diameter-class system was developed. The methodology integrated operational forest inventory, remote sensing, GIS and mathematical modelling for forest assessment and planning in permanently uneven-aged forests. The growing stock of the entire pilot area was estimated with a precision of $\pm 8\%$, and the plan was delivered to the local forest management unit for pilot testing.

Controlling wild ungulate populations proved to be an essential prerequisite for the regeneration of species-rich stands and the success of silvicultural measures. At both Slovak demonstration sites, approximately one third of the assessed stands showed an unacceptable level of damage. Silver fir, rowan and maple were the most severely affected species at Zákamenné, while oak, hornbeam and, locally, European beech were most affected at Duchonka. The combination of damage assessment, camera trapping and thermal monitoring using unmanned aerial vehicles provided an objective picture of the abundance and activity of individual ungulate species. The results indicated that conventional game counts may underestimate actual population sizes by more than twofold at some sites. Monitoring population abundance should therefore be combined with assessments of damage to target tree species. Hunting pressure should be increased particularly on females and juveniles, and non-native species should be consistently

regulated. Until ungulate populations are reduced to a tolerable level, small fenced enclosures and individual protection of vulnerable tree species remain justified.

The principal contribution of the publication lies in linking current scientific knowledge with modelling, experimental verification and operational forestry. Research results and practical experience demonstrate that effective adaptation requires an integrated approach extending from soil and water protection through stand regeneration and tending to changes in forest management planning and the control of wild ungulate populations. The proposed approaches should not be applied mechanically across sites because the pilot sites are not statistically representative of the entire region. Nevertheless, they provide scientifically sound and practically applicable guidance for developing forests with greater species and structural diversity, higher stability, improved regenerative capacity, and a sustainable ability to fulfil both productive and non-productive functions under climate change.



ODPORÚČANÉ CITÁCIE KAPITOL

Sitková, Z., & Kulla, L. (2026). Lesy Západných Karpát a zmena klímy. In Z. Sitková & L. Kulla (Eds.), *Stratégia adaptácie lesov Západných Karpát na zmenu klímy* (pp. 12–21). Národné lesnícke centrum.

Sitková, Z., Rybár, J., Ando, M., & Maretta, M. (2026). Vodozádržné a protierózne opatrenia v lesoch. In Z. Sitková & L. Kulla (Eds.), *Stratégia adaptácie lesov Západných Karpát na zmenu klímy* (pp. 22–57). Národné lesnícke centrum.

Vacek, Z., Vacek, S., & Šimůnek, V. (2026). Budování diverzity v juvenilních stádiích lesa na kalamitních holinách. In Z. Sitková & L. Kulla (Eds.), *Stratégia adaptácie lesov Západných Karpát na zmenu klímy* (pp. 58–99). Národné lesnícke centrum.

Vacek, Z., Šimůnek, V., & Vacek, S. (2026). Zvyšování odolnosti lesů výchovou mladých porostů. In Z. Sitková & L. Kulla (Eds.), *Stratégia adaptácie lesov Západných Karpát na zmenu klímy* (pp. 100–131). Národné lesnícke centrum.

Kulla, L., Roessiger, J., Murgaš, V., Sedliak, M., & Šebeň, V. (2026). Prechod na prírode blízke hospodárenie v lesoch. In Z. Sitková & L. Kulla (Eds.), *Stratégia adaptácie lesov Západných Karpát na zmenu klímy* (pp. 132–167). Národné lesnícke centrum.

Slamka, M., & Gubka, A. (2026). Kontrola raticovej zveri ako podmienka úspechu pestovných opatrení. In Z. Sitková & L. Kulla (Eds.), *Stratégia adaptácie lesov Západných Karpát na zmenu klímy* (pp. 168–197). Národné lesnícke centrum.







ISBN 978-80-8093-402-6

NÁRODNÉ LESNÍCKE CENTRUM
2026



ISBN 978-80-8093-402-6



Bezplatná publikácia

Výhradnú zodpovednosť za obsah tejto publikácie nesú jej autori
a nedá sa stotožniť s oficiálnym stanoviskom Európskej únie.