národní
úložiště
šedé
literatury

Lesnické hospodaření v Krušných horách

Balcar, Vratislav; Beran, František; Buriánek, Václav; Cukor, Jan; Dušek, David; Erbanová, Evelína; Fadrhonsová, Věra; Frýdl, Josef; Havránek, František; Ježek, Miloš; Jurásek, Antonín; Kacálek, Dušan; Knížek, Miloš; Leugner, Jan; Liška, Jan; Lomský, Bohumír; Martincová, Jarmila; Modlinger, Roman; Nárovcová, Jarmila; Nárovec, Václav; Navrátil, Petr; Smejkal, Jiří; Novák, Jiří; Novotný, Petr; Novotný, Radek; Pešková, Vítězslava; Pěnička, Libor; Slodičák, Marian; Šrámek, Vít
2015

Dostupný z http://www.nusl.cz/ntk/nusl-432011

Dílo je chráněno podle autorského zákona č. 121/2000 Sb.

Tento dokument byl stažen z Národního úložiště šedé literatury (NUŠL).

Datum stažení: 17.04.2024

Další dokumenty můžete najít prostřednictvím vyhledávacího rozhraní nusl.cz .

VÝZKUMNÝ ÚSTAV LESNÍHO HOSPODÁŘSTVÍ A MYSLIVOSTI, V.V.I.

Aktualizace studie

Lesnické hospodaření v Krušných horách

V. Šrámek, V. Balcar, V. Buriánek, F. Havránek,
A. Jurásek, J. Liška, J. Novák, M. Slodičák a kol.

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

Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, v.v.i
Strnady 136
252 02 Jíloviště

Aktualizace studie

Lesnické hospodaření v Krušných horách

Návrh směrnic LH pro přírodní lesní oblast 01

listopad 2015

Autorský kolektiv:
Ing. Vratislav Balcar, CSc. (6,8), Ing. František Beran (5), RNDr. Václav Buriánek (5), Ing. Jan Cukor (4), Ing. David Dušek (8), Ing. Evelína Erbanová (7), Ing. Věra Fadrhonsová (1,2), Ing. Josef Frýdl, CSc. (5), Ing. Hrantišek Havránek (4), Ing. Miloš Ježek (4), doc. Ing. Antonín Jurásek, CSc. (7), Ing. Dušan Kacálek, PhD. (8), Ing. Miloš Knížek, PhD. (3), Ing. Jan Leugner, PhD. (7), Ing. Jan Liška (3), CSc., doc. RNDr. Bohumír Lomský, CSc. (1,2), RNDr. Jarmila Martincová (7), Ing. Roman Modlinger, PhD. (3), Ing. Jarmila Nárovcová, PhD. (7), Ing. Václav Nárovec CSc. (7), Ing. Petr Navrátil (6), Ing. Jiří Smejkal (6), Ing. Jiří Novák, PhD (8), Ing. Petr Novotný, PhD. (5), Ing. Radek Novotný, PhD. (1,2), Ing. Vítězslava Pešková, PhD. (3), Ing. Libor Pěnička (6), doc. RNDr. Marian Slodičák, CSc. (6,8,9), doc. Ing. Vít Šrámek, PhD. (1,2),

Poděkování
Teoretické poznatky prezentované v této studii vyplynuly z řešení Výzkumného záměru ***Stabilizace funkcí lesa v biotopech narušených antropogenní činností a v měnících se podmínkách prostředí*** (MZE02070201) a následně

Ústavního výzkumného projektu ***Stabilizace a rozvoj funkcí lesa v měnících se podmínkách prostředí*** (MZE RO0115).

Obsah

1. IMISNÍ ZATÍŽENÍ KRUŠNÝCH HOR 4

1.1. ÚVOD 4
1.2. EMISE ACIDIFIKUJÍCÍCH LÁTEK 4
1.3. IMISNÍ ZATÍŽENÍ OXIDEM SIŘIČITÝM 6
1.4. TROPOSFÉRICKÝ OZON 9
1.5. DEPOZICE LÁTEK DO LESNÍCH EKOSYSTÉMŮ 11
1.6. SOUHRN 16

2. STAV LESNÍCH PŮD V KRUŠNÝCH HORÁCH 18

2.1. ÚVOD 18
2.2. CHEMICKÉ VLASTNOSTI LESNÍCH PŮD 20
2.3. VÝSLEDKY VÁPNĚNÍ V KRUŠNÝCH HORÁCH 26
2.4. SOUHRN 32

3. OHROŽENÍ POROSTŮ NÁHRADNÍCH DŘEVIN KRUŠNÝCH HOR BIOTICKÝMI ŠKŮDCI – VÝSLEDKY TERÉNNÍCH ŠETŘENÍ V ROCE 2015 35

3.1. ÚVOD 35
3.2. METODIKA 35
3.3. VÝSLEDKY: 36
3.4. SOUHRN 57
3.5. ZÁVĚREČNÁ DOPORUČENÍ OCHRANY LESA 59

4. ÚPRAVA MYSLIVECKÉHO MANAGEMENTU KRUŠNÉ HORY 65

4.1. ÚVOD 65
4.2. METODIKA 68
4.3. VÝSLEDKY 69
4.4. MODELOVÝ VÝPOČET VSTŘÍCNÉHO PLÁNU LOVU SPÁRKATÉ ZVĚŘE PRO OBLASTI CHOVU NA OBDOBÍ ČTYŘ LET. 83
4.5. NÁVRH VZOROVÉ METODIKY STANOVENÍ OBLASTÍ CHOVU 87
4.6. KONCEPT MYSLIVECKÉHO MANAGEMENTU KRUŠNÝCH HOR – JELENÍ ZVĚŘ 87

5. ZACHOVÁNÍ A VYUŽÍVÁNÍ GENETICKÝCH ZDROJŮ LESNÍCH DŘEVIN V KRUŠNÝCH HORÁCH 92

5.1. ÚVOD 92
5.2. PŘEHLED GENETICKÝCH ZDROJŮ LESNÍCH DŘEVIN V KRUŠNÝCH HORÁCH 94
5.3. NÁVRH OPATŘENÍ K OCHRANĚ A VYUŽÍVÁNÍ GENETICKÝCH ZDROJŮ LESNÍCH DŘEVIN V KRUŠNÝCH HORÁCH 108
5.4. ZÁVĚR 109

6. ZAKLÁDÁNÍ POROSTŮ NÁHRADNÍCH DŘEVIN 116

6.1. PŘEHLED VZNIKU A VYMEZENÍ POJMU POROSTŮ NÁHRADNÍCH DŘEVIN 116
6.2. VLIV JEDNOTLIVÝCH ND PRO ZLEPŠENÍ PŮDNÍHO A RŮSTOVÉHO PROSTŘEDÍ 121
6.3. PLOŠNÉ ZASTOUPENÍ POROSTŮ NÁHRADNÍCH DŘEVIN 125
6.4. ZÁVĚR 126

7. SADEBNÍ MATERIÁL LESNÍCH DŘEVIN 131

7.1. VÝSADBYSCHOPNÝ SADEBNÍ MATERIÁL – OBECNÉ POŽADAVKY 131
7.2. POSUZOVÁNÍ KVALITY SADEBNÍHO MATERIÁLU 132
7.3. OBVYKLÉ NEDOSTATKY V KVALITĚ SMLD A JEJICH PŘÍČINY 136
7.4. SPECIFIKA PĚSTOVÁNÍ A UŽITÍ SMLD PRO HORSKÉ OBLASTI 138
7.5. DOPORUČENÍ PRO PĚSTEBNÍ PRAXI 141

8. OPTIMÁLNÍ PĚSTEBNÍ POSTUPY PRO LESNÍ POROSTY KRUŠNÝCH HOR 153

8.1. OBNOVA 153
8.2. VÝCHOVA 159
8.3. PŘEMĚNY 172
8.4. SPECIFIKA PĚSTEBNÍCH OPATŘENÍ V POROSTECH V OCHRANNÉM PÁSMU VODNÍCH ZDROJŮ 182
8.5. SPECIFIKA PĚSTEBNÍCH OPATŘENÍ V POROSTECH SOUSTAVY NATURA 2000 183
8.6. SOUHRN ZA KAPITOLY OBNOVA, VÝCHOVA A PŘEMĚNY 185

9. VARIANTNÍ ŘEŠENÍ PĚSTEBNÍCH OPATŘENÍ 189

9.1. VYMEZENÍ ÚZEMÍ 189
9.2. DIFERENCIACE ŠETŘENÝCH POROSTŮ 190
9.3. VARIANTNÍ ŘEŠENÍ LESNICKÉHO HOSPODAŘENÍ V PND 191
9.4. VARIANTA 1 - PŘEMĚNA CELÉ VÝMĚRY PND V HORIZONTU 10 LET 191
9.5. VARIANTA 2 - PŘEMĚNA ROZPADAJÍCÍCH SE PND KATEGORIÍ F A C DO 10 LET A OSTATNÍCH POROSTŮ KATEGORIE D A E DO 20 LET 193
9.6. SOUHRN 195

1. Imisní zatížení Krušných hor

Vít Šrámek, Věra Fadrhonsová, Radek Novotný

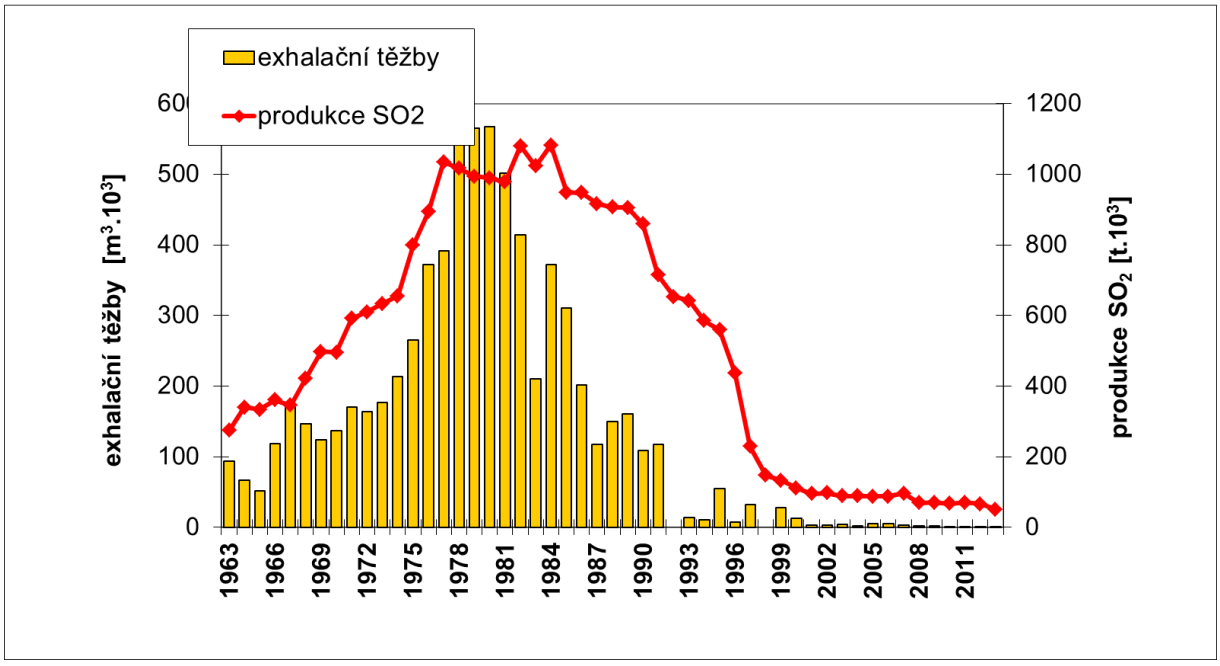
1.1. Úvod

Oblast Krušných hor a přilehlých pánví byla dlouhodobě vystavena důsledkům lidské činnosti zejména v souvislosti s těžbou rud a později i hnědého uhlí v přilehlých pánvích. První zmínky o poškození vegetace pocházejí z konce 16. století (Nožička 1963), nicméně k poškození vegetace, včetně lesa, docházelo již od počátku spalování uhlí – např. Haselhof a Lindau (1903) ve své knize uvádějí, že již v roce 1348 zakázala městská rada ve Cvikově kovářům používat uhlí z důvodu zamezení znečišťování ovzduší a poškozování vegetace. O imisním poškození zemědělské produkce a lesních porostů v první polovině dvacátého století pojednává rozsáhlá publikace Stoklasy (1923) či práce Höniga (1964). Výraznější škody na lesních porostech byly zaznamenány po zimě 1946/1947. Rozhodujícím způsobem determinovala vývoj lesů i přírodního prostředí imisní zátěž v průběhu druhé poloviny dvacátého století, která vrcholila ve druhé polovině osmdesátých let. Nejvýznamnější škodlivinou té doby byl oxid siřičitý, který byl v zimních obdobích doprovázen i vysokými koncentracemi fluorovodíku. Přímé imisní poškození vznikalo nepravidelně – většinou v souvislosti s inverzními situacemi v oblasti Krušnohorského hřebene a s výraznými mrazovými situacemi (např. v zimě 1978/79). V průběhu devadesátých let dvacátého století docházelo k poměrně výraznému poklesu imisní zátěže díky odsíření hlavního zdroje znečištění – tepelných elektráren a také kvůli celkovému poklesu průmyslové produkce a zavádění nových technologií. K posledním plošným imisním škodám na lesních porostech došlo po zimě 1995/96, kdy se v průběhu dlouhodobé inverze i při nižší produkci znečištění kumulovaly velmi vysoké koncentrace škodlivin. Na tehdejším poškození tedy měly významný podíl i meteorologické faktory – nepříznivé rozptylové podmínky a nízké teploty (Lomský, Šrámek 1999, Lomský, Šrámek 2004). Výrazný pokles znečištění pokračoval ještě cca do roku 2005. Přímé imisní znečištění prakticky dnes přestalo mít na zdravotní stav porostů výraznější vliv, stále významný však zůstává vliv acidifikujících depozic, kde se změnou poměrů znečištění dochází ke klesající acidifikační roli síranů a narůstající roli dusíku ve formě amonných a nitrátových iontů. Vzhledem k tomu, že dusík je zároveň významnou živinou, zvyšuje se tak eutrofizační a nutrifikační vliv depozic, které zvyšují nerovnováhu v zastoupení a poměru živin v lesních půdách a ve výživě porostů (např. Rennenberg a kol. 1996, Mellert a kol. 2008, Fujita a kol. 2010, Talkner a kol. 2015). Tato situace se od roku 2005 již jeví jako poměrně stabilní a v blízké budoucnosti není zřejmě možné očekávat její výraznější zlepšení.

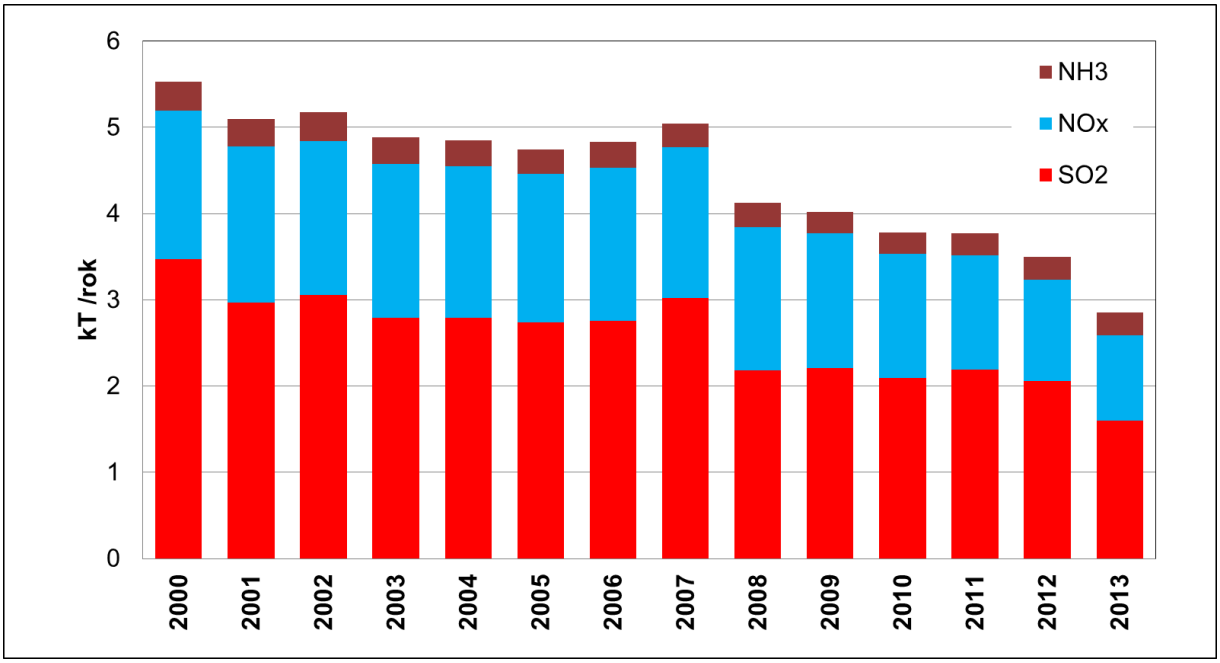
1.2. Emise acidifikujících látek

Jak již bylo uvedeno, oxid siřičitý byl hlavní škodlivinou, jejíž vysoké koncentrace vedly k destrukci lesních ekosystémů v oblasti Krušných hor. Imisní (exhalační) těžby v sedmdesátých a osmdesátých letech se vyvíjely obdobným způsobem jako produkce oxidu siřičitého (obr. 1.1). Defoliace lesních porostů vykazovala v západním Krušnohoří v letech 1985-1995 závislost na zimních koncentracích oxidu siřičitého v období prosinec – únor a na průměrné teplotě zimních měsíců (Šrámek, 1998). Rapidní vzestup poškození byl patrný zejména ve druhé polovině sedmdesátých let. V letech 1975 až 1985 dosahovalo jak znečištění, tak imisní poškození lesních porostů svého vrcholu. Výše exhalačních

těžeb klesala postupně od počátku osmdesátých let. Tento pokles ovšem nesouvisel se stavem ovzduší – byl způsoben tím, že většina lesních porostů v oblasti hřebene Krušných hor byla již odtěžena. Velmi rychlý pokles produkce SO_2 byl patrný v poslední dekádě dvacátého století. Mezi roky 1990 a 2000 poklesly emise oxidu siřičitého v oblasti severních Čech o 87 %. Mírný pokles produkce SO_2 pokračuje až do současnosti. V roce 2013 byla podle údajů Českého hydrometeorologického ústavu produkce SO_2 o 94% nižší než v roce 1990 a o 54% nižší než v roce 2000. Obdobně klesají i emise oxidů dusíku jako další významné acidifikujících sloučenin. Emise amoniaku (pocházející především ze zemědělství) se naopak drží na setrvalé úrovni. Jak uvádí Zpráva o životním prostředí České republiky za rok 2013 (CENIA 2014) v ČR se emise okyselujících látek v letech 2000 - 2013 snížily o 31,3 %, přičemž největší pokles byl zaznamenán u emisí NOx o 37,3 %, emise SO_2 poklesly o 37,7 % a NH_3 o 12,7 %. K nejvýraznějšímu meziročnímu poklesu v tomto období došlo mezi lety 2007 a 2008, a to o 7,8 %, což bylo způsobeno útlumem národního hospodářství v důsledku ekonomické krize. Tento pokles lze pozorovat i na celkových emisích kyselých látek v oblasti Karlovarského a Ústeckého kraje (Obr. 1.2). V celorepublikovém průměru je v acidifikačním komplexu relativně stejnoměrné zastoupení role SO_2, NOx a NH_3, v oblasti severozápadních Čech však stále dominuje role oxidu siřičitého. Je také nutné si uvědomit, že na imisní zátěži Krušných hor se jen z části podílejí místní zdroje. Úroveň imisní zátěže a zejména kyselých depozic je významným způsobem ovlivněna dálkovým přenosem znečištění a tedy zdroji ze vzdálenějších částí ČR i ze zahraničí.



Obr. 1.1: Vývoj emisí oxidu siřičitého v severozápadních Čechách a úrovně exhalačních těžeb v Krušných horách v období 1963-2013 (dle údajů ČHMÚ a VÚLHM)

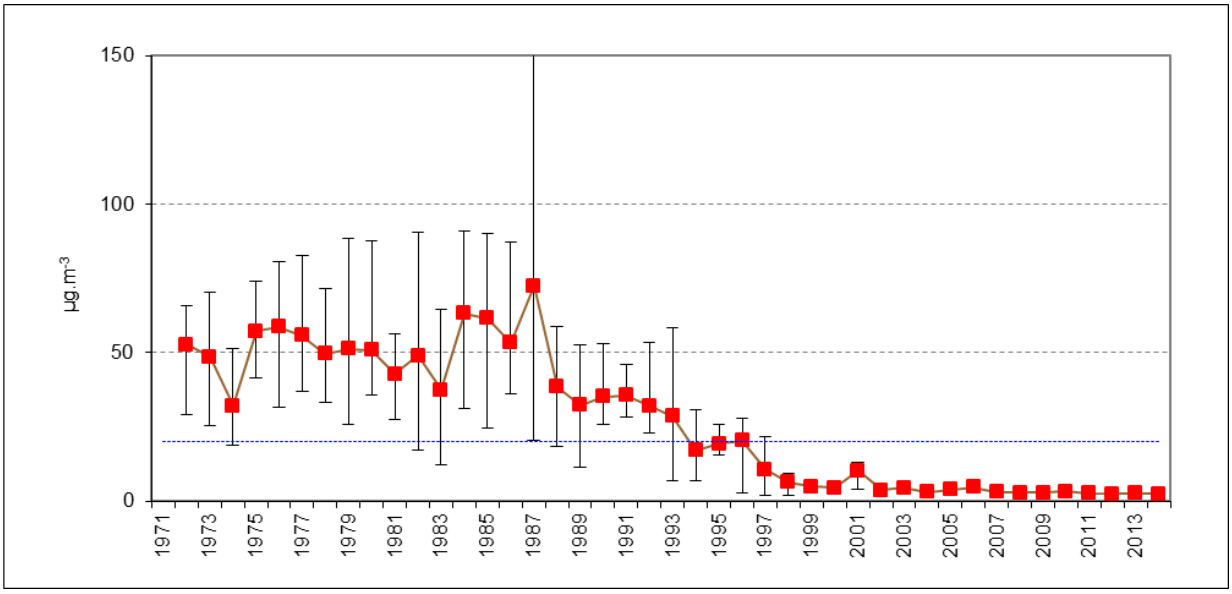


Obr. 1.2: Vývoj celkových emisí okyselujících látek v severozápadních Čechách (jednotlivé látky jsou uváděny v ekvivalentu okyselení. (dle údajů ČHMÚ)

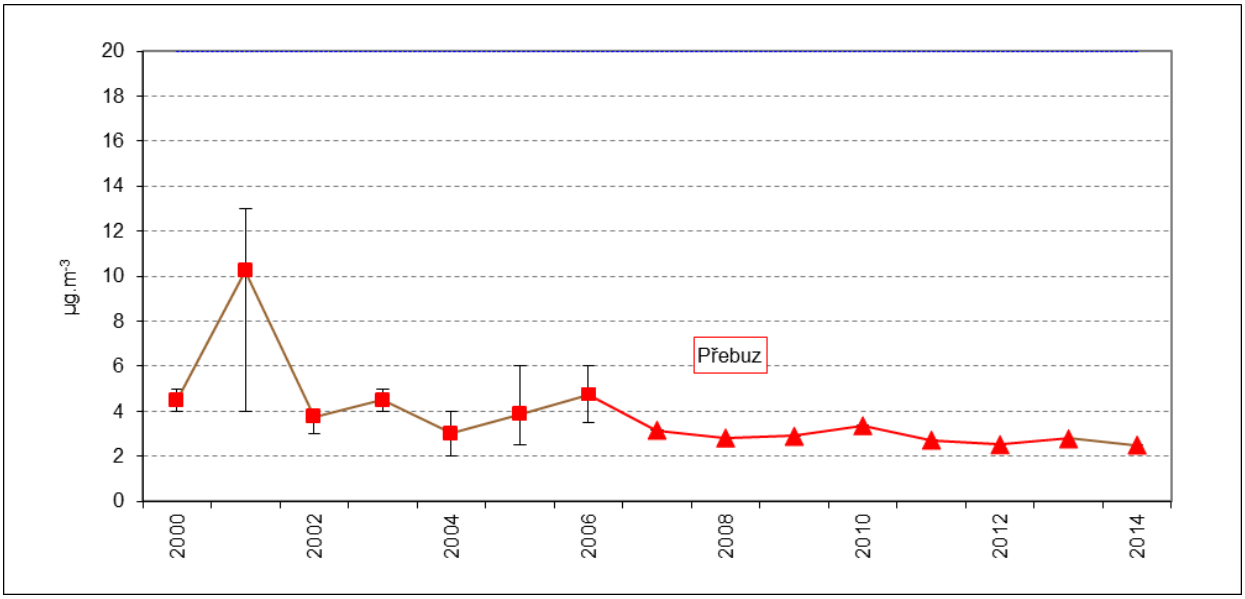
1.3. Imisní zatížení oxidem siřičitým

Koncentrace imisí od sedmdesátých let, kdy bylo zahájeno souvislé měření, vykazují odlišný vývoj v oblasti západního a východního Krušnohoří. V západním Krušnohoří (Karlovarský kraj) (obr. 1.3) jsou patrné od sedmdesátých let vysoké koncentrace oxidu siřičitého s mírně stoupajícím trendem až do roku 1987. S výjimkou stanice Klínovec v letech 1974, 1982 a 1983 byla v tomto období vždy překročena hranice průměrné roční koncentrace 20 $\mu g.m^{-3}$, při které lze předpokládat škodlivé působení na lesní dřeviny. Průměr za celou oblast kolísá kolem dvou a půl násobné hodnoty 50 $\mu g.m^{-3}$. S výjimkou stanice Studenec v roce 1987 nebyla na žádné stanici překročena průměrná roční hodnota 100 $\mu g.m^{-3}$. Od roku 1988 koncentrace klesaly a od roku 1990 již není s výjimkou stanic Studenec a Skalná překročena průměrná roční koncentrace 50 $\mu g.m^{-3}$. V roce 1998 byly všechny hodnoty průměrné roční koncentrace pod 10 $\mu g.m^{-3}$. Od roku 1990 byly průměrné měsíční koncentrace přesahující 100 $\mu g.m^{-3}$ naměřeny pouze v sedmi případech na stanici Studenec, ve čtyřech případech na stanici Skalná a v jednom případě na stanici Přebuz – vždy v zimních měsících, naposledy v roce 1996. Z údajů je patrný vliv teplotních inverzí na zatížení jednotlivých lokalit. Zatímco stanice Klínovec (1 244 m n. m.) a Přebuz (900 m n. m.) jsou v zimním období často nad hranicí inverze, největší zatížení vykazuje stanice Studenec (660 m n. m.), která se pravděpodobně ocitá v inverzní vrstvě, v níž se znečištění kumuluje. Rozdíly mezi jednotlivými stanicemi jsou pochopitelně dány i reliéfem a úrovní lokálního zatížení. Vzhledem k tomu, že nejvyšší koncentrace vznikají právě v zimním období během inverzí, je celková míra znečištění závislá na meteorologických podmínkách. Je pravděpodobné, že relativně nižší průměrné koncentrace v letech 1974, 1981 a 1983 byly ovlivněny příznivým průběhem meteorologických prvků. Naopak zvýšené znečištění v letech 1995 a 1996 vzniklo díky dlouhodobé zimní inverzi. Od roku 1998 nebyla na žádné stanici překročena hranice průměrné roční koncentrace 20 $\mu g.m^{-3}$, která je kritická pro ovlivnění lesních ekosystémů a přírodních vegetace (nařízení vlády ČR

350/2002 Sb., UNECE, IUFRO). Z obr. 1.4 je patrné, že od roku 2000 jsou průměrné roční koncentrace nízké, od roku 2002 v podstatě setrvale na úrovni imisního pozadí. Lze tedy předpokládat, že s výjimkou případné lokální zátěže nepředstavuje v současné době v západním Krušnohoří oxid siřičitý pro lesní porosty přímou zátěž bezprostředně poškozující rostlinná pletiva. Spolu s ustupujícím významem oxidu siřičitého byly také postupně rušeny stanice imisního monitoringu. V současné době je v této části Krušných hor v provozu pouze stanice ČHMÚ Přebuz.

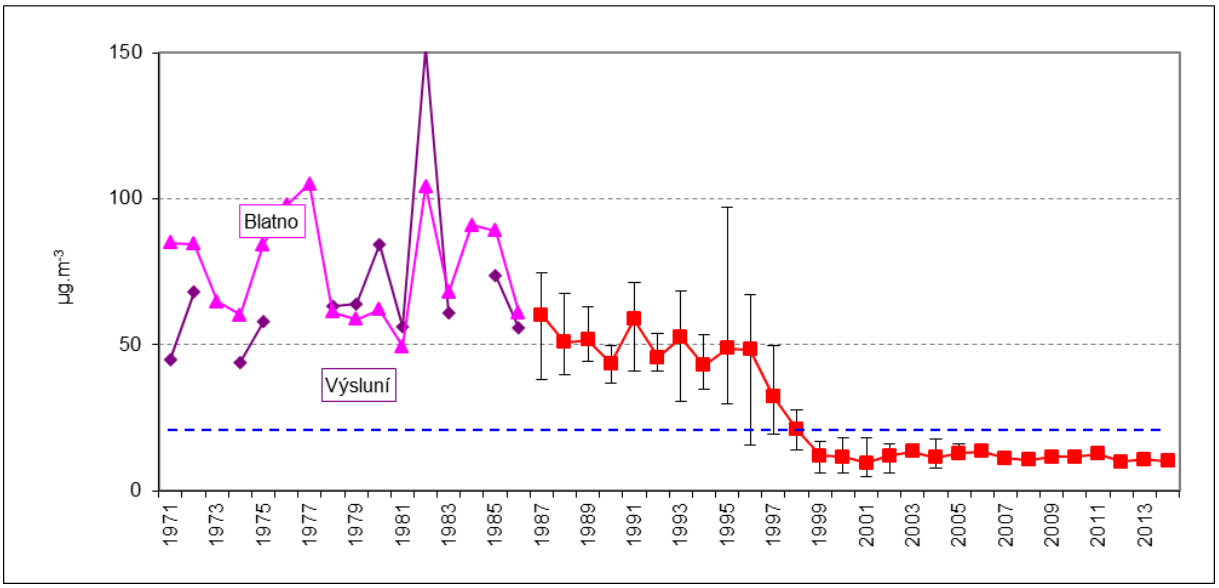


Obr. 1.3: Vývoj koncentrací oxidu siřičitého v západním Krušnohoří v letech 1971-2014 (dle údajů VÚLHM a ČHMÚ) chybové úsečky znázorňují rozptyl mezi jednotlivými stanicemi, modrá přerušovaná čára hranici 20 µg m^{-3}

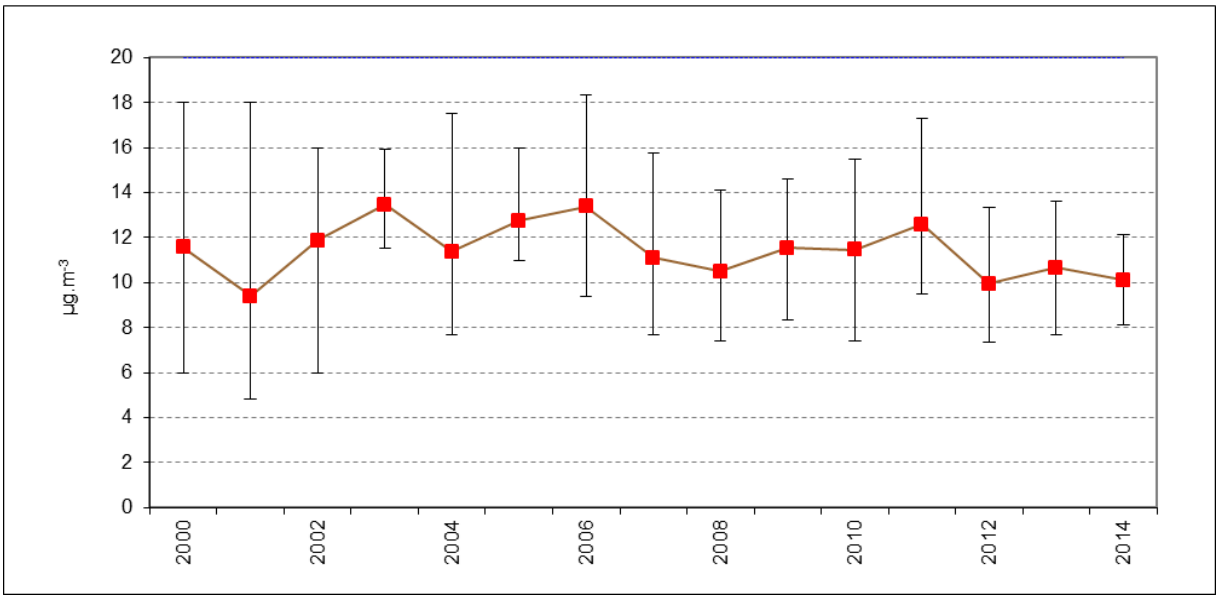


Obr. 1.4: Vývoj koncentrací oxidu siřičitého v západním Krušnohoří v letech 2000-2014 (dle údajů VÚLHM a ČHMÚ) chybové úsečky znázorňují rozptyl mezi jednotlivými stanicemi, modrá přerušovaná čára hranici 20 µg m^{-3}.

V oblasti východního Krušnohoří jsou až do roku 1987 k dispozici pouze údaje ze stanic Výsluní a Blatno (obr. 1.5). Přesvědčivě ukazují, že znečištění v této části Krušných hor mělo obdobný průběh jako v západním Krušnohoří, ale byly zde naměřeny výrazně vyšší koncentrace. Až do roku 1987 byly průměrné roční koncentrace na stanici Výsluní pouze ve dvou případech nižší než 50 $\mu g.m^{-3}$, u stanice Blatno pouze v roce 1981. Nejvyšší zatížení bylo na obou stanicích zjištěno v roce 1982, kdy průměrná roční koncentrace překročila 100 $\mu g.m^{-3}$ v Blatně a 150 $\mu g.m^{-3}$ na Výsluní (v lednu 1982 přesahovaly nejvyšší průměrné denní koncentrace na obou stanicích hodnotu 1 000 $\mu g.m^{-3}$). Od druhé poloviny osmdesátých let je rovněž ve východním Krušnohoří patrný výrazný pokles koncentrací oxidu siřičitého. Do roku 1995 na všech sledovaných stanicích roční průměr přesahoval 20 $\mu g.m^{-3}$, v letech 1996 a 1997 měla nižší roční průměr pouze stanice Výsluní. Od roku 2000 mají všechny stanice průměrné roční koncentrace oxidu siřičitého pod hranicí 20 $\mu g.m^{-3}$ (obr. 1.6). Okamžité koncentrace jsou však dvakrát až třikrát vyšší než v západním Krušnohoří. Limitní hodnota SO_2 pro ochranu ekosystémů a vegetace 20 $\mu g.m^{-3}$ jako průměr za zimní období byla naposledy překročena na stanici Komáří Vížka v roce 2005. Přestože je stále (i v období 2000-2014) patrná tendence k mírnému poklesu koncentrací SO_2, za určitých meteorologických podmínek zde může SO_2 ještě představovat pro lesní porosty mírnou až střední zátěž. Lze ovšem předpokládat, že nevyvolá rozsáhlejší akutní poškození lesních porostů.



Obr. 1.5: Vývoj koncentrací oxidu siřičitého ve východním Krušnohoří 1971-2014 (dle údajů ČHMÚ a VÚLHM) chybové úsečky znázorňují rozptyl mezi jednotlivými stanicemi, modrá přerušovaná čára hranici 20 $\mu g\ m^{-3}$.



Obr. 1.6: Vývoj koncentrací oxidu siřičitého ve východním Krušnohoří 2000-2014 (dle údajů ČHMÚ a VÚLHM) chybové úsečky znázorňují rozptyl mezi jednotlivými stanicemi, modrá přerušovaná čára hranici 20 µg m^{-3}.

1.4. Troposférický ozon

Koncentrace ozonu za posledních 100 let několikanásobně vzrostly a v současnosti je pokládán za jednu z nejvýznamnějších plynných škodlivin ovlivňujících lesní porosty (Karnosky et al. 2003). Přízemní ozon není na rozdíl od jiných škodlivin přímo produkován, ale vzniká fotochemickými reakcemi v atmosféře za spolupůsobení ultrafialového záření. Prekurzory jeho vzniku jsou v první řadě oxidy dusíku a dále těkavé organické látky (VOC, Volatile Organic Compounds) pocházející z antropogenních i přirozených zdrojů. Ve střední Evropě jsou z hlediska působení této škodliviny na lesní porosty nejrizikovější především horské oblasti, kde dochází ke vzniku vysokých pozaďových koncentrací ozonu reakcí oxidů dusíku z dálkového transportu za působení ultrafialového záření (Matyssek, Innes 1998). Hodnoty ozonu zde bývají trvale zvýšené, a přestože nemusí dosahovat tak vysokých hodnot jako v urbanizovaných oblastech, kumulativní účinky zde mohou být v kombinaci s drsným klimatem vysoce nepříznivé (Uhlířová et al. 1997). Nepříznivý vliv ozonu na lesní porosty v horských polohách prokázala např. Hůnová et al. (2010) zvýšenými koncentracemi malondialdehydu v asimilačních orgánech, Novotný et al. (2010) potom pomocí hodnocení vizuálních symptomů na přízemní vegetaci.

Působení ozonu jako silného oxidačního činidla vede obecně k degradaci epikutikulárních vosků, k poškození buněčných stěn a plazmatických membrán včetně vnitřních buněčných struktur (chloroplasty, parenchymatické buňky) (Šrámek et al. 2007). Z hlediska reakce dřevin vede chronické působení ozonu k deficitu živin (vymývání, zhoršená asimilace a využívání živin), k narušení metabolismu, transportu a alokaci stavebních látek (nepoměr translokace asimilátů mezi pletivy, zvýšená respirace), k narušení vodního provozu a vodnímu stresu (ovlivnění funkce průduchů). Při akutním působení dochází k předčasnému stárnutí listů, barevným změnám (zprůsvitnění, žloutnutí, červenání až hnědnutí) až k odumírání vegetačních orgánů. Viditelné symptomy poškození ozonem popisuje např. Novotný et al. (2009)

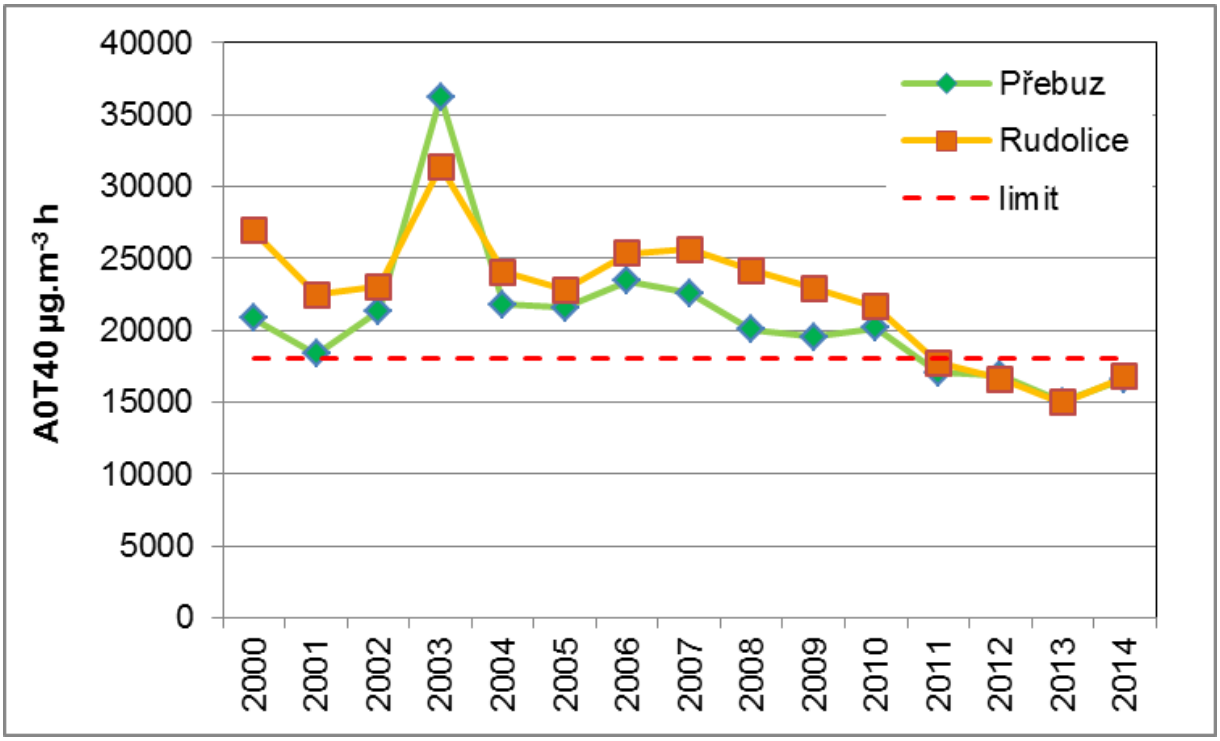
Zda dojde k poškození ozonem, závisí na:

- koncentraci ozonu a době (trvání) expozice,
- denním průběhu vodivosti průduchů (ozon je do mezibuněčných pletiv přijímán prostřednictvím průduchů),
- meteorologických parametrech ovlivňujících otevřenost průduchů,
- stavu půdy (především ve vztahu k dostupnosti vody),
- úrovni výživy,
- genetické dispozici,
- zastínění listů,
- aklimatizaci k ozonu během vývinu listů.

Pro Krušné hory je významná skutečnost, že se nachází v blízkosti průmyslových oblastí, které mohou potenciálně sloužit jako zdroj prekurzorů a také to, že listnaté dřeviny, které jsou v náhradních porostech zastoupeny, jsou k ozonu obecně citlivější než jehličnany. Za obecnou hranici, při které dochází k 10% ztrátě biomasy, se pro lesní dřeviny považuje hladina AOT40 = 10 ppm-h (jde o kumulativní součet rozdílu hodinových koncentrací a prahové hodnoty 40 ppb za vegetační období). Imisní limit indexu AOT40 pro ochranu ekosystémů a vegetace je stanoven vyhláškou č. 330/2012 Sb. Na 18.000 $\mu g.m^{-3}$-h, což odpovídá zhruba hodnotě 9 ppm-h. Citlivost jednotlivých dřevin je ovšem pochopitelně odlišná – jehličnany jsou obecně odolnější než listnaté dřeviny, mezi relativně citlivé druhy patří např. bříza. Právě vzhledem k velké rozloze březových porostů v Krušných horách lze považovat tuto oblast z hlediska působení ozonu za potenciálně rizikovou.

U listnatých dřevin lze předpokládat občasný výskyt vizuálních symptomů na listoví, které ovšem obvykle v následujícím roce regenerují a nevedou k nevratnému poškození. Je však nutno počítat s tím, že ozon jako oxidativní stresor nepříznivě ovlivňuje celkovou energetickou bilanci stromů. Značná část fotosyntetické produkce i rezerv je uvolňována na odstraňování oxidačního stresu a snižuje se tak celková odolnost vůči dalším nepříznivým faktorům. Kromě celkového snížení produkce je také blokován např. rozvoj kořenů a ukládání zásobních látek. Problémem je, že efekty ozonu na úrovni stromu byly zatím prokázány především v částečně řízených podmínkách a pouze u relativně mladých dřevin. Není tedy jisté, zda reakce dospělých porostů odpovídají našim dosavadním znalostem. Karlsson et al. (2005) odhaduje roční ztrátu na produkci dřeva vlivem ozonu pro EU na 361 milionů eur ročně. Vliv ozonu na radiální přírůst byl potvrzen také u bukových porostů ve vyšších polohách ČR (Šrámek et al. 2012)

V západní části Krušných hor jsou koncentrace ozonu měřeny na stanici Přebuz, ve východním Krušnohoří na stanici Rudolice v horách. Výsledky měření ukazují, že hodnoty indexu AOT40 jsou sice vysoké, nicméně v posledních deseti letech postupně klesají (obr. 1.7). Teprve v posledních letech se hodnoty indexu pohybují pod limitní hodnotou pro ochranu ekosystémů a vegetace. Tento trend odpovídá situaci v celé České republice. Imisní limit byl v roce 2013 překročen pouze na jedné stanici, v roce 2014 na dvou z celkového počtu 36 (CENIA 2014)



Obr. 1.7: Vývoj hodnot indexu AOT40 vzhledem k limitu pro ochranu ekosystémů a vegetace na stanicích Přebuz a Rudolice v Krušných horách (dle údajů ČHMÚ).

1.5. Depozice látek do lesních ekosystémů

Velmi významnou roli hrají v komplexu antropogenních stresorů atmosférické depozice, tedy vstup látek se srážkami. Za významné pro zdravotní stav porostů považujeme zejména depozice vodíkových iontů (pH srážek), dusíku a síry. Do jisté míry může být významná také depozice těžkých kovů, jako je např. olovo či kadmium, ta však primárně ovlivňuje jiné, citlivější složky ekosystémů. U všech typů depozic jsou primárně ovlivněným parametrem chemické vlastnosti lesních půd.

Míra citlivosti lesních ekosystémů na vstup kyselých depozic je značně heterogenní, projevuje se v ní vliv vlastností půd, geologického podloží, klimatických poměrů daných nadmořskou výškou a expozicí lesních porostů, proměnlivou úrovní imisní zátěže a depozice, dřevinné skladby a struktury porostu.

Na konci 80. let byl v Norsku poprvé formulován koncept kritických zátěží okyselujících látek procházejících z atmosféry do lesních ekosystémů, který byl dopracován na semináři organizovaném Radou ministrů severských zemí ve spolupráci s Evropskou hospodářskou komisí OSN ve Švédsku v roce 1988 (Nilsson, Grennfelt 1988). Kritická zátěž nebo dávka je definována jako „nejvyšší dávka zatížení sloučeninou (látkou), která ještě nezpůsobí chemické změny vedoucí k dlouhotrvajícím škodlivým účinkům na strukturu a funkci ekosystému“ (Skořepová et al. 1997).

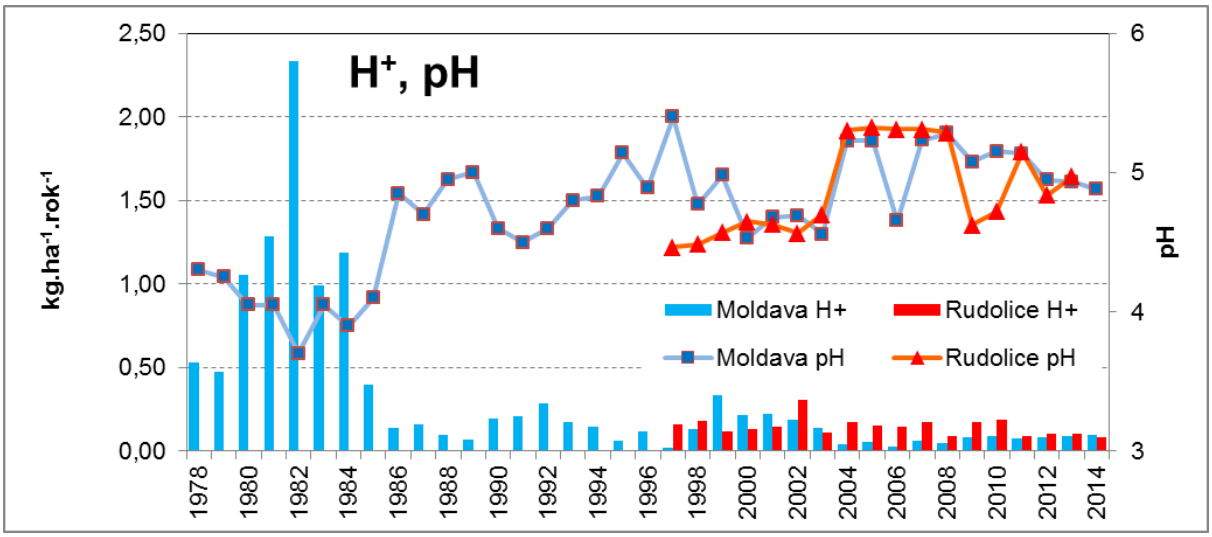
Po výrazném snížení koncentrací oxidu siřičitého představují depozice antropogenních látek pravděpodobně největší riziko pro zdravotní stav lesních ekosystémů v Krušných horách. Je tomu tak z několika důvodů:

- Na rozdíl od znečištěného ovzduší, které působí přímo na dřeviny, se vliv kyselých depozic v půdě kumuluje.

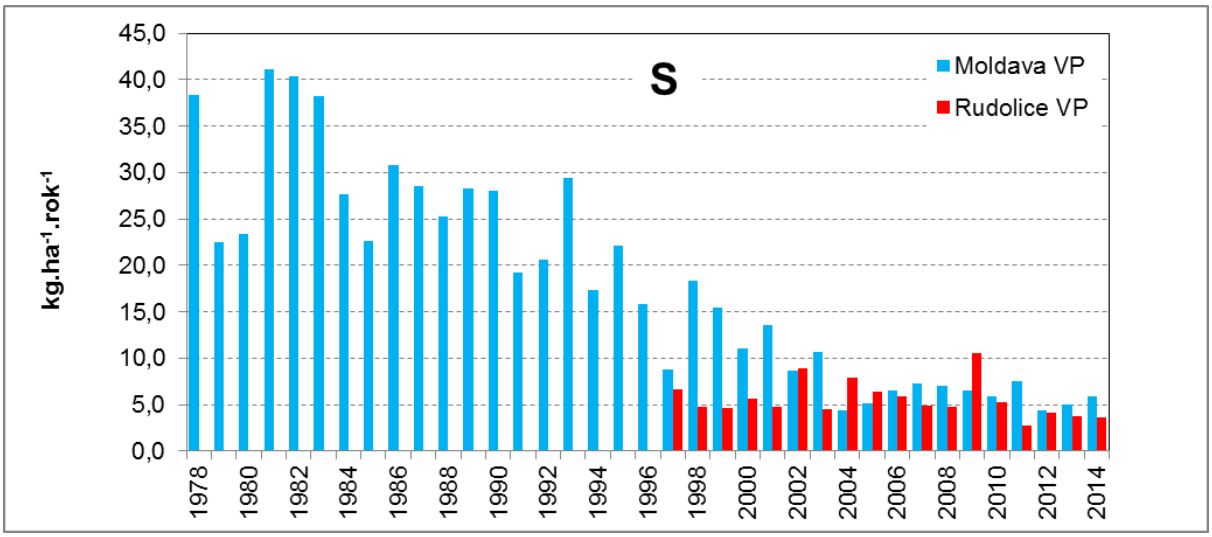
- Úroveň depozice závisí mj. na úhrnech srážek – nejvyšší zatížení je tak ve vyšších nadmořských výškách, kde jsou zároveň přirozeně chudé a k okyselování citlivé půdy.
- Pod lesními porosty je depozice látek vyšší než na volné ploše, protože v nich dochází k zachytávání látek v korunové vrstvě (tzv. suchá depozice a horizontální srážky). Tento efekt se bude s odrůstáním mladých porostů na bývalých imisních holinách zvyšovat. Celkově lze tedy předpokládat relativní nárůst zatížení lesních půd.
- V současné době začíná převládat depozice dusíku nad depozicí síry. To do jisté míry podporuje růst dřevin a zvyšuje tak tlak na půdu a nerovnováhu ve výživě porostů.

V západní části Krušných hor v současné době měření atmosférické depozice neprobíhá. Ve východní části je chemismus srážek a atmosférické depozice sledován na třech lokalitách. Nejstarší měření pochází ze stanice Moldava (VÚLHM), kde byly odběry vzorků zahájeny v roce 1977 na volné ploše (bulk) a v dospělém porostu smrku (throughfall). Ten byl ovšem po třech letech z důvodu imisního poškození smýcen a na jeho místě se vyvinul náhradní porost jeřábu (Lochman et al. 2008). Stanice Rudolice v horách (ČHMÚ) měří mokrou depozici ze vzorků odebraných automatickým pluviokolektorem (wet-only). Na lokalitě Jezeří (Česká geologická služba) pak probíhá měření od roku 1993, měřeny jsou atmosférické depozice se srážkami na volné ploše (bulk) a dále v porostech smrku, buku a břízy (throughfall).

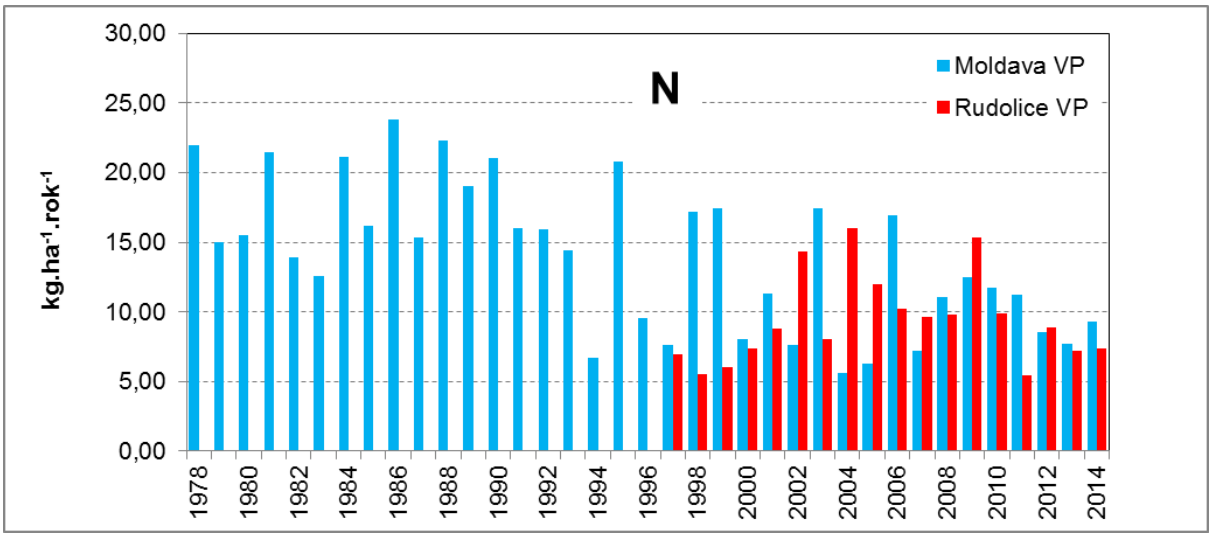
Jak je patrné z obr. 1.8, pH srážek se postupně zvyšuje, od roku 2000 se pohybuje mezi hodnotami 4,5 a 5,4, pokles depozice vodíkových iontů oproti polovině osmdesátých let je výrazný. Nejvýrazněji je snižování množství acidifikujících látek patrné na atmosférické depozici síry (obr. 1.9). Na rozdíl od produkce SO_2 nebo koncentrací SO_2 však byl pokles atmosférické depozice mezi roky 1990 – 2000 pouze o 50 – 60 %. Ještě méně výrazný je tento trend u depozice dusíku (obr. 1.10), u kterého je od druhé poloviny devadesátých let patrný setrvalý nebo dokonce mírně narůstající trend. Jak je patrné z obr. 1.11, od roku 2001 jsou depozice dusíku v oblasti východního Krušnohoří vyšší než depozice síry. U síry lze stále vysledovat mírný klesající trend, u dusíku jde spíše o setrvalý stav. Při hodnocení významu pro lesní ekosystémy je nutné vzít v úvahu, že roční dávka depozic je značně ovlivněna celkovou sumou srážek a že v lesních porostech závisí také na záchytné ploše korunové vrstvy – depozice pod lesním porostem je vyšší než na volné ploše kvůli smyvu zachycených pevných látek a aerosolů. Z tohoto důvodu – přinejmenším pro oblast východního Krušnohoří – bude mít pro vstup depozic větší význam zvyšování záchytu suché depozice odrůstajícími porosty na bývalých imisních lokalitách, než mírný trend poklesu depozic.



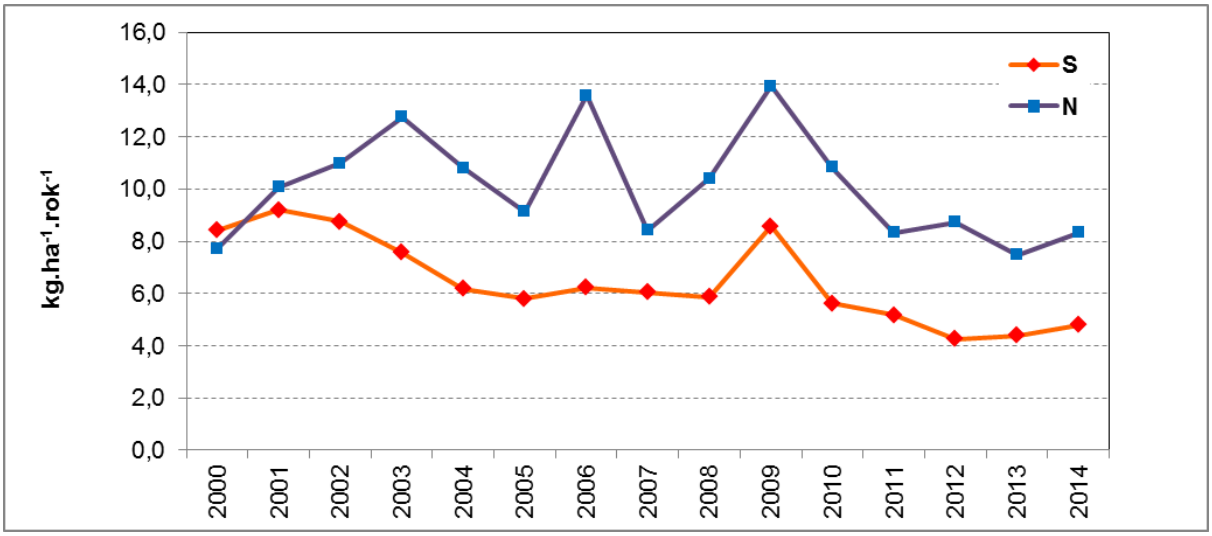
Obr. 1.8: Vývoj pH srážek a atmosférické depozice vodíkových iontů na volné ploše na stanicích Moldava a Rudolice v Horách (podle dat VÚLHM a ČHMÚ)



Obr. 1.9: Vývoj depozice síry na volné ploše na stanicích Moldava a Rudolice v Horách (podle dat VÚLHM a ČHMÚ)

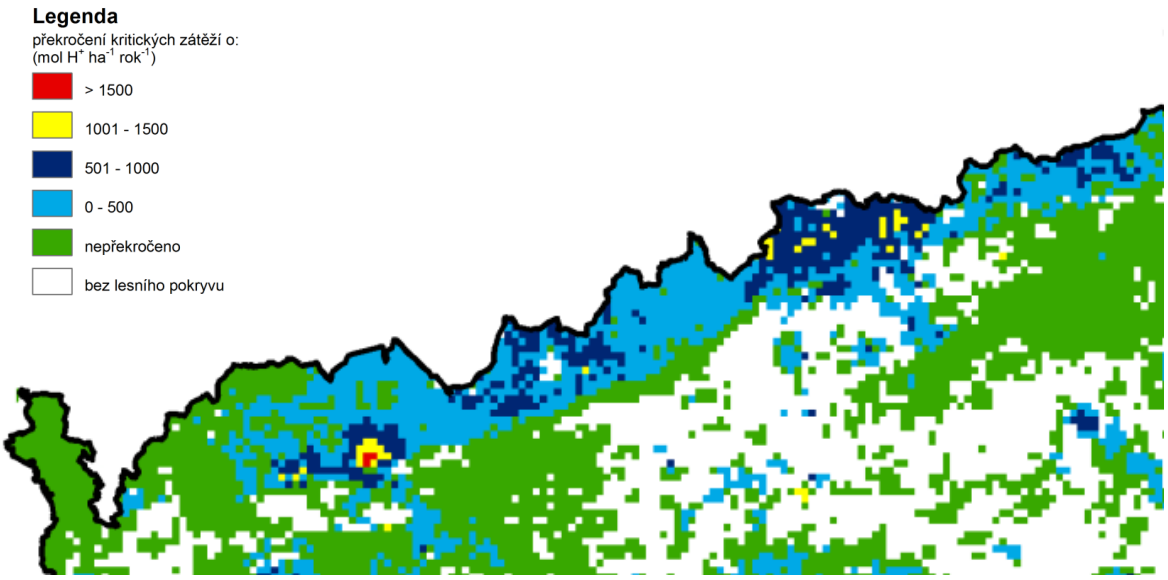


Obr. 1.10: Vývoj depozice dusíku na volné ploše na stanicích Moldava a Rudolice v Horách (podle dat VÚLHM a ČHMÚ)

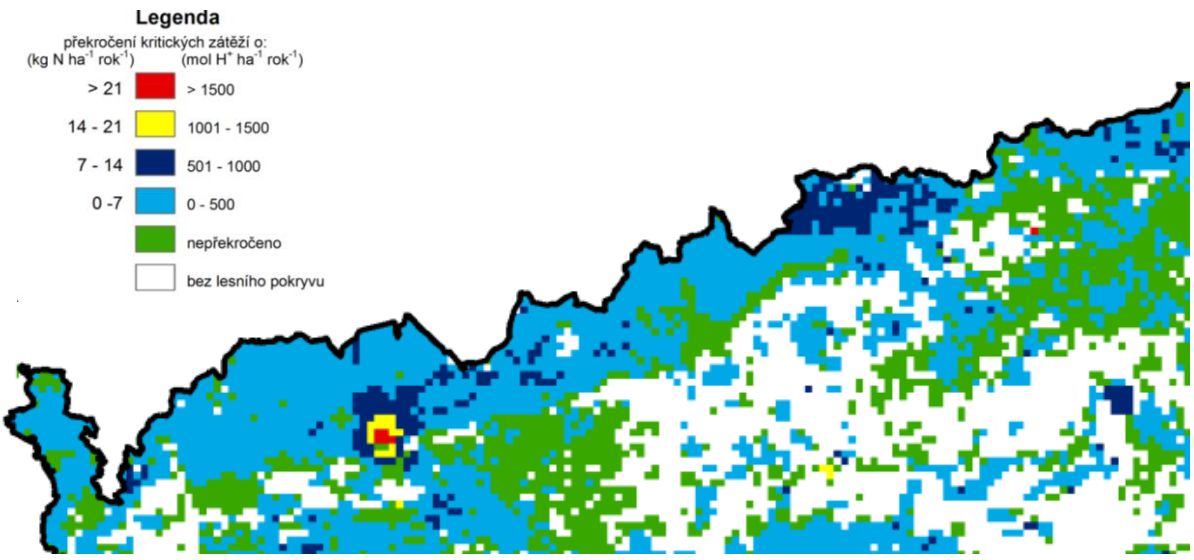


Obr. 1.11: Vývoj depozice síry a dusíku na volné ploše (průměrné hodnoty ze stanic Moldava a Rudolice v Horách) v letech 2000-2014 (podle dat VÚLHM a ČHMÚ)

Jak konstatuje i zpráva o životním prostředí (CENIA 2014), zátěž ekosystémů způsobená atmosférickou depozicí zůstává v mnoha oblastech ČR stále vysoká. Přitom celková depozice síry je nejvyšší právě v oblasti Krušných hor, a také depozice dusíku zde spolu s Orlickými horami patří k nejvyšším v republice. Prakticky na celém území Krušných hor jsou tak překračovány hodnoty kritických zátěží pro acidifikující látky (obr. 1.12) i pro nutriční dusík (obr 1.13).



Obr. 1.12: Překročení kritické zátěže acidity (podle dat Ekotoxa, s.r.o, ČHMÚ, VÚLHM)



Obr. 1.13: Překročení kritické zátěže nutričního dusíku (podle dat Ekotoxa, s.r.o, ČHMÚ, VÚLHM)

1.6. Souhrn

Pro stav lesních porostů měly v minulosti největší význam vysoké koncentrace oxidu siřičitého. V devadesátých letech minulého století došlo k výraznému snížení produkce znečištění i koncentrací SO_2 v atmosféře a tento pozitivní trend s menší intenzitou pokračuje i do současnosti. V oblasti západního Krušnohoří jsou hodnoty SO_2 prakticky pozaďové a neovlivňují zdravotní stav lesů, ve východní části Krušných hor také nejsou překračovány imisní limity pro ochranu vegetace a k případnému poškození by mohlo dojít pouze lokálně za výjimečného chodu meteorologických podmínek. Zásadní ovlivnění zdravotního stavu lesa přímým působením SO_2 je nepravděpodobné.
Koncentrace ozonu v oblasti Krušných hor jsou relativně vysoké, v poslední dekádě však mají klesající tendenci. Limitní hodnota pro ochranu vegetace nebyla od roku 2012 překročena. Z hlediska vlivu O_3 na dřeviny nelze předpokládat zásadní přímé ovlivnění zdravotního stavu či vitality lesních porostů. S touto škodlivinou je ovšem nutné počítat jako s faktorem, který může částečně ovlivňovat vitalitu dřevin – především listnatých – a zvyšovat jejich citlivost vůči dalším biotickým a abiotickým stresovým faktorům.
Atmosférická depozice rovněž výrazně poklesla, je však hlavním negativním antropogenním faktorem, který ovlivňuje a bude ovlivňovat lesní půdy a jejich prostřednictvím i výživu a vitalitu lesních porostů. Depozice stále překračují hodnoty kritických zátěží. Depozice síry výrazně poklesly, ale zvyšuje se význam depozice dusíku. To může vést ke zvýšenému tlaku na zásobu živin (bazických kationtů a fosforu) v lesních půdách. Situace je zřejmě kritičtější v oblasti západního Krušnohoří, kde převládají chudé půdy na přirozeně kyselých horninách s velmi nízkými obsahy bazických živin. Ve východní části Krušných hor může narůstat depozice dusíku v souvislosti se zvyšující se záchytnou plochou porostů odrůstajících na zalesněných bývalých imisních holinách.

Použitá literatura:

CENIA, 2014: Zpráva o životním prostředí České republiky 2013. Ministerstvo Životního prostředí, 219 s. (http://www1.cenia.cz/www/sites/default/files/Zprava%20o%20zivotnim%20prostredi%20CR%202013_141112.pdf)

FUJITA, Y., DE RUITER, P. C., WASSEN, M. J., HEIL, G. W., 2010: Time dependent, species-specific effects of N:P stoichiometry on grassland plant growth. Plant and Soil 334: 99-112.

HASELHOFF, E., LINDAU, G., 1903: Die Beschädigung der Vegetation durch Rauch. Leipzig 1903, 412 s.

HÖNIG, E., 1964: Poznatky o růstu a produkci smrkových porostů v Krušných horách. Studie VÚLHM, 80 s.

HŮNOVÁ, I., NOVOTNÝ, R., UHLÍŘOVÁ, H., VRÁBLÍK, T., HORÁLEK, J., LOMSKÝ, B., ŠRÁMEK, V., 2010: The impact of ambient ozone on mountain spruce forests in the Czech Republic as indicated by malondialdehyde. Environmental Pollution 158, 2393-2401

KARLSSON, P. E., ÖRLANDER, G., LANGVALL, O., UDDLING, J., HJORTH, U., WIKLANDER, K., ARESKOUG, B., GRENNFELT, P., 2005: Economic assessment of the negative impacts of ozone on crop yields and forest production. A case study of the estate Östads Säteri in Southwestern Sweden. Ambio, 34, (1), s. 32 – 40.

KARNOSKY, D. F., PERCY, K. E., CHAPPELKA, A. H., SIMPSON, C., PIKKARAINEN, J., 2003: Air pollution, global change and forests in the new millenium. Elsevier, 469 s.

LOCHMAN, V., ŠRÁMEK, V., FADRHONSOVÁ, V., LACHMANOVÁ, Z., 2008: Změny zásoby sledovaných prvků v lesních půdách na plochách Moldava v Krušných horách. Zprávy lesnického výzkumu 53, 165-178.

LOMSKÝ, B., ŠRÁMEK, V., 1999: Damage of the forest stands in the Ore Mts. during the period 1995-1997. J. For. Sci., 45, 169-180

LOMSKÝ, B., ŠRÁMEK, V., 2004: Different types of damage in mountain forest stands of the Czech Republic. Journal of Forest Science, 50, 533-537

MATYSSEK, R., INNES, J. L., 1998: Ozone – a risk factor for trees and forests in Europe?

MELLERT, K. H., GENSIOR, A., KÖLLING, C., 2005: Nitrogen saturation in Bavarian forests – results of the nitrate inventory. Forstarchiv 76 (2): 35-43.

NILSSON, J., GRENNFELT, P., 1988: Critical loads for sulphur and nitrogen. Workshop at Skokloster, Sweden, march 19-24, The Nordic Council of Ministers. Report 15, Copenhagen.

NOVOTNÝ, R., BURIÁNEK, V., ŠRÁMEK, V., 2009: Metodika hodnocení viditelného poškození vegetace vyvolaného účinky přízemního ozonu. Recenzovaná metodika. Lesnický průvodce 6/2009, 48s.

NOVOTNÝ, R., ŠRÁMEK, V., BURIÁNEK, V., 2010: Evaluation of the ozone injury to ground vegetation within the plots of intensive monitoring in the Czech Republic. Lesnícky Časopis – Forestry Journal, 56, 57-67

NOŽIČKA, J., 1963: Kouřové škody v našich lesích a boj proti nim do roku 1918. Práce VÚL ČSSR, 26, s. 237 - 258.

RENNENBERG, H., SCHNEIDER, S., WEBER, P., 1996: Analysis of uptake and allocation of nitrogen and sulphur compouds by trees in the field. Journal of Experimental Botany 47, No. 303, 1491-1498.

SKOŘEPOVÁ, I., ROUŠAROVÁ, Š., FANTA, M., ŠOLC, P., STRNAD, Z., 1997: Mapování kritických zátěží síry a dusíku na území České republiky. Ochrana ovzduší 3: str. 2 - 7.

STOKLASA, J., 1923: Beschädingung der Vegetation durch Rauchgase und Fabrksexhalationen. Urban und Schwanzenberg, Berlin, 487 s.

ŠRÁMEK, V., 1998: SO_2 air pollution and forest health status in northwestern Czech Republic. Chemosphere, 36, 1067-1072

ŠRÁMEK, V., NOVOTNÝ, R., VEJPUSTKOVÁ, M., HŮNOVÁ, I., UHLÍŘOVÁ, H., 2012: Monitoring of ozone effects on the vitality and increment of Norway spruce and European beech in the Central European forests. Journal of Environmental Monitoring, DOI: 10.1039/c2em10964f, 1696-1702

ŠRÁMEK, V., NOVOTNÝ, R., UHLÍŘOVÁ, H., BEDNÁŘOVÁ, E., HŮNOVÁ, I., 2007: Vliv ozonu na lesní porosty – mechanismus působení, vliv na dřeviny, ukazatele poškození. Zprávy lesnického výzkumu, 52, 138-147

UHLÍŘOVÁ, H., ŠRÁMEK, V., PASHUTHOVÁ, J., 1997: Znečištěné ovzduší a lesy IV. Oxidy dusíku a ozon. Zprávy lesnického výzkumu, 42, s. 28 – 32.

2. Stav lesních půd v Krušných horách

Vít Šrámek, Radek Novotný, Bohumír Lomský, Věra Fadrhonsová

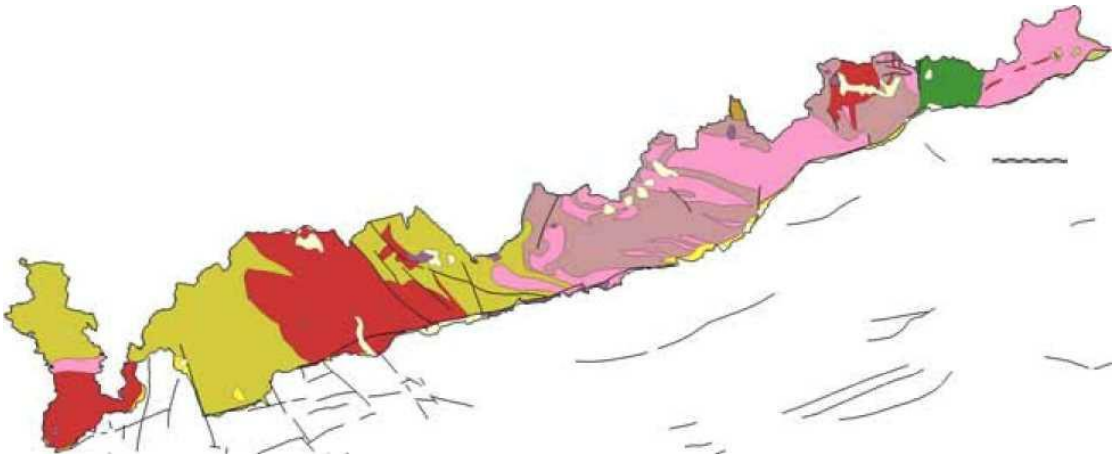
2.1. Úvod

Stav lesních půd v Krušných horách je determinován několika výraznými faktory. Prvním z nich je geologické podloží. Z tohoto pohledu se poměrně výrazně odlišuje západní paleozoickou fylitovo-žulovou a východní proterozoickou oblast. Obecně lze říci, že v západní části Krušných hor se půdy vyvíjely na velmi chudých podložích s přirozeným nedostatkem bazických živin, zejména vápníku (obr. 2.1). Žuly zvětrávají pomalu – v zájmové oblasti mají především charakter biotitické žuly a biotitické žuly s muskovitem. Zvětralina je kvůli hojnému podílu křemene spíše písčitého rázu, v plochém terénu bývají půdy středně hluboké, v exponovaném mělké, skeletovité, případně se vyskytují balvanité suti. Půdy mají nedostatek dvojmocných bází a barvících látek. Jsou zásobeny alkáliemi s převahou $K_2O>Na_2O$. Fylity západní části Krušných hor poskytují při zvětrávání o něco více hořčíku než žuly, i na těchto podložích však vznikají kyselé půdy chudé na bazické prvky. Východní část Krušných hor je oproti tomu tvořena převážně rulami s vyšším obsahem bazických látek. V případě rul obecně snáze zvětrávají ruly s množstvím biotitu a živců (zejména plagioklasů), vysoké zastoupení křemene a muskovitu zvětrávání zpomaluje. Hrubozrnné a výrazně břidličnaté ruly zvětrávají mnohem snáze než jemnozrnné a slabě břidličnaté. Tam, kde jsou břidličnaté plochy rovnoběžně s povrchem terénu, je zvětrávání obtížné a naopak, kde jsou břidličné plochy významně odkloněny od povrchu terénu, probíhá zvětrávání snadno. Na plošinách tak mohou vzniknout až hluboké půdy. Ze hřbetů, vrcholů a horních částí svahů je snadno vyplavován jemnozrnný materiál, takže půdy zde vznikající jsou hlinitopísčité až písčité, často kamenité, zpravidla středně hluboké. V méně příznivých podmínkách vystupují skály a vznikají suti. Jemnozrnný materiál, který se hromadí v terénních sníženinách a na úpatích svahů dává vzniknout zcela odlišným půdám, které jsou uléhavé a náchylné k zamokření. Půdy na rulách mají méně výrazný nedostatek dvojmocných účinných bází a kyseliny fosforečné. I když je v hornině všeobecný dostatek draslíku, nemusí jej být v půdě dostatek v přístupné formě. Část K2O vázáného v muskovitu, ortoklasu a biotitu se totiž uvolňuje jen zvolna. Zvětraliny ortorul bývají méně příznivé než zvětraliny pararul. V části Krušných hor vystupují na povrch bazické vulkanické horniny s výrazně vyšším zastoupením bazických prvků a příznivými vlastnostmi pro tvorbu půd (Jelení hora, Špičák, ….). Na takovýchto lokalitách se můžeme setkat s výrazně příznivějšími půdními podmínkami a také se zastoupením bukových porostů, které zde přestály imisní kalamitu druhé poloviny dvacátého století.

Druhým výrazným faktorem, který ovlivnil současný stav lesních půd, je imisní zátěž. Jak bylo uvedeno v kapitole 1, Krušné hory byly vystaveny zcela extrémnímu působení oxidu siřičitého v průběhu druhé poloviny dvacátého století. I v tomto případě platí určitá odlišnost východní a západní části Krušných hor. Východní Krušnohoří bylo v minulosti vystaveno vyšší koncentracím SO_2, což bylo způsobeno výraznou koncentrací zdrojů znečištění v oblasti Mostecké pánve. Extrémní znečištění vedlo silnému poškození lesních porostů a odlesnění hřebenové části Krušných hor v průběhu 70. let dvacátého století. To, že byly v této části hřebene odstraněny dospělé porosty, se paradoxně pozitivně projevilo na výrazném snížení kyselých depozic do lesní půdy, protože typ vegetačního pokryvu úroveň významným způsobem ovlivňuje (Berger et al. 2008) – např. na lokalitě Moldava se spad síry v letech 1978-1980 pohyboval mezi 104 a 190 $kg.ha^{-1}.rok^{-1}$, po smýcení poškozeného porostu smrku klesl v letech (stále vysokého znečištění) 1981-1985 na 25-57 $kg.ha^{-1}.rok^{-1}$ (Lochman et al. 1998, 2008)

V západní části Krušných hor bylo imisní zatížení nižší. Hlavní zdroje znečištění představovaly především

elektrárna v Tisové a kombinát na zpracování hnědého uhlí ve Vřesové. Oproti východní části Krušných hor zde také došlo pouze k minimálnímu vzniku imisních holin a následnému zalesňování náhradními dřevinami. Vysoké zastoupení dospělých porostů však vedlo v osmdesátých a devadesátých letech dvacátého století k výraznějšímu spadu kyselých látek do lesních půd.



Barva	Jednotka	Zastoupení %
	Kvartér (hlíny, spraše, písky, štěrky) Quaternary (soils, loess, sand and gravel)	3.2
	Vulkanické horniny terciérní (čediče, fonolity, tufy) Tertiary volcanic rocks (basalts, phonolites, tuffs)	0.9
	Terciérní horniny (písky, jíly) Tertiary rocks (sand, clays)	1.4
	Mezozoické horniny (pískovce, jílovce) Mesozoic rocks (sandstone, claystone)	0.5
	Permokarbonské horniny (pískovce, slepence, jílovce) Carboniferous and Permian rocks (sandstones, conglomerates, claystones)	0.3
	Žuly (granitová řada) Granites (granitoid suite)	23.0
	Vulkanické horniny zčásti metamorfované, proterozoické až paleozoické (amfibolity, diabasy, melafyry, porfyry) Proterozoic to Palaeozoic volcanic rocks partly metamorphosed (amphibolites, diabases, melaphyres, porphyries)	2.8
	Paleozoické horniny zvrásněné a metamorfované (fylity, svory) Palaeozoic rocks–folded and metamorphosed (phyllites, mica schists)	28.7
	Ortoruly, granulity a velmi pokročilé migmatity v moldanubiku a proterozoiku Orthogneisses, granulites and migmatites (anatexites) in Moldanubian Zone and Bohemicum	21.0
	Proterozoické horniny assyntsky zvrásněné, s různě silným variským přepracováním (břidlice, fylity, svory až pararuly) Proterozoic rocks folded during the Cadomian Orogeny and overprinted by the Variscan Orogeny (phyllites, schists, paragneisses)	18.2

Obr. 2.1: Geologická mapa Krušných hor

Třetím faktorem ovlivňujícím vlastnosti lesních půd jsou chemické meliorace – zejména vápnění lesních porostů. První aplikace vápnění v imisemi poškozované oblasti Krušných hor byla provedena již v roce 1967 (Kubelka, 1988). Od druhé poloviny sedmdesátých let bylo využití vápnění intenzivnější. V letech 1978–1983 bylo v Krušných horách povápněno 17.680 ha lesů (Kubelka 1992). V té době byl vápenec aplikován především na imisních holinách a v nově zakládaných výsadbách náhradních porostů často v souvislosti s plošnou přípravou půdy. Používal se především mikromletý vápenec, který byl rozprašován rozmetadly nesenými traktorem a (na plochách připravených buldozery) autocisternami. Ještě výrazněji se vápnění rozšířilo od roku 1984. V letech 1984 až 1991 bylo v Krušných horách povápněno 44.400 ha lesů. Pro vápnění se začala využívat letecká technika – plošníky i vrtulníky, která umožnila rychlejší průběh prací a také aplikace v mlazinách i vzrostlých porostech (Boštík, 1988). Pro leteckou techniku, která byla nasazena zhruba na polovině vápněných ploch (Kubelka 1992), byl používán především drcený dolomitický vápenec. Hektarová dávka se pohybovala obvykle od dvou do pěti tun vápence. Období intenzivního vápnění každopádně skončilo na samém počátku devadesátých let, kdy se začalo výrazně snižovat znečištění ovzduší a porosty náhradních lesních dřevin i cílových dřevin v imisních oblastech začaly postupně regenerovat. Rovněž z hlediska vápnění existuje odlišnost mezi jednotlivými částmi Krušných hor. Převážná většina zásahů byla směrována do oblasti východního Krušnohoří, kde bylo imisní poškození lesů dramatické. V západní části proběhly v osmdesátých letech omezené zásahy ve vrcholových partiích s jednorázovým použitím dávky 2,5 $t.ha^{-1}$. Ve východním Krušnohoří se navíc můžeme setkat i s četnými pokusnými aplikacemi tabletovaných či sypkých hnojiv i jiných melioračních materiálů, jejichž použití však nebylo většinou systematicky dokumentováno. Spolu s různými typy mechanické přípravy je tak půdní prostředí východní části Krušných hor daleko pestřejší a proměnlivější, než je tomu v jejich západní části.

2.2. Chemické vlastnosti lesních půd

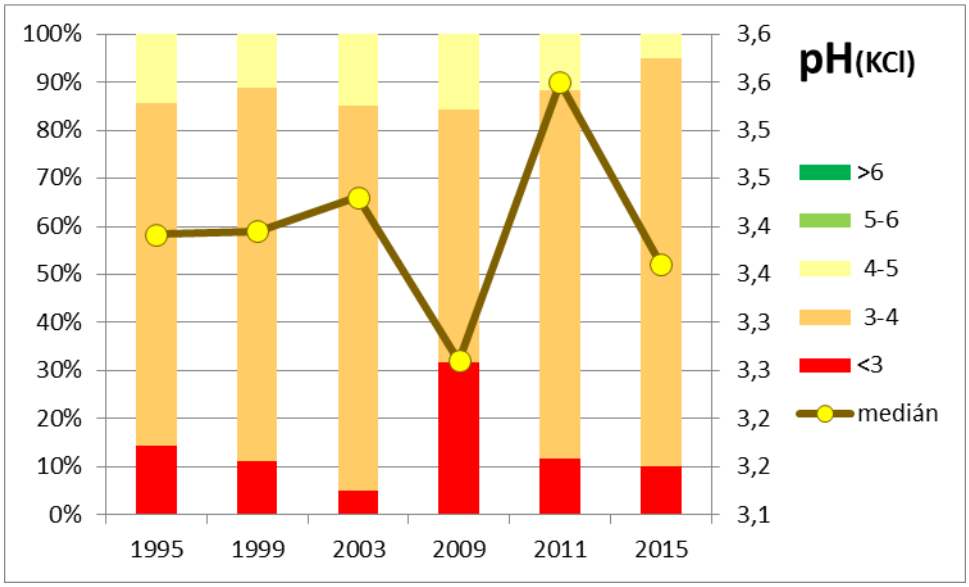
Chemickým vlastnostem lesních půd se podrobně věnuje publikace Slodičáka et al. (2008). V následujících odstavcích tyto údaje konfrontujeme s novějšími publikovanými pracemi Fialy et al. (2013) a výsledky opakovaných odběrů a analýz půd prováděné v transektu 20 ploch v Krušných horách v letech 1995 – 2015.

2.2.1. Půdní reakce

Průměrná hodnota výměnného pH(KCl) v oblasti Krušný hor je pro humusovou vrstvu 3,6, pro organominerální horizont A 3,3 a pro minerální horizont B 3,5. Hodnoty mediánů jsou pro humus 3,3 pro horizont A 3,0 a pro horizont B 3,4. Za „přirozené" pH, které se v Krušných horách pravděpodobně vyskytovalo před obdobím výrazné acidifikace způsobené člověkem, můžeme považovat hodnoty okolo 5-6, které se dosud vyskytují v hlubších horizontech půd (60 - 80 cm) na některých lokalitách. Na většině vzorků i na dostupných údajích z půdních sond je patrné působení okyselování od svrchních horizontů. V současné době je nejvyšší kyselost zaznamenávána v horizontu A, tedy v podstatě na rozhraní organické a minerální části půdy. Je tomu tak proto, že v posledních letech došlo k výraznému snížení imisního zatížení a kyselost srážek se začíná do jisté míry snižovat. Proces snižování kyselosti ještě urychlují v minulosti provedená meliorační opatření.

Na obr. 2.2 je zachycen vývoj výměnného pH minerálních horizontů na transektu dvaceti pravidelně odebíraných ploch v Krušných horách. Je patrné, že se medián pH od poloviny devadesátých let drží

v poměrně úzkém rozmezí od 3,3 do 3,6, jednotlivé hodnoty od 2,7 po 5,8. Obecně je kyselejší půdní reakce pozorována v západním Krušnohoří. Z hlediska četností hodnot pH v minerální půdě lze 10 – 20% půd řadit mezi velmi silně kyselé (pH<3), převážnou většinu (ca 80%) mezi silně kyselé (pH 3-4), a méně než 10% lokalit mezi půdy středně kyselé (pH 4-5). Tato data zcela odpovídají poslední studii (Slodičák et al. 2008), naopak Fiala et al. (2013) uvádějí pro přírodní lesní oblast Krušné hory naprostou převahu půd velmi silně kyselých – vycházejí ovšem z aktivního pH, které může poskytnout poněkud odlišné výsledky. V každém případě ve vrstvách nadložního humusu a organominerálního horizontu A velmi silně kyselá půdní reakce převládá.



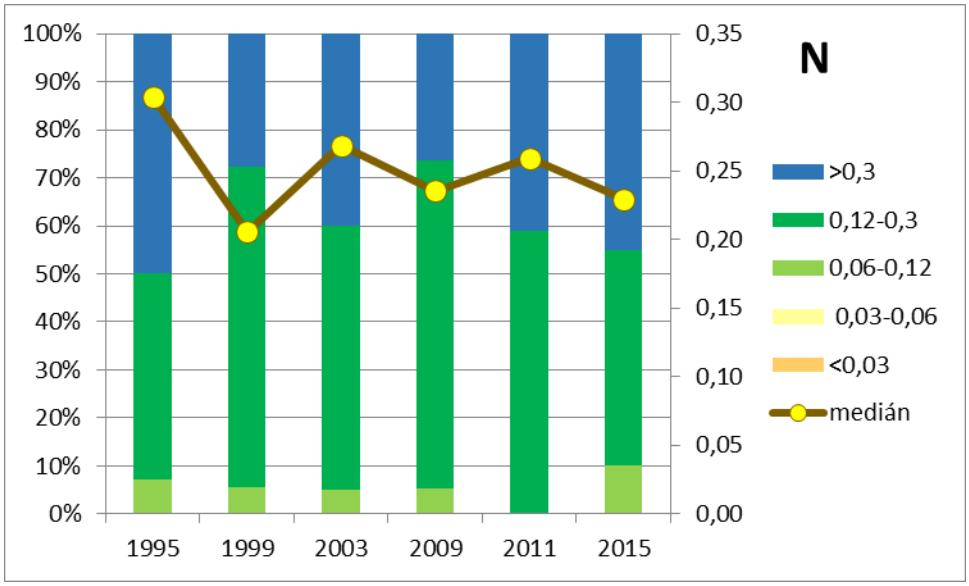
Obr. 2.2: Vývoj kategorií výměnného pH a středních hodnot pH na transektu dvaceti ploch v Krušných horách

2.2.2. Obsah dusíku, poměr C/N

Dusík je základní živinou a jedním z nejvýznamnějších makrobiogenních prvků. Na rozdíl od ostatních živin však téměř není obsažen v horninách a rostliny ho získávají prakticky výhradně ve formě nitrátů či amonných iontů, které se do půdního roztoku dostávají z rozkladu organické hmoty, formou atmosférické depozice, či mikrobiální fixací (Galloway, 1998). Vzhledem k omezeným zdrojům je tak dusík v lesních ekosystémech obvykle živinou limitující růst a produkci, v oblasti střední Evropy je toto pravidlo ale narušeno vysokým vstupem N ve formě antropogenních depozic. Vzhledem ke specifickým vlastnostem koloběhu dusíku není jednoduché posuzovat jeho obsah v lesních půdách na základě chemických analýz. K důkladnému hodnocení výživy je třeba řada dalších parametrů – jako je jeho zásoba v asimilačních orgánech a biomase porostu, informace o průběhu amonizace a nitrifikace v půdě či chemickém složení půdního roztoku (Schulze, 2000). Pro hodnocení potenciálního stavu dusíku v ekosystému lze posuzovat jeho celkové množství (zásobu) v nadložním humusu a pro charakteristiku jeho přístupnosti pak poměr uhlíku a dusíku C/N.

Vývoj obsahu dusíku v transektu ploch v Krušných horách je patrný z obr. 2.3. Medián hodnot se pohybuje v oblasti 0,21 do 0,3 %, tedy v oblasti dobré zásoby. Na žádné ploše za celou dobu šetření nebyly v minerálu zjištěny nízké hodnoty N (<0,06 %). V minerální půdě převažuje dobrá zásoba dusíku

a v posledních patnácti letech postupně narůstá počet lokalit s velmi dobrou zásobou dusíku v minerálních horizontech (>0,3 %), jejichž zastoupení je v odběrech z roku 2015 vyšší než 40%. Tomu odpovídají zjištění Fialy et al. (2013), který pro PLO 1 uvádí v minerálním horizontu cca 20% ploch s vysokou zásobou a cca 10% ploch s luxusní zásobou N. V horizontech nadložního humusu ovšem uvádí cca 25% s vysokými obsahy a dokonce 57% ploch s luxusními obsahy N.

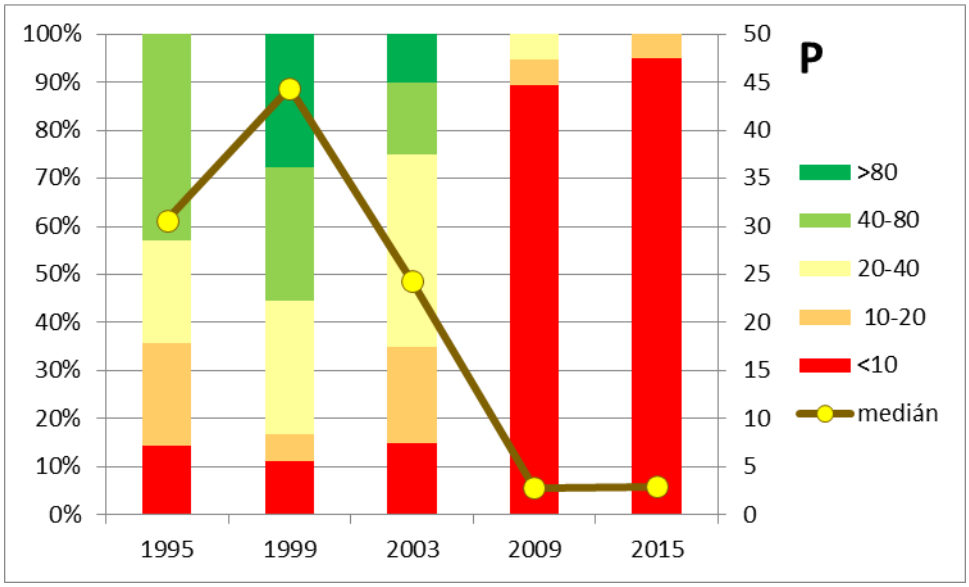


Obr. 2.3: Vývoj kategorií a středních obsahů dusíku na transektu dvaceti ploch v Krušných horách

Pro humusovou vrstvu uvádějí Slodičák et al. (2008) průměrnou hodnotu poměru C/N 22,3 přičemž hodnota mediánu byla 21,9. Jednotlivé hodnoty se pohybovaly v rozmezí od 15 do více než 30. Zhruba třetina odebraných vzorků vykazovala C/N < 20, jde tedy o relativně příznivé humusové horizonty s dobrými předpoklady pro biologický rozklad a zvýšenou dynamiku oběhu živin. Pouze necelých 20 % vzorků dosahovalo hodnot nad 25, které charakterizují méně příznivé formy humusu s malou možností rozkladu a pomalým uvolňováním živin.

2.2.3. Obsahy přístupného fosforu

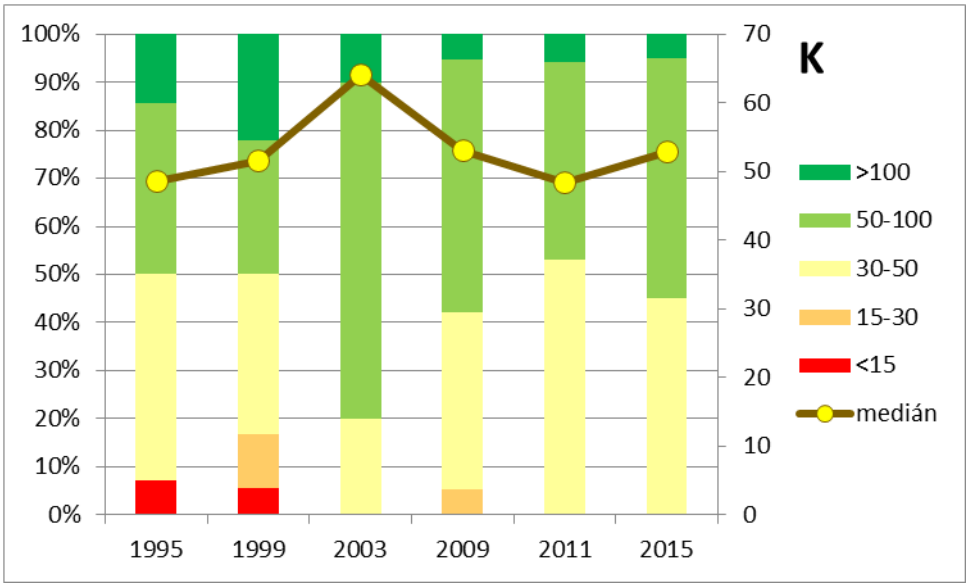
Přístupné obsahy fosforu ve vzorcích z Krušných hor jsou výrazně nízké. Do značné míry jsou závislé na pH. V kyselých půdách jsou uvolňování a příjem fosforu blokovány. V horizontu A byla v roce 2006 průměrná hodnota obsahu přístupného fosforu 12,2 mg.kg^{-1}, v horizontu B 12,0 mg.kg^{-1}. Rozdělení však nebylo rovnoměrné, hodnoty mediánu byly 8,0 mg.kg^{-1} pro horizont A a pouze 4,0 mg.kg^{-1} pro horizont B. Pod hodnotou 20 mg.kg^{-1} se nacházely téměř dvě třetiny vzorků z horizontu A a tři čtvrtiny vzorků z horizontu B. Obr. 2.4. ukazuje, že v posledních deseti letech dochází ještě k dalšímu poklesu fosforu v minerálních horizontech a potvrzuje, že na většině námi sledovaných stanovišť jsou jeho přístupné obsahy ve vážném nedostatku. I když na základě současných dat neumíme spolehlivě vysvětlit pokles mezi roky 2003 a 2009, je bez ohledu na trend zjevné, že se většina stanovišť v Krušných horách nachází v oblasti deficitu, kdy koncentrace P v minerálních horizontech nedosahují 20 mg.kg^{-1}. Tomu odpovídají i údaje Fialy et al., které stanovují zastoupení této kategorie v minerálních a organominerálních horizontech na 80%. V této situaci se tak velmi důležitým stává fosfor, který je uvolňován z vrstvy povrchového humusu a který je často okamžitě přijímán rostlinami.



Obr. 2.4: Vývoj kategorií a středních obsahů fosforu na transektu dvaceti ploch v Krušných horách

2.2.4. Obsahy draslíku

Draslík je prvkem, který se v rostlinných tělech vyskytuje především ve formě volného iontu, a snadno tak dochází k jeho vyplavování z pletiv. V půdě představuje hlavní zdroj draslíku zvětrávání matečného materiálu, ve kterém se většinou vyskytuje i na kyselých podložích. Jeho obsahy v lesních půdách Krušných hor lze hodnotit poměrně pozitivně. Jak vyplývá z obr. 2.5, jeho obsahy se pohybují v rozsahu nízké (30-50 mg.kg^{-1}) až střední (50-100 mg.kg^{-1}) zásoby. Oproti devadesátým létům minulého století se v námi hodnoceném transektu již nevyskytují plochy s nedostatečným nebo výrazně deficitním draslíkem v minerálním horizontu. Tato data zcela odpovídají původní studii (Slodičák et al. 2008), ve které byla zjištěna hodnota mediánu draslíku v minerálních horizontech 52 mg.kg^{-1} a polovina lokalit vykazovala střední až dobrý obsah K.

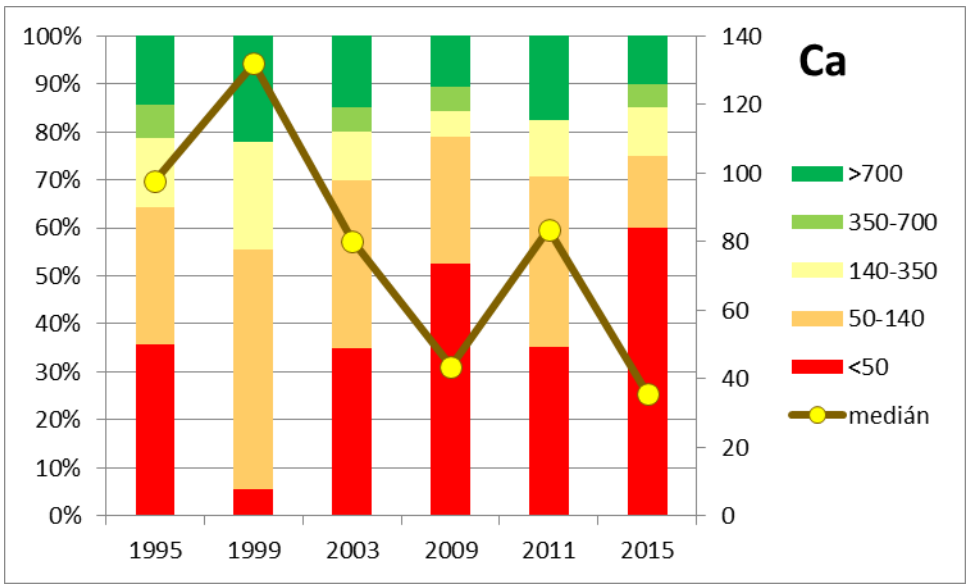


Obr. 2.5: Vývoj kategorií a středních obsahu draslíku na transektu dvaceti ploch v Krušných horách

2.2.5. Obsahy vápníku

Vápník představuje jeden z nejvýznamnějších půdních kationtů, který je rovněž důležitou živinou. V půdním prostředí se přímo podílí na tvorbě základních charakteristik půdní úrodnosti, jako je kyselost (hodnota pH), nasycení sorpčního komplexu bázemi nebo poměr bazických kationtů vůči hliníku. Obsah vápníku má nezastupitelný význam pro půdní strukturu a konzistenci (Mařan a Káš 1948).

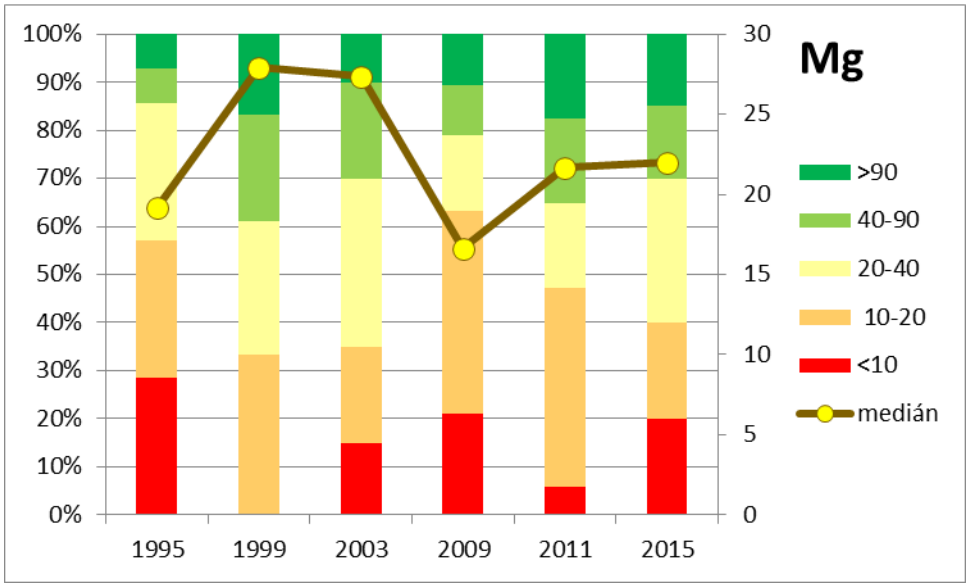
Aktuální obsahy vápníku v lesních půdách Krušných hor jsou pochopitelně ovlivněny aplikacemi vápnění, proto mají velmi výrazný rozptyl. To je nejvíce patrné v případě povrchových organických horizontů, s hloubkou půdy variabilita klesá. Studie z předchozího období (Slodičák et al. 2008) uvádí medián obsahu vápníku pro organominerální horizont A 215 $mg.kg^{-1}$, pro minerální horizont B pak 101 $mg.kg^{-1}$. Jak vyplývá z obr. 2.6, na transektu dvaceti ploch v Krušných horách jsou obsahy vápníku v minerálním horizontu výrazně nižší a v průběhu období 1995 – 2015 mají spíše tendenci k poklesu, což se pochopitelně netýká vápněných ploch. Na druhou stranu, pokud posuzujeme konvenční hranici nedostatku vápníku v minerální půdě (140 $mg.kg^{-1}$), jsou výsledky obou šetření podobné. Zatímco původní práce uvádí téměř 90% vzorků minerální půdy v oblasti deficitu (a u organominerálního horizontu A 35% vzorků), naše současné výsledky ukazují deficit na více než 70% ploch. Fiala a kol. (2013) uvádějí pro PLO Krušné hory více než 90% vzorků minerálního horizontu B v oblasti nedostatečného obsahu Ca, u organominerálního horizontu jde o více než 75% vzorků. Bez ohledu na odlišnosti v metodikách a v pokrytí jednotlivých studií lze problematiku vápníku stále považovat za závažnou.



Obr. 2.6: Vývoj kategorií a středních obsahu vápníku na transektu dvaceti ploch v Krušných horách

2.2.6. Obsahy hořčíku

Hořčík je další významnou bazickou živinou. V rostlinných pletivech je méně mobilní než draslík, ale více než vápník. Deficit hořčíku byl mnohokrát prokázán jako závažná příčina chřadnutí lesních porostů (např. Kandler a kol., 1990, Lomský, Šrámek, 2004). Nedostatek hořčíku se stává rizikovým faktorem např. v době sucha nebo při nedostatku vápníku v biomase či povrchovém humusu (Samec a kol. 2007). Obdobně jako draslík je i hořčík zastoupen v mateční hornině obvykle i na kyselých podložích. Předchozí studie (Slodičák et al. 2008) udává medián hořčíku v horizontu A 44 $mg.kg^{-1}$, v horizontu B 18 $mg.kg^{-1}$. Současná hodnota mediánu z transektu ploch je tomuto údaji blízká a činí 22 $mg.kg^{-1}$. Určitý posun je patrný v zastoupení jednotlivých kategorií výživy. Zatímco (Slodičák et al. 2008) uvádějí pro horizont B 80% vzorků v oblasti deficitu (<20 $mg.kg^{-1}$), z obr. 2.7 vyplývá, že na transektu ploch byl tento výrazný deficit zaznamenán na 40% ploch. Je patrné, že okolo 30 % ploch má střední až dobrou zásobu Mg, což lze připsat aplikacím vápnění, na nevápněných lokalitách narůstá zastoupení ploch s extrémně nízkým obsahem hořčíku do 10 $mg.kg^{-1}$. Obdobně Fiala a kol. (2013) udává v minerální půdě téměř 60 % lokalit s nedostatečným obsahem Mg a naopak okolo 10% lokalit s dobrým či vysokým obsahem. U organominerálního horizontu, který je rychleji vápněním ovlivněn, je pak 40% vzorků v oblasti nedostatku, ale více než 35% lokalit v oblasti dobrého či vysokého obsahu hořčíku.



Obr. 2.7: Vývoj kategorií a středních obsahu hořčíku na transektu dvaceti ploch v Krušných horách

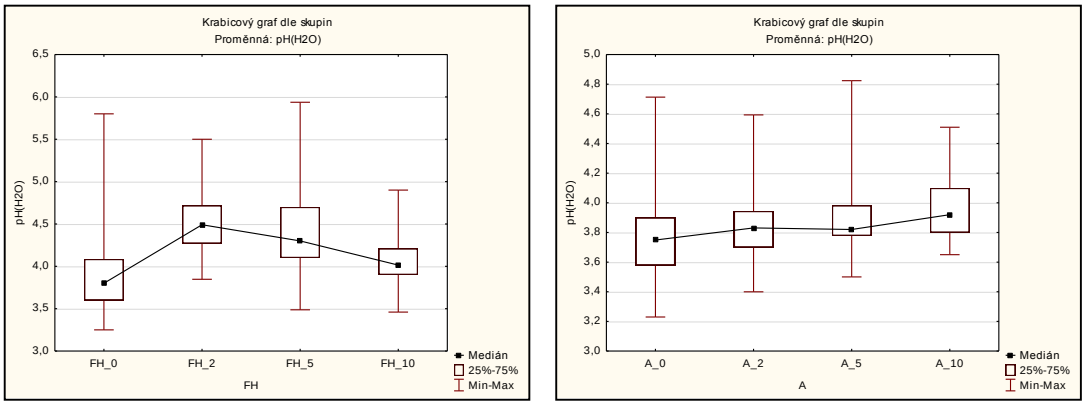
2.3. Výsledky vápnění v Krušných horách

Systematické vápnění lesních porostů v Krušných horách bylo obnoveno v roce 2000. Důvodem bylo akutní žloutnutí smrkové porostů vyvolané výrazným nedostatkem bazických prvků, především vápníku a hořčíku. Analýzy asimilačních orgánů prokázaly kritické hodnoty Mg ve smrkovém jehličí, kvůli kterým docházelo k rozkladu a nedostatečné tvorbě chlorofylu a k narušení fyziologické rovnováhy pletiv. Od roku 2000 bylo v oblasti Krušných hor vápněno téměř 30 tisíc ha lesa. Vápnění probíhá podle nově stanovených pravidel. Plochy pro zásahy jsou vybírány podle metodiky (Šrámek et al. 2014a) tak, aby byla omezena rizika zásahů a přitom zajištěna jejich efektivnost. Při aplikacích se používá vápnitý dolomit s vysokým obsahem hořčíku o dávce 3 $t.ha^{-1}$, aplikace jsou kontrolovány jak z hlediska kvality dodaného materiálu, tak z hlediska rovnoměrnosti a úplnosti. Výsledky vápnění v Krušných horách byly zpracovány v řadě výstupů (např. Fiala a kol. 2005, Šrámek a kol. 2003, 2006a,b, 2012) a byly shrnuty v publikaci Vápnění lesů v České republice (Šrámek et al. 2014b).

2.3.1. Západní Krušnohoří

Letecké vápnění dodává účinné látky na povrch lesní půdy – k nejvýraznějším změnám tedy dochází v nadložním organickém horizontu. Rizika vápnění a chemických meliorací obecně jsou spojená s tím, že při použití nevhodného silně reaktivního materiálu, jako je čisté vápno, nebo příliš vysokých dávek (>9 $t.ha^{-1}$) může dojít k razantním změnám spojeným s výrazným ovlivněním půdní biologické činnosti, rychlým rozkladem nadložního organického materiálu, uvolněním dusíku a dalších živin a jejich vyplavením z půdního profilu. Na chudých a acidifikovaných stanovištích přitom nadložní organický

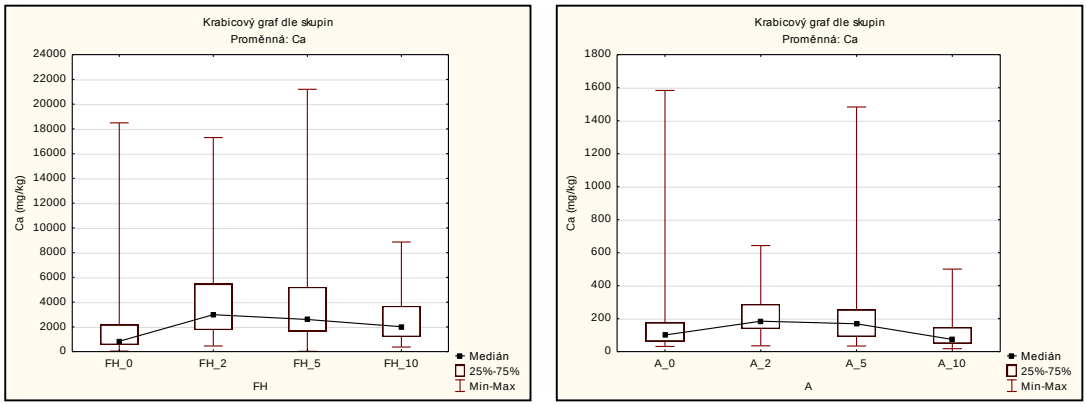
horizont představuje hlavní zásobu živin pro lesní dřeviny, takže příliš rychlé změny půdní reakce nejsou žádoucí. Jak vyplývá z obr. 2.8, dva roky po vápnění se střední hodnota aktivního pH nadložního organického horizontu (FH) posunula z 3,8 na necelých 4,5 tedy na hranici silně kyselé a středně kyselé půdy. Ke skokové změně nedošlo a nezvýšila se ani celková variabilita rozpětí kyselosti humusu. Ta je ostatně do značné míry dána proměnlivostí této veličiny v prostoru a v čase – kyselost půdy se může do určité míry lišit podle toho, na jakém konkrétním místě a v jakém ročním období je půda odebírána. V období pěti let od vápnění se kyselost opět mírně zvyšuje, střední hodnota pH je zhruba 4,3. Nadložní organický horizont má pět let po vápnění stále signifikantně vyšší pH než před zásahem. Po dalších pěti letech pH dále klesá na střední hodnotu zhruba 4,0. Ta je stále vyšší, než byla před vápněním, ale rozdíl již není statisticky významný (*p=0,0998*). V přechodném organominerálním horizontu A jsou změny v kyselosti méně výrazné. Dva roky po vápnění stoupá pH ze střední hodnoty 3,75 na 3,8 a tato změna není statisticky významná. Pět let po vápnění se střední hodnota nemění, ale vzhledem ke změnám ve variabilitě celého souboru odebraných vzorků už můžeme posun hodnotit jako významný. Další pokles kyselosti půdy a nárůst střední hodnoty pH na 3,9 můžeme pozorovat deset let od vápnění. Je tedy zřejmé, že efekt zásahu se postupně posouvá do minerální části půdního profilu. V hlubší části půdy do cca 30 cm, označené jako „horizont" B dochází ke statisticky prokazatelnému snížení půdní kyselosti až deset let po vápnění. Přitom změna není nijak výrazná, jde o necelé dvě desetiny – ze 4,0 na 4,2.



Obr. 2.8: Vývoj pH(H_2O) v období dvou, pěti a deseti let po vápnění v humusové vrstvě (FH) a v humusem ovlivněném minerálním horizontu (A)

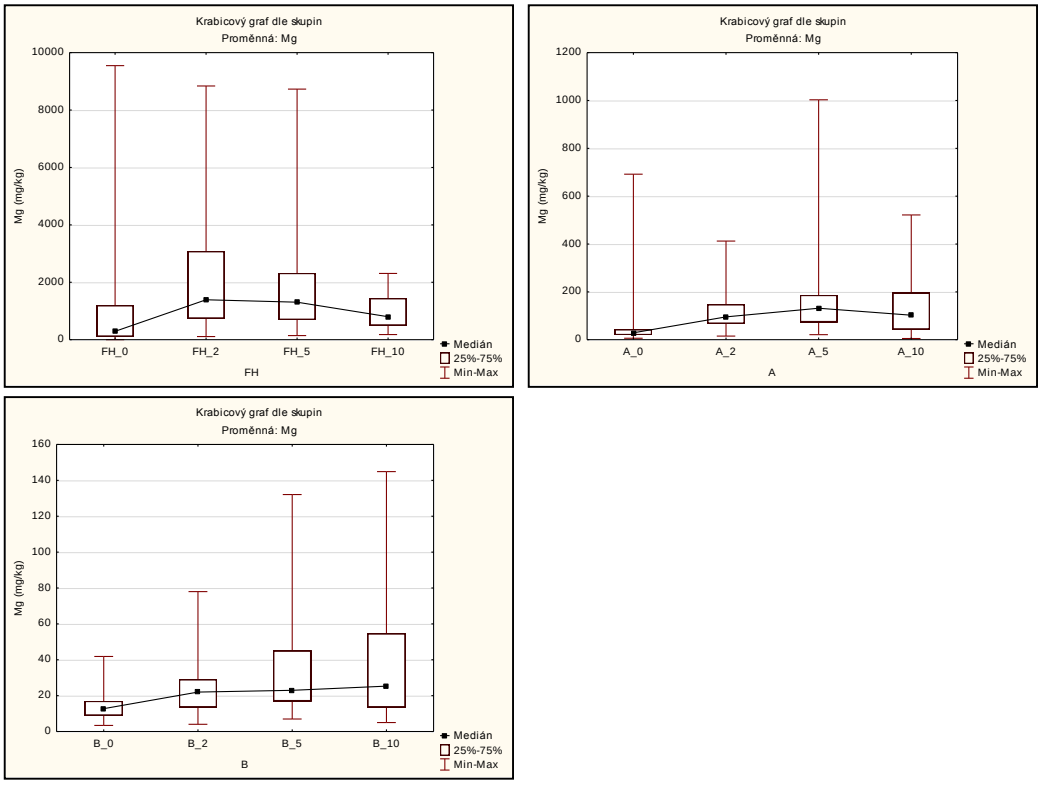
Obsahy živin v humusových látkách nadložní organické vrstvy FH jsou řádově vyšší než v minerální půdě. Pocházejí totiž z rostlinného materiálu – listů, jehličí a ostatních biologických zbytků v různém stupni přeměny. Tím jsou dány vysoké obsahy živin i jejich vysoká proměnlivost v tomto půdním horizontu. U přístupného vápníku je patrné (obr. 2.9), že v období před vápněním se střední hodnota vápníku v humusu pohybovala kolem 700 mg.kg^{-1}, ve čtvrtině vzorků však přesahovala hodnotu 2.000 mg.kg^{-1}. Dva roky po vápnění obsahy vápníku významně stouply – střední hodnota byla téměř trojnásobná. Při následujících odběrech v intervalu pěti a deseti let po zásahu postupně klesala. Deset let po zásahu je medián obsahu přístupného Ca v humusové vrstvě 2.000 mg.kg^{-1} a tato hodnota je stále signifikantně vyšší než před vápněním. Svrchní horizont minerální půdy A je také do jisté míry ovlivněn organickými látkami z nadložního organického horizontu, přesto jsou zde zásoby přístupných živin již výrazně nižší. Obsah Ca byl ve většině vzorků odebraných před vápněním pod hranicí deficitu (140 mg.kg^{-1}). Dva roky i pět let po vápnění je situace významně lepší se středními hodnotami obsahu

Ca blížícími se 200 mg.kg^{-1} (což je stále ještě nízký obsah Ca). Po uplynutí deseti let již je situace obdobná jako před vápněním. V hlouběji ležící minerálním vrstvě půdy B pak nebyly z hlediska obsahu přístupného Ca po vápnění zjištěny žádné změny.



Obr. 2.9: Vývoj obsahu přístupného vápníku v období dvou, pěti a deseti let po vápnění v humusové vrstvě (FH) a humusem ovlivněném minerálním horizontu (A)

Hořčík je prvkem, jehož ovlivnění vápněním nás velmi zajímá, neboť žloutnutí porostů bylo spojeno především s kritickým nedostatkem tohoto prvku v jehličí. Hořčík tvoří centrum molekuly chlorofylu – zeleného listového barviva. V rostlinných pletivech i v ekosystému obecně je výrazně pohyblivější než vápník, rostliny ho mohou do jisté míry přesouvat mezi různě starými vegetačními orgány, může být ale i vyplavován přímo z listoví vlivem kyselých srážek. Změny obsahu přístupného hořčíku v nadložním humusovém horizontu (obr. 2.10) jsou velmi podobné tomu, co jsme mohli sledovat u vápníku. Výrazné navýšení obsahu Mg je patrné dva roky i pět let po vápnění. Po deseti letech od zásahu se obsahy postupně snižují, ale jsou stále významně vyšší, než byly před zásahem. V organominerálním horizontu A měla před vápněním většina vzorků obsah Mg pod hranicí deficitu (20 mg.kg^{-1}). Dva roky po vápnění byly obsahy přístupného Mg již výrazně lepší, většina vzorků spadala do hodnot středního zajištění výživy (40-90 mg.kg^{-1}). Deset let po vápnění hodnoty obsahu Mg poklesly, ale stále jsou signifikantně vyšší, než byly před vápněním. Na rozdíl od vápníku je patrné statisticky významné zlepšení zásoby přístupného hořčíku i v hlubší minerální vrstvě půdy B. Absolutní hodnoty jsou sice stále poměrně nízké, ale v intervalu dvou, pěti i deseti let po provedeném zásahu se více než polovina odebraných vzorků drží nad hranicí nedostatku.

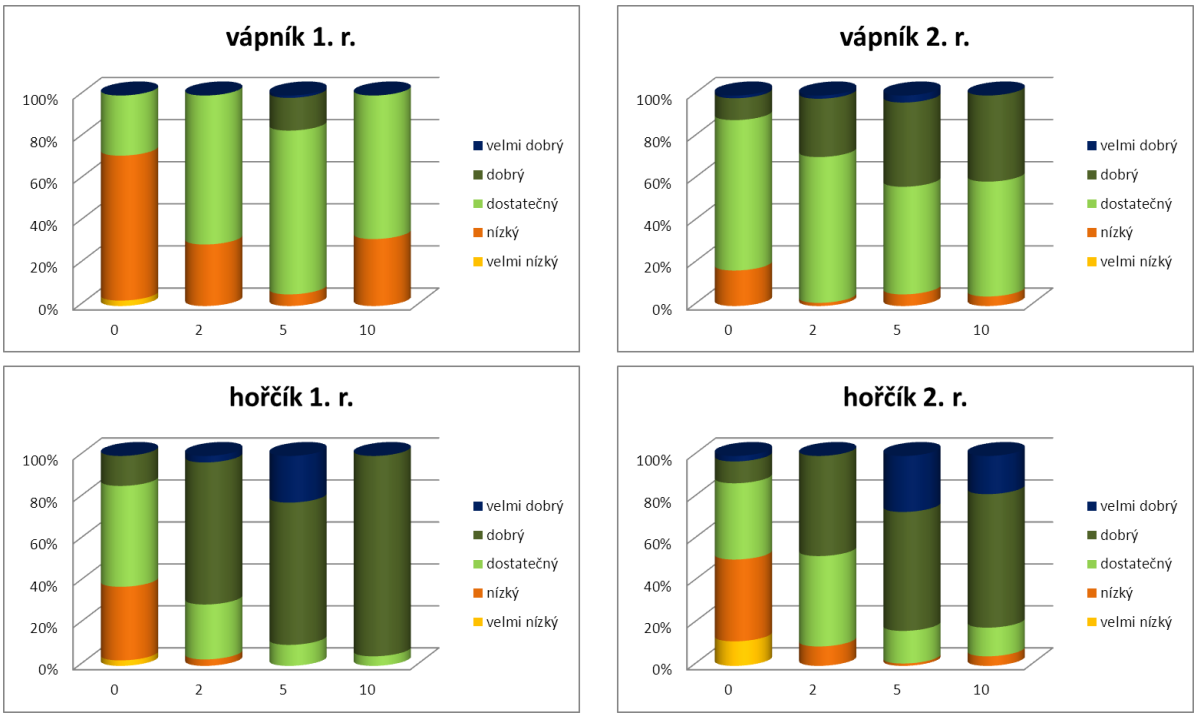


Obr. 2.10: Vývoj obsahu přístupného hořčíku v období dvou, pěti a deseti let po vápnění v humusové vrstvě (FH), humusem ovlivněném minerálním horizontu (A) a v minerální vrstvě půdy do hloubky cca 30 cm (B)

Střední hodnoty obsahu vápníku a hořčíku v jehličí významně narůstají v odběrech dva roky a pět let od vápnění. Deset let po zásahu vápník opět klesá a jeho medián se již signifikantně neodlišuje od stavu před zásahem. Obsahy Mg v jehličí naopak i v intervalu deseti let zůstávají na vysokých hodnotách (vyšších než dva roky po zásahu) a jsou statisticky významně odlišné od stavu před zásahem. Pro hodnocení efektu prováděných opatření nás ovšem nezajímají pouze posuny průměrných hodnot, ale zajištění výživy dřevin v jednotlivých porostech. Na obr. 2.11 je patrný vývoj relativního zastoupení odebraných vzorků podle tříd výživy vápníkem a hořčíkem – zvlášť pro první a pro druhý ročník jehličí. Z obsahu vápníku v prvním ročníku jehličí je patrné, že před vápněním dvě třetiny hodnocených lesních porostů vykazovaly nedostatečnou výživu tímto prvkem. Dva roky po zásahu to již bylo pouze 20 % a pět let po vápnění pokleslo zastoupení porostů s deficitem Ca pouze na 5 %. Deset let po provedení zásahu bylo zastoupení lesních porostů s nedostatečnou výživou stále o třetinu nižší než před provedením chemické meliorace – přestože střední hodnoty obsahu Ca v jehličí se již statisticky významně neodlišovaly. Ve druhém ročníku jehličí lze pozorovat nárůst zastoupení porostů s dobrou výživou, a ten zůstává stabilní i deset let po vápnění.

Před zásahem vykazovaly smrkové porosty i v prvním – obvykle dobře zásobeném ročníku jehličí – nedostatečnou výživu hořčíkem téměř ve 40 % všech odebraných vzorků. Tento stav se výrazně změnil. V období pěti a deseti let po vápnění již nebyl deficit Mg pozorován a deset let po vápnění vykazovala naprostá většina vzorků dobrou výživu hořčíkem. Podobně pozitivní vývoj lze sledovat i ve druhém ročníku jehličí, kde před zásahem vykazovala nedostatek hořčíku polovina vzorků, z toho v 10% případů

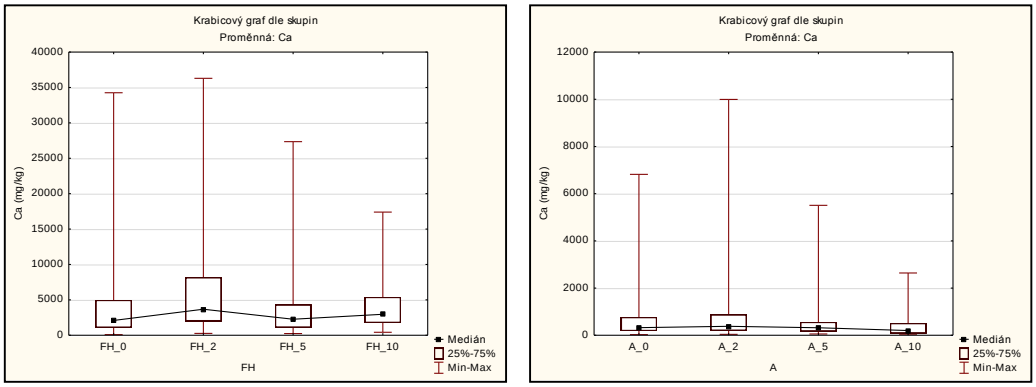
byl obsah Mg nižší než 400 mg.kg^{-1} (kritický nedostatek). Deset let po zásahu naopak zcela převažují porosty s dobrou výživou tímto prvkem.



Obr. 2.11: Vývoj zastoupení lesních porostů v jednotlivých třídách výživy vápníkem a hořčíkem při odběrech před vápněním (0), dva roky (2), pět let (5) a deset let (10) po zásahu

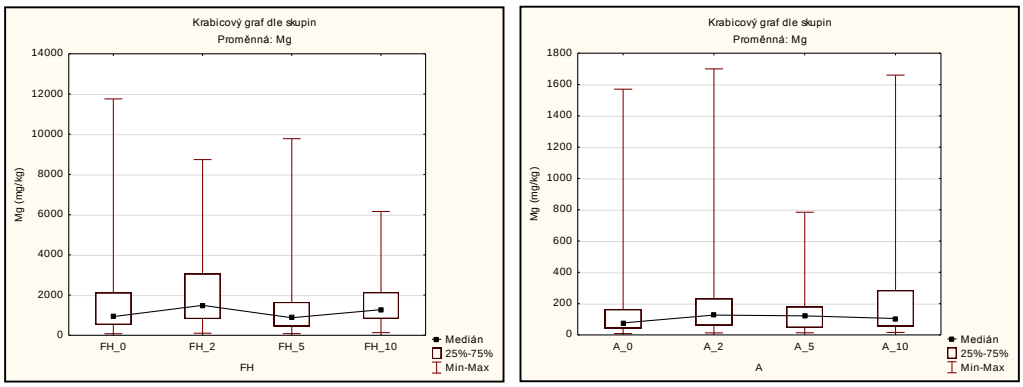
2.3.2. Východní Krušnohoří

Jak již bylo zmíněno výše, historické aplikace různých dávek vápnění i kombinace různých typů hnojení kultur spolu s několika používanými typy mechanické přípravy půdy ve východní části Krušných hor vedou k vysoké variabilitě dat, která do určité míry komplikuje statistické vyhodnocení půdních průzkumů. Vysoká variabilita např. stírá rozdíly v pH půdy dané aplikací vápnění. Signifikantní snížení kyselosti je patrné pouze v období dva roky po vápnění v humusovém horizontu. Obdobná situace je také u bazických kationtů. Medián obsahu přístupného vápníku v nadložním organickém horizontu byl před vápněním 2.000 mg.kg^{-1} a zjištěné hodnoty mají obrovský rozsah (obr. 2.12). Musíme ovšem brát v úvahu atypičnost nadložního organického horizontu v porostech náhradních dřevin - zejména na plochách s provedenou mechanickou přípravou půdy. V rozvolněných a zabuřenělých porostech se do odebíraných vzorků dostávají části drnů, na skarifikovaných lokalitách mezi valy se pak nadložní humusová vrstva často prakticky nevyskytuje. Dva roky po vápnění došlo k signifikantnímu nárůstu obsahu Ca, v období pěti a deseti let po vápnění již statisticky významné odchylky od stavu před vápněním nebyly zjištěny. V minerálních horizontech jsou obsahy Ca pochopitelně výrazně nižší, i když mají také velmi vysokou variabilitu. U horizontu B převládají vzorky s velmi nízkým, případně nízkým obsahem Ca. Významné změny obsahu přístupného vápníku zde v odběrech po zásahu nebyly pozorovány.



Obr. 2.12: Vývoj přístupného vápníku v období dvou, pěti a deseti let po vápnění v humusové vrstvě (FH) a humusem ovlivněném minerálním horizontu (A)

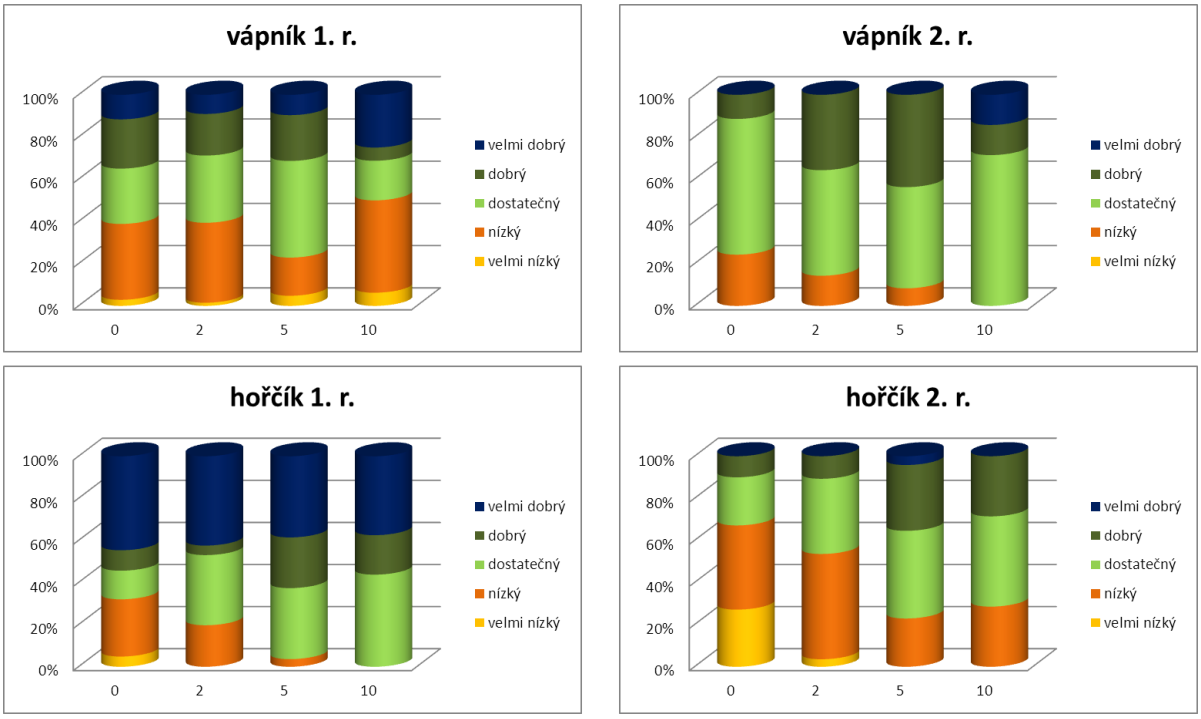
Obsahy přístupného hořčíku v nadložním organickém humusu jsou na východě Krušných hor rovněž velmi proměnlivé (obr. 2.13). Signifikantně se zvýšily pouze ve vzorcích odebraných dva roky po vápnění. V organominerálním horizontu A na přechodu humusové vrstvy a minerální půdy došlo k významnému zvýšení obsahu Mg dva roky po vápnění. I v odběrech v intervalu pěti a deseti let po vápnění byly střední hodnoty přístupného Mg vyšší než před zásahem, rozdíly již ale nejsou průkazné. To platí i pro situaci v minerálním horizontu B. V této vrstvě půdy vykazuje většina lokalit nedostatek Mg. Střední hodnoty obsahu Mg stoupaly ve vzorcích odebraných dva roky i pět let po vápnění. Deset let po vápnění došlo sice k mírnému poklesu, ale medián obsahu přístupného Mg je stále vyšší než před provedeným zásahem. Vzhledem k vysoké variabilitě dat však nebyla žádná z těchto změn statisticky významná.



Obr. 2.13: Vývoj přístupného hořčíku v období dvou, pěti a deseti let po vápnění v humusové vrstvě (FH) a v humusem ovlivněném minerálním horizontu (A)

Na obr. 2.14 je patrný vývoj obsahu živin v jehličí smrkových porostů v období 2, 5 a 10 let po vápnění. U prvního ročníku jehličí se provedené zásahy na obsahu vápníku příliš neprojevily. V pátém roce po vápnění se sice snížilo zastoupení vzorků v oblasti nedostatku, deset let po vápnění však bylo porostů s nedostatkem Ca více než před zásahem. Výraznější efekt je u druhého ročníku jehličí, kde postupně dochází ke snižování deficitu. Deset let po vápnění již všechny odebrané vzorky jehličí vykazovaly alespoň dostatečný obsah Ca.

Stejně jako na západě je vliv vápnění výrazněji patrný na obsazích hořčíku v jehličí. U nejmladších ročníků jehličí postupně ubývá vzorků s projevy deficitu a deset let po vápnění se již nedostatek Mg v žádném vzorku neobjevuje. Ve starším ročníku jehličí vykazovala původně více než polovina vzorků nedostatečnou výživu hořčíkem. Počet vzorků s nedostatečnou výživou Mg se postupně snížil na třetinu. Zcela byly odstraněny porosty s kritickým nedostatkem tohoto prvku.



Obr. 2.13: Vývoj zastoupení lesních porostů v jednotlivých třídách výživy vápníkem a hořčíkem při odběrech před vápněním (0), dva roky (2), pět let (5) a deset let (10) po zásahu ve východním Krušnohoří

2.4. Souhrn

Půdní prostředí je stále jedním z faktorů, který v Krušných horách limituje standardní postupy lesního hospodářství zajišťující všechny produkční i mimoprodukční funkce lesa. Problematické jsou zejména nízké zásoby bazických živin a také nízká přístupnost fosforu, a to zejména v poměru k relativně dobré dostupnosti dusíku, který je ve zvýšené míře do porostů transportován ve formě atmosférických depozic. Riziko nedostatku bazických živin je vyšší v západní části Krušných hor, ve východním Krušnohoří však lze očekávat zvýšený odběr živin spojený s postupným narůstáním biomasy lesních porostů na lokalitách bývalých imisních holin. Jedním z hlavních prostředků nápravy je vápnění lesních ekosystémů, které je v ČR stále využíváno o poznání méně než v sousedním Sasku. Současný systém se opírá o dobře strukturovanou metodiku výběru ploch i kontrolu aplikací a je vhodné ho do budoucna udržet, tak, aby bylo možné aplikovat vápenec ročně na 3 – 4 tisících ha vybraných ploch. V oblasti západního Krušnohoří je vyhlášena NATURA 2000 Krušnohorské plató o rozloze 11.780 ha, kde je vápnění vyloučeno. Toto omezení považujeme za potenciálně rizikové. Z tohoto důvodu doporučujeme

založit systém monitoringu, který by hodnotil zdravotní stav a růst lesních porostů v tomto chráněném území a na okolních plochách, kde je dodání živin vápněním prováděno.

V oblasti východního Krušnohoří se na významné rozloze vyskytují porosty náhradních dřevin, kde byla v minulosti shrnuta organická vrstva obsahující většinu živin do valů. Těmto lokalitám je nutné věnovat zvýšenou pozornost a při jejich rekonstrukcích využívat opatření k obnovení humusové vrstvy, jako je rozhrnování valů. Při rekonstrukcích doporučujeme využít biomasu stávajících porostů náhradních dřevin např. formou štěpkování. Je vhodné omezit stávající praxi odstranění celkové biomasy dřevin z rekonstruovaných porostů a alespoň část jí zpět do porostů ve formě štěpky vracet, což by zajistilo udržení bazických živin v lesních půdách v potenciálně přístupných organických vazbách. Zatím neexistují jednoznačné podklady, které by umožnily kvantifikovat optimální množství štěpky ponechané v porostech, domníváme se, že vhodné množství je zhruba třetina hmoty porostu, tak aby nedocházelo ve vzniku vrstvy štěpky vyšší než ca 20 cm. Při zalesňování je pak nutné zajistit, aby kořeny dřevin byly v minerální půdě a nedocházelo k vysychání. Problematika rizikovosti použití štěpky z porostů smrku pichlavého napadených kloubnatkou je komentována v souhrnu následující kapitoly, v zásadě však lze i tento materiál použít.

Chemická meliorace je významným přínosem, je ovšem pouze jedním z opatření, jež pro dosažení stabilních ekosystémů musí být doprovázeno opatřeními biologickými – zejména zakládáním porostů s odpovídající druhovou skladbou a jejich řádným obhospodařováním a ochranou, jak je popsáno v následujících kapitolách.

Použitá literatura:

BERGER, T. W., UNTERSTEINER, H., SCHUMEL, H., JOST, G., 2008: Throughfall fluxes in a secondary spruce (Picea abies), beech (Fagus sylvatica) and mixed spruce-beech stand. Forest Ecology and Management 255, 605-618

BOŠTÍK, J., 1988: Zkušenosti s leteckým vápněním na Lesním závodě Klášterec nad Ohří. Lesnická práce 67, 393-396

FIALA, P., REININGER, D., SAMEK, T., 2005: Zhodnocení účinků vápnění na lesní ekosystémy Krušných hor z období 1999-2005. Ústřední zkušební ústav zemědělský, 78 s.

FIALA, P., REININGER, D., SAMEK, T., NĚMEC, P., SUŠIL, A., 2013: Průzkum výživy lesa na území České republiky 1996–2011. Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský, 148 s.

GALLOWAY, J. N., 1998: The global nitrogen cycle: changes and consequences. Environmental Pollution 102, S1, 15-24

KANDLER, O., SENSER, M., MILLER, W., 1990: Vergilbung und Wiedergrünung der Fichte. In: Jositz, J. (ed) Neuartige Waldschaden - Erkenntnisse und Folgerungen , Hanns-Siedel-Stifung eV, 113 –138

KUBELKA, L., 1988: Účinnost leteckého vápnění v oblasti Krušných hor. Lesnická práce 67, 542-546

KUBELKA, L. (ED.), 1992: Obnova lesa v imisemi poškozované oblasti severovýchodního Krušnohoří. MZe ČR, 133 s.

LOCHMAN, V., ŠEBKOVÁ, V., 1998: The development of air pollutant depositions and soil chemistry on the research plots in the eastern part of the Ore Mts. Lesnictví-Forestry 45, 549-560

LOCHMAN, V., ŠRÁMEK, V., FADRHONSOVÁ, V., LACHMANOVÁ, Z., 2008: Změny zásoby sledovaných prvků v lesních půdách na plochách Moldava v Krušných horách. Zprávy lesnického výzkumu 53, 165-178

LOMSKÝ, B., ŠRÁMEK, V., 2004: Different types of damage in mountain forest stands of the Czech Republic. Journal of Forest Science, 50, 533-537

MAŘAN, B., KÁŠ, V., 1948: Biologie lesa I. – pedologie a mikrobiologie lesních půd, Melantrich, 596 s.

SAMEC, P., VAVŘÍČEK, D., ŠIMKOVÁ, P., PŇÁČEK, J., 2007: Multivariate statistical approach to comparison of the nutrient status of Norway spruce (Picea abies [L.] Karst.) and top-soil properties in differently managed forest stands. Journal of Forest Science 53, 101-112

SCHULZE, E. D., (ED.), 2000: Carbon and nitrogen cycling in European forest ecosystems. Ecological Studies 142. Springer, Berlin Heidelberg New York, 500 s.

SLODIČÁK, M., BALCAR, V., NOVÁK, J., ŠRÁMEK, V. (EDS.), 2008: Lesnické hospodaření v Krušných horách. Edice Grantové služby LČR 03, LČR, VÚLHM, 480 s.

ŠRÁMEK, V., FADRHONSOVÁ, V., VORTELOVÁ, L., LOMSKÝ, B., 2012: Development of chemical soil properties in the western Ore Mts. (Czech Republic) 10 years after liming. Journal of Forest Science 58, 57-66

ŠRÁMEK, V., LOMSKÝ, B., FADRNOHSOVÁ, V., 2003: Vápnění lesních porostů v Krušných horách – výsledky opakovaných analýz na LS Horní Blatná a OL Boží dar. In: Slodičák, M., Novák, J., Výsledky lesnického výzkumu v Krušných horách v roce 2002, VÚLHM, 33-40

ŠRÁMEK, V., MATERNA, J., NOVOTNÝ, R., FADRHONSOVÁ, V., 2006a: Effect of forest liming in the Western Krušné hory Mts. Journal of Forest Science 52, Special Issue, 45-51

ŠRÁMEK, V., NOVOTNÝ, R., FIALA, P., NEUDERTOVÁ-HELLEBRANDOVÁ, K., REININGER, D., SAMEK, T., ČIHÁK, T., FADRHONSOVÁ, V., 2014b: Vápnění lesů v České republice. Ministerstvo zemědělství, 91 s.

ŠRÁMEK, V., VORTELOVÁ, L., NOVOTNÝ, R., MAXA, M., 2006b: Střednědobá účinnost vápnění v Krušných horách – výsledky opakovaných analýz půd a jehličí v období pěti let po zásahu. In: Slodičák, M., Novák, J., Lesnický výzkum v Krušných horách – recenzovaný sborník z celostátní vědecké konference, VÚLHM, 317-333

3. Ohrožení porostů náhradních dřevin Krušných hor biotickými škůdci - výsledky terénních šetření v roce 2015

Jan Liška, Vítězslava Pešková, Roman Modlinger, Miloš Knížek

3.1. Úvod

Cílem této dílčí částí studie bylo prostřednictvím terénních šetření na vybraných reprezentativních lokalitách v centrální a východní části přírodní lesní oblasti (PLO) Krušné hory zaznamenat výskyt biotických škodlivých činitelů v porostech náhradních dřevin (PND), resp. posoudit míru ohrožení PND ze strany této skupiny škodlivých faktorů. Dosažené výsledky porovnat se závěry studie z roku 2008. Na základě provedených šetření poté doporučit návrh opatření ochrany lesa pro budoucí období.
Problematika ochrany lesa v PND byla přehledně zpracována Balcarem et al. (2008), kde součástí textu je také zpracování literárního přehledu, s uvedením do té doby publikovaných relevantních informací. Předkládaná studie na ni přímo navazuje a uvádí pouze nejdůležitější práce z následného období. Obecně Balcar et al. (2008) konstatuje, že nejvýznamnějším dílčím vlivem z okruhu biotických škůdců PND je hmyz, kromě působení zvěře. Ohroženost jednotlivých skupin PND je sice různá, celkově však impakt biotických škodlivých činitelů žádnou náhradní dřevinu existenčně neohrožuje.
Pro období po roce 2008 jsou k dispozici hlavně výsledky dílčích šetření LOS (např. Pešková & Soukup 2013; Pešková & Modlinger 2015), zejména pak ve vztahu k problematice dramatického zhoršení zdravotního stavu porostů smrku pichlavého (*Picea pungens*) po masivní infekci kloubnatkou smrkovou (*Gemmamyces piceae*). Z dalších druhů tvořících PND bylo v letech 2013 a 2014 zaznamenáno pouze zhoršení zdravotního stavu modřínu opadavého (*Larix decidua*), cf. Pešková & Modlinger (2014). Poznatky lesních hospodářů ze zájmové oblasti jsou promítnuty do hlášení o výskytu škodlivých činitelů, každoročně sumarizovaných a publikovaných samostatně v Supplementu Zpravodaje ochrany lesa (Knížek 2009; Knížek 2010, Knížek 2011, Knížek & Modlinger 2012; Knížek & Modlinger 2013; Knížek et al. 2015). Ze saské strany Krušných hor jsou v případě existence problémů v ochraně lesa k dispozici údaje prostřednictvím každoročního souhrnu výskytu škodlivých činitelů v saských lesích, publikované v časopise AFZ Der Wald (např. Otto & Matschulla 2015).

3.2. Metodika

V souladu se zadáním studie byla PLO Krušné hory rozdělena na sektor s významným výskytem PND, a na část, kde je jejich zastoupení nízké. Vzhledem k časovému hledisku a skutečnosti většinového (reprezentativního) pokrytí PLO Krušné hory lesy ve správě podniku LČR, s. p., bylo šetření cíleně směrováno pouze do lokalit ve správě této organizace.
Zájmová oblast šetření reprezentovala celé území LS Klášterec nad Ohří a LS Litvínov, a dále části území LS Děčín (4 nejzápadnější revíry) a LS Horní Blatná (1 nejvýchodnější revír).
Celé vymezené území bylo během letních měsíců prozkoumáno, s cílem obecného posouzení výskytu biotických škodlivých činitelů, resp. získání celkového přehledu o zdravotním stavu PND. V zájmové oblasti byly poté ve spolupráci s uvedenými lesními správami vybrány reprezentativní porosty tvořené hlavními, plošně nejrozšířenějšími PND tedy břízou (BŘ), smrkem pichlavým (SMP), modřínem (MD) a jeřábem (JŘ). V každém porostu byl během září a října podrobněji sledován výskyt biotických škůdců a

symptomů poškození, u minimálně 50 jedinců dané dřeviny. Celkem bylo takto hodnoceno více než 50 porostů.

Pro potřeby celkového zhodnocení ohroženosti jednotlivých taxonů náhradních dřevin z pohledu působení biotických škodlivých činitelů byla použita jednoduchá pětistupňová škála, vyjadřující míru ohroženosti na základě zjištěného recentního stavu (a také předchozích poznatků):

1 – nejnižší míra poškození, porosty s minimálním výskytem škodlivých činitelů
2 – dobrý zdravotní stav, sekundární defoliace do 20 %, slabý výskyt škodlivých činitelů
3 – zhoršený zdravotní stav, sekundární defoliace do 60 %, středně silný výskyt škodlivých činitelů, kteří způsobují mortalitu jednotlivých stromů
4 – silné poškození porostů, sekundární defoliace nad 60 %, vlivem působení škůdců se vytvářejí ohniska nebo jsou napadené stromy plošně rozptýlené, ale převažují živí jedinci, hrozí rozpad porostů v několika následujících letech
5 – nejvyšší míra poškození, rozpadající se porosty, stromy odumírají vlivem působení škůdců na souvislých plochách, v případě rozptýleného napadení převažují odumírající nebo již odumřelí jedinci.

Nejpodrobněji byl z pohledu výskytu biotických škodlivých činitelů šetřen zdravotní stav smrku pichlavého, přičemž byly využity také pokusné plochy z předchozích let 2009-2014, kdy každoročně probíhal výzkum zaměřený na posouzení stupně napadení této dřeviny kloubnatkou smrkovou. Vzhledem k pozorovanému nárůstu poškození smrku ztepilého (*Picea abies*) kloubnatkou smrkovou (Pešková & Modlinger 2015) bylo provedeno šetření i v porostech této dřeviny. Hodnoceno bylo 50 porostů s relativně vyšším zastoupením SM a to pouze na území LS Klášterec nad Ohří a LS Litvínov. V porostu bylo náhodně vybráno 30 stromů a pomocí dalekohledu nebo i prostým okem byly prohlédnuty koruny hodnocených kmenů (zejména okrajové části koruny). K vyjádření stupně napadení smrku ztepilého kloubnatkou bylo použito následujících kategorií:

0 Bez napadených pupenů.
1 Napadeny jednotlivé pupeny nebo max. 1 větev
2 Strom napaden z 1/3.
3 Strom napaden z 2/3.
4 Strom napaden z více než 2/3. Počínající defoliace (proředění korun vlivem opakovaného víceletého napadení pupenů kloubnatkou).

3.3. Výsledky:

3.3.1. Bříza (*Betula* spp.)

Porosty břízy zaujímají v současnosti stále největší plochu mezi PND zájmové oblasti (podle evidence z roku 2015 dosahují výměry 9 150 ha). Z převážné většiny jsou tyto porosty tvořeny břízou bradavičnatou (*Betula pendula*), pouze menšina vykazuje znaky břízy pýřité (*Betula pubescens*), popř. břízy karpatské (*Betula carpatica*). Z hlediska celkového zdravotního stavu břízy v současnosti zcela dominuje abiotické poškození korunových partií, především rozlámání větví způsobené námrazou a mokrým sněhem (nepůvodní populace břízy bradavičnaté tímto poškozením trpí nesrovnatelně více). Schopnost regenerovat uvedené mechanické poškození je celkově poměrně značná, vytvořené náhradní partie koruny však často vykazují vyšší míru primární defoliace.

Výskyt biotického poškození

Během kontrol březových porostů bylo sice zjištěno poměrně široké spektrum druhů, vyskytujících se na této dřevině (zejména pak na asimilačních orgánech a plodech), dílem prostřednictvím nálezu daných vývojových stádií, dílem prostřednictvím symptomů poškození. Celkově se jednalo o několik desítek taxonů hmyzu a hub. Mezi hmyzem se uplatňovaly zejména foliofágní larvy motýlů, brouků a blanokřídlých (žijících volně i v minách), savý hmyz (mšicovití), několik druhů patřilo do skupiny tzv. kambioxylofágů, žijících v kmenech a větvích, např. kůrovcovití brouci, jako je bělokaz březový (*Scolytus ratzeburgii*), či zástupci drtníků (*Xyleborini*) a dřevokazů (*Trypodendron*). Z houbových patogenů byly sporadicky nalezeny druhy působící kmenové hniloby (např. březovník obecný - *Piptoporus betulinus*), v pozdně letním a podzimním období byl na některých lokalitách hojnější také výskyt listových skvrnitostí a nekróz (*Venturia* sp.). Na několika místech bylo zaznamenáno poškození bazálních partií kmenů klováním datlovitých ptáků, což vedlo ke vzniku nekrotických lézí a lokálnímu odumírání kambiálních pletiv. Závažnější působení hlodavců a zvěře zjištěno nebylo.

Celkově je však možno hodnotit vliv uvedených biotických činitelů jako nepříliš významný. Míra sekundární defoliace se pohybovala v rozpětí 5–10 %, v řadě případů však byla nižší. Balcar et al. (2008) přitom uvádí v roce 2000, že u více než 50 % šetřených porostů překračovala defoliace 15 %. Výskyt listových skvrnitostí a nekróz, způsobujících časnější opad listů, byl sice v závěru vegetačního období 2015 na některých exponovanějších lokalitách relativně vyšší (převyšující zmiňovaných 15 %), o negativním dopadu na zdravotní stav stromů však vzhledem k fenologii nelze uvažovat. Také recentní poškození kmenové části kambioxylofágy nebylo významné, neboť bylo zaznamenáno u méně než 5 % kontrolovaných jedinců (staré kumulované a „zavalené“ poškození bylo o něco četnější). Také nebylo zjištěno sekundární namnožení podkorního hmyzu na částech korun poškozených abiotickými vlivy.

Důležitý parametr zdravotního stavu, kterým je míra mortality stromů, byl na části ploch nulový, neboť se jednalo o porosty s nízkým zakmeněním, z nichž byly poškozené a odumírající stromy již odstraněny pěstebními zásahy. U porostů, v kterých nebyly v posledních letech provedeny výchovné zásahy, se mortalita stromů pohybovala v rozmezí 5–20 % (zpravidla však do 10 %). Vlastní příčina odumření stromů však prakticky bez výjimky spočívala v poškození abiotickými vlivy (kmenové zlomy či rozlámání celé koruny).

Závěr

Porosty břízy lze v současnosti v Krušných horách z pohledu výskytu biotického poškození považovat za relativně stabilizované, a je možno je hodnotit v závislosti na exponovanosti stanoviště stupněm ohroženosti 2–3 v případě břízy bradavičnaté, a stupněm 1–2 v případě břízy pýřité (popř. břízy karpatské a jejich přechodných typů).

Obr. 3.1: Porost břízy bradavičnaté s minimálním poškozením listové plochy biotickými činiteli (Foto: J. Liška)

Obr. 3.2: Příklad výskytu listových skvrnitostí houbového původu v závěru vegetačního období (Foto: J. Liška)

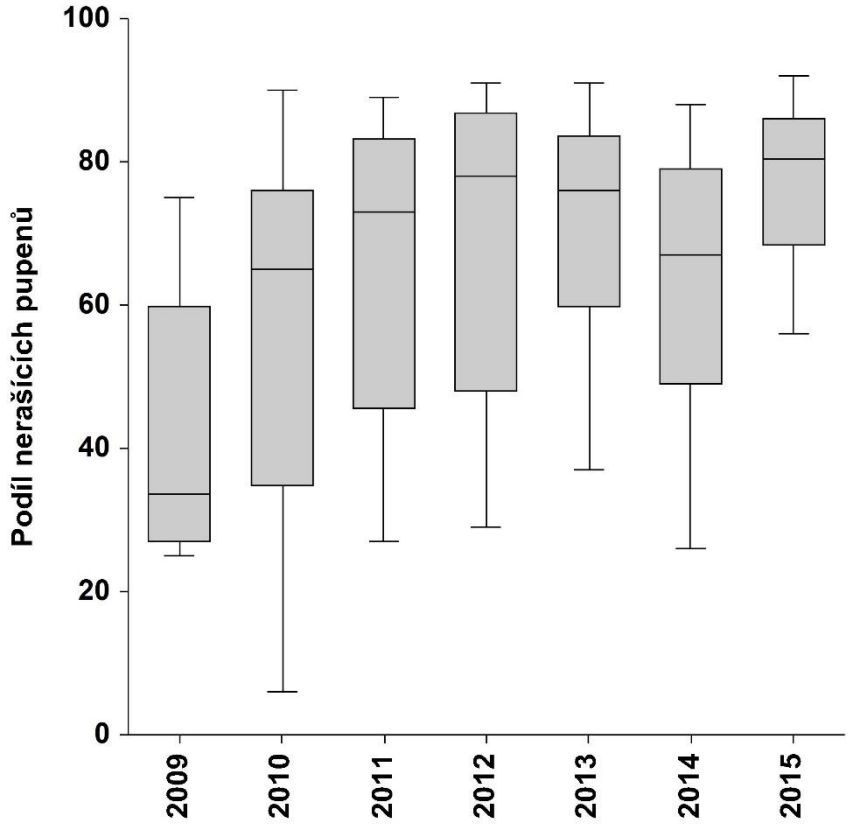
3.3.2. Smrk pichlavý (*Picea pungens*)

Porosty smrku pichlavého zaujímají druhé místo z hlediska jejich plošného zastoupení v PND zájmové oblasti (před zahájením rekonstrukcí jejich rozloha činila téměř 9 tis. ha, v současnosti je to 6 609 ha). Z pohledu zdravotního stavu u SMP v posledním období zřetelně dominuje biotické poškození, působené převážně houbovými patogeny. Vliv abiotických faktorů je slabý, omezený na příležitostné zlomy vrchních partií korun a lokální působení pozdních mrazů. V posledním období poněkud narůstá četnost vývratů na plochách rozvolněných následkem provedené rekonstrukce porostu. Míra primární defoliace je napříč stanovišti (s výjimkou zcela nevhodných výsadeb na silně zrašelinělých půdách) velmi nízká.

Výskyt biotického poškození

Kontroly výskytu původců biotického poškození podle očekávání potvrdily pouze relativně omezené druhové spektrum škodlivých činitelů působících na této dřevině. Mezi hmyzími škůdci prakticky neměl význam listožravý hmyz, zjištěn byl např. jednotlivý výskyt poškození letorostů žírem obaleče *Zeiraphera ratzeburgiana*, stromy chřadnoucí a odumírající po infekci houbovými chorobami (viz dále) byly běžně sekundárně napadeny lýkožrouty, především lýkožroutem lesklým (*Pityogenes chalcographus*) a na řadě míst také lýkohubem smrkovým (*Denroctonus micans*), u něhož se zřejmě v souvislosti s postupujícím chřadnutím porostů zvyšuje plošný rozsah výskytu. Zřídka byl na SMP zaznamenán i lýkožrout smrkový (*Ips typographus*). Přestože byl lýkožrout lesklý zjištěn na odumřelých stromech v relativně vysoké početnosti, nebyl zaznamenán případ, že by došlo k následnému napadení okolních jedinců smrku ztepilého. Kromě jmenovaných druhů kůrovcovitých byli dále běžně nalézáni lýkožrout obecný (*Pityophthorus pityographus*), lýkožrout mnohozubý (*Orthotomicus laricis*), lýkožrout menší (*Ips amitinus*), lýkohub obecný (*Hylurgops palliatus*), zástupci korohlodů rodu *Cryphalus* a skrytohlodů rodu *Crypturgus* nebo z nosatcovitých brouků smoláci rodu *Pissodes*, avšak jako sekundární škůdci bez většího významu pro zdravotní stav obsazených jedinců smrku. Ze skupiny savého hmyzu byly sporadicky zjištěny rozptýlené kolonie mšice smrkové (*Elatobium abietinum*), k jejímu masivnímu přemnožení došlo na jaře 2015 i v podhůří Krušných hor (Mertelík et al. 2015). Na několika místech byly také nalezeny slabé příznaky výskytu svilušky smrkové (*Oligonychus ununguis*).

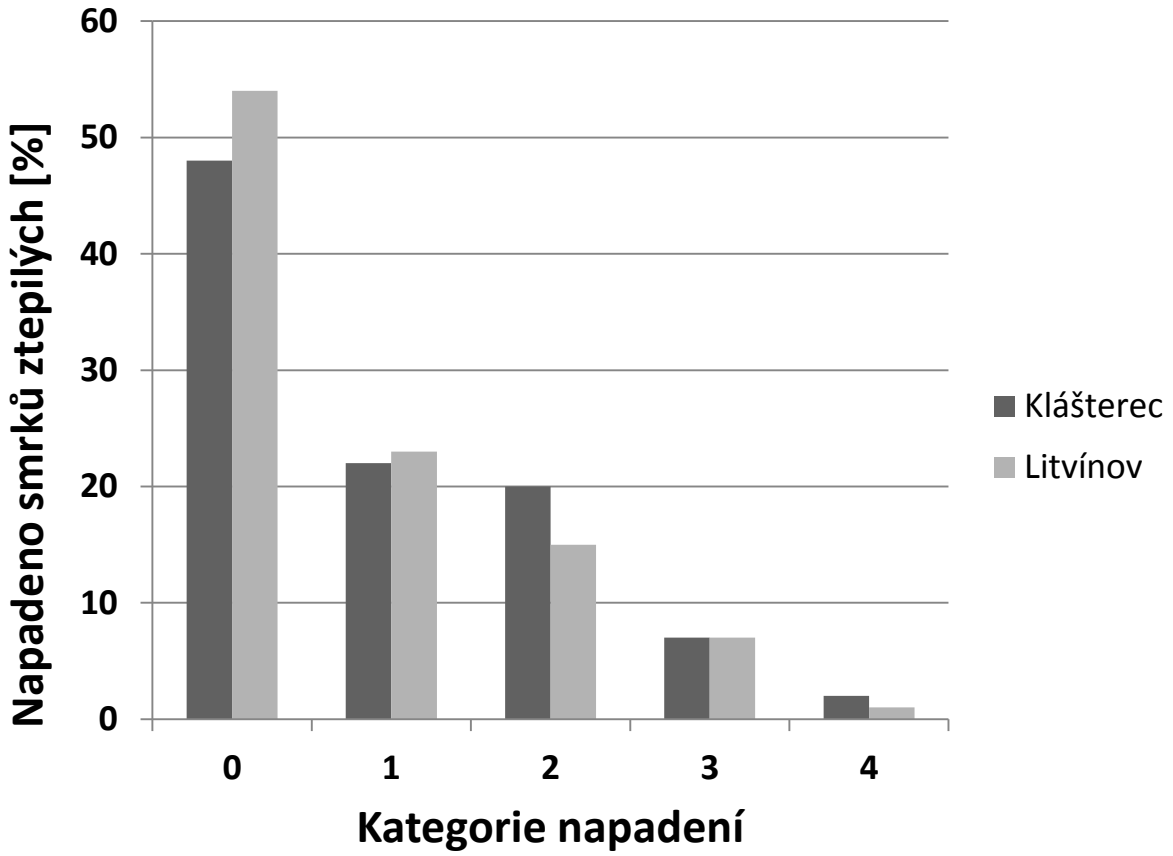
Zcela rozhodující význam náležel mezi původci poškození houbovému patogenu kloubnatce smrkové (*G. piceae)*, která v několika posledních letech dramaticky ovlivnila do té doby převážně uspokojivý zdravotní stav porostů SMP. Rychlý rozvoj napadení kloubnatkou v poslední době dokumentuje fakt, že ve studii Balcar et al. (2008) není ještě tento patogen vůbec zmíněn. Detailní šetření na trvalých plochách v centrálních a východních Krušných horách prokázalo, že v roce 2015 dále vzrostla intenzita napadení (na sledovaných stromech bylo napadeno 60 až 90 % pupenů, obr. 3.3. Přestože není situace všude stejně dramatická (stále existují porosty, kde je procento napadených pupenů nízké, pod 30 %), kloubnatka se v současnosti v zájmové oblasti vyskytuje prakticky celoplošně a její infekční tlak vzrůstá. Na tomto místě je potřebné uvést, že současně dochází také k postupnému nárůstu výskytu kloubnatky na smrku ztepilém. Provedené šetření v roce 2015 prokázalo, že na mnoha místech bylo v porostech smrku ztepilého různého věku nalezeno vysoké procento stromů, u nichž byl potvrzen výskyt kloubnatky, byť zatím s jednotlivými napadenými pupeny. Dosavadní poznatky ukazují, že vyšší procento napadených pupenů vykazují starší porosty a infikované pupeny se nalézají obecně spíše ve vrcholových partiích korun (tedy i v případě mladších porostů), na rozdíl od opačné situace u porostů smrku pichlavého, kde jsou naopak více atakovány nižší partie korun. Nelze vyloučit, že u smrku ztepilého přitom hraje značnou roli otázka velikosti pupenů, které jsou ve vyšších partiích korun zpravidla robustnější (celá záležitost však vyžaduje podrobnější výzkum). Kromě kloubnatky smrkové se na sekundární defoliaci SMP podílí také sypavka smrková (*Lophodermium piceae*) a houba (*Sirococcus conigenus*) působící kroucení a následné odumírání výhonů. Přímý vliv *L. piceae* a *S. conigenus* je sice nižší v porovnání s *G. piceae*, ale na některých lokalitách dochází k integrovanému působení těchto vlivů, s významným dopadem na zdravotní stav porostů SMP.



Obr 3.3: Intenzita napadení pupenů smrku pichlavého kloubnatkou smrkovou na pokusných plochách v Krušných horách v letech 2009-2015

Při šetřeních bylo rovněž zjištěno, že v souvislosti s letošním suchem narůstá také vliv václavky smrkové (*Armillaria ostoyae*), která však napadá nejenom smrky s kloubnatkou, ale i jedince málo poškozené. Lze odhadnout, že reálně se václavka spolupodílí na odumírání nejméně třetiny napadených stromů. Vliv zvěře a drobných hlodavců je ve stávajících porostech smrku pichlavého nízký resp. zanedbatelný, v kulturách však v minulosti poškození hlodavci hrálo značnou roli.

Pro zdravotní stav SMP lze považovat vliv biotických činitelů za rozhodující. Míra sekundární defoliace v silně zasažených porostech převyšuje u řady jedinců 70–80 %, tyto stromy postupně chřadnou a v několikaletém horizontu odumírají. Sekundární výskyt kambioxylofágů je častý, především jde o lýkožrouta lesklého nebo na některých lokalitách o lýkohuba smrkového.



Obr 3.4: Porovnání napadení smrku ztepilého kloubnatkou smrkovou na zasažených lesních správách

Z výše uvedeného vyplývá, že míra mortality stromů je v zasažených porostech velmi vysoká a počítá se na desítky procent. V řadě případů jsou proto porosty smrku pichlavého již vytěžené či velmi silně proředěné (a intenzivně se podsazují). Jde o dřevinu, která prakticky v celé zájmové oblasti ve vrcholových partiích dramaticky chřadne a postupně plošně odumírá, zejména vlivem uvedené opakované decimace pupenů infekcí kloubnatkou smrkovou (masivní infekční tlak trvá od počátku tohoto desetiletí).

V souvislosti s postupnou rekonstrukcí postižených porostů SMP a následnou obnovou, která je realizována především smrkem ztepilým, je třeba se zmínit i o vlivu klikoroha borového (*Hylobius abietis*). V letech 2012 a 2013 došlo k významnému poškození výsadeb SM žírem klikoroha a to prakticky ve všech porostech rekonstruovaných v roce 2010. Pařezy smrku pichlavého poskytly vhodnou příležitost k vývoji larev klikoroha, což vedlo k silnému nárůstu jeho populačních hustot. Při pokračujících rekonstrukcích je proto potřeba počítat s obtížemi při zajištění obnovovaných kultur.

Závěr

Porosty smrku pichlavého lze v současnosti v Krušných horách z pohledu výskytu biotického poškození považovat za silně až zcela destabilizované, a je možno je v závislosti na exponovanosti stanoviště hodnotit stupněm ohroženosti 3 až 5. To v praxi znamená, že je účelné zasažené porosty postupně rekonstruovat, a to v závislosti na intenzitě napadení.

Obr. 3.5: Rozpracovaný porost smrku pichlavého s různou intenzitou napadení kloubnatkou smrkovou (Foto: J. Liška)

Obr. 3.6: Porost smrku pichlavého devastovaný napadením kloubnatkou smrkovou (Foto: R. Modlinger)

Obr. 3.7: Napadená pupeny smrku pichlavého s plodnicemi kloubnatky smrkové (Foto: V. Pešková)

Obr. 3.8: Odumřelé výhonu smrku pichlavého napadené houbou Siroccocus conigenus (Foto: R. Modlinger)

Obr. 3.9: Větve smrku ztepilého s napadenými pupeny kloubnatkou smrkovou (Foto: R. Modlinger)

Obr. 3.10: Napadené pupeny smrku ztepilého s plodnicemi kloubnatky smrkové (Foto: R. Modlinger)

Obr. 3.11: Odumřelá skupina smrku pichlavého po napadení kloubnatkou a lýkožroutem lesklým (Foto: J. Liška)

Obr. 3.12: Vrcholová část napadená lýkožroutem lesklým, jedinec ze skupiny z obr. 3.9 (Foto: J. Liška)

Obr. 3.13: Příznaky napadení báze kmene smrku pichlavého lýkohubem smrkovým (Foto: J. Liška)

Obr. 3.14: Báze smrku ztepilého po napadení lýkohubem smrkovým (Foto: R. Modlinger)

3.3.3. Modřín opadavý (*Larix decidua*)

Porosty modřínu opadavého zaujímají třetí místo z hlediska jejich zastoupení v PND zájmové oblasti (jejich rozloha činí podle evidence 6 370 ha). Z hlediska celkového zdravotního stavu u nich v posledním období spíše převažuje biotické poškození, působené zejména houbovými patogeny. Vliv abiotických faktorů je poměrně slabý, omezený na zlomy korunových partií a vývraty na geomorfologicky méně chráněných lokalitách.

Výskyt biotického poškození

Kontroly výskytu původců a symptomů biotického poškození prokázaly, že celkově se na této dřevině zjistilo relativně omezené spektrum škodlivých činitelů. Mezi hmyzími škůdci podobně jako u smrku pichlavého prakticky nehrál roli listožravý hmyz (např. jednotlivý výskyt poškození pouzdrovníčkem modřínovým byl prokázán pouze v nejnižších polohách zájmové oblasti), dále byly nalezeny pouze sporadické požerky, náležející pravděpodobně některému taxonu pilatkovitých - obojí bez vlivu na zdravotní stav stromů. Na jehlicích a větvičkách bylo často patrné sání korovnic (rod *Sacchiphantes* a *Adelges*). Silné napadení korovnicemi může vést k výraznému oslabení modřínů, poškození povrchových pletiv (vstupní brána pro houbovou infekci) a ke snížení jejich mrazuvzdornosti. V roce 2015 však nebyl zdravotní stav zasažených jedinců významně ovlivněn. Podkorní hmyz je obecně významnou složkou hmyzích škůdců modřínů, v Krušných horách ohrožuje především modřínové porosty na úbočích hřebene, v teplejších polohách, zejména pak v místech, kde dojde ke vzniku abiotického poškození (vývratů a zlomů). K takové situaci došlo i v roce 2015 (polomy ze zimy 2014/2015), a tak v souvislosti s teplým a suchým počasím se na řadě míst lokálně přemnožil lýkožrout modřínový (*Ips cembrae*), doprovázený tesaříkem modřínovým (*Tetropium gabrieli*). Celkový rozsah jejich výskytu však není nikterak alarmující. V současnosti tak nepochybně nejvážnější biotické poškození modřínových porostů představuje výskyt některých původců houbových onemocnění, které nejvíce postihuje porosty na vlhčích, inverzních místech, a to zejména v údolích, ale v letech 2013 a 2014 i v hřebenových polohách. První příznaky odumírání modřínů se objevily v údolních polohách právě v roce 2013. V následujícím roce byly s různou intenzitou poškozeny prakticky všechny porosty na náhorní plošině tj. 6. a 7. lesní vegetační stupeň. Jednalo se především o porosty ve věku 20-50 let (Pešková & Modlinger 2014). V letošním roce (2015) bylo v údolních polohách toto poškození stále nejvážnější. Mezi patogeny se uplatňují jak původci sypavky jehličí (houby rodu *Mycosphaerella*), tak zejména brvenka modřínová – *Lachnellula willkommii*, přičemž ve výsledku dochází k prosychání větví, především dolních a středních partií koruny. Rozvoj choroby v letech 2013 a 2014 nebyl zprostředkován sáním korovnic, ale klimatickými faktory. Významnou měrou přispěl velmi teplý a suchý průběh zimního období 2013/2014, který způsobil předčasné rašení modřínů a následné poškození čerstvých výhonů pozdními mrazy, které zapříčinilo vznik trhlin v kůře. Tato poranění se následně stala vstupní branou houbové infekce. V celé oblasti je také patrný jednotlivý výskyt václavkových souší (s tendencí nárůstu) a tento patogen se přirozeně také uplatňuje na chřadnutí a odumírání „brvenkového" charakteru. Nicméně stále platí, že značná část porostů modřínu v západní části zájmového území nevykazuje významnější poškození biotickými činiteli. Drobní hlodavci v současnosti nepředstavují závažnější problém, v minulosti však při gradacích bylo pozorováno silné poškození MD, zejména ve smíšených kulturách se smrkem. Zvěř tuto dřevinu v Krušných horách poškozuje méně, avšak podobně jako v případě hlodavců, ve smíšených kulturách se smrkem mohou být ztráty významnější (vytloukání, nebo i ohryz).

Celkově je možno hodnotit vliv uvedených biotických činitelů jako lokálně určující. V místech postižených brvenkou a sypavkou se míra sekundární defoliace pohybuje na vysokých hladinách, v silně zasažených porostech, především pak uvnitř porostu, může u některých stromů dosahovat 60-90 % (tyto stromy jsou silně oslabené a mohou v několikaletém horizontu odumírat). Sekundární výskyt kambioxylofágů je v těchto místech spíše méně významný, jejich škodlivé působení bylo zjištěno v jiných situacích (četná lokální přemnožení v porostech úbočních poloh po vzniku abiotického poškození).
Z výše uvedeného vyplývá, že míra mortality stromů je velmi rozdílná. U nezasažených porostů je prakticky nulová, v nejvíce postižených lokalitách může činit 10–20 %. Jako závěrečný „mortalitní" stresor se nezřídka uplatňuje akutní napadení václavkou.

Závěr
Porosty modřínu opadavého je v současnosti v Krušných horách z pohledu výskytu biotického poškození nutno hodnotit striktně diferencovaně (a považovat za diferencovaně ohrožené). Značná část porostů v západním Krušnohoří není ohrožena (stupeň 1), údolní stanoviště s výskytem „brvenkového chřadnutí" je možno aktuálně zařadit do stupně ohroženosti 2–4. Obecně platným postupem v případě chřadnutí až odumírání modřínů je v zasažených místech negativním výběrem porost rozvolňovat, neboť mikroklima hraje u aktivizace houbových patogenů obvykle velmi významnou roli.

Obr. 3.15: Akutní fáze odumírání modřínu (Krušné hory 2014; Foto: R. Modlinger)

Obr. 3.16: Plodnice houby Lachnellula willkommii na kůře modřínu (Foto: R. Modlinger)

Obr. 3.17: Syrrocium václavky na modřínu (Foto: R. Modlinger)

Obr. 3.18: Kmen odumírajícího modřínu napadený kambioxylofágním hmyzem a následně „atakovaný“ datlovitými ptáky (Foto: R. Modlinger)

3.3.4. Jeřáb ptačí (*Sorbus aucuparia*)

Rozloha porostů jeřábu ptačího v zájmové oblasti činí podle evidence 2 461 ha (plošně čtvrtá nejrozšířenější náhradní dřevina). Z hlediska celkového zdravotního stavu u nich v posledním období spíše převažuje biotické poškození, působené spárkatou zvěří a také houbovými patogeny. Vliv abiotických faktorů je poměrně slabý, případné poškození námrazou a ledovkou JR vzhledem k vysoké regenerační schopnosti dobře překonává. Primární defoliace je u této dřeviny rovněž velmi nízká.

Výskyt biotického poškození

Kontroly výskytu původců a symptomů biotického poškození prokázaly, že celkově se na této dřevině zjistilo jen velmi omezené spektrum významnějších škodlivých činitelů. Mezi hmyzími škůdci se jednalo hlavně o listožravý hmyz, především brouky z čeledi mandelinkovitých (Chrysomelidae) a nosatcovitých (Curculionidae). Jejich žír (samostatně nebo v komplexu) však v roce 2015 nikde nepřekročil úroveň 5–10 % celkové defoliace, byl tedy víceméně zanedbatelný. Sekundární výskyt hmyzích kambioxylofágů nebyl v zásadě zjištěn (s výjimkou nálezu několika požerků blíže neidentifikovaného krasce na jedné lokalitě). Z listových skvrnitostí houbového původu byla v pozdně letním a podzimním období četněji registrována pouze *Mycosphaerella aucupariae*, její vliv na zdravotní stav byl však minimální. V porostech poškozených ohryzem spárkatou zvěří byl zjištěn výskyt sekundárních hnilob kmínků působený dřevními houbami, např. ohňovcem obecným (*Phellinus igniarius*). V takto zasažených porostech se rovněž nejčastěji vyskytuje „bakteriální“ nekrotizace a odumírání kůry a vodivých pletiv (etiologie choroby není dostatečně blíže objasněna), jež při zasažení většiny či celého obvodu kmene

často vyúsťuje do odumírání napadených stromů (zejména u starších jedinců). Kořenové hniloby u této dřeviny v podmínkách Krušných hor zřejmě nehrají významnější roli. Rovněž vliv drobných hlodavců je u starších porostů minimální. Na kulturách však v minulosti způsobil silný ohryz hraboš mokřadní (*Microtus agrestis*), vzhledem k regeneračním schopnostem této dřeviny však poškození zpravidla nebylo letální. Rozhodující roli mezi biotickými škůdci tak hraje zvěř. U mladších jedinců byl nejčastěji zaznamenán okus terminálů, u starších nahrazený ohryzem kmínků. Poškození má často devastující účinek (je vstupní branou pro druhotnou infekci dřevokaznými houbami, což ve výsledku narušuje statickou stabilitu porostů a způsobuje mortalitu stromů). Platí, že pokud nejsou porosty poškozovány zvěří (např. nalézají-li se v dlouhodobě funkčních oplocenkách), vykazují velmi dobrý zdravotní stav.
Celkově je možno hodnotit vliv biotických činitelů jako málo významný, s výjimkou působení spárkaté zvěře, jež svým poškozením druhotně podmiňuje i významnější dopad případného výskytu dalších škodlivých činitelů. Zjištěná výše sekundární defoliace byla nízká (do 10 %).
Z výše uvedeného vyplývá, že míra mortality stromů působená biotickými činiteli je pomístně i značně vysoká a je prakticky výhradně vázána na případy jedinců poškozených zvěří, u nichž dojde k druhotnému napadení dřevokaznými houbami, příp. „bakterióznímu“ odumírání kůry a vodivých pletiv. U porostů nepoškozených zvěří je prakticky nulová.

Závěr
Porosty jeřábu ptačího je v současnosti v Krušných horách z pohledu výskytu biotického poškození nutno posuzovat odděleně z hlediska vlivu zvěře a ostatních činitelů. Porosty silně zasažené ohryzem, jichž je ovšem v celé oblasti poměrně značné množství, lze hodnotit stupněm ohroženosti 2 až 3. Zvěří nepoškozené porosty prakticky ohroženy nejsou (stupeň 1). Obnova a prosperita této dřeviny tak doslova stojí a padá s otázkou vlivu zvěře.

3.3.5. Olše (*Alnus* spp.)

Porosty olší zaujímají páté až šesté místo z hlediska jejich zastoupení v PND zájmové oblasti (jejich rozloha činí podle evidence 1 706 ha). Z hlediska celkového zdravotního stavu u nich v posledním období spíše převažuje biotické poškození. Vliv abiotických faktorů je sice trvale dosti významný, případné poškození námrazou a ledovkou v geomorfologicky exponovaných místech (s tendencí hypsometrického nárůstu), ale vzhledem k vysoké regenerační schopnosti dobře překonává. Primární defoliace je u této dřeviny rovněž velmi nízká. Z pohledu výskytu biotických činitelů je nejcitlivější olše lepkavá (*Alnus glutinosa*), následuje olše šedá (*Alnus incana*). Olše zelená (*Alnus alnobetula*) je prakticky bez jakéholiv poškození (s případnou výjimkou náhodného impaktu zvěře).

Výskyt biotického poškození
Kontroly výskytu původců a symptomů biotického poškození prokázaly, že celkově se na této dřevině sice zjistilo dosti početné spektrum fytofágního hmyzu a hub, významnějších činitelů však bylo pouze několik. Z listožravého hmyzu se jednalo o mandelinku bázlivce olšového (*Agelastica alni*) a dva druhy minovačů ze skupiny vzpřímenkovitých (Gracillariidae). Míra sekundární defoliace působená listožravými druhy však nebyla vysoká, obvykle činila 5–10 % (pouze v několika případech byly žíry bázlivce intenzivnější, až do výše cca 40 %). Významnější výskyt kambioxylofágního hmyzu nebyl zaznamenán. Jako zajímavost je možno zmínit napadení několika vzrostlých stromů olše šedé v blízkosti obce Měděnec pilořitkou olšovou (*Xiphydria camelus*). Mezi houbovými patogeny stojí za zmínku

výskyt houby *Repetophragma wroblewskii*, způsobující nevyrašení napadených pupenů v jarním období. Procento postižených pupenů bývá velmi rozdílné, často se ale může jednat o většinu pupenů a stromy během roku postupně regenerují olistění z pupenů náhradních. V Krušných horách byla houba *R. wroblewskii* nalezena na několika místech, spíše vyšších poloh. Příznaky výskytu nebezpečného patogenu plísně olšové (*Phytophthora alni*) způsobujícího jejich hromadné odumírání, nebyly ve vyšších polohách Krušných hor během šetření zjištěny. Nicméně je vzhledem k celorepublikovému rozšíření plísně olšové možné předpokládat, že se v oblasti Krušných hor také vyskytuje. Poškození působené drobnými hlodavci a zvěří není u této dřeviny nikterak významné.
Celkově je možno hodnotit vliv biotických činitelů jako málo významný, neohrožující zdravotní stav olší. Zjištěná výše sekundární defoliace byla obvykle nízká (do 10 %), míru mortality stromů působenou biotickými činiteli nebylo možno zpravidla stanovit.

Závěr
Porosty olší je v současnosti v Krušných horách z pohledu výskytu biotického poškození možno hodnotit jako minimálně ohrožené (stupeň 1), výjimečně u olše lepkavé na extrémnějších stanovištích stupněm 2. Doslova excelentní zdravotní stav vykazují keřové porosty olše zelené a také porosty olše šedé na vlhčích stanovištích a kolem vodotečí.

Obr. 3.19: Poškození listů olše lepkavé mandelinkou bázlivcem olšovým (Foto: J. Liška)

3.3.6. Komplex borovice kleče a borovice blatky (*Pinus mugo*, *P. rotundata*)

Porosty obou borovic (a jejich kříženců) zaujímají páté až šesté místo z hlediska jejich zastoupení v PND zájmové oblasti (jejich rozloha činí podle evidence 1 751 ha, podobně jako u olší). Z hlediska celkového zdravotního stavu u nich v posledním období biotické poškození nehraje větší roli. Vliv abiotických faktorů je také nepříliš významný (včetně případného vylamování větví sněhem, námrazou a ledovkou,

zejména u blatky). Primární defoliace je u této dřeviny velmi nízká, a pokud existuje, má přímou vazbu na nevhodné mikro-stanoviště.

Výskyt biotického poškození
Kontroly výskytu původců a symptomů biotického poškození prokázaly, že celkově se na obou dřevinách zjistilo pouze několik málo významných činitelů. Z listožravého hmyzu nelze za významnější označit žádný, mezi kambioxylofágy se jednalo pouze o sekundární výskyty podkorního hmyzu na částech kmenů poškozených abiotickými vlivy (smoláci rodu *Pissodes*, lýkožrout menší *Ips amitinus*) – související napadení okolních nepoškozených jedinců ale zjištěno nebylo. Mezi houbovými patogeny je možno zmínit sporadický výskyt sypavek rodu *Lophodermium* na kleči, případně též vzácně zjištěné odumírání jednotlivých výhonů houbou *Gremmeniella abietina* (syn. *Ascocalyx abietina*). Za zmínku stojí také opakovaně pozorované odumírání klečových polykormonů (či jejich částí) působením václavky, vzhledem k nízké četnosti výskytu však bez většího významu. Vliv drobných hlodavců a zvěře je u obou dřevin rovněž zcela nepodstatný.
Celkově je proto možno hodnotit výskyt biotických činitelů u obou borovic jako zcela nevýznamný, bez vlivu na zdravotní stav. Měřitelná sekundární defoliace nebyla zaznamenána, míru mortality stromů působenou biotickými činiteli rovněž nebylo možno zpravidla stanovit, resp. byla zcela zanedbatelná (méně než 1 %).

Závěr
Porosty borovice kleče a borovice blatky je v současnosti v Krušných horách z pohledu výskytu biotického poškození možno hodnotit jako minimálně ohrožené (stupeň 1). Doslova excelentní zdravotní stav vykazují některé klečové porosty i mimo rašelinné půdy, kdy často vytvářejí již zcela neprůchodné kompaktní segmenty, sloužící za bezpečný úkryt spárkaté zvěři.

3.3.7. Javory (*Acer* spp.)

Porosty javorů, hlavně javoru klenu *Acer pseudoplatanus*, zaujímají sedmé místo z hlediska jejich zastoupení v PND zájmové oblasti (jejich rozloha činí podle evidence 1 161 ha). Z hlediska celkového zdravotního stavu u nich v posledním období biotické poškození nehraje větší roli (s výjimkou vlivu zvěře u mladších porostů). Vliv abiotických faktorů je také nepříliš významný (rozlamováním větví sněhem, námrazou a ledovkou trpí méně), v některých letech mohou nepříznivě působit časné či pozdní mrazy. Primární defoliace je u této dřeviny zanedbatelná.

Výskyt biotického poškození
Z hmyzích škůdců a houbových patogenů nebyly zaznamenány žádné případy zvýšeného výskytu či následného poškození. Asi nejnápadnější byla existence listových nekróz (*Rhytisma acerinum*) v pozdně letním a podzimním období, avšak bez vlivu na zdravotní stav. Staré poškození ohryzem drobnými hlodavci bylo nalezeno velmi sporadicky u nejmladších jedinců, z minulosti je ale známo, že kultury javorů v Krušných horách byly hlodavci silně postiženy (zima 2010-2011). Javor je také citlivý k poškozování zvěří (hlavně k okusu), což se však na starších odrostlejších porostech, které v Krušných horách dnes již převažují, projevuje v menším rozsahu.

Celkově je proto možno hodnotit výskyt biotických činitelů ze skupiny hmyzu a hub jako nevýznamný, bez vlivu na zdravotní stav. Poškození obratlovci je potenciálně velmi významné, v současnosti však postihuje pouze menší část porostů. Měřitelná sekundární defoliace nebyla zaznamenána, míru mortality stromů působenou biotickými činiteli (obratlovci) lze u nejmladších porostů odhadnout ve výši 10–20 %.

Závěr

Porosty javorů je v současnosti v Krušných horách z pohledu výskytu biotického poškození možno hodnotit jako minimálně ohrožené (stupeň 1), s výjimkou vlivu obratlovců na nejmladší věkovou třídu.

Obr. 3.20: Charakteristické poškození kmínku buku ohryzem drobnými hlodavci (Foto: J. Liška)

3.3.8. Jehličnaté exoty (*Pinus* spp., *Picea* spp.)

Porosty jehličnatých exot, hlavně borovice pokroucené (*Pinus contorta*) a několika druhů smrků, např. smrku omoriky *Picea omorika* (SMO), smrku černého *Picea mariana* (SMČ), smrk sitka *Picea sitchensis* (SMS), které zaujímají osmé místo z hlediska jejich zastoupení v PND zájmové oblasti (jejich rozloha činí podle evidence kolem 0,3 tis. ha). Z hlediska celkového zdravotního stavu u nich v posledním období biotické poškození nehraje větší roli (s výjimkou vlivu zvěře u porostů borovice pokroucené). Vliv abiotických faktorů je také významnější pouze u borovice pokroucené (mechanické poškození námrazou a ledovkou). Primární defoliace je u borovice pokroucené nízká, u smrkových exot prakticky minimální (jejich zdravotní stav je celkově mimořádný).

Výskyt biotického poškození

U borovice pokroucené je možno zmínit výskyt podkorního hmyzu (smoláků a lýkožrouta menšího), kteří mohou sekundárně po namnožení způsobit napadení okolních stojících stromů, což bylo na několika místech pozorováno i v roce 2015. Z houbových patogenů byl zjištěn výskyt *Gremmeniella abietina*, působící odumírání koncových větví, společně s působením sypavek a václavky. V některých případech společné působení zmíněných činitelů porosty dosti oslabuje a vyvolává chřadnutí až odumírání nejvíce zasažených stromů. Naopak u porostů smrkových exot nebyl významnější vliv hmyzích škůdců a houbových patogenů pozorován (pouze v několika izolovaných případech byla vůbec nalezena souše, většinou „václavkového" původu, s minimálním sekundárním výskytem lýkožrouta lesklého). Na smrku sivém (*Picea glauca*) a recentně i na smrku omorika byl potvrzen výskyt kloubnatky smrkové, zatím se však jedná pouze o jednotlivě napadené pupeny. Vliv hlodavců a zvěře je významný zejména u borovice pokroucené, u smrkových exot je minimální.

Celkově je možno hodnotit výskyt biotických činitelů ze skupiny hmyzu a hub jako nevýznamný, bez většího vlivu na zdravotní stav (s výjimkou borovice pokroucené – viz výše). Měřitelná sekundární defoliace nebyla u smrkových exot zaznamenána, u borovice pokroucené dosahovala v extrémních případech několika desítek %. Míra mortality smrkových exot byla zjištěna nulová, u borovice pokroucené pomístně i více než 80 %.

Závěr

Porosty borovice pokroucené je v současnosti v Krušných horách z pohledu výskytu biotického poškození možno hodnotit jako silně ohrožené (stupeň 3 až 5), převážně vlivem zvěře; smrkové exoty jsou bez ohrožení (stupeň 1).

Obr. 3.21: Odumírající větvičky borovice pokroucené napadené houbou Gremmeniella abietina (Foto: J. Liška)

Obr. 3.22: Silně poškozený porost borovice pokroucené, s výskytem kambioxylofágního hmyzu — smoláky rodu Pissodes (Foto: J. Liška)

Obr. 3.23: Porost borovice pokroucené poškozený působením houbových patogenů (Foto: J. Liška)

3.3.9. Topoly (*Populus* spp.)

Porosty topolů, hlavně pak osiky (*Populus tremula*), zaujímají poslední místo z hlediska jejich zastoupení v PND zájmové oblasti (jejich rozloha činí podle evidence necelých 147 ha). Z hlediska celkového zdravotního stavu u nich v posledním období biotické poškození nehraje větší roli (s výjimkou vlivu zvěře u mladších porostů). Vliv abiotických faktorů (rozlamování korun námrazou a ledovkou) je lokálně významný a závislí na stanovištní exponovanosti daných porostů. Primární defoliace je u této dřeviny zanedbatelná.

Výskyt biotického poškození
Z hmyzích škůdců a houbových patogenů nebyly zaznamenány žádné případy zvýšeného výskytu či vzniklého napadení. Topoly jsou velmi citlivé k poškozování zvěří, což se však na starších odrostlejších porostech, které v Krušných horách dnes již převažují, projevuje v menším rozsahu.

Závěr
Porosty topolů je možno z pohledu výskytu biotického poškození hodnotit jako minimálně ohrožené (stupeň 1, výjimečně 2). V budoucnosti je však nutné v případě jejich nových výsadeb tyto umisťovat pouze do chráněných poloh a zabezpečit je před zvěří.

3.4. Souhrn

Zhodnocení jednotlivých dřevin a rámcové srovnání zjištěných výsledků s poznatky studie z roku 2008:

Břízy
Březové porosty zájmové oblasti Krušných hor vykazují z pohledu výskytu biotických činitelů uspokojivý zdravotní stav. Zjištěný výskyt škodlivých činitelů a jimi působeného poškození zcela odpovídá charakteru těchto porostů, tedy jejich druhové, věkové a porostní struktuře. U hmyzích škůdců a houbových patogenů lze jednoznačně konstatovat, že ve stávajících početnostech jsou organickou součástí „březové biocenózy“. Šetření neprokázalo žádné signály hrozby možné recidivy stavu z 90. let minulého století, kdy byly březové porosty opakovaně silně abioticky poškozeny a následně komplexně zasaženy přemnožením biotických činitelů. Výsledkem bylo masivní chřadnutí až rozpad na velkých plochách, jehož popis lze nalézt v dobové literatuře a jeho stručné shrnutí ve zmiňované studii Balcar et al. (2008) nebo Kula (2011). Během minulého desetiletí došlo k postupné regeneraci břízy, porosty, které výše uvedené epizody přežily, vykazují stabilizovaný stav. Současné šetření závěry Balcara et al. (2008) v plné míře potvrdilo, včetně poznatku odlišné citlivosti obou hlavních druhů břízy k biotickým činitelům. Bříza pýřitá vykázala minimální poškození, a na tomto místě je vhodné zdůraznit, že je také mnohem odolnější vzhledem k působení abiotických vlivů. Břízu je z pohledu ochrany lesa nadále možné k použití v Krušných horách doporučit (během šetření však bylo pozorováno minimální přirozené zmlazování z důvodu likvidace náletu přemnoženou zvěří).

Smrk pichlavý
Porosty smrku pichlavého v současnosti ve velké většině v Krušných horách vykazují zcela neuspokojivý zdravotní stav a plošně se rozpadají. Hlavním důvodem je víceletá masivní infekce pupenů houbovým patogenem kloubnatkou smrkovou. K silnému, resp. devastujícímu napadení porostů došlo až po roce

2008 a to je důvodem skutečnosti, že předchozí studie (Balcar et al. 2008) tuto houbu a rizika spojená s jejím výskytem ve svém textu vůbec nezmiňuje (příčina náhlého objevení a silného napadení pupenů není ostatně uspokojivě objasněna do dnešní doby). Porosty smrku pichlavého představují dnes nejohroženější dřevinu a jejich další existence je v Krušných horách principiálně ohrožena. Lze předpokládat, že se doba dožití mnohých porostů může pohybovat v řádu několika let. Poškození a odumírání porostů je však velmi různorodé – v některých oblastech je kalamitní, jinde spíše mírné. Je možné předpokládat významný vliv klimatických a mikroklimatických faktorů na rozsah poškození. Vzhledem k velkoplošnému rozsahu náhradních porostů a rozsahu napadení je však jednorázová a kompletní rekonstrukce všech dotčených porostů nevhodná. Nejprve je nutno rekonstruovat porosty s největší pravděpodobností invaze patogenu, a tedy i s největšími předpokládanými škodami.

Modřín opadavý

Porosty modřínu vykazují v Krušných horách v současnosti na většině lokalit dobrý až velmi dobrý zdravotní stav. V místech náhorních plošin, terénních depresí a v uzavřených údolních polohách pomístně trpí napadením houbovými patogeny, uvedené však souvisí především s ekologickými nároky této dřeviny. Výskyt poškození lze v těchto místech omezit proředěním porostu. Výsledky šetření z roku 2015 potvrdily závěry studie z roku 2008, která modřín považuje za dřevinu perspektivní nejenom v podmínkách PND. Důležité je však respektovat ekologické nároky dřeviny a vyhnout se zejména údolním polohám. V nižších nadmořských výškách, na teplejších úbočích však musí být pečlivě sledována otázka případného abiotického poškození, neboť při pozdním zpracování polomů zde v teplých letech hrozí zvýšené riziko gradace podkorního hmyzu (otázka roku 2015).

Jeřáb ptačí

Porosty jeřábu ptačího vykazují v Krušných horách obecně dobrou odolnost proti působení biotických činitelů, s výjimkou poškození zvěří (zejména v nejmladším věku). Určitým problémem je v současnosti narůstající výskyt poškození dřevokaznými houbami a „bakteriózou“ u starších porostů, zasažených zejména v mladším věku ohryzem zvěří. Vzhledem k předpokládané kratší životnosti porostů jeřábu (uvádí se do 40 let), by však toto riziko mělo být přijatelné a pravděpodobně s ním bylo i počítáno. Balcar et al. (2008) rovněž považuje jeřáb za tolerantní a vhodnou dřevinu, shodně však upozorňuje na jeho vysokou atraktivitu pro zvěř (mimo jiné dochází prakticky k likvidaci přirozeného zmlazení).

Olše

Olše v současnosti nepatří k dřevinám akutně ohroženými biotickými činiteli, ohroženy jsou jen v nepodstatné míře, navíc diferencovaně podle jednotlivých druhů. Mezi příčinami jejich poškození aktuálně dominují abiotické vlivy (zejména koruny olše lepkavé ve vyšších polohách snadno omrzají a lámou se). V juvenilních fázích však mohou olše trpět okusem zvěří. Vzhledem k celorepublikovému rozsáhlému odumírání olší parazitem *P. alni* je možné předpokládat, že i v oblasti Krušných hor může v budoucnu dojít k nárůstu významu tohoto patogenu.

Borovice kleč a blatka

Obě dřeviny jsou z hlediska působení biotických činitelů velmi odolné a jejich současný zdravotní stav je v Krušných horách dobrý. Ohroženost je tedy minimální i do budoucnosti, jejich využití však omezují různá hlediska ekologická i produkční. Také Balcar et al. (2008) považuje tyto dřeviny za „bioticky“ minimálně zranitelné.

Javor klen

Porosty javoru klenu jsou v Krušných horách vlivem biotických činitelů (s výjimkou obratlovců) v současnosti minimálně poškozovány. V nejmladším věku však v některých letech velmi trpí ohryzem drobnými hlodavci a obecně okusem zvěří. V chráněných polohách, omezujících působení extrémních klimatických podmínek, a při adekvátní ochraně před zvěří výborně prosperují. Toto hodnocení je v plné shodě s poznatky Balcara et al. (2008).

Borové a smrkové exoty

Borovice pokroucená v současnosti v Krušných horách nevykazuje příliš dobrý zdravotní stav (trpí hlavně zvěří a pomístně houbovými patogeny i podkorním hmyzem). Její ohroženost je tedy poměrně vysoká a je potřebné počítat s jejím přednostním zařazením do programu rekonstrukcí (vzhledem k malé rozloze porostů však nejde o nikterak náročný úkol). Naopak smrkové exoty v současnosti vykazují doslova excelentní zdravotní stav a jejich ohroženost je minimální. Bylo by vhodné smrkové exoty na některých místech Krušných hor zachovat, jako určitou „památku" odkazující na lesnické úsilí imisního období. Zaslouží si to také vzhledem k esteticky velmi přitažlivému habitu, do kterého je „vyformovaly" podmínky horských poloh.

Topoly

Topoly tvoří nevýznamnou součást PND, a na chráněných místech, kde se nalézá většina jejich výsadeb, dobře prosperují a nejsou prakticky postiženy významnějším výskytem biotických činitelů. Jde však o dřevinu silně poškozovanou zvěří, což zdůrazňuje i Balcar et al. (2008).

Tab. 3.1: Tabulka ohroženosti jednotlivých taxonů (skupin) PND z pohledu výskytu biotických škůdců

Taxon	Hodnocení ohroženosti
Břízy (*Betula* spp.)	1 — 3
Smrk pichlavý (*Picea pungens*)	3 — 5
Modřín opadavý (*Larix decidua*)	2 — 4
Jeřáb ptačí (*Sorbus aucuparia*)	2 — 3
Olše (*Alnus* spp.)	1 — 2
Borovice kleč a blatka (*Pinus mugo*, *P. rotundata*)	1
Javor klen (*Acer pseudoplatanus*)	1 — 2
Jehličnaté exoty – borovice pokroucená (*Pinus contorta*)	3 — 5
Jehličnaté exoty – smrky (*Picea* spp.)	1
Topoly (*Populus* spp.)	1 — 2

Pozn.: stupeň 1 představuje nejnižší ohroženost, stupeň 5 nejvyšší ohroženost (bližší podrobnosti viz podkapitola „Metodika")

3.5. Závěrečná doporučení ochrany lesa

Z pohledu ochrany lesa před biotickými škodlivými činiteli se jeví jako zcela zásadní požadavek zamezení impaktu přemnožené spárkaté zvěře na lesní porosty Krušných hor. Terénní pozorování v roce 2015 prokazují, že situace se přes všechny proklamace v tomto směru dále zhoršuje a je

nesporně dlouhodobě zcela neudržitelná. Účinné snížení tlaku (stavu) zvěře přitom musí předcházet všem dalším budoucím snahám o obnovu ekologicky stabilních lesů Krušných hor. Samotné porosty náhradních dřevin přitom nejsou v současné situaci, zejména vzhledem k jejich věkové struktuře, zvěří dominantně ohrožovány (mimo borovice pokroucené). To se v první řadě týká porostů dřevin cílových, a to včetně smrku. Nalezení a prosazení cesty k žádoucí nápravě však již není předmětem ochrany lesa. Podobně důležité je nalezení efektivních způsobů ochrany lesních kultur před působením drobných hlodavců. Přestože v posledních letech byla jejich četnost v Krušných horách spíše nižší, nárůst výskytu a působeného poškození lze očekávat (první indicie naznačují, že již zima 2015/2016 může přinést zhoršení stavu). Je proto potřebné provádět pečlivý monitoring a zasadit se o existenci dostupných ochranných prostředků (schválených rodenticidů), jimiž by bylo možno v případě nutnosti provádět kurativní opatření. Současný stav je v této věci zcela nevyhovující. Dlouhodobě je pak potřebné vyvíjet takové způsoby obnovy a ochrany lesa, které by dopady přemnožení drobných hlodavců v podmínkách Krušných hor minimalizovaly (v současnosti je do NAZV podán na toto téma návrh výzkumného projektu).

V případě možného budoucího přemnožení hmyzích škůdců má lesnická praxe dostatek účinných přípravků a prostředků, jimiž lze v souladu se zásadami integrované ochrany lesa takovému přemnožení čelit (resp. omezovat jeho následky). Komplikace však mohou přirozeně nastat v územích se zájmy ochrany životního prostředí či přírody (lokality NATURA 2000 a další), kde nemusí být potřebné činnosti v ochraně lesa povoleny. Proto je účelné v předstihu s příslušnými pracovišti státní správy jednat a předběžně zjišťovat podmínky.

U houbových patogenů jsou obecně možnosti účinné obrany a ochrany velmi omezené a lze předpokládat, že v podmínkách Krušných hor to bude i v budoucnosti platit ve zvýšené míře. Zde je nutné se proto soustředit především na prevenci a postupovat koordinovaně s návrhy v pěstební oblasti, neboť výchovná opatření zpravidla významně ovlivňují i výskyt a působení původců houbových chorob.

V souvislosti s navrhovaným doporučením ponechávat cca 1/3 nadzemní biomasy při přeměnách porostů smrku pichlavého (SMP) na místě ve formě rozptýlené štěpky je třeba posoudit také otázku možného rizika zvýšeného infekčního tlaku houbového patogenu kloubnatky smrkové (patogen je v současnosti hlavní příčinou kalamitního chřadnutí a odumírání SMP v Krušných horách). Otázka je důležitá proto, že houba je v Krušných horách prokázána také na smrku ztepilém, který zde představuje plošně nejrozšířenější dřevinu. V současné době nejsou bohužel k dispozici (v domácích i zahraničních podmínkách) výsledky cílených pokusů, exaktně prokazující míru takového rizika. Z dostupných poznatků, týkajících se biologie a epidemiologie patogenu však lze soudit, že případné riziko je zanedbatelné. Patogen se vyvíjí v živých meristematických pletivech a šíří se dominantně anemochoricky. Ve fyziologicky narušeném (nadrceném, resp. štěpkovaném) materiálu tlejícím na půdním povrchu, případně částečně zapraveném do půdy, není vytvořen předpoklad jeho dalšího růstu a případné fruktifikace (také možnosti přenosu vzduchem jsou negativně ovlivněny ve srovnání se situací spontánního šíření z pupenů na volně rostoucích větvích). Ponechání části hmoty SMP v porostech v podobě štěpky lze proto z pohledu ochrany lesa doporučit. Z hlediska předběžné opatrnosti ale navrhujeme respektovat následující zásady: štěpku vytvářet co nejjemnější, do části hmoty ponechané k rozštěpkování vyčleňovat stromy nejméně napadené kloubnatkou, vlastní štěpkování provádět optimálně v podzimním období, kdy je i fruktifikace patogenu velmi nízká.

V otázce významu a pořadí naléhavosti rekonstrukcí PND je hledisko ochrany lesa celkem zřejmé. Absolutní prioritu by měly mít porosty smrku pichlavého, následované porosty borovice pokroucené, jejichž plošný rozsah je však malý. Diferencovaný přístup vyžaduje otázka porostů modřínu opadavého,

kde v místech opakovaného výskytu chřadnutí a prosychání „houbového charakteru“ by se měl uskutečnit intenzivní zdravotní výběr, vedoucí k potřebnému rozvolnění porostní struktury. Další dřevinou v pořadí „biotické naléhavosti“ jsou porosty olše lepkavé na náhorních plošinách, poškozované abiotickými vlivy, v nichž je možno očekávat i postupné narůstání vlivu biotických činitelů (jejich perspektiva je na těchto místech stejně časově velmi ohraničená). U ostatních PND na základě provedeného šetření a dosavadních poznatků vyšší míra ohroženosti v krátkodobé a střednědobé perspektivě očekávána není.

Výše uvedené „celkové“ hodnocení ohroženosti jednotlivých taxonů PND v současnosti a v blízké budoucnosti je však potřebné chápat ve smyslu omezení, vyplývajícího z obecně obtížné predikovatelnosti biologických procesů v přírodních systémech, k nimž dynamika působení biotických činitelů v ekologicky labilní oblasti Krušných hor nepochybně náleží (navíc na pozadí zesilujících projevů tzv. klimatické změny). Budoucí neočekávaná a nežádoucí překvapení, obdobná nedávné „zdravotní krizi“ březových porostů či recentnímu rozpadu porostů smrku pichlavého, rozhodně nelze vyloučit. Také proto je z pohledu ochrany lesa žádoucí, aby druhová a prostorová struktura lesních porostů Krušných hor byla ve svém celku co nejpestřejší, neboť takový stav preventivně snižuje i pravděpodobnost vzniku takových situací (co nejvyšší podíl listnatých dřevin současně v obecné rovině pozitivně přirozenou cestou stimuluje regeneraci a obnovu půdního prostředí, jakási výchozí maxima všech snah o trvalé zlepšení zdravotního stavu lesů).

Na samý závěr znovu zdůrazňujeme kruciální roli problematiky nadměrných stavů spárkaté zvěře. Důsledné řešení této otázky je rozhodující pro úspěšnou obnovu a prosperitu lesů Krušných hor, a to nejenom z pohledu ochrany lesa.

Obr. 3.24: Tvarové deformace smrku vlivem okusu jelení zvěří (Foto: J. Liška)

Obr. 3.25: Krnění smrku vlivem dlouhodobého okusu jelení zvěří (Foto: J. Liška)

Obr. 3.26: Vtroušený jeřáb ptačí decimovaný okusem zvěře (Foto: J. Liška)

Obr. 3.27: Následky opakovaného ohryzu kmene u jeřábu ptačího (Foto: J. Liška)

Obr. 3.28: Buková kultura pod trvalým tlakem okusu zvěře (Foto: J. Liška)

Použitá literatura:

BALCAR, V., KULA, E., LOMSKÝ, B., MAUER, O., ŠRÁMEK, V, 2008: Porosty náhradních dřevin (PND) a jejich ohrožení biotickými a abiotickými faktory. In: Slodičák, M., Balcar, V., Novák, J., Šrámek, V., (ed.) Lesnické hospodaření v Krušných horách. LČR a VÚLHM, Hradec Králové & Strnady, 179–200.

KNÍŽEK, M., (ED.), 2009: Výskyt lesních škodlivých činitelů v roce 2008 a jejich očekávaný stav v roce 2009. Zpravodaj ochrany lesa, Supplementum: 1–72.

KNÍŽEK, M., (ED.) 2010: Výskyt lesních škodlivých činitelů v roce 2009 a jejich očekávaný stav v roce 2010. Zpravodaj ochrany lesa, Supplementum: 1–68.

KNÍŽEK, M., (ED.) 2011: Výskyt lesních škodlivých činitelů v roce 2010 a jejich očekávaný stav v roce 2011. Zpravodaj ochrany lesa, Supplementum: 1–71.

KNÍŽEK, M., MODLINGER, R., (ED.) 2012: Výskyt lesních škodlivých činitelů v roce 2011 a jejich očekávaný stav v roce 2012. Zpravodaj ochrany lesa, Supplementum: 1–75.

KNÍŽEK, M., MODLINGER, R., (ED.) 2013: Výskyt lesních škodlivých činitelů v roce 2012 a jejich očekávaný stav v roce 2013. Zpravodaj ochrany lesa, Supplementum: 1–62.

KNÍŽEK, M., LIŠKA, J., MODLINGER, R., (ED.) 2015: Výskyt lesních škodlivých činitelů v roce 2014 a jejich očekávaný stav v roce 2015. Zpravodaj ochrany lesa, Supplementum: 1–73.

MERTELÍK, J., KAPITOLA, P., LIŠKA, J., FRYČ, D., 2015: Mšice smrková – přemnožení na smrku pichlavém a možnosti ochrany. Rostlinolékař, 26(6): 16–19.

KULA, E., 2011: Bříza a její význam pro trvalý rozvoj lesa v imisních oblastech. Lesnická práce, Kostelec nad Černými lesy, 276 p.

OTTO, L.F., MATSCHULLA, F., 2015: Waldschutzsituation 2014/2015 in Sachsen. AFZ Der Wald, 7: 30–33.

PEŠKOVÁ, V., MODLINGER, R., 2014: K poškození modřínů v Krušných horách v roce 2014. Lesnická práce 93 (12): 46–47.

PEŠKOVÁ, V., MODLINGER, R., 2015: Stav napadení smrku pichlavého a ztepilého kloubnatkou smrkovou. Lesnická práce, 94(3): 48–49.

PEŠKOVÁ, V., PROCHÁZKOVÁ, Z., 2012: Sirococcus conigenus (DC) P. Cannon et Mitner. Kroucení a odumírání výhonů jehličnanů. Lesnická práce, příloha 91(11): i–iv.

PEŠKOVÁ, V., SOUKUP, F., 2013: Současná situace v porostech smrku pichlavého v Krušných horách. Lesnická práce, 92(10): 46–47.

SOUKUP, F., PEŠKOVÁ, V., 2009: Gemmamyces piceae (Bortw.) Casagr. Kloubnatka smrková. Lesnická práce, příloha 88(12): i–iv.

4. Úprava mysliveckého managementu Krušné hory

František Havránek, Jan Cukor, Miloš Ježek

4.1. Úvod

Lesní porosty ve vrcholových partiích Krušných hor byly vždy pod silným tlakem abiotických a biotických činitelů. Zatížení porostů pastevním tlakem spárkaté zvěře zde, může být dokonce limitujícím faktorem, pěstování lesa. Tento problém je v oblasti Krušných hor chronický a trvá již více než půl století, s tím že i lokální problémy jsou po celou tuto dobu téměř identické.

Vliv zvěře na lesní ekosystém

Existují dva různé názory na vztah mezi lesem a zvěří. Na jedné straně jsou zastánci vyšších stavů jelení zvěře, kteří vliv zvěře na les nepovažují za nějak významný, zatímco druhá strana považuje zvěř v lesích za škodlivý element, který je třeba eliminovat (Sloup 2008).

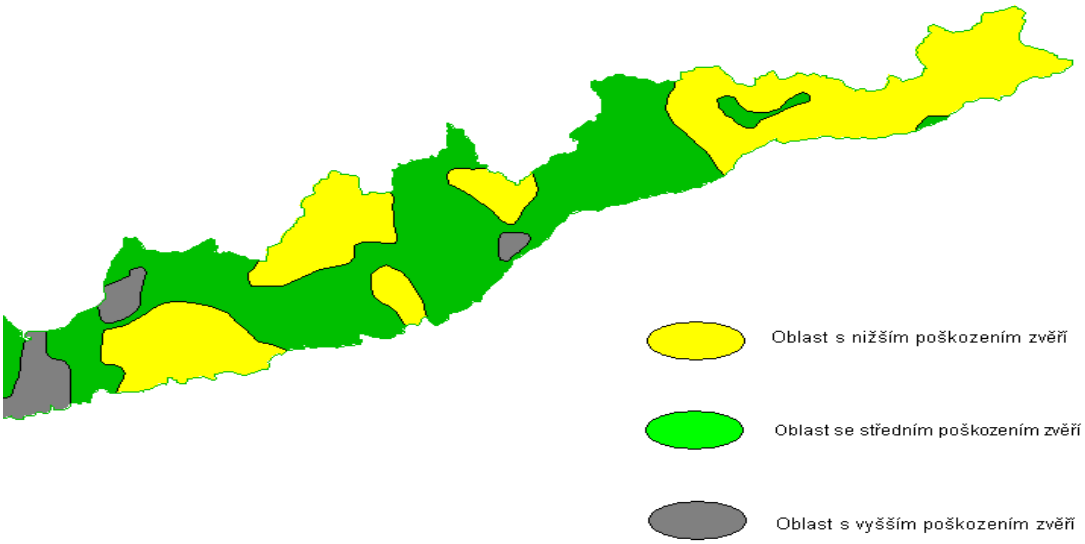
V Krušných horách se projevuje zřetelný negativní vliv jelena evropského na les. To je patrné v případech, kdy se uvažuje o změně lesnického hospodaření, **konkrétně o možnosti přeměn dosavadních porostů náhradních dřevin za porosty cílové (Sloup 2007).**

Z dříve provedených šetření je zřejmé, že skutečné stavy jelena evropského mnohonásobně převyšují stavy normované, a to troj - až sedminásobně. Současně lze konstatovat, že minulé i současné úsilí o redukci stavu populace jelena lesního nevedlo a nevede k požadovanému snížení rozdílu mezi normovaným a skutečným stavem (Sloup 2008). Obecně, ne jen pro Krušné hory, lze konstatovat, že management populací velkých býložravců se vyznačuje periodicky se opakujícími minimy a maximy stavů zvěře, jejího lovu a samozřejmě i zatížení lesa pastevním tlakem.

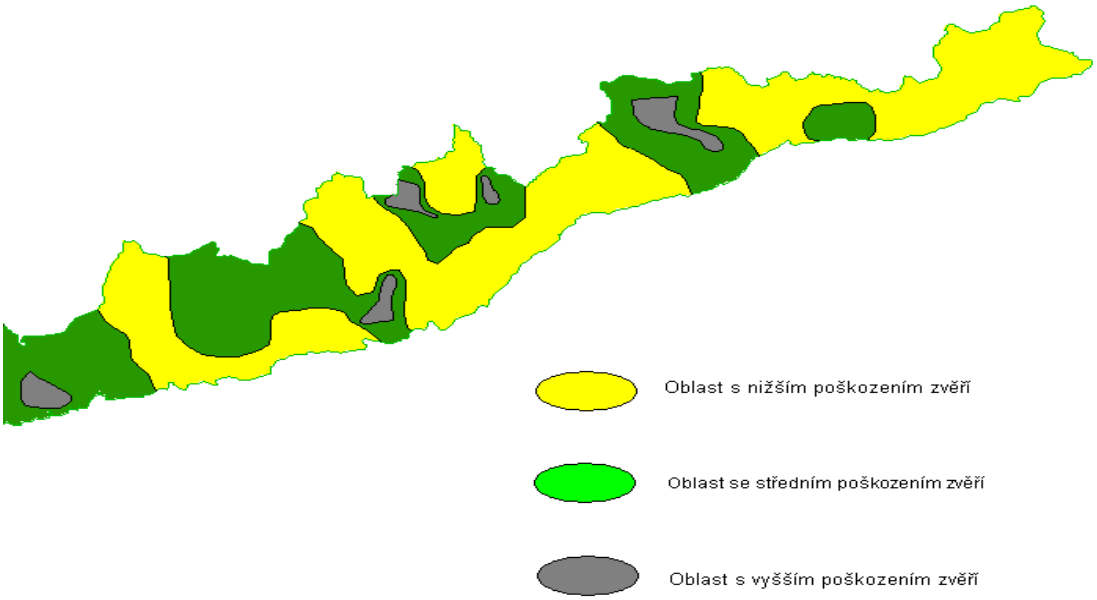
Mezi škody působené jelení zvěří patří:

- poškození okusem, kdy se jedná především o okus terminálního vrcholu, opakovaný i jednorázový
- poškození vytloukáním, jedná se poškození stromu parožím
- loupání a ohryz, je plošné poškozování kůry a lýka rostoucích stromů jelení zvěří při získávání potravy. U loupání jde konkrétně o strhávání pruhů lýka a kůry v podélném směru, což je možné pouze v době mobilizační fáze růstu dřevin v předjaří a během vegetace. K ohryzu dochází obvykle v zimním období. Na ohryzu jsou vždy patrny stopy zubů (Slodičák et al. 2008)

Poškození okusem, loupáním a ohryzem má v Krušných horách velký rozsah, zvěř má podstatný vliv na snížení biodiverzity a působí neúnosné ekonomické škody lesnímu hospodářství (Sloup 2008).



Obr. 4.1: Plošné vyjádření oblastí Krušných hor s různým stupněm poškození zvěří okusem (zdroj: ÚHUL Brandýs nad Labem)



Obr. 4.2: Plošné vyjádření oblastí Krušných hor s různým stupněm poškození zvěří loupáním a ohryzem. (zdroj: ÚHUL Brandýs nad Labem)

Sezónní migrace spárkaté zvěře

Exaktní posouzení sezonních migrací jelení zvěře je velmi důležité, neboť znalost prostorové struktury populace je základem jejího managementu. V praxi je problematika migrací bohužel často, z neznalosti nebo úmyslně, zkreslována. Migrace jelení zvěře, jsou významným faktorem, který komplikuje management jejích subpopulací. Ne zřídka se zde střetávají názory praktiků a šetření biologů zvěře, realizované exaktními metodami.

V práci McCorquodala (1999) ve Washingtonu migrovali jedinci jelence na podzim ještě před napadením sněhu. Domnívá se, že důvodem k zahájení podzimních migrací je postupný pokles v nabídce a kvalitě potravy a tím i příjmu živin v důsledku sezónní senescence rostlin. Podzimní migrace do nižších nadmořských výšek považují za nezávislé na tvorbě sněhové pokrývky také Loft et al. (1984) a Garrott et al. (1987). Podle Thirgooda (1995) důvodem, proč se býložravci na podzim uchylují do lesních porostů v nižších polohách, může být zvyšující se závislost na příjmu plodů a letorostů listnatých dřevin.

Důvod pro migraci do letních stanovišť ve vyšších nadmořských výškách není již tak zřejmý. Atzler (1984) tvrdí, že pozdější tání sněhu, nižší teploty a pozdější nástup růstu vegetace ve vyšších polohách prodlužuje býložravcům přístup k potravě s vysokým obsahem proteinů a nízkým obsahem vlákniny. Navíc v horských oblastech rozdíly v rychlosti tání sněhu na různých místech způsobují prodloužení období výskytu ostrůvků s dobře stravitelnou potravou. Albon a Langvatn (1992) ve své studii o jelenu evropském (Cervus elaphus) zimujícím na pobřeží Norska zjistili, že příčinou jarních migrací je přísun potravy vyšší kvality na letních stanovištích ve vyšších nadmořských výškách. Podle Morgantiniho a Hudsona (1989) může být příčinou migrace do vyšších poloh na jaře snaha maximalizovat příjem různých druhů trav a bylin s rozdílnou fenologií. Stejným způsobem můžeme vysvětlit, proč se býložravci na podzim déle zdržují ve vyšších polohách.

K odlišným závěrům se dospělo v horském prostředí Jeseníků, kde průměrná velikost domovských okrsků jelenů v průběhu roku se pohybovala od 20 ha do 438 ha a u laní od 26 ha do 217 ha (Koubek, Hrabě 1996). Při podrobnějším studiu se zjistilo, že průměrná velikost domovského okrsku v dané oblasti v období od června do září dosahovala u jelenů i laní svého maxima (450 ha, resp. 150 ha). Pohyb laní byl omezen převážně na přesuny mezi denními stávaništi v houštinách a nočními místy pastvy na otevřených travnatých plochách. Průměrná velikost domovských okrsků v zimním období (listopad – únor) dosahovala překvapivě malých rozměrů (jelen 60 ha, laň 35 ha). Zvěř byla soustředěna především okolo přikrmovacích míst. V jarním období (duben – květen) se průměrná velikost domovského okrsku přiměřeně zvětšovala (jelen 90 ha, laň 49 ha) jak zvěř začínala vyhledávat vhodné pastevní plochy (Homolka, Koubek 1996).

Radiotelemetrický výzkum jelení zvěře, který byl prováděn v Bavorských Alpách (Schröder, 1980) a ve švýcarském Národním parku - Dolní Engadin (Balnkenhorn, Buchli a Voser, 1978; Finďo 2003), potvrdil existenci dvou typů jelení zvěře: zvěř stálou a zvěř, která migruje mezi zimními a letními stanovišti. Potvrdilo se například, že v některých oblastech přikrmování zvěře velice narušuje její přirozené migrace. Respektive přemění migrující zvěř na stálou, což může být jeden z důvodů vzniku velkých škod na lesních porostech na zimovištích zvěře.

Velice důležitým zjištěním bylo, že migrace jsou zvykem, který se potomci musí naučit od rodičů, a že se tedy nejedná o vrozenou vlastnost – instinktivní chování. Tento poznatek byl exaktně dokázán v jednom štýrském revíru, kde zvěř po desetiletí přikrmovanou v dolinách začali v zimě přikrmovat na jiném místě, aby zmírnili škody na lesních porostech. Dospělá jelení zvěř stále navštěvovala prázdná krmeliště, kam byla naučená chodit a nevšímala si nových krmelišť, která byla naplněná atraktivním krmivem (Schröder 1980).

Tab. 4.1: Údaje o telemetricky sledovaných jedincích jelení zvěře a výměře domovských okrsků (Finďo, 2003).

Jedinec	Věk v čase odchytu	Délka telemetrie (měsíce)	Počet lokací	Výměra okrsku (MCP 100%) ha
Jelen 14	6 let	53	519	1 313
Jelen 15	9 měsíců	11	214	841
Jelen 16	3 roky	Selhání vysílačky 6 dní po označení		
Jelen 19	4 roky	41	218	7 742
Laň 100	3 roky	6	56	947

Migrující typ jelena, který v zimě využíval jižní svahy a v květnu migroval na letní stanoviště na severní straně pohoří (jelen č. 19), měl výměru okrsku 7 742 ha. Tříletý jelen č. 16, označený 28. 01. 1999 na jižní straně pohoří, byl ulovený 04. 10. 1999 na severní straně pohoří několik kilometrů od místa označení. I tento jelen patřil k migračnímu typu podobně jako č. 19. Výměra okrsku migrujícího typu jelena byla 7,49 krát větší než průměrná výměra tří trvale usazených jedinců jelení zvěře.

Skutečnost existence migrující a stálé populace jelení zvěře, nutnost učení migračních tras u kolouchů a možnost cíleného ovlivňování distribuce zvěře v čase a prostoru pomocí lovu (selekce), přikrmování a přezimovacích objektů, je v současnosti spíše zneužívána než využívána pro účelné řízení populace (z hlediska ochrany lesa). Je třeba zpracovat plošnou koncepci konkrétních opatření, která by mohla být významným přínosem pro řízení prostorové struktury populace, určující lokalizaci a rozsah škod. Takové opatření by však zřejmě změnilo i tradiční možnosti lovu (tradiční říjiště, atd.), což je pro řadu myslivců neakceptovatelné.

4.2. Metodika

Získaná data byla zpracována pomocí základních funkcí programu Microsoft Excel (grafy, tabulky, třídění dat). K vizualizaci a následným analýzám prostředí a časových řad byl použit program ArcGIS 9.1. s podkladovými mapami ÚHUL (geoportal2.uhul.cz) a MŽP ČR (geoportal.cenia.cz). Ke statistickému zpracování dat byl použit program Statistica 8.0. Data byla vyhodnocena pomocí základních statistických ukazatelů. V rámci řešení byly podniknuty následující kroky:

Lokalizace modelové oblasti a její rozčlenění do horizontálních oblastí

Zájmové území bylo definováno pomocí výše uvedených nástrojů v kartografické formě, tj. rastru hranic honiteb, které byly pomocí barev diferencovány podle nadmořské výšky a morfologie terénu.

Analýza zastoupení honiteb podle držitelů

Vytvořená informační vrstva oblasti s rastrem honiteb byla diferencována podle držitelů jednotlivých honiteb (LČR, s.p., Pozemkový fond, honitba vlastní, atd.). Počet jednotlivých typů honiteb byl vyhodnocen jednak podle výměry honiteb a jednak podle počtu honiteb v oblasti po skupinách graficky.

Analýza zastoupení honiteb podle uživatelů
Vytvořená informační vrstva oblasti s rastrem honiteb byla diferencována podle uživatelů jednotlivých honiteb (LČR, s.p., Pozemkový fond, honitba vlastní, atd.). Počet jednotlivých typů honiteb byl vyhodnocen jednak podle výměry honiteb a jednak podle počtu honiteb v oblasti po skupinách graficky. Je zřejmé, že existují předpoklady různého přístupu k řízení populací dle priorit uživatelů honiteb.

Vyhodnocení mysliveckého managementu v jednotlivých oblastech podle typu uživatelů

Modelové vytvoření oblastí chovu
Na základě syntetického zhodnocení informačních vrstev o škodách zvěří na lese (ÚHÚL, IFER), podmínek pro chov zvěře (Hromas 1995), vlastnictví honiteb a dříve vytvořených informačních vrstev (viz výše), byly vytvořeny v kartografické formě čtyři oblasti chovu. Následně byla vytvořena jádra těchto oblastí, tvořená honitbami v držení státu.

Modelové vytvoření oblastí chovu
Na základě dat myslivecké statistiky byla konstruována informační vrstva počtů zvěře v honitbách podle zpětného propočtu a informační vrstva počtů zvěře na 1000 ha v jednotlivých honitbách a následně byl proveden výpočet redukčního odlovu pro jednotlivé roky přechodné periody a pro jednotlivé oblasti.

Myslivecké hospodaření v Krušných horách a potenciálních oblastech chovu

Modelový výpočet vstřícného plánu lovu spárkaté zvěře pro oblasti

4.3. Výsledky

4.3.1. Lokalizace modelové oblasti a její rozdělení do horizontálních oblastí.

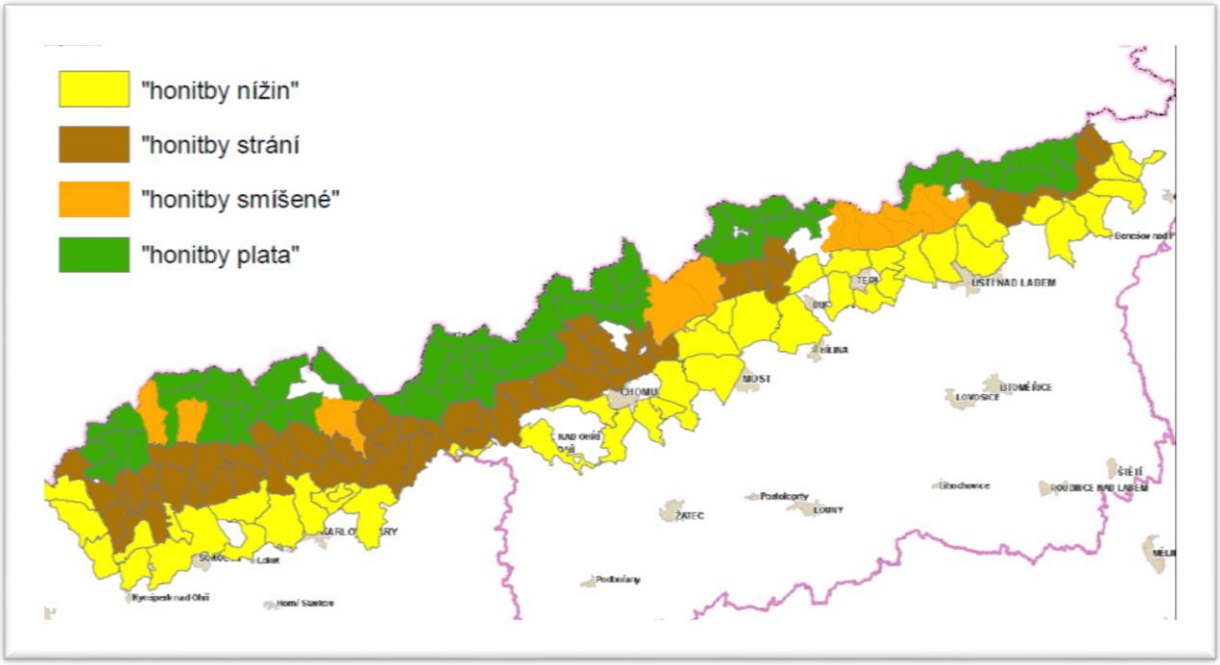
Lokalizace modelové oblasti
Jako zájmové území bylo vybráno celkem 159 honiteb (Mapa č. 1) o celkové výměře 216 716 ha honebních pozemků s průměrnou výměrou honitby 1 356 ha. Lesnatost území je 61 %.

Rozdělení do oblastí
Vzhledem k výše uvedeným charakteristikám zájmové oblasti jsme se rozhodli pro některé další analýzy rozdělit předmětnou oblast do 4 typů podle typu prostředí, reliéfu, systému lesnictví, zemědělství apod. Hlavním vodítkem pro rozdělení honiteb byl jejich výskyt mezi vrstevnicemi oddělující různé typy reliéfu krušných hor. *Jsou to oblasti: plata Krušných hor, stráně Krušných hor, honitby nížin a smíšené honitby:*

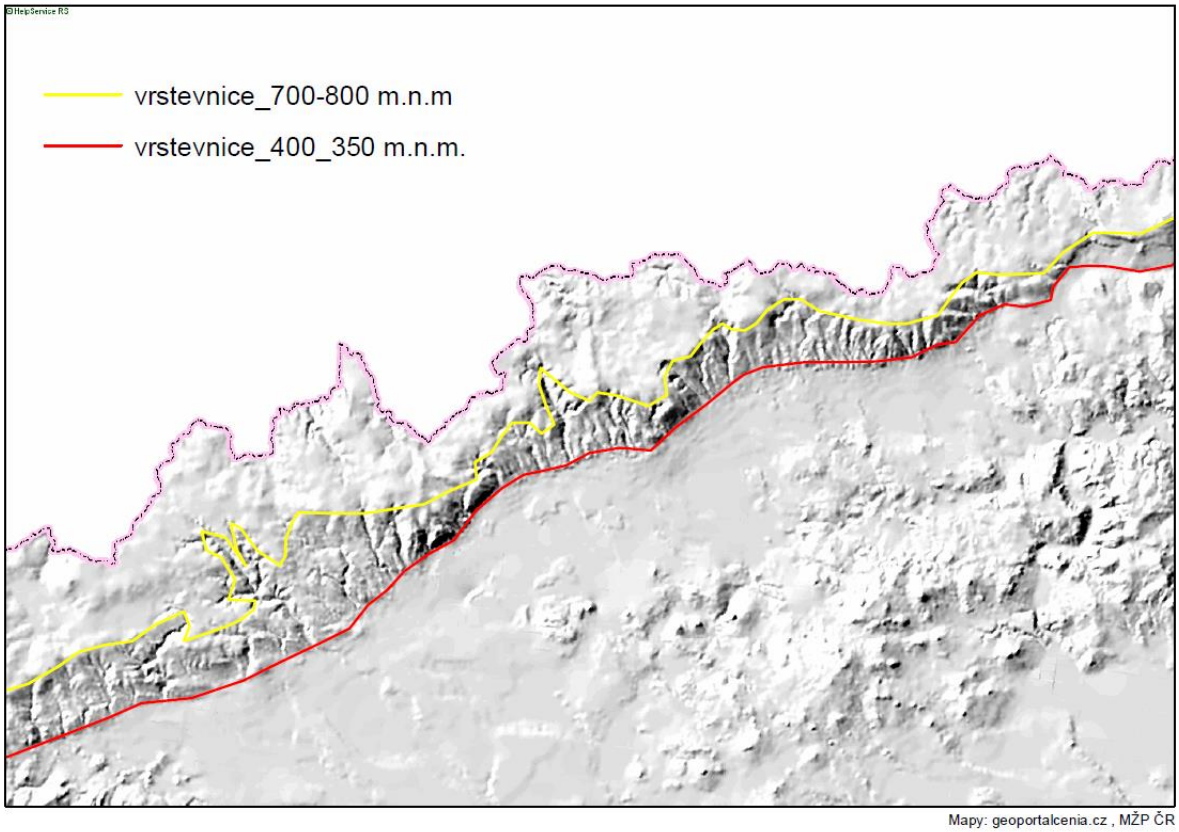
- Plata Krušných hor – jedná se o oblast rozkládající se na náhorní plošině Krušných hor, charakteristickou lesními porosty nejvíce postiženými imisní kalamitou.

- Stráně Krušných hor – oblast se rozkládá na jižních svazích Krušných hor. Charakteristickou je pro ni velká vertikální členitost, s lesními porosty ne tak výrazně zasaženými imisní kalamitou, s velkou částí zachovalých původních lesů (původních ve smyslu „před kalamitou“)
- Honitby nížin - jedná se o oblast přímo navazující na masiv Krušných hor, obvykle zahrnuje Podkrušnohorskou pánev s intenzivní důlní činností.
- Honitby smíšené – jedná se o honitby, lokalizované ve vertikálním směru všemi třemi výše uvedenými oblastmi.

Obr. 4.3: Mapa zájmového území

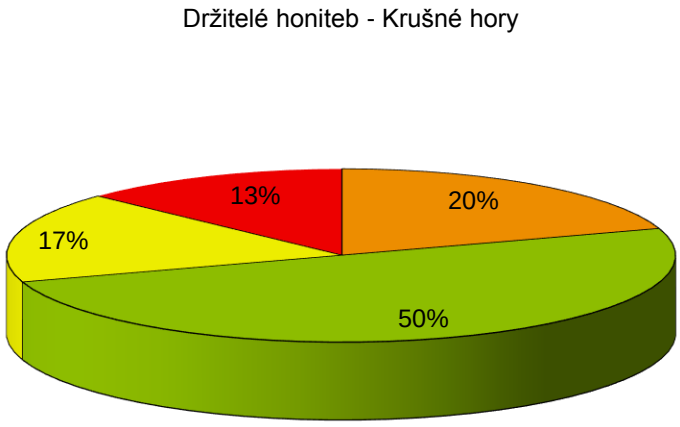


Obr. 4.4: Klíč k rozdělení honiteb do různých skupin na podkladě mapy znázorňující vertikální členitost



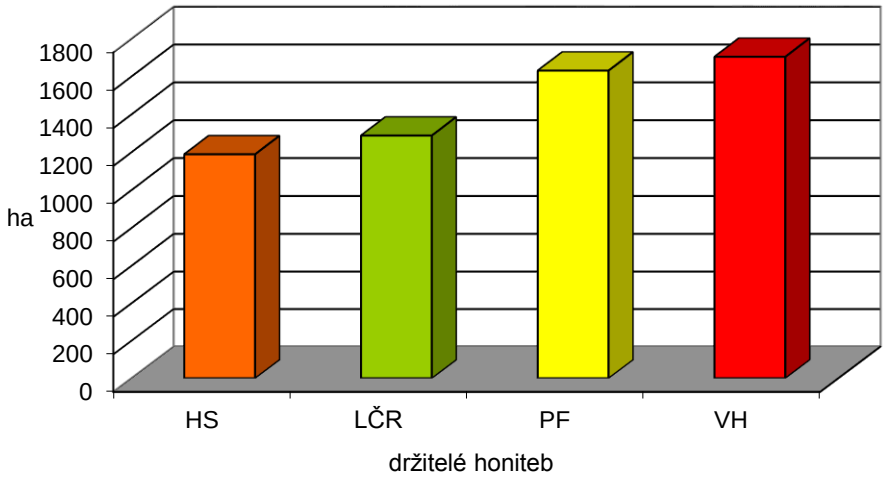
Obr. 4.5: Klíč k rozdělení honiteb do různých skupin na podkladě mapy znázorňující vertikální členitost

4.3.2. Analýza zastoupení honiteb podle držitelů

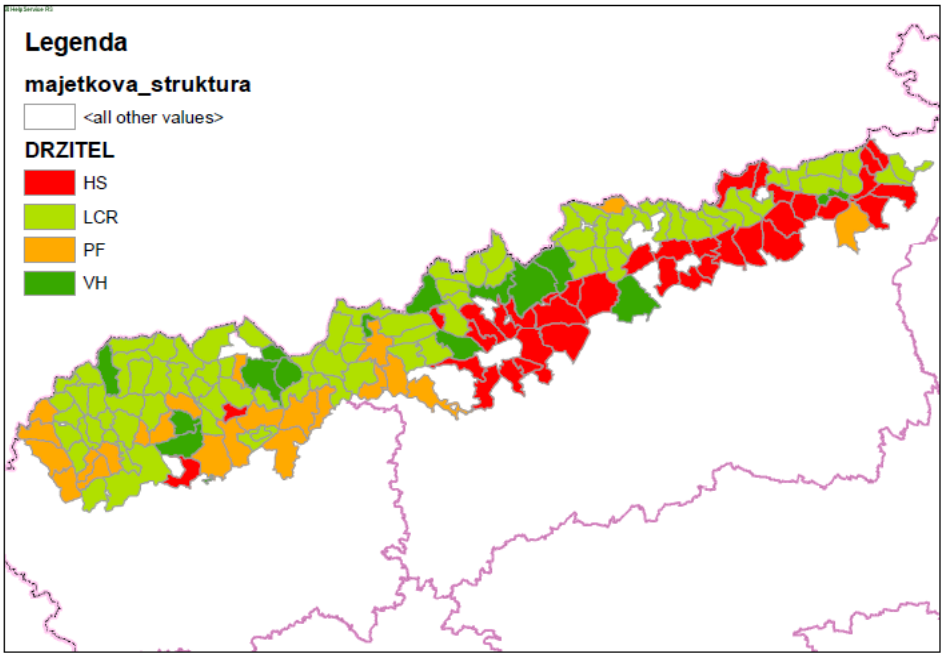


Obr. 4.6: Držitelé honiteb v zájmové oblasti – Krušné hory (LČR – Lesy ČR, HS – honební společenstvo, VH – vlastní honitba, PF – pozemkový fond ČR)

V držení honebních společenstvech je 36 honiteb (22%), Lesů ČR 83 honiteb (52 %), Pozemkového fondu 23 honiteb (14%) a 15 je honiteb vlastních (9%). Celkem jsou honební společenstva držitelé 42 874 ha honebních pozemků (20%), Lesy České republiky 107 735 ha honebních pozemků (50%), Pozemkový fond 37 536 ha (17 %) a 25 589 ha tvoří honitby vlastní (13%) (viz obr. 4.6).



Obr. 4.7: Průměrná velikost honiteb podle držitelů honiteb (LČR – Lesy ČR, HS – honební společenstvo, VH – vlastní honitba, PF – pozemkový fond ČR)



Obr. 4.8: Držitelé honiteb – Krušné hory (LČR – Lesy ČR, HS – honební společenstvo, VH – vlastní honitba, PF – pozemkový fond ČR)

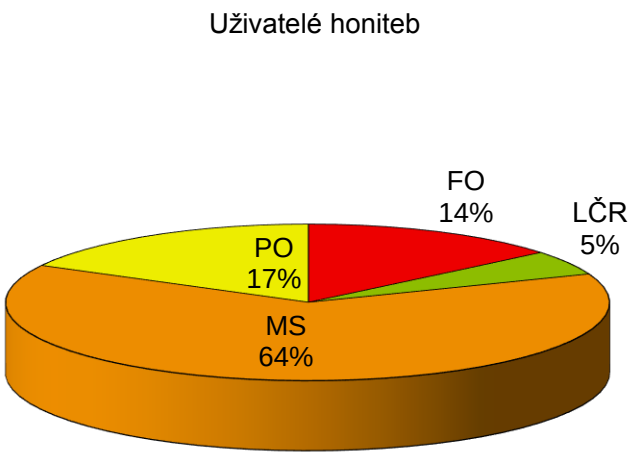
Souhrn

Analýza charakteru honiteb podle držitelů ukázala, že LČR jsou držitelem 50% honební plochy, ostatní tři typy držitelů honiteb jsou zastoupeny na srovnatelné úrovni (10-20%). ***Majoritním držitelem honiteb v oblasti je tedy stát se 67 % honební plochy (50 % LČR, 17 % PF). Tím je vytvořen teoretický předpoklad pro řízení chovu spárkaté zvěře v oblastech, v zájmu stabilizace ekosystémů.***

Velikost honiteb lze podle jejich držitelů rozdělit do dvou skupin. Průměr výměry honiteb LČR a honebních společenstev jsou o cca 200 ha menší, než průměrné výměry honiteb Pozemkového fondu a honiteb vlastních (viz obr. 4.7).

Lokalizace honiteb v modelové oblasti z hlediska typu držitelů je charakterizována tím, že honitby plata Krušných hor jsou téměř výhradně v držení LČR, ve východní polovině Krušných hor jsou v držení LČR a PF (tedy státu) prakticky také všechny honitby strání a nížin. V západní polovině Krušných hor jsou honitby strání většinou LČR a částečně honebních společenstev i vlastních honiteb. Honitby nížin jsou ve střední a západní polovině Krušných hor převážně honebních společenstev.

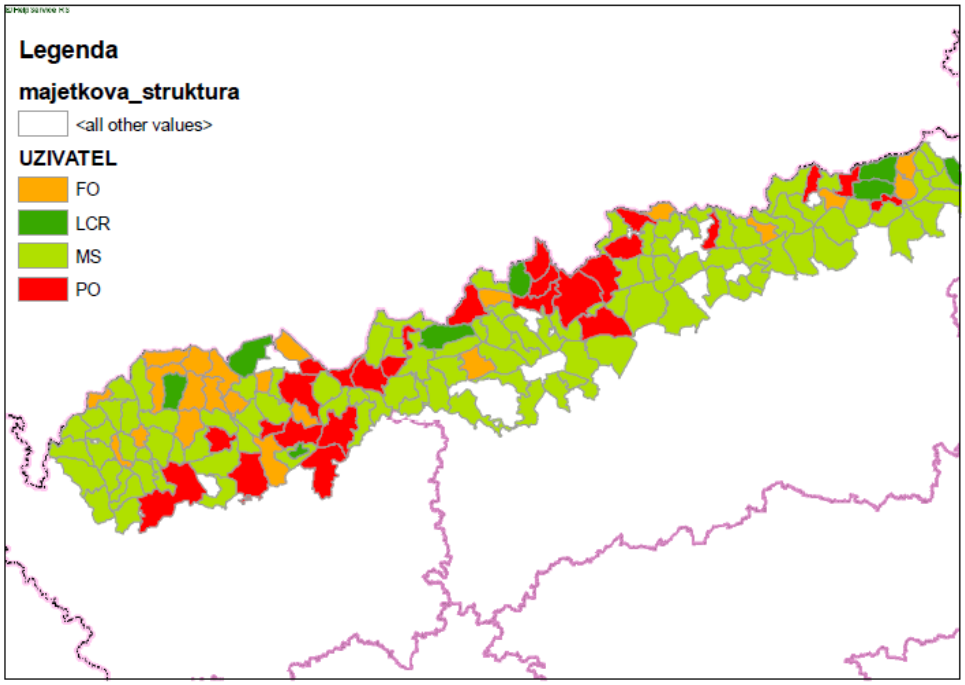
4.3.3. Analýza zastoupení honiteb podle uživatelů



Obr. 4.9: Uživatelé honiteb – Krušné hory (MS – myslivecké sdružení, LČR – Lesy ČR, FO – fyzická osoba, PO – právnická osoba)

Z pohledu uživatelů honiteb je situace následující: myslivecká sdružení obhospodařují 64 % honiteb, Lesy České republiky 5 % honiteb, fyzické osoby 14 % honiteb a právnické osoby 17 % honiteb (viz. obr. 4.9).

Z pohledu největšího držitele honiteb v zájmovém území Krušných hor – LČR – bylo osm honiteb provozováno ve vlastní režii (10 %), 23 % z nich bylo pronajato fyzickým osobám, 12 % právnickým osobám a 55% honiteb v držení LČR pronajímají myslivecká sdružení.



Obr. 4.10: Uživatelé honiteb – Krušné hory (MS – myslivecké sdružení, LČR – Lesy ČR, FO – fyzická osoba, PO – právnická osoba)

Souhrn

Největším uživatelem honiteb ve zkoumané oblasti jsou Myslivecká sdružení, zatím co přímá realizace výkonu práva myslivosti státem činí pouhých 21 % - srovnej výše zastoupení státu jako držitele honiteb. *Je tedy zřejmé, že reálná možnost přímého řešení eventuálních střetů zájmu státu a myslivosti v rámci LČR je omezena a lze realizovat jen zprostředkovaně přes nájemce (uživatele) honiteb (především MS). Režijní honitby LČR se nachází na platu Krušných hor.*

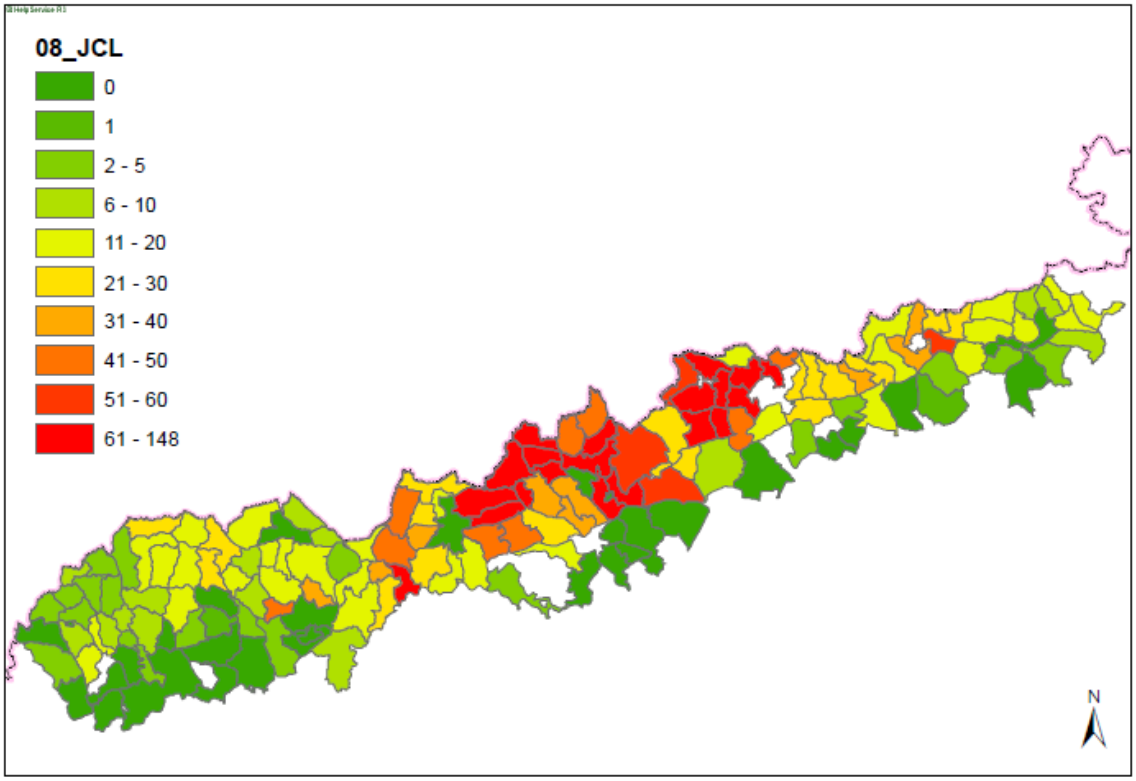
4.3.4. Vyhodnocení mysliveckého managementu v jednotlivých oblastech podle typu uživatelů

Na příkladu map na obr. 4.11 a 4.12 (i dalších) se dokladuje skutečnost, že charakter mysliveckého managementu a výskytu zvěře v oblasti Krušných hor se více méně nemění.

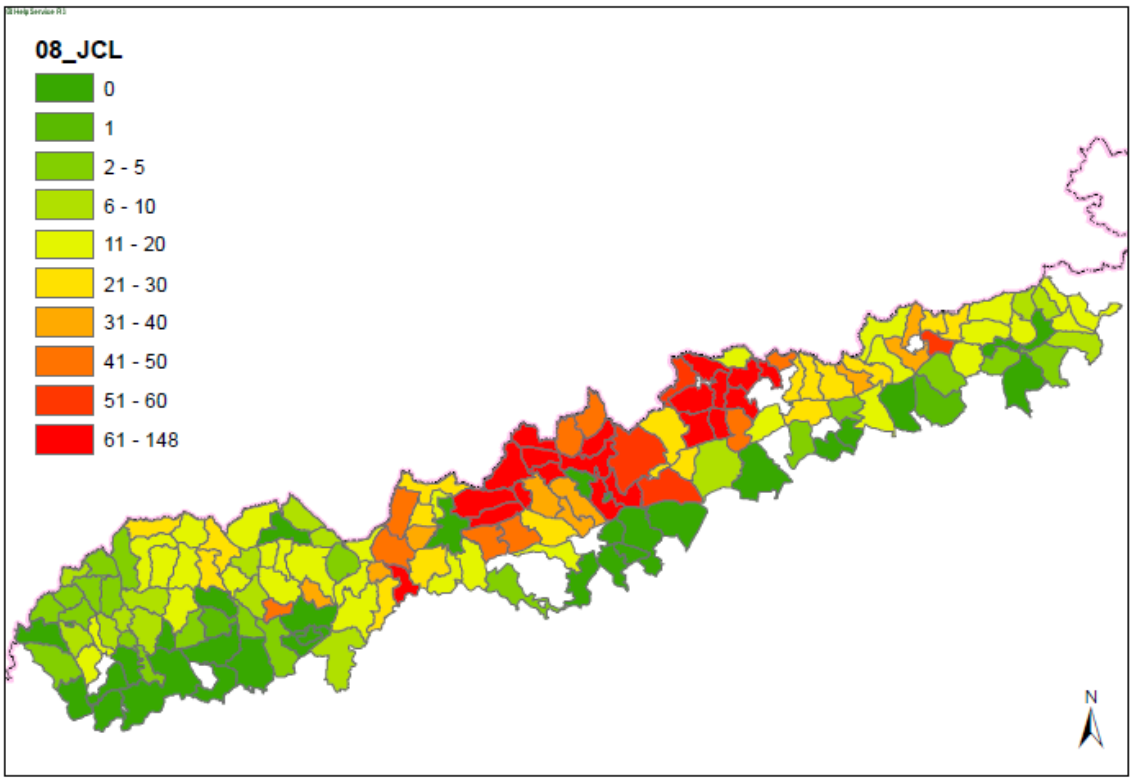
Souhrn

Z dříve konstruovaných grafů a map *je zřejmé, že nejvyšší intenzitu lovu (ks/1000 ha) jelení zvěře najdeme v režijních honitbách LČR a vlastních honitbách*, tedy tam, kde je výkon práva myslivosti a lesní hospodářství v jedněch rukách. Tato skutečnost však může být ovlivněna lokalizací (vysokou denzitou populace) v režijních honitbách (především na platu Kutných hor). Mapy geografické struktury intenzity lovu v modelové oblasti ukazují, že nejvyšší intenzita lovu je trvale ve střední části Krušných hor v honitbách plat a svahů (převážně režijní a pronajaté honitby LČR). Intenzita lovu pak poklesá na úrovni plata jak na východ, tak na západ. Podobně poklesá intenzita ulovené zvěře v oblasti pásu honiteb svahů a nížin. Je zřejmé, že honitby nížin obecně, se na lovu jelení zvěře podílejí minimálně a pro management populace tedy nemají podstatný význam. Z výše uvedených map je zřejmé, kde leží

těžiště populace jelení zvěře v Krušných horách. Jedná se o honitby plata a strání, přičemž západní hranici této oblasti tvoří spojnice měst Vejprt a Klášterce, východní pak spojnice Dubí a Teplic (měřeno vzdušnou čarou cca 60 x 15 km – tedy cca 90 000 ha).

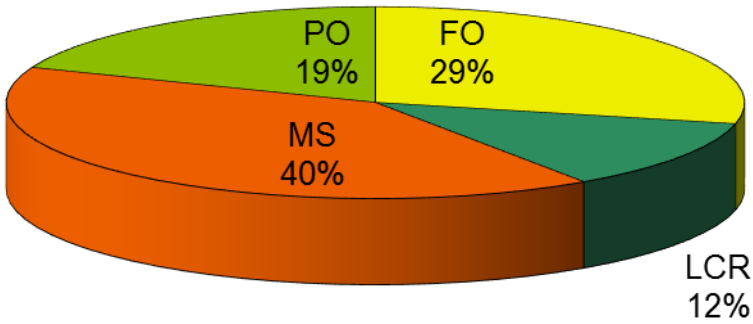


Obr. 4.11: Mapa intenzity lovu jelena lesního – celkem 2003 (ks/1000ha)



Obr. 4.11: Mapa intenzity lovu jelena lesního – celkem 2008 (ks/1000ha)

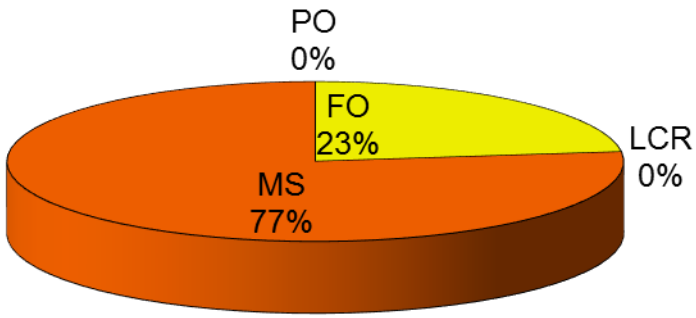
Oblast plata Krušných hor



Obr. 4.12: Uživatelé honiteb v držení LČR – oblast „plato Krušných hor“

Dříve konstruované grafy dokumentují skutečnost, že výrazně nejvyšší intenzita lovu jelenů se vyskytuje v honitbách LČR pronajatých fyzickým osobám. V ostatních typech honiteb není znatelný rozdíl, pouze v honitbách pozemkového fondu s lovem nejnižším. Konstruované grafy ukazují, že plán je v oblasti plata Krušných hor nejvyšší u honiteb užívaných právnickými osobami (popřípadě vlastními honitbami) a nejnižší u pozemkového fondu.

Oblast strání Krušných hor

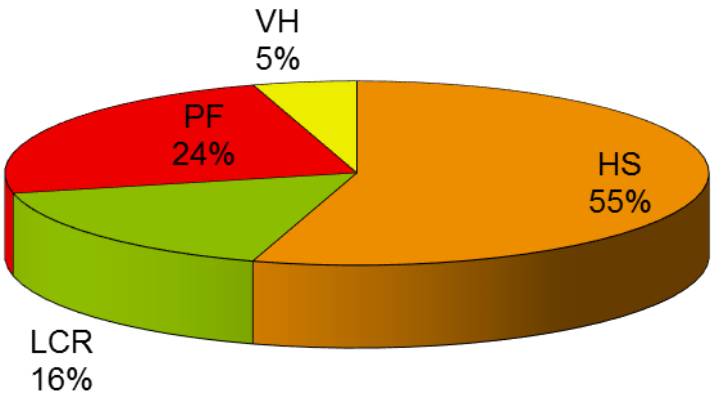


Obr. 4.13: Uživatelé honiteb v držení LČR – oblast „stráně Krušných hor“

Dříve konstruované grafy dokumentují skutečnost, že výrazně nejvyšší intenzita lovu jelenů se vyskytuje v honitbách LČR, pronajatých mysliveckým sdružením a nejnižší je v honitbách pozemkového fondu. Diverzifikace managementu honiteb jsou však relativně menší než v případě honiteb plata Krušných hor.

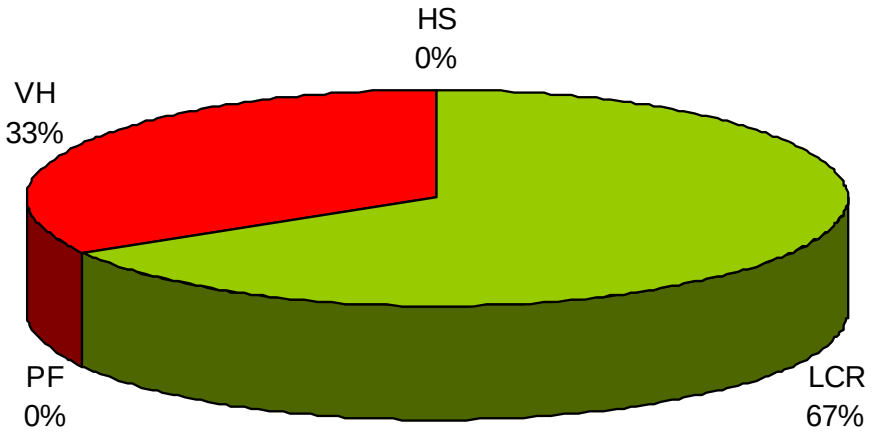
Oblast nížin

Dříve konstruované grafy dokumentují skutečnost, že výrazně nejvyšší intenzita lovu jelenů se vyskytuje v honitbách užívaných honebním společenstvem a nejnižší je v honitbách vlastních. Celkem lze konstatovat, že nejvyšší intenzita lovu v oblasti nížin se vyskytuje v režijních honitbách LČR, nejnižší pak u pozemkového fondu a dalších forem uživatelů honiteb.



Obr. 4.14: Držitelé honiteb v oblasti „Nížin“

Oblast smíšených honiteb



Obr. 4.15: Druhy držitelů honiteb v oblasti „Smíšené honitby“

Dříve konstruované grafy dokumentují skutečnost, že výrazně nejvyšší intenzita lovu jelenů se vyskytuje v honitbách právnických osob.

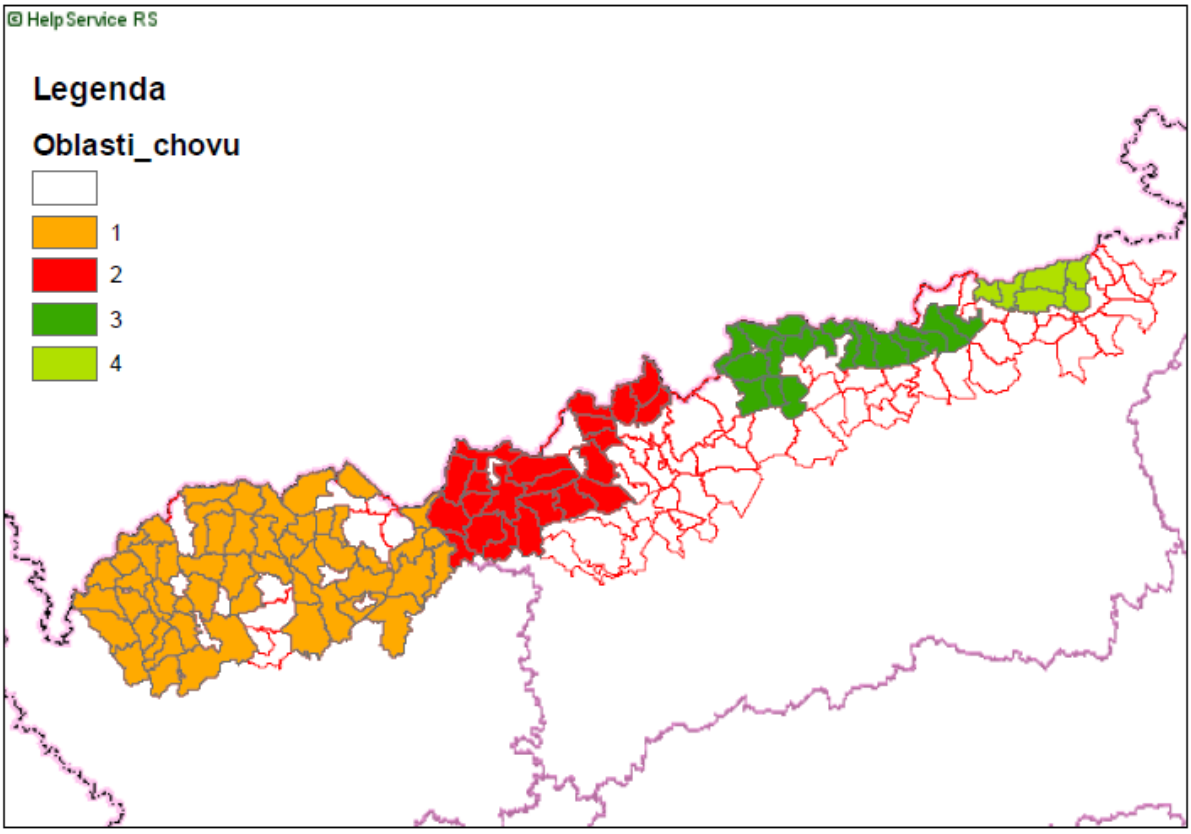
Souhrn

Z výše uvedeného je zřejmé, že pořadí intenzity lovu jelení zvěře podle kategorií v jednotlivých oblastech je de facto stejné. Nejvyšší intenzita lovu a tedy i denzita zvěře je na platu, nižší lov je pak na stráních a ve smíšených honitbách. Tomu odpovídají i JKS a plány lovu. Nejvyšší intenzita lovu je v oblasti plata**,** následuje oblast strání a smíšené honitby a nejnižší intenzita lovu je v nížinách.

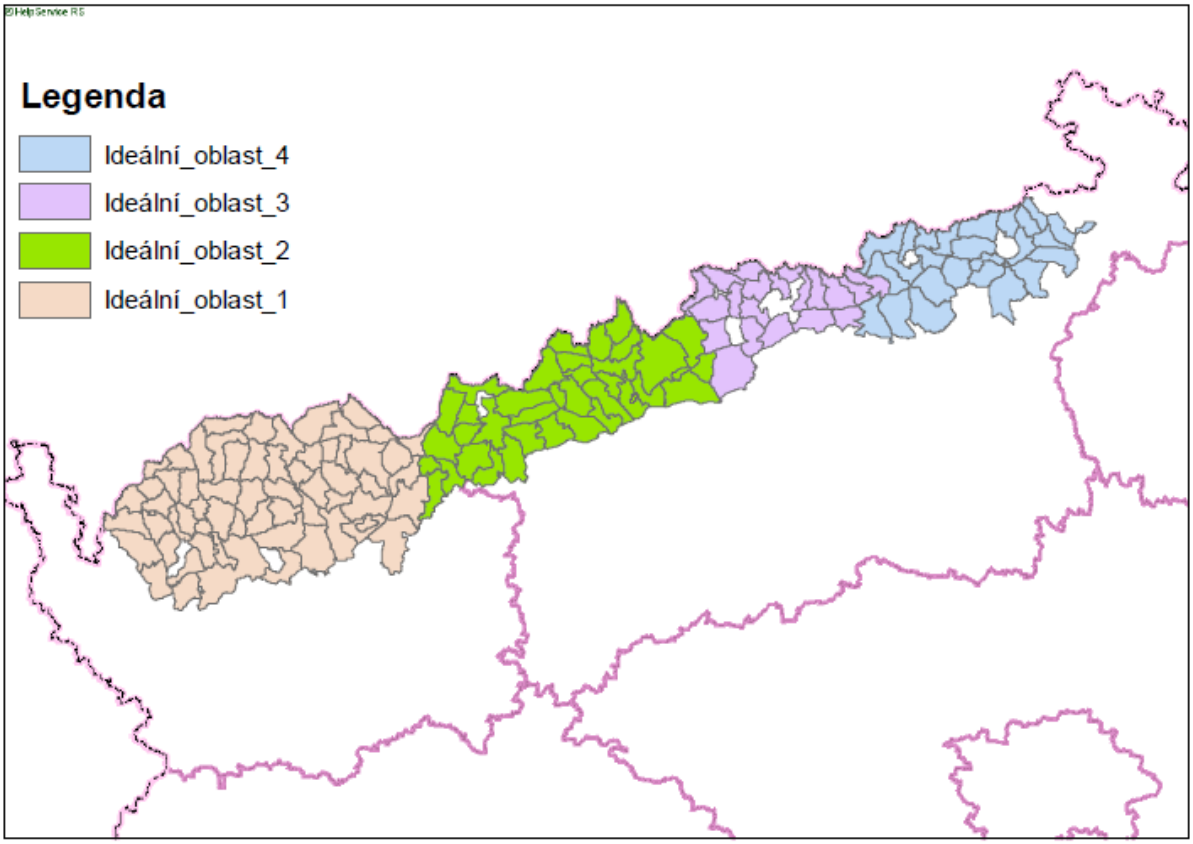
4.3.5. Modelové vytvoření oblastí chovu

Vzhledem k výše uvedeným skutečnostem, jsme na základě vlastnických vztahů, historických pramenů, místních šetření, stavů zvěře a lesnatosti vytvořili na území Krušných hor 4 oblasti chovu. V našich úvahách jsme vycházeli z platné legislativy a z komplikací vzniku oblastí chovu, která je podle zákona o myslivosti založená na dobrovolnosti. Je zřejmé, že celá modelová oblast leží podle Hromase 1995

v pásmu optimálním, popřípadě vhodném pro chov jelení zvěře. Na druhé straně zde vznikají střety mezi lesním hospodářstvím a chovem zvěře – škody na lese. Hlavním indikátorem kritické situace – je masivní ohryz a loupání. Návrh hranic oblastí vychází ze zachování současných vnějších hranic komplexů honiteb se zvětšenou výměrou, která je vhodnější pro myslivecký management. Při tvorbě modelových oblastí byla ctěna skutečnost vertikálních migrací zvěře a morfologie terénu, stejně jako denzita zvěře.



Obr. 4.16: Navržené oblasti chovu – jádrové oblasti v držení státu



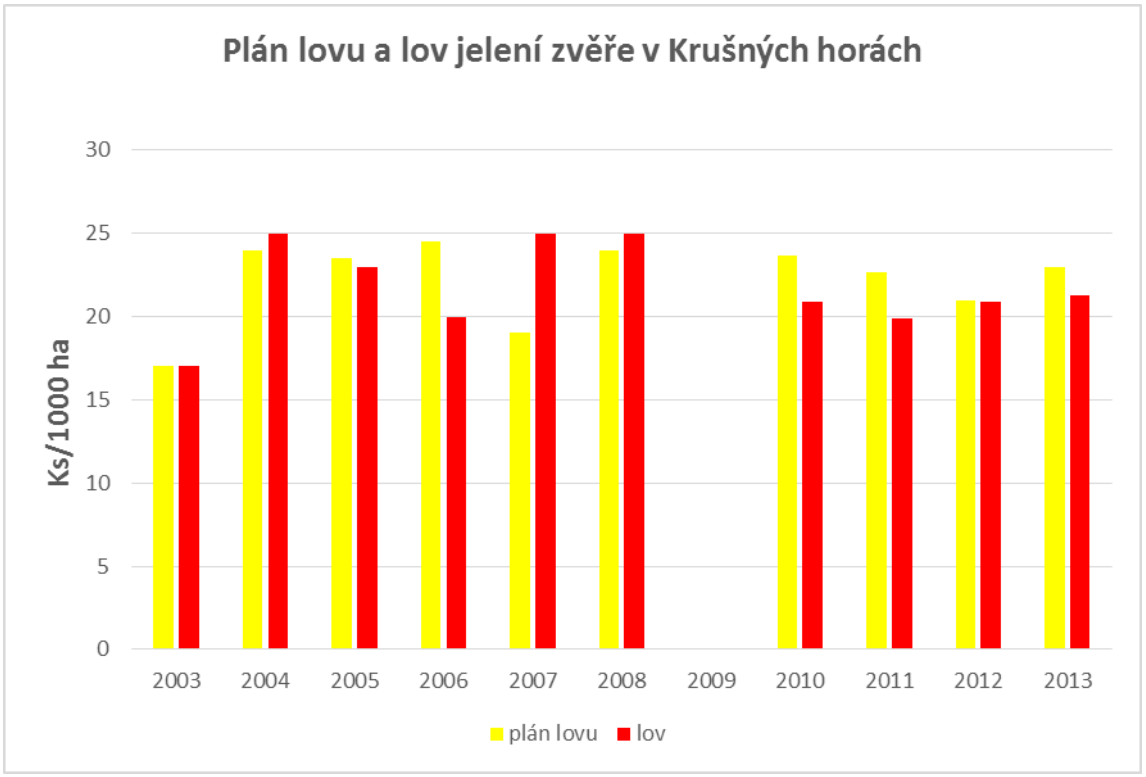
Obr. 4.17: Oblasti chovu bez rozlišení vlastníků honiteb

4.3.6. Myslivecké hospodaření v Krušných horách a potenciálních oblastech chovu

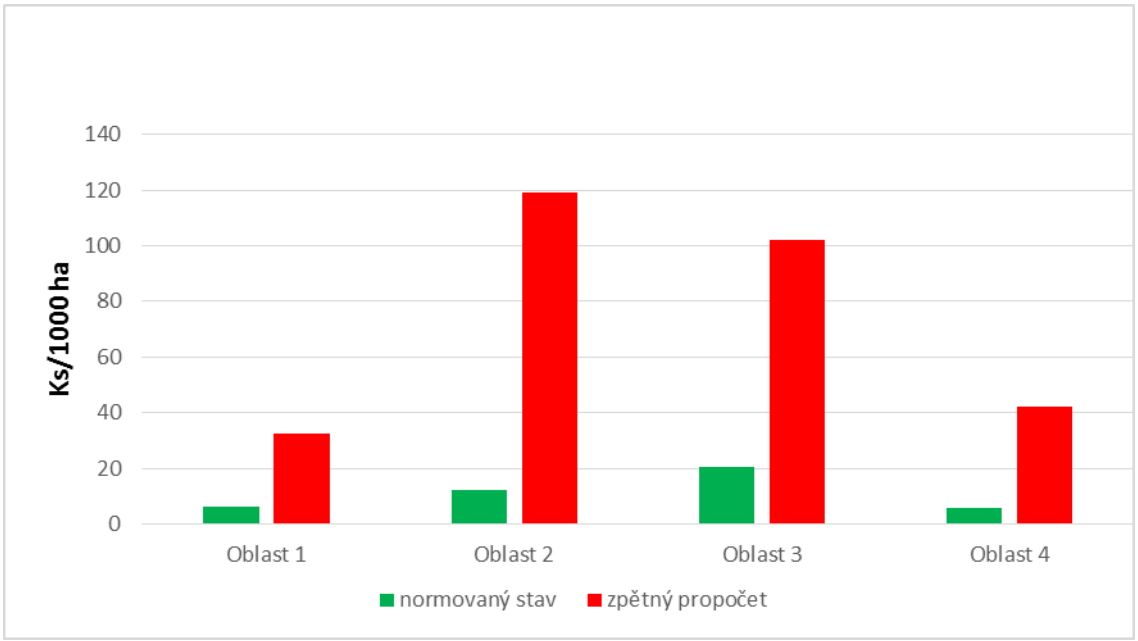
Z grafického hodnocení vývoje plánu lovu a lovu jelení zvěře ve dvou periodách 2003-2008 a novelizovaných letech 2010-2013 je pravděpodobné, že plány lovu a lov jelení zvěře jsou poněkud nižší. Dalším faktem je, že lov je v posledním období (druhé periodě) vždy nižší než plán lovu, zatím co v periodě první to není pravidlem. To může signalizovat, že stavy jelení zvěře jsou natolik sníženy, že již nejde naplňovat plány lovu. Pravděpodobnější ovšem je, že se prostě snížil lovecký tlak, což je ovšem negativní signál. Třetí alternativou je změna přístupu k vykazování dat myslivecké statistiky.

Z obr. 4.19 „Normovaný stav a zpětný propočet dle ideálních oblastí chovu“ se ukazuje, že stavy zvěře jsou mezi jednotlivými oblastmi výrazně diferencované. To podporuje, mimo jiné, hypotézu že stanovení oblastí chovu je správné. Zobrazený zpětný propočet pak ukazuje na několikanásobné překročení normovaných stavů. Především z tohoto faktu se pak odvíjí všechny současné i budoucí střety ochrany lesa a chovu zvěře.

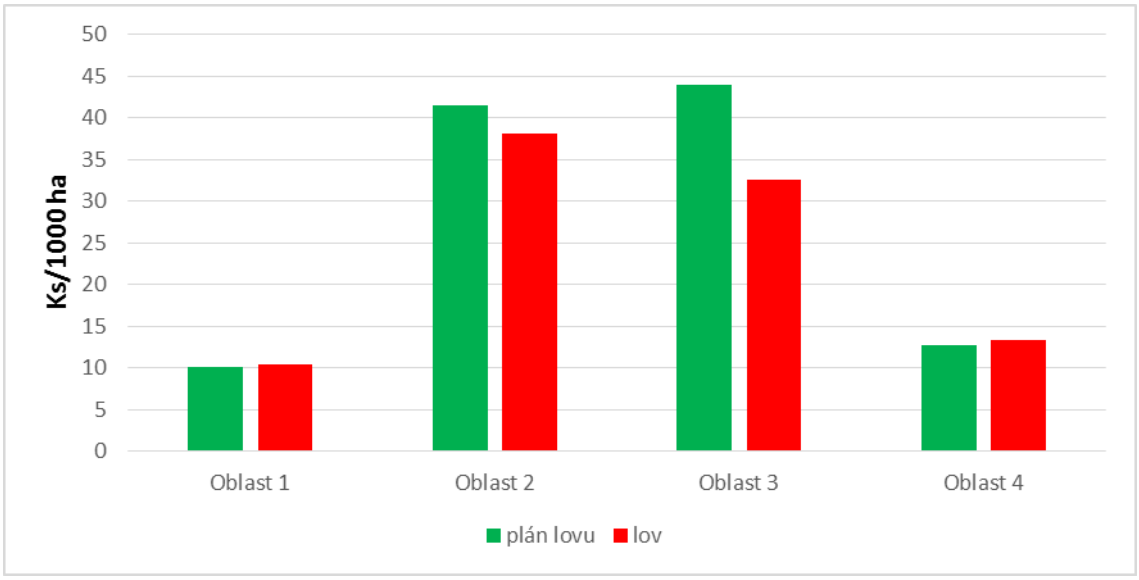
Z obr. 4.20 „Plán lovu a odlov jelení zvěře dle ideálních oblastí chovu“ je opět zřejmá diference mezi stavy zvěře v oblastech. Rozdíly mezi plány lovu a jejich plněním nejsou nikterak významné. V nejrizikovějších oblastech plán lovu není naplňován.



Obr. 4.18: Plán lovu a lov jelení zvěře v Krušných horách

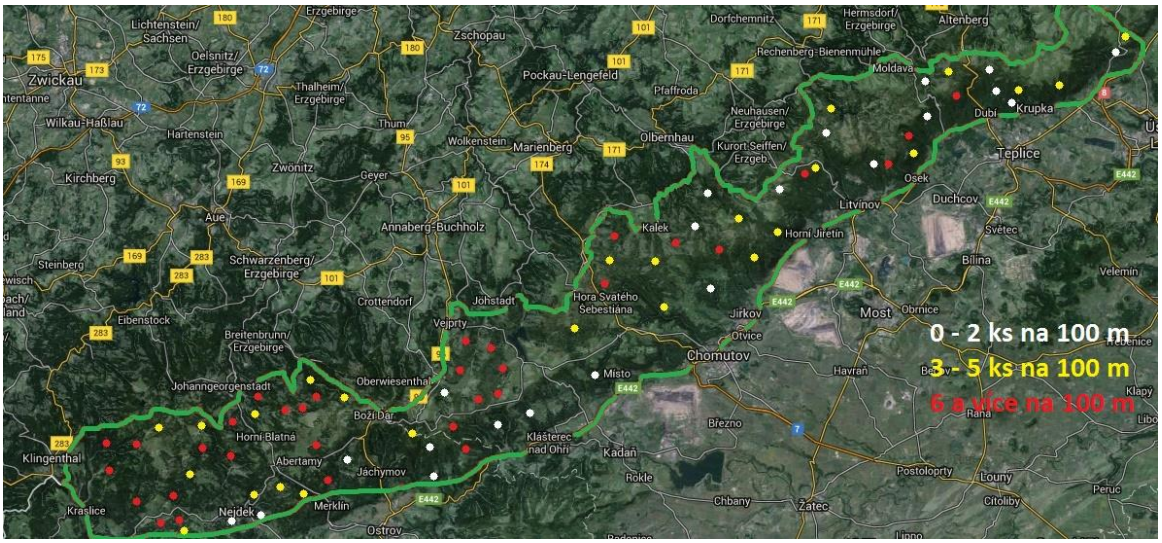


Obr. 4.19: Normovaný stav a zpětný propočet dle ideálních oblastí. Průměr z let 2010 až 2013



Obr. 4.20: Plán lovu a odlov jelení zvěře dle ideálních oblastí. Průměr z let 2010 až 2013

Kontrolní šetření stavů zvěře metodou pobytových znaků ukázala, že v oblasti č. 1 se vyskytuje 170 ks/1000 ha jelení zvěře, oblasti č. 2 155 ks/1000 ha, oblasti č. 3. 110 ks/1000 ha, oblasti č. 4 120 ks/1000 ha. Rozložení kontrolních ploch viz obr. č. 4.21.



Obr. 4.21: Lokalizace kontrolních ploch pobytových znaků

Minimální stavy jelení zvěře stanovené prostřednictvím zpětného propočtu v rámci čtyř stanovených oblastí činí cca 35 ks/1000 ha a nejvyšší stavy pak činí 120 ks/1000 ha. V případě hodnocení pomocí pobytových znaků to je 110 ks/1000 ha a 170 ks/1000 ha. Vzhledem k vypovídací schopnosti použitých metod, lze hovořit o relativně dobré shodě dosažených výsledků.

Jako kruciální problém mysliveckého managementu Krušných hor, je vždy uváděno řízení populace jelení zvěře. Skutečností však je, že také stavy ostatní spárkaté zvěře se podílí na trendech poškozování lesa. Tabulka tuto skutečnost velmi dobře dokumentuje. Především v případě srnčí zvěře je zřejmé, že

reálné stavy jsou, buď pod stavy normovanými, nebo je výrazně zašetřována. Analýza této situace se však vymyká předkládané studii.

Tab. 4.2: Procentuální zastoupení zvěře z podílu jednotek spárkaté zvěře dle jednotlivých oblastí:

Zastoupení zvěře z jednotek spárkaté zvěře v procentech			
lokalita	druh zvěře	lov	norm. stavy
oblast č. 1	jelen	72,9	36,4
	daněk	1,6	6,4
	muflon	6,8	6,7
	srnec	18,7	50,5
oblast č. 2	jelen	85,7	58,1
	daněk	1,7	8,3
	muflon	7,5	9,2
	srnec	5,2	24,4
oblast č. 3	jelen	92,4	75,9
	daněk	0,2	0,3
	muflon	0	0
	srnec	7,3	23,8
oblast č. 4	jelen	77,8	36,9
	daněk	0,2	0,5
	muflon	3,6	1,7
	srnec	18,4	60,9

4.4. Modelový výpočet vstřícného plánu lovu spárkaté zvěře pro oblasti chovu na období čtyř let.

Ideální jelení oblast č. 1	
Skutečné zjištěné stavy zvěře - zpětný propočet	3703
Normovaný stav	1185
Překročení stavu o	2518
Poměr pohlaví	1 ku 1
KOP	0,7
Skladba populace	
40 : 40 : 20	
Rychlost postupu	
1. rok o 50%	1259
2. rok o 30%	755
3. rok o 15%	378
4. rok o 5%	126
Celkem	2518

Rok 2016	samec	samice	kolouch	celkem
skutečný stav	1481	1481	741	3703
přírůstek			1037	1037
letní stav	1852	1852	1037	4740
Cílový stav	978	978	489	2444
Plán lovu	978	978	548	2503

Rok 2017	samec	samice	kolouch	celkem
skutečný stav	978	978	489	2444
přírůstek			684	684
letní stav	1222	1222	684	3129
Cílový stav	675	675	338	1689
Plán lovu	547	547	347	1440

Rok 2018	samec	samice	kolouch	celkem
skutečný stav	675	675	338	1689
přírůstek			473	473
letní stav	844	844	473	2161
Cílový stav	524	524	262	1311
Plán lovu	320	320	211	851

Rok 2019	samec	samice	kolouch	celkem
skutečný stav	524	524	262	1311
přírůstek			367	367
letní stav	655	655	367	1678
Cílový stav	474	474	237	1185
Plán lovu	181	181	130	493

Ideální jelení oblast č. 2

Skutečné zjištěné stavy zvěře - zpětný propočet	7927
Normovaný stav	1211
Překročení stavu o	6716
Poměr pohlaví	1 ku 1
KOP	0,7
Skladba populace 40 : 40 : 20	
Rychlost postupu	
1. rok o 50%	3358
2. rok o 30%	2015
3. rok o 15%	1007
4. rok o 5%	336
Celkem	6716

Rok 2016	samec	samice	kolouch	celkem
skutečný stav	3171	3171	1585	7927
přírůstek			2219	2219
letní stav	3963	3963	2219	10146
Cílový stav	1828	1828	914	4569
Plán lovu	1828	1828	1306	4961

Rok 2017	samec	samice	kolouch	celkem
skutečný stav	1828	1828	914	4569
přírůstek			1279	1279
letní stav	2284	2284	1279	5848
Cílový stav	1022	1022	511	2554
Plán lovu	1263	1263	768	3294

Rok 2018	samec	samice	kolouch	celkem
skutečný stav	1022	1022	511	2554
přírůstek			715	715
letní stav	1277	1277	715	3269
Cílový stav	619	619	309	1547
Plán lovu	658	658	406	1723

Rok 2019	samec	samice	kolouch	celkem
skutečný stav	619	619	309	1547
přírůstek			433	433
letní stav	773	773	433	1980
Cílový stav	484	484	242	1211
Plán lovu	289	289	191	769

Ideální jelení oblast č. 3

Skutečné zjištěné stavy zvěře - zpětný propočet	2926
Normovaný stav	710
Překročení stavu o	2216
Poměr pohlaví	1 ku 1
KOP	0,7
Skladba populace	
40 : 40 : 20	
Rychlost postupu	
1. rok o 50%	1108
2. rok o 30%	665
3. rok o 15%	332
4. rok o 5%	111
Celkem	2216

Rok 2016	samec	samice	kolouch	celkem
skutečný stav	1171	1171	585	2926
přírůstek			819	819
letní stav	1463	1463	819	3746
Cílový stav	727	727	364	1818
Plán lovu	727	727	456	1910

Rok 2017	samec	samice	kolouch	celkem
skutečný stav	727	727	364	1818
přírůstek			509	509
letní stav	909	909	509	2328
Cílový stav	461	461	231	1154
Plán lovu	448	448	278	1174

Rok 2018	samec	samice	kolouch	celkem
skutečný stav	461	461	231	1154
přírůstek			323	323
letní stav	577	577	323	1477
Cílový stav	328	328	164	821
Plán lovu	248	248	159	655

Rok 2019	samec	samice	kolouch	celkem
skutečný stav	328	328	164	821
přírůstek			230	230
letní stav	411	411	230	1051
Cílový stav	284	284	142	710
Plán lovu	126	126	88	341

Ideální jelení oblast č. 4

Skutečné zjištěné stavy zvěře - zpětný propočet	1868
Normovaný stav	520
Překročení stavu o	1348
Poměr pohlaví	1 ku 1
KOP	0,7
Skladba populace 40 : 40 : 20	

Rychlost postupu	
1. rok o 50%	674
2. rok o 30%	405
3. rok o 15%	202
4. rok o 5%	67
Celkem	1348

Rok 2016	samec	samice	kolouch	celkem
skutečný stav	747	747	374	1868
přírůstek			523	523
letní stav	934	934	523	2391
Cílový stav	478	478	239	1194
Plán lovu	478	478	284	1239

Rok 2017	samec	samice	kolouch	celkem
skutečný stav	478	478	239	1194
přírůstek			334	334
letní stav	597	597	334	1528
Cílový stav	316	316	158	789
Plán lovu	281	281	176	739

Rok 2018	samec	samice	kolouch	celkem
skutečný stav	316	316	158	789
přírůstek			221	221
letní stav	395	395	221	1011
Cílový stav	235	235	117	587
Plán lovu	160	160	104	423

Rok 2019	samec	samice	kolouch	celkem
skutečný stav	235	235	117	587
přírůstek			164	164
letní stav	294	294	164	752
Cílový stav	208	208	104	520
Plán lovu	86	86	60	232

4.5. Návrh vzorové metodiky stanovení oblastí chovu

- Lokalizace zájmové oblasti – zákres hranic oblasti do map
- Vyhodnocení charakteru oblasti z hlediska: morfologie terénu (vytvoření oblastí)
  transformace hranic
  podmínek pro chov zvěře (Hromas 1995)
  intenzity škod na lese (ÚHÚL, IFER)
- Vyhodnocení prostorové struktury populace – lokalizace honiteb podle držitelů
- Vyhodnocení prostorové struktury populace – lokalizace honiteb podle uživatelů
- Analýza výsledků lovu pro celou oblast, nejméně za období posledních pěti let
- Analýza managementu v oblastech modelového území
- Porovnání managementu v oblastech modelového území
- Posouzení eventuálních migračních tras zvěře
- Vytvoření oblastí chovu a skupin jejich jádrových honiteb
- Návrh úpravy plánu hospodaření v oblasti a v jednotlivých honitbách

4.6. Koncept mysliveckého managementu Krušných hor – jelení zvěř

Úvod

Krušné Hory jsou regionem, ve kterém se historicky (po desetiletí) střetávají potřeby stabilizace antropogenně narušeného lesního ekosystému, s nepříznivými vlivy prostředí. Jedním z významných faktorů, které brzdí a pomístně až eliminují snahy o umělou, nebo přirozenou obnovu lesa a jeho zdárný vývoj, jsou početní stavy spárkaté zvěře (především jelena lesního). Uvedený problém byl v posledních padesáti letech několikrát více, nebo méně úspěšně řešen. Nikdy však nebyly stavy jelení zvěře sníženy na potřebnou úroveň (normované stavy). Reálné stavy zvěře několikrát převyšovaly a převyšují zmíněné stavy normované. Také distribuce zvěře a škod na lese se v rámci Krušných Hor po desetiletí opakují ve stejných oblastech. Po roce 1989 došlo k restrukturalizaci honiteb, jak z hlediska hranic a výměr, tak z hlediska zastoupení jejich držitelů a uživatelů. Změnily se legislativní podmínky pro zřizování oblastí chovu jelení zvěře, což mělo za následek jejich rozpad.

Popis současného stavu

- Normované stavy jsou v rámci Krušných hor, podle zpětného propočtu a oblasti vždy překračovány o stovky procent.
- Kartografické vyhodnocení absolutních počtů zvěře v honitbách, i přepočtené stavy (ks/1000 ha) jednoznačně ukazují na nejvyšší stavy (podle zpětného propočtu) na platech a svazích střední části Krušných hor.
- Různá šetření škod zvěří (IFER, ÚHÚL) nekorelují jednoznačně s vypočtenými stavy zvěře, což jen potvrzuje skutečnost, že jejich řešení nespočívá pouze v redukci populace, ale závisí i na řadě dalších faktorů. Přesto je nutno konstatovat, že systematické snižování škod zvěří na lese se musí odehrávat na pozadí odpovídajících stavů, dle honiteb a oblastí. Teprve za tohoto stavu lze účinně využívat další nástroje managementu prostředí.

- Honitby Krušných hor lze rozdělit do vertikálních skupin (předhůří, svahy, plato atd.). Je zřejmé, že v Krušných horách neodpovídá struktura honiteb, respektive jejich výměra a orientace sezónním migracím jelení zvěře, což komplikuje její celoroční management.
- Stát (LČR, Pozemkový fond) je držitelem více než padesáti procent honiteb v Krušných horách. Uživatelem honiteb je stát v cca 5% případů. Největší skupinou uživatelů honiteb jsou myslivecká sdružení (cca 60%) a následně fyzické osoby (14%) a právnické osoby (17%). Významná diference mezi držiteli a uživateli honiteb rozhodně neusnadňuje systematický management populací
- Na německé straně Krušných hor je situace z tohoto hlediska výhodnější obdobně jako v Rakousku.
- Z hlediska geografického je stát držitelem především těch honiteb, které se nacházejí na platu a přechodné zóně Krušných hor, ve východní části regionu je držitelem všech typů honiteb stát (plato, svahy, předhůří). Geografické rozčlenění honiteb podle typu uživatele (fyzická osoba, právnická osoba, myslivecké sdružení, stát) nemá provázanost. Dominují oblasti honiteb mysliveckých sdružení.
- Průměrná výměra honiteb podle typu držitele se pohybuje v rozmezí 1000-1800 ha, přičemž největší průměrnou výměru mají honitby vlastní a honitby pozemkového fondu. Honitby honebních společenstev a LČR mají průměrnou výměru cca 1000-1200 ha.
- Intenzita lovu jelení zvěře (ks/1000 ha) je nejvyšší (dle uživatele) v honitbách LČR a honitbách vlastních. Nejnižší intenzita lovu je v honitbách Pozemkového fondu (stav 2003-2008).
- Plány lovu a lov jelení zvěře je v celých Krušných horách pro sledované období (2004-2008) více méně vyrovnaný – setrvalý. Tato skutečnost hovoří o dobré vypovídací schopnosti zpětného propočtu a trvalém hospodaření s výrazně nadnormativními stavy.
- Intenzita lovu se v období 2003-2008 zvýšila a je typická pro jednotlivé oblasti. To se promítlo i do snížení škod zvěří (IFER 2011)
- Podle orientačního šetření výskytu zvěře v zimním období (leden – únor) se její maximum vyskytuje v nadmořské výšce 500-600 m n.m. Průměrná celoroční velikost domovského okrsku jelení zvěře (potažmo migrace) se pohybuje okolo 1000 ha (literární údaje). To znamená, že migrace jelení zvěře jsou v praxi spíše nadhodnocovány. Podle telemetrických šetření je migrace z německé části Krušných hor do Čech minimální.
- V případě modelového vytvoření čtyř chovatelských oblastí jsou jejich jádrové oblasti z velké části v držení státu. Teoreticky by zde bylo možno postupně vytvořit vertikálně orientované honitby o výměrách 5-15 000 ha (oblasti chovu viz výše).
- V oblasti došlo ke snížení kapacity prostředí pro jelení zvěř v důsledku útlumu zemědělské výroby, rozšíření řízené pastvy skotu.

Doporučení

- Důsledně kontrolovat a vynucovat, pokud možno dle zpracovaného projektu, řídit způsoby přikrmování z hlediska: kvality, kvantity, lokalizace, ročního období.
- Iniciovat vznik chovatelských oblastí (v poradních sborech zastoupení nestranných odborníků).
- V rámci legislativních možností, v těch honitbách, kde je držitelem stát, zvýšení lovu podle vstřícných plánů, tak aby bylo dosaženo stavů zvěře blízkých stavům normovaným (odpovídajícím stavu ekosystému).

- Vyhodnotit a eventuálně doplnit síť přezimovacích objektů, tak aby v případě selhání výše uvedených opatření, bylo možno redukovat počty zvěře zde.
- Dle reálných potřeb (projektu) postupně zvyšovat průměrnou výměru části honiteb v držení státu a jejich vertikální orientaci, nebo usilovat o koordinovaný management ve stávajících honitbách dle zpracovaného projektu.
- Důsledně uplatňovat v praxi rozčlenění vybraných porostů střeleckými linkami.
- Realizovat opatření na zvýšení pastevní kapacity prostředí (viz. útlum zemědělství v oblasti), nebo revidovat zařazení honiteb do tříd.
- Permanentně uplatňovat doplňkové metody kontroly stavů zvěře (metody pobytových znaků, telemetrie, sčítání) a vlivu zvěře na stav lesního ekosystému. Výsledky operativně využívat ke korekci dalšího managementu populace. K tomu je účelné využít existujícího systému kontrolních oplocenek, nebo metodiky ÚHÚL.
- Preferovat, nebo naopak omezit migrující část populace lovem eventuálně systémem přikrmování.

Použitá literatura:

ATLAS PODNEBÍ ČSR, 1958: Ústřední správa geodézie a kartografie

BABIČKA C., DRÁBEK M., KVAPIL M., 1989: *Ke snížení stavů některých druhů spárkaté zvěře.* Myslivost, ročník 67, č. 6, 130 – 131.

BALCAR V., PĚNIČKA L. *Porosty náhradních dřevin v Krušných horách.* In: Lesnická práce. [online]. 2008, ročník 87, č. 1, [cit. 2009 28. 1.]. Dostupné z <http//:lesprace.silvarium.cz/content/view/2054/169>

BEJČEK V. ET AL., 2004: *Koncepce péče o navržený park Litvínovská údolí.* Praha, 198 s.

BIRNER Z., PÁV A., 1981: *Krušné hory.* Praha, Olympia, 248 s.

CÍCHOVÁ D., 2003: *Analýza populací lovné zvěře v jihozápadních Čechách.* [Diplomová práce], Brno, Masarykova univerzita v Brně, 78 s.

CORBET G. B., 1978: The Mammals of the Palaearctic region. London, A Taxonomic Review, 314 p.

DEMEK J. ET AL., 1987: *Zeměpisný lexikon ČSR – Hory a nížiny.* Praha, Academia, 584 s.

DOLEŽALOVÁ J., 1998: *Statistické zhodnocení stavů jelení zvěře na Krušných horách.* [Diplomová práce], Ústí nad Labem, Univerzita J. E. Purkyně v Ústí nad Labem, 68 s.

EIGLER. *Vysoké stavy jelení zvěř.* In: Lesu zdar. [online]. 2008, č. 1, [cit. 2009 15. 2.]. Dostupné z <http://www.lesycr.cz/lesuzdar/casopis-lesu- zdar/archiv-2008/leden-2008.ep/1266-1230-vysoké-stavy-jelení-zvere/1/>

FORST P. ET AL., 1975: *Myslivost.* Praha, Státní zemědělské nakladatelství, 479 s.

HEROLDOVÁ M., 1993: *The Food of Red Deer (Cervus elaphus) in a Part of the Krušné hory Mountains Affected by Emission.* Folia zoologica, svazek 42, č. 4, 381 – 382.

HOUŽVIČKA V., 1984: *Krušné hory.* Ústí nad Labem, Severočeské nakladatelství, 286 s.

HROMAS J. ET AL., 2000: *Myslivost.* Písek, Matice lesnická spol. s. r. o., 491 s.

JIRGLE J., TICHÝ J., KUČERA J., 1980: *Použití náhradních dřevin pro obnovu lesa v Krušných horách.* Závěrečná zpráva. Jílovitě – Strnady, VÚLHM, 39 s.

KOUBEK P., ZIMA J., 1999: *Cervus elaphus.* In: Mitchell – Jones A. J., Amori G., Borgdanowicz W., Kryštufek B., Reijnders P. J. H., Spitzenberger F., Stubbe B., Thissen J. B. M., Vohralík V., Zima J. (eds), *The Atlas of European Mammals.* London, Academia Press, 484 p.

KUBELKA L., ET AL., 1992: *Obnova lesa v imisemi poškozené oblasti severovýchodního Krušnohoří.* Praha, Mze ČR, 133 s.

LOCHMAN J., 1985: *Jelení zvěř.* Praha, Státní zemědělské nakladatelství, 352 s.

LOCHMAN V., 1996: *The Affect o fair pollutans in forest ecosystems near Moldavan i the Krušné hory Mts. On the chemistry of water running to the sources.* Lesnictví – Forestry, 42, 438 – 448.

LOMSKÝ B., PASUTHOVÁ J., 1996: *Imisní zatížení a defoliace mladých smrkových porostů.* Lesnictví – Forestry, 42, 449 – 459.

MATERNA J., 1978: *Práce a výsledky výzkumu v Krušnohorské oblasti.* In: Sborník z konference o zajištění úkolů státních lesů v Krušných horách. Fláje u Litvínova, MLVH, 40 – 54.

MATERNA J., SAMEK V., 1957: *Klimatický, geologický přehled Krušných hor.* Zprávy VÚLH, 7 - 11.

MAUER O., TESAŘ V., 2005: *Východiska a návrh postupů obnovy lesních porostů v imisní oblasti východního Krušnohoří.* In: Obnova lesních porostů v imisní oblasti východního Krušnohoří. Brno, MZLU FLD, 77 – 90.

POLENO Z., 1994: *Dřevina náhradní.* Slovníkové heslo. In: Lesnický slovník naučný 1. díl. Praha, MZe ČR, 152 s.

SLODIČÁK M., ET AL., 2008: *Lesnické hospodaření v Krušných horách.* Hradec Králové, Grantová služba LČR 2008, 480 s.

SLOUP M., 2008: *Krušné hory a jelení zvěř.* Svět myslivosti, ročník 9, č. 8, 4 -7.

SLOUP M. ET AL., 2007: *Vliv zvěře na lesní ekosystém Krušných hor.* Plzeň, ÚHUL Brandýs nad Labem, 62 s.

SOBOTKA P., 2001: *Vývoj biotopu lovné zvěře ve východní části Krušných hor po 2. světové válce.* [Diplomová práce], Ústí nad Labem, Univerzita J. E. Purkyně v Ústí nad Labem, 59 s.

SOUKUP D., 2000: *Krušné hory. Průvodce po Čechách, Moravě a Slezsku.* Praha, S & D, 158 s.

ŠRÁMEK V., KULHAVÝ J., LOMSKÝ B. ET AL. *Stav prostředí v Krušných horách.* In: Lesnická práce [online]. 2008, ročník 87, č.1, [cit. 2009 3. 3.] Dostupné z <http://lesprace.silvarium.cz/content/view/2053/169>

TESAŘ V., 1982: *Obnovní cíle a náhradní porosty v imisních oblastech.* In: Obnova lesa v imisních oblastech. Sborník ČSAZ. Praha, Československá akademie zemědělská, 75 -79.

VACA D., 2001: *Současný stav populace jelena evropského (Cervus elaphus) ve východní části Krušných hor.* Folia venatoria, 30 – 31:31 -46.

VACH M. ET AL., 1999: *Myslivost.* Uhlířské Janovice, Silvestris, 359 s.

WEBER J. ET AL., 2007: *Přírodou východního Krušnohoří – Geografický přehled.* Drážďany, Grüne Liga, 472 s.

WEBER J. ET AL., 2007: *Přírodou východního Krušnohoří – Přehled rostlin a živočichů.* Drážďany, Grüne Liga, 504 s.

WILSON D. E., RUFF S., 1999: *The Smithsonian book of North American Mammals.* Washington D. S., Smithsonian Institution Press, 750 p.

5. Zachování a využívání genetických zdrojů lesních dřevin v Krušných horách

V. Buriánek, P. Novotný, J. Frýdl, F. Beran

5.1. Úvod

Předmětem této kapitoly je aktualizace původní studie vypracované kolektivem FLD ČZU v Praze a VÚLHM, v. v. i. (Kobliha et al. 2008).

Přírodní lesní oblast (PLO) Krušné hory leží převážně v 5. – jedlobukovém až 8. – smrkovém lesním vegetačním stupni (LVS). Lesnatost území je poměrně vysoká (66,9 %). Podle oblastního plánu rozvoje lesů převládá v druhové skladbě lesních dřevin smrk ztepilý (53 %), dále následují břízy (12 %), borovice (6 %), modřín opadavý s bukem lesním (po 5 %) a duby s olší (po 2 %). Významný podíl mají cizokrajné druhy smrků, především smrk pichlavý *Picea pungens* Engelm.[1] (8 %).

Díky přítomnosti rašelinišť lze z pylových analýz usuzovat na vývoj zastoupení dřevin od konce posledního glaciálu. V daném období byly Krušné hory jen velmi řídce zalesněny borovicí a břízou, a to pouze do 550 m n. m. (Firbas 1949, 1950). V preboreálu (8000–6500 př. n. l.) se v Krušných horách vyskytovala převážně borovice, k níž byly přimíšeny břízy a vrby. Později se vlivem teplejšího klimatu vedle stále převládající borovice a hojně zastoupené břízy začala objevovat líska, která se vyskytovala až do výšek 1000–1200 m n. m. V teplém a vlhkém podnebí atlantiku (5500–2500 př. n. l.) se na úkor borovice začaly šířit v nižších polohách smíšené doubravy s jilmem a lípou, ve vyšších polohách pak smrčiny, do nichž začal pronikat i buk. V subboreálu (2500–500 př. n. l.) a ve starším subatlantiku (500 př. n. l.–1300 n. l.) byly postupně bukojedlové lesy zatlačovány smrčinami i smíšenými doubravami (Nožička 1957; Ložek 1973). Vliv člověka na les se významněji projevil až při slovanské a německé kolonizaci přibližně od 12. století, kdy při zakládání osad docházelo k postupnému kácení do té doby souvislých lesních komplexů. Další osidlování, hospodářská výstavba a zejména mohutný rozvoj hornictví během středověku vedly v Krušných horách k rostoucí intenzitě těžby dříví a ke snižování rozlohy lesů.

Z rekonstrukce přirozené vegetace (Neuhäuslová et al. 1998) vyplývá, že v Krušných horách převládaly bikové, popř. květnaté bučiny s příměsí smrku, menší podíl měly acidofilní horské (smrkové) bučiny, které však byly již v průběhu 19. století postupně nahrazeny převážně stejnověkými smrkovými monokulturami, často provenienčně nevhodného původu. Přesto bylo ještě v 1. polovině 20. století evidováno poměrně významné zastoupení smíšených porostů se smrkem, jedlí a bukem. Pouze v nejvyšších polohách a na zamokřených lokalitách kolem rašelinišť a v terénních depresích jsou přirozenou vegetací horské klimaxové, popř. podmáčené rašelinné smrčiny (Jankovská 1992).

Dnes tvoří většinu lesů v Krušných horách kulturní smrkové porosty, přičemž se místy na svazích směrem do Podkrušnohorských pánví zachovaly porosty bučin. Na rašeliništích jsou klečové porosty s hybridní borovicí rašelinnou, která vznikla během kvartéru v místě styku populací borovic blatky a kleče. V důsledku průmyslových imisí produkovaných tepelnými elektrárnami při spalování nekvalitního hnědého uhlí s vysokým obsahem síry došlo ve 2. polovině 20. století k masivní destrukci a velkoplošnému odumírání smrkových porostů. Tato situace vyvrcholila koncem 80. let, kdy musela

[1] *České i vědecké názvy druhů dřevin jsou užity jednotně podle nejnovějšího kompletního seznamu (DANIHELKA et al. 2012).*

být většina místních jehličnatých porostů vytěžena nahodilým způsobem. Nejhorší situace byla ve střední hřebenové části Krušných hor východně od Klínovce, kde vznikly rozsáhlé imisní holiny. Zalesňování kalamitních holin na nejvíce imisně zatížených lokalitách se provádělo nejčastěji směsí náhradních dřevin, zejména břízy bělokoré a jeřábu ptačího. Často byla aplikována buldozerová příprava půdy, kdy byl odstraněn povrchový půdní horizont.

Na imisních holinách byl často vysazován introdukovaný smrk pichlavý, protože zalesňování smrkem ztepilým bylo v té době většinou neúspěšné. Velké plochy lesní půdy bylo možné z hlediska krajinného pokryvu charakterizovat jako přechodné lesokřoviny. Od 90. let se vlivem odsíření tepelných elektráren imisně ekologická situace postupně zlepšila. Přes přetrvávající nepříznivé důsledky imisí, které se projevují ve fyzikálních i chemických vlastnostech půdy (zejména nízké pH) je v posledních letech většinou opět možný návrat ke klasickému lesnímu hospodaření včetně vysazování cílových dřevin.

Již koncem 80. a v průběhu 90. let byl v Krušných horách nastíněn šlechtitelský program pro původní dřeviny (např. Hynek, Frýdl 1988). Intenzivnější projekty probíhaly zejména na LHC Litvínov (HYNEK et al. 1999), LHC Městské lesy Most a na území Lesů Jezeří k.s. (Hynek, Buriánek 1999a 1999b). Na těchto lesních majetcích byl proveden inventarizační průzkum genetických zdrojů autochtonních lesních dřevin s vytipováním cenných jedinců. Pozornost byla zaměřena hlavně na javor klen, olši lepkavou, lípu velkolistou, jilm drsný, třešeň ptačí, jeřáb břek a břízu pýřitou. Dva porosty s břízou pýřitou a přechodnými typy k bříze karpatské v revíru Moldava byly navrženy k uznávacímu řízení porostů ke sklizni osiva kategorie A. Dále byly provedeny odběry řízků smrku ztepilého v 6. a 7. LVS, roubů chlumního ekotypu borovice lesní a pupenů dubu zimního a jilmu drsného pro množení v podmínkách *in vitro*.

Celá řada aktivit zaměřených na záchranu, zachování a reprodukci genofondu probíhala v Krušných horách u smrku ztepilého. Jejich popis je uveden v mnoha publikacích i nepublikovaných pracích. Ucelenou formou popisují vývoj těchto činností např. Frýdl et al. (2011b, 2011c).

Posouzení genetické diverzity uznané směsi klonů (matečnice) a zhodnocení rozdílů mezi růstem řízkovanců a generativních potomstev smrku na čtyřech výsadbách původem z matečnice Lísek (LS Horní Blatná, Blatenský vrch; LS Klášterec, Ptačí alej; LS Kraslice, Rolava; LS Litvínov, Pramenáč) z let 1994–2001 se v období 2009–2011 staly předmětem řešení projektu „Ověření geneticky podmíněných charakteristik výsadeb vegetativních potomstev rezistentních variant smrku ztepilého vegetativního původu na vybraných lokalitách Krušných hor“. Výsledkem projektu byla doporučení pro využívání vegetativně množeného materiálu ze zdrojů *in situ* i *ex situ* (FRÝDL et al. 2011b, 2011c). Doporučení pro využívání zdrojů zachovaných v podmínkách *ex situ* jsou v současné době částečně realizována v rámci nově řešeného výzkumného projektu „Využití vegetativních variant rezistentního krušnohorského smrku při obnově lesa v Krušných horách“.

V evidenci Výzkumného ústavu lesního hospodářství a myslivosti, v. v. i., je vedeno 49 výzkumných ploch z období 1932–2000, které se nacházejí v Krušných horách nebo jinde, ale je na nich zastoupen materiál původem z Krušných hor. Některé další významné objekty založily jiné subjekty (např. LČR, s. p. – semenné sady aj.). Výzkumné plochy (provenienční, klonové archivy, ověřovací) byly založeny pro různé domácí i introdukované lesní dřeviny (MD, SM, BO, BK, SMX, BOX); LČR založily plochy i pro další druhy. Nejvíce výzkumných ploch v PLO 1 – Krušné hory bylo založeno s modřínem opadavým (9), smrkem ztepilým (7), a bukem lesním (3). Některé experimenty mají mezinárodní charakter (MD, SM, *Pinus contorta* Loudon, SMX).

5.2. Přehled genetických zdrojů lesních dřevin v Krušných horách

V této části textu je uveden přehled identifikovaných (tab. 5.1), selektovaných (tab. 5.2) a kvalifikovaných (tab. 5.3) zdrojů reprodukčního materiálu lesních dřevin v Krušných horách dle evidence k 31. 12. 2015.

Tab. 5.1: Uznané zdroje reprodukčního materiálu lesních dřevin v PLO 1 - Krušné hory (stav k 31. 12. 2014)

Dřevina	IDENTIFIKOVANÝ						
	Zdroj semen	Porost fen. tř. A		Porost fen. tř. B		Porost fen. tř. C	
	[ks]	[ks]	[ha]	[ks]	[ha]	[ks]	[ha]
AK						2	0,53
BB						1	0,28
BK	2	1	5,68	51	366,3	46	1583,52
BKS						1	0,21
BL						3	36,71
BOC						6	20,93
BR						39	1154,61
BRP	3					8	135,59
DB				2	1,23	21	342,49
DBC						2	1,68
DBZ						15	159,54
DG						3	0,41
HB						8	5,98
JD	19						
JLH	2					1	0,29
JR						17	57,64
JS						16	43,19
JV				1	0,61	12	5,1
KL				3	1,74	34	107,11
KOS						7	449,61
KR						1	0,34
KS						2	0,11
LP						7	5,71
LPM						2	0,44
OL						37	522,99
OLS	1					4	2,59
OLZ						1	1,18
OS						16	22,94
TPS						3	5,15
TR						2	0,04
VJ						10	209,88
Celkem	**27**	**1**	**5,68**	**57**	**369,8**	**327**	**4876,79**

Zdroj: *Informace o nakládání s reprodukčním materiálem lesních dřevin České republiky: 2014*. 2015. Brandýs nad Labem, ÚHÚL: 101 s.

Tab. 5.2: Uznané zdroje reprodukčního materiálu lesních dřevin v PLO 1 - Krušné hory (stav k 31. 12. 2014)

Dřevina	SELEKTOVANÝ			
	Porost fenotypové třídy A		Porost fenotypové třídy B	
	[ks]	[ha]	[ks]	[ha]
BK	1	3,92	23	307,22
BL			1	1,89
BO			7	10,33
BOX			1	0,37
BRP			2	11,98
DG			3	1,95
JR			2	0,64
JS			5	7,68
KL			5	2,73
KOS			3	95,51
MD	3	2,4	20	27,6
OL			4	2,97
SM	7	25,05	87	920,81
Celkem	**11**	**31,38**	**163**	**1391,68**

Zdroj: *Informace o nakládání s reprodukčním materiálem lesních dřevin České republiky: 2014*. 2015. Brandýs nad Labem, ÚHÚL: 101 s.

Tab. 5.3: Uznané zdroje reprodukčního materiálu lesních dřevin v PLO 1 - Krušné hory (stav k 31. 12. 2014)

Dřevina	KVALIFIKOVANÝ					
	Semenný sad		Rodičovský strom	Ortet/klon	Směs klonů	
	[ks]	[ha]	[ks]	[ks]	[ks]	[ha]
BL	1	0,36		45		
BO	2	3,61	5	52		
JLD	1	1,27	1	12		
JS			4	4		
KL			31	112		
LMB	1	4,65				
SM	3	5,8	17	120	2	7
Celkem	**8**	**15,69**	**58**	**345**	**2**	**7**

Zdroj: *Informace o nakládání s reprodukčním materiálem lesních dřevin České republiky: 2014*. 2015. Brandýs nad Labem, ÚHÚL: 101 s.

Tabulka 5.4 zachycuje genové základny v PLO 1 – Krušné hory. Celkem je v současné době evidováno 6 genových základen, z nichž většina je určena pro více než jednu dřevinu. Nejvíce genových základen (4) je v současné době vyhlášeno pro buk lesní, vždy 2 genové základny jsou dále vyhlášeny pro smrk

ztepilý a javor klen a po 1 genové základně pro borovici lesní, borovici blatku, jilm drsný a modřín opadavý.

Tab. 5.4: Přehled genových základen v PLO 1 – Krušné hory (stav k 12. 10. 2015)

Evidenční číslo	Název genové základny	Kraj	Zájmová dřevina
G236	Šumenské údolí	U	BK
G255	Telnice	U	BK, SM, MD
G62	Kraslice	K	SM
G63	Studenec	K	BO, BL
G94	Červený Hrádek-Telč	U	BK, KL
G96	Hora	U	BK, KL, JLD

Zdroj: http://eagri.cz/public/app/uhul/ERMA2

Tabulka 5 udává aktuální přehled rozpěstovaného sadebního materiálu hlavních druhů dřevin ve věku jednoho roku podle lesních vegetačních stupňů. Nejvíce je pěstován smrk ztepilý jako hlavní dřevina, velká pozornost je však věnována i pěstování buku za účelem zvýšení jeho zastoupení. Z dalších druhů je pěstována borovice lesní, v menší míře pak olše lepkavá a modřín opadavý.

Tab. 5.5: Rozpěstovaný sadební materiál (věk 1 rok) hlavních druhů dřevin podle LVS [ks]

Dřevina	Lesní vegetační stupeň						
	3	4	5	6	7	8	9
SM	27 800		599 890	2 062 740	389 000	82 500	
BO			92 257				
MD			8 400		16 000		
JD							
BK	125 320		631 000				
DB							
DBZ							
JS							
KL	25 000				54 400		
LP							
OL				32 500			

Zdroj: *Informace o nakládání s reprodukčním materiálem lesních dřevin České republiky : 2014*. 2015. Brandýs nad Labem, ÚHÚL: 101 s.

5.2.1. Smrk ztepilý – *Picea abies* (L.) H. Karst.

Na území ČR se v poledové době smrk rozšiřoval ze dvou refugií – alpského a karpatského (Firbas 1949). Do oblasti Krušných hor pronikl z alpského refugia přes Šumavu a Smrčiny. V Krušných horách zaujímaly přirozené smrčiny nejvyšší polohy přibližně nad 900 m n. m. V roce 2014 dosahovala v PLO 1 porostní plocha smrku hodnoty 65 309 ha, zásoba 15,4 mil. m^3 b. k., průměrná absolutní výšková bonita 25, průměrný věk 59 let a průměrné obmýtí 121 let. Roční plocha zalesnění z těžby byla 242 ha. Po

odeznění imisně ekologické kalamity je smrk ztepilý opět ve velkém pěstován a vysazován. Lze konstatovat, že v posledních letech roste většina mladých porostů dobře a jejich zdravotní stav je velmi dobrý. V Krušných horách se rozlišují tři základní klimatické ekotypy smrku:

Chlumní ekotyp (1.–4. LVS), který byl donedávna opomíjen, je zastoupen v celé oblasti Krušných hor pouze v údolích. Jedná se o nejprodukti vnější ekotyp smrku v ČR, který lze množit roubováním.

Horský ekotyp (5.–6. LVS) není v Krušných horách považován za původní, přesto místní populace vykazují velmi kvalitní růstové vlastnosti. Další existence těchto populací je zajištěna jednak v genových základnách (č. 62 – Kraslice, LČR LS Kraslice), č. 255LČR jednak v porostech uznaných ke sklizni semenného materiálu. Jedinci tohoto ekotypu jsou dále zastoupeni i v klonových archivech a semenných sadech založených *in situ* a *ex situ* (Kobliha et al. 2008; Frýdl et al. 2011c).

Vysokohorský ekotyp (8. LVS) – zbytky původních porostů se zachovaly pouze v oblasti Klínovce (LČR LS Klášterec), kde byla v minulosti vyhlášena dnes již zrušená genová základna Český mlýn. Tato populace je sice ohrožována abiotickými faktory (vítr, sníh, námraza), vyplývajícími z expozice a polohy nad 1000 m n. m., avšak radikálním snížením imisního zatížení se její stav v posledních letech zlepšuje. Větší zbytky původních porostů se ještě vyskytují na saské straně Krušných hor. Kromě genových základen slouží k záchraně a reprodukci genetických zdrojů smrku 94 porostů uznaných ke sklizni semenného materiálu (celkem 945,86 ha). Mnoho jedinců je zastoupeno ve třech semenných sadech na LS Kraslice, LS Klášterec nad Ohří a LS Litvínov a ve dvou klonových archivech (LS Klášterec nad Ohří, LS Litvínov).

Někdy bývá ještě rozlišován i tzv. *přechodný ekotyp* mezi vysokohorským a horským (7. LVS).

Byly založeny tři semenné sady krušnohorského smrku (LČR LS Kraslice, LS Klášterec nad Ohří a LS Litvínov. Přehled založených klonových výsadeb *in situ*:

Klonová výsadba č. 119[2] – Klášterec nad Ohří, Kovářská (r. 1989, 115 klonů), klonová výsadba č. 120 – Klášterec nad Ohří, Pernštejn (r. 1990, 75 klonů), klonová výsadba č. 306 – Klášterec nad Ohří, Vernéřov (r. 1989, 120 klonů[3].

Přehled založených klonových výsadeb *ex situ*:

Klonová výsadba č. 40 – Lesy Jíloviště, Cukrák (r. 1970, celkem 163 klonů, z toho 93 klonů krušnohorského ekotypu smrku ztepilého)[4]; klonová výsadba č. 45 – Lesy Jíloviště, Cukrák (1972, směs 84 klonů smrku ztepilého, tato výsadba zahrnuje rovněž 38 klonů různých druhů rodu *Larix* a 38 klonů jedle bělokoré), klonová výsadba č. 128 – Lesy Jíloviště, Cukrák (r. 1991, směs 130 klonů s většinovým zastoupením krušnohorského ekotypu smrku) a matečnice smrku ztepilého krušnohorského původu založená na lokalitě Lesů Jíloviště, Baně s využitím sekundárních roubovanců z výše uvedených tří klonových výsadeb.

Pro účely provenienčního výzkumu byly v PLO 1 založeny v letech 1976 a 1977 dvě rozsáhlé provenienční plochy (č. 240 – Městské lesy Most, Klíny a č. 244 – LS LČR Horní Blatná, Pernink), které jsou součástí vícečetné série (Šumava, Český les, Jeseníky, Středočeská pahorkatina). Šlo o spolupráci s lesnickým ústavem Eberswalde (bývalá NDR), který založil obdobnou sérii na německé straně Krušných hor. V pokusu jsou zastoupeny i provenience Nové Hamry a Stradov pocházející přímo

[2] *Evidenční číslo VÚLHM*
[3] *Hrdlička (2001) uvádí již jen 111 klonů*
[4] *Spolu s krušnohorským smrkem jsou v klonových výsadbách č. 40 a 45 zastoupeny i jiné ekotypy smrku (šumavský ekotyp, posázavský chlumní ekotyp, aj.)*

z Krušných hor. Cílem výzkumu je identifikovat provenience smrku ztepilého s nejlepším růstem, produkcí a stabilitou porostů, odolností vůči abiotickým škodlivým vlivům (imise, klimatické extrémy, nepříznivé půdní vlastnosti aj.) v různých stanovištních podmínkách.

Z poslední terénní kontroly plochy č. 240 – Klíny v roce 2015 je zřejmé, že tato plocha je významně ovlivněna klimatickými extrémy (především poškozením větrem, sněhem a námrazou). Spolehlivější výsledky jsou k dispozici v případě plochy č. 244 – Pernink, kde se na základě posledního hodnocení v roce 1999 (Beran 1999) nejlépe projevovaly provenience hercynského původu, nejhůře pak provenience z jižní části přirozeného areálu smrku. Největší mortalitou se vyznačovaly ruské a slovenské provenience. Krušnohorská provenience Nové Hamry dosahovala mírně nadprůměrných výsledků, u provenience Stradov byl zaznamenán pouze průměrný růst. Při porovnání českých proveniencí z různých PLO se krušnohorské provenience jeví mírně nad průměrem pokusů, mají však nadprůměrnou mortalitu.

Odolnost vůči nepříznivým klimatickým a stanovištním podmínkám není obecnou vlastností genofondu populace, ale vyplývá z genotypu jedince. Proto lze odolné a růstově nadprůměrné jedince získat pouze individuální selekcí. V roce 2015 byla na této ploše provedena v rámci přípravy na její další hodnocení obnova stabilizace označení jednotlivých ověřovaných proveniencí.

5.2.2. Borovice lesní – *Pinus sylvestris* L.

Jako pionýrská dřevina se objevuje v Krušných horách již v době přibližně 5000 let př. n. l. V roce 2014 dosahovala v PLO 1 porostní plocha borovice lesní hodnoty 5 369 ha, zásoba 1,35 mil. m^3 b. k., průměrná absolutní výšková bonita 24, průměrný věk 78 let, průměrné obmýtí 117 let. Roční plocha zalesnění z těžby byla 9 ha. V současné době jsou zde zachovány zbytky dvou původních klimatických ekotypů: horského ekotypu (náhorní varianta) v 5.–6. LVS a ekotypu pahorkatin (chlumní varianta) v 1.–4. LVS.

Chlumní varianta se vyskytuje v nižších polohách celé oblasti Krušných hor na méně přístupných svazích, kde roste ve směsi s bukem a dubem. Kvalita této borovice je však pouze průměrná. Předpokládá se, že se jedná o kulturní populace.

Náhorní varianta udávaná někdy pod názvem vogtlandská borovice je rozšířena především v polohách nad 700 m n. m., ale místy sestupuje i níže. Přirozeně rostla zejména v okolí rašelinišť. Nejzachovalejší porosty jsou na LS Kraslice (KOBLIHA et al. 2008). Je typická tmavou borkou vystupující vysoko do koruny, slabými větvemi a úzkou zašpičatělou korunou.

K zachování a reprodukci genetických zdrojů borovice lesní slouží dva semenné sady. V roce 1986 byl na lokalitě Zátiší (LS Františkovy Lázně) na ploše přesahující 2 ha založen semenný sad, kde jsou zastoupeny také klony ze saské strany Krušných hor[5]. Tento semenný sad pravidelně a hojně plodí a osivo je využíváno k zalesňování. V roce 2005 byly založeny dvě ověřovací plochy potomstev z tohoto sadu. Druhý semenný sad byl založen v roce 2006 na lokalitě Brandov (LS Litvínov) na ploše 1,5 ha, kde jsou přeroubované borovice z oblasti LS Kraslice. Tento sad začíná postupně plodit. Kvalitní porosty borovice lesní v podmínkách *in situ* se vyskytují v genové základně č. 63 – Studenec, LČR LS Kraslice.

[5] Na možnost využívání reprodukčního materiálu lesních dřevin původem z příhraničních oblastí nepanuje mezi odbornou lesnickou veřejností jednotný názor. V této souvislosti lze odkázat např. na studii, která byla zpracována v nedávné době (Novotný et al. 2014).

Vedle toho je evidováno ještě 7 porostů uznaných ke sklizni semenného materiálu o celkové rozloze 10,33 ha.

5.2.3. Borovice rašelinná – *Pinus mugo* × *P. uncinata subsp. uliginosa* (synonymum *P. × pseudopumilio)*

V Krušných horách je dnes čistá borovice kleč *Pinus mugo* Turra rozšířena pouze jako uměle vysazovaná dřevina. Původní kleč zde během období boreálu a atlantiku vyhynula (SKALICKÁ, SKALICKÝ 1988). Na rašeliništích se však zachovala borovice rašelinná, tj. kleč ovlivněná hybridizací s borovicí blatkou. Jedná se o směs vícekmenných křovinných morfotypů klečového vzrůstu s jedním nebo více poléhavými kmeny a vystoupavými větvemi. Charakter blatky se více či méně projevuje v utváření šišek (mírná až silná zygomorfie šišky, vyšší hlavice štítků na osluněné straně šišek). Rovněž ekologické nároky odpovídají blatce. K hybridizaci došlo již před boreálem, kdy se zde vyskytovaly oba rodičovské druhy. V roce 2014 dosahovala v PLO 1 porostní plocha borovice kleče 1777,59˘ha, průměrný věk byl 78 let, průměrné obmýtí 128 let. V současné době jsou evidovány 3 porosty uznané ke sklizni semenného materiálu fenotypové třídy B o celkové rozloze 95,51 ha a 7 porostů fenotypové třídy C o rozloze 449,61 ha.

5.2.4. Borovice blatka – *Pinus uncinata subsp. uliginosa* (G. E. Neumann) Businský

Tato borovice s přímým kmenem a tmavou šedočernou borkou je v území, kde nepřichází do styku s *P. mugo* málo proměnlivá. Někteří autoři ji považují za kříženec borovice lesní a borovice kleče. Minimální morfologická a zvláště ekologická variabilita blatky a historicko-chorologické aspekty nasvědčují tomu, že představuje samostatný středoevropský druh rašelinných biotopů nižších poloh, který se spolu s borovicí pyrenejskou *Pinus uncinata* Ramond ex DC. diferencoval ve východní části areálu ze společného výchozího druhu a ustálil během pleistocénu. Blatka je podobně jako kleč ostře ohraničena vůči borovici lesní, s níž tvoří hybridy s omezenou tvorbou a klíčivostí semen. Na styku populací blatky a kleče v kvartérní historii však došlo ve střední Evropě k hybridizaci a vzniku silně variabilních populací borovice rašelinné. V Krušných horách se vyskytuje ostrůvkovitě na přechodových rašeliništích, popř. na okrajích vrchovišť. V 80. a 90. letech minulého století byla vysazována kvůli vysoké odolnosti vůči imisím do porostů náhradních dřevin. V roce 2014 dosahovala v PLO 1 porostní plocha borovice blatky hodnoty 282 ha, zásoba činila 1 641 mil. m^3 b. k., průměrná absolutní výšková bonita 14, průměrný věk 33 let, průměrné obmýtí 116 let. Významný je výskyt blatky spolu s borovicí lesní v genové základně Studenec na LS Kraslice, z níž byl v roce 2005 založen semenný sad, jehož potomstvo je možné využívat při revitalizaci rašelinišť v této ~~dané~~ oblasti. Jsou evidovány celkem 4 porosty uznané ke sklizni semenného materiálu o rozloze 38,60 ha.

5.2.5. Jedle bělokorá – *Abies alba* Mill.

Rozšiřování jedle v poledové době probíhalo u jedle ze stejných refugií jako u smrku, ale později. V Krušných horách byla kdysi s bukem hlavní dřevinou a ještě kolem roku 1700 převládala. Přirozeně byla významně zastoupena v porostech do 860 m n. m., jako příměs až do 1050 m n. m. Její hlavní rozšíření však bylo v 700–860 m n. m. Ve 20. století téměř vymizela, v posledních letech se však opět začíná vysazovat, úspěšně formou podsadeb. V současné době se jedle v Krušných horách vyskytuje ojediněle

do 6. LVS v západní části, zejména na LS Klášterec nad Ohří. Některé porosty (např. v okolí Jáchymova) jsou ale nepůvodní, což bylo prokázáno izoenzymovými analýzami. V 7. LVS se již prakticky nevyskytuje. V roce 2014 dosahovala v PLO 1 porostní plocha jedle hodnoty 173,36 ha, zásoba 548 m^3 b. k., průměrná absolutní výšková bonita 25, průměrný věk 6 let, průměrné obmýtí 119 let. Roční plocha zalesnění z těžby byla 5 ha. V 90. letech bylo na LS Klášterec nad Ohří vyhledáno 180 strestolerantních jedinců a založeny dvě ověřovací plochy. Klimatické ekotypy nejsou u jedle vylišeny. Výsledky hodnocení potomstev jedle bělokoré v podmínkách, které jsou z hlediska ekologických nároků této dřeviny nepříznivé a mají téměř extrémní charakter, naznačují, že zkoumané provenience rostou relativně uspokojivě i na stanovištích tohoto charakteru. Přesto lze vyjádřit názor, že se v těchto podmínkách bude jedle bělokorá v lesnické praxi při úpravách druhové skladby lesních porostů využívat spíše jen výjimečně (Hynek et al. 1997).

5.2.6. Modřín opadavý – *Larix decidua* Mill.

Modřín je v Krušných horách nepůvodní dřevina, která se však velmi dobře zmlazuje. Díky opadavému jehličí dobře odolával imisnímu zatížení a netrpí příliš ani okusem zvěří (Šindelář 1987b). Často u něj však dochází k deformacím kmene i koruny a k vrcholovým zlomům. Jak naznačují četné praktické zkušenosti i výsledky výzkumu, je jako složka druhové porostní skladby smíšených i vertikálně členěných porostů schopen vytvářet hodnotné a přirůstavé porosty především s bukem lesním, ale i s dalšími dřevinami a významně se uplatňuje i jako pionýrská dřevina. Modřín je dřevina velmi perspektivní i se zřetelem na předpokládané změny klimatu (zvýšení teplot, snížení úhrnů srážek, vyšší frekvence bořivých větrů aj.).

V roce 2014 dosahovala v PLO 1 porostní plocha modřínu hodnoty 6 736 ha, zásoba 1,14 mil. m^3 b. k., průměrná absolutní výšková bonita 26, průměrný věk 41 let a průměrné obmýtí 98 let. Genová základna č. 255 – Telnice na LS Děčín slouží vedle smrku a buku též k zachování genetických zdrojů modřínu. Je evidováno 30 porostů uznaných ke sklizni semenného materiálu o celkové výměře 30 ha.

Z výzkumných aktivit se jedná především o provenienční pokusy zaměřené na ověřování adaptability modřínu opadavého v limitních stanovištních podmínkách Krušných hor, včetně ověřování potomstev z hybridizačních experimentů. Pro tyto účely zde byla založena řada dlouhodobých ověřovacích ploch (Šindelář 1987a):

Plocha č. 8 – Městské lesy Chomutov – lokalita Chomutov II (0,31 ha) byla založena v roce 1934 prof. Rubnerem (SRN, univerzita Tharandt) jako součást 6četné série ploch (z toho 4 na saské straně Krušných hor). Na ploše se nachází 18 proveniencí z různých částí areálu této dřeviny. Tato mimořádně cenná plocha je nejstarší dochovanou a plně funkční výzkumnou plochou sledovanou v Krušných horách a podle metodiky je určena ke sledování až do doby obmýtí. Kromě kvantitativních znaků se sleduje především reakce dílčích populací na kouřové zplodiny a exponované podmínky.

Plocha č. 9 – Městské lesy Chomutov, lokalita Hora sv. Šebestiána (0,09 ha) byla založena rovněž v roce 1934 jako akcesorická plocha k ploše č. 8. Slouží jako doplňkový zdroj informací, především z hlediska kvantitativních znaků. Díky extremitě stanoviště však poskytuje cenné informace i ve vztahu k přežívání a využití modřínu na exponovaných lokalitách (vliv ledovky, sněhu a větru), cenné jsou informace o tvárnosti a zdravotním stavu u jednotlivých stromů a proveniencí.

Plocha č. 16 – LS Janov (Červený Hrádek), lokalita Nová Ves v Horách (1,00 ha). Založena v roce 1969. Bylo zde vysazeno celkem 24 potomstev uznaných jednotek z areálu původního rozšíření sudetského

modřínu a z přilehlých oblastí. Jedno potomstvo modřínu japonského *Larix kaempferi* (Lamb.) Carrière je bez bližšího určení původu. Plocha je umístěna v komplexu původních rozsáhlých holin a nezajištěných kultur na lokalitě vzniklé likvidací nesmíšených smrkových porostů. Klimatické poměry lokality je možno hodnotit jako velmi drsné. Cílem pokusu je získat informace o stupni proměnlivosti dílčích populací v rámci ekotypu sudetského modřínu a o možnostech hromadné selekce pro horské imisní oblasti.

Plochy č. 29–30 – LS Litvínov (Osek), lokalita Přítkov, Horní Krupka (0,41 + 0,41 ha). Založeny v roce 1970. Jsou zde ověřována potomstva klonů z volného sprášení (plocha 29) a potomstva hybridních kombinací z kontrolovaného křížení (plocha 30). Plochy se nacházejí na exponované náhorní plošině Krušných hor. Byly založeny uvnitř rozsáhlého komplexu holin. Na výzkumné ploše 30 jsou zastoupeny i některé mezidruhové kombinace klonů modřínu opadavého a modřínu japonského. Jedním z cílů je ověřit vybrané šlechtitelské stromy rodu *Larix* jako rodičovské partnery k produkci hybridního osiva.

Plochy č. 196 a č. 199 – LS Kraslice, lokalita Hraničná (0,31, resp. 0,14 ha). Jedná se o menší plochy založené v roce 2000 (FRÝDL 2000), na nichž jsou testována potomstva uznaných porostů a potomstva proveniencí různých druhů modřínu (součást mezinárodního proveniečního pokusu).

Plocha č. 300 – klonový archiv, LS Klášterec nad Ohří, Nová Ves (1,8 ha). Archiv 60 klonů modřínu opadavého původem ze Šumavy (LZ Vimperk – Lipka, Lenora) byl založen poblíž obce Výsluní v roce 1988 v rámci výzkumného projektu „Snížení ztrát způsobovaných znečištěním ovzduší v lesích“ (Beran 2000), Na uvedených šumavských lokalitách se vyskytuje velice kvalitní modřín, který pochází z osiva získaného v tyrolské oblasti Murrau. Tento ekotyp se zde dobře adaptoval a vyskytuje se až do výšky přes 1000 m n. m.

Klonový archiv modřínu opadavého a modřínu japonského, LS Janov, Kyjice (dnes LS LČR Litvínov) (cca 1 ha). Výsadba roubovanců modřínu opadavého a modřínu japonského byla realizována na jaře 1999 na základě spolupráce s tehdejším vedením LČR, s. p. Archiv byl založen podle metodických postupů pro zakládání semenných sadů, aby mohl být později uznán jako zdroj hybridního reprodukčního materiálu. V současné době ale tento klonový archiv není LČR, s. p. obhospodařován, k posouzení možnosti jeho případného využití by bylo třeba ověřit jeho současný stav.
Výsledky hodnocení výzkumných ploch s modřínem opadavým v Krušných horách potvrzují jeho prokazatelnou toleranci k imisím. Pokud přečká první období po výsadbě, vyznačuje se uspokojivým růstem a dobrým zdravotním stavem. Ověřování potomstev z křížení v rámci rodu *Larix* naznačilo, že využívání mezidruhových kříženců modřínu v imisních oblastech Krušných hor je velmi perspektivní (ŠINDELÁŘ 1987b). Kříženci modřínu opadavého a modřínu japonského se ve srovnání s potomstvy modřínu opadavého vyznačují rychlým růstem, čímž je eliminováno poškozování výsadeb přízemními mrazíky, buření a zvěří. Dále bylo prokázáno, že modřín je dřevina, která je ve srovnání se smrkem ztepilým a některými dalšími druhy méně citlivá ke znečištění ovzduší a jiným škodlivým vlivům prostředí. Proto byl modřín doporučován jako vhodná náhradní i cílová dřevina k pěstování v imisních oblastech a pro rekonstrukce imisemi poškozených nebo zničených porostů.

5.2.7. Buk lesní – *Fagus sylvatica* L.

Buk lesní roste v Krušných horách přirozeně od 2. do 7. LVS. V minulosti zde šlo po smrku o druhou nejvýznamnější dřevinu. K největšímu poklesu jeho zastoupení došlo na náhorních planinách v 7. a částečně i v 6. LVS, takže většina současných porostů roste na svazích, které směřují do PLO 2 –

Podkrušnohorské pánve (Hynek et al. 2011). Tyto porosty jsou poměrně rozsáhlé a místy i kvalitní. Zbytky původních bučin na náhorní planině (např. Jelení hora, Kühnhaide, Nové Město) pocházejí většinou zřejmě z původních populací a jsou proto velmi cenné z hlediska adaptace na horské klimatické podmínky (Kobliha et al. 2008). V roce 2014 byla v PLO 1 porostní plocha buku 9 143 ha, zásoba 1,64 mil. m^3 b. k., průměrná absolutní výšková bonita 24, průměrný věk 72 let a průměrné obmýtí 136 roků. Plocha zalesnění z těžby v témže roce zaujímala 91 ha. S poklesem imisního zatížení je od 90. let v Krušných horách opět zaznamenávána přirozená obnova bučin. Umělá obnova je omezena nutností nevysazovat buk v nejvyšších polohách na holiny (škody pozdními mrazy až do výšky 2 m). Realizuje se proto formou podsadeb do porostů náhradních dřevin. Výsadby je však nutno důsledně chránit před zvěří. Velmi významné škody na kulturách až do fáze jejich zapojení působí též hlodavci (Hynek et al. 2011). Publikovaný návrh semenářských oblastí (Hynek 2000) doporučuje pro buk lesní samostatnou semenářskou oblast Krušné hory, přičemž do LVS 7 návrh nepřipouští přenos z jiných LVS. Současně platná právní úprava (vyhláška č. 139/2004 Sb.) však v případě nedostatku reprodukčního materiálu z PLO 1 umožňuje i přenos z PLO 2–34. Za účelem řešení problematiky rajonizace reprodukčního materiálu byly v roce 1995 v Krušných horách založeny tři provenienční plochy (V. Hynek). K dispozici jsou výsledky získané v juvenilním stadiu (Novotný, Frýdl 2010) a ve věku 18 let (Hynek et al. 2011), kdy již byla k hodnocení způsobilá pouze plocha Klášterec nad Ohří. Krušnohorské provenience prokázaly kvalitní produkci i vyšší míru přežívání. Využívání místních zdrojů i za cenu vyšších nákladů na sběr se proto jeví jako účelné. Dobře se zde osvědčují i provenience z Jeseníků a jejich předhoří. K záchraně a reprodukci genetických zdrojů buku byly vyhlášeny 4 genové základny - Šumenské údolí a Červený Hrádek-Telč, (LS Litvínov), Hora (LS Klášterec nad Ohří) a Telnice (LS Děčín). Dále je k dispozici 71 porostů uznaných ke sklizni semenného materiálu (celkem více než 1900 ha).

5.2.8. Dub zimní – *Quercus petraea* (Matt.) Liebl.

V období mezi 5500–4000 př. n. l. byly duby spolu s borovicí hlavními dřevinami (Kubelka et al. 1992). Starší smíšené porosty s dubem zimním jsou zachovány na teplých jižních svazích na úpatí Krušných hor. Předpokládá se, že se jedná o zbytky původních populací. V roce 2014 byla v PLO 1 porostní plocha dubu zimního 780 ha, zásoba 137 618 m^3 b. k., průměrná absolutní výšková bonita 21, průměrný věk 80 let a průměrné obmýtí 139 roků.

5.2.9. Dub letní – *Quercus robur* L.

Je zastoupen většinou ve vyšších věkových třídách na hlubších půdách a to v nižších vegetačních stupních při úpatí Krušných hor. V roce 2014 byla v PLO 1 porostní plocha dubu letního 1 517,29 ha, zásoba 238 020 m^3 b. k., průměrná absolutní výšková bonita 20, průměrný věk 78 let a průměrné obmýtí 136 roků. Plocha zalesnění z těžby v témže roce dosahovala 5 ha.

5.2.10. Javor klen – *Acer pseudoplatanus* L.

Zastoupení klenu bylo v minulosti podstatně větší než dnes. Největšího podílu dosahoval v atlantiku, tj. zhruba před 8–6 tisíci lety, kdy spolu s dalšími suťovými dřevinami vytvářel v podhorských oblastech středoevropský listnatý les. Později byl klen zatlačován konkurenčně silnějšími dřevinami, hlavně

bukem, který jej přerůstá. K dalšímu ústupu došlo v historické době v souvislosti s pastvou dobytka a okusem zvěře. K úbytku klenu přispěla i velká poptávka po jeho dříví, přičemž obnově této dřeviny nebyla v minulosti věnována pozornost. Javor klen se vyznačuje velmi širokou ekologickou amplitudou. Roste na nejrůznějších podkladech a půdách, od mělkých skeletovitých až po těžké glejové půdy. Jeho zastoupení se zvyšuje se stoupající nadmořskou výškou. Populace v Krušných horách se zachovaly jen ve zbytcích, nejčastěji na těžko přístupných lokalitách v suťových a roklinových lesích a podél vodotečí. Klen je i stálou součástí bučin. V roce 2014 byla v PLO 1 jeho porostní plocha 1271,70 ha, zásoba 212 486 m^3 b. k., průměrná absolutní výšková bonita 25, průměrný věk 55 let a průměrné obmýtí 130 roků. Plocha zalesnění z těžby v témže roce zaujímala pouze 2 ha, avšak rozpěstováno bylo větší množství sadebního materiálu. Javor klen je zastoupen ve dvou genových základnách (Hora, LS Klášterec nad Ohří a Červený Hrádek-Telč, LS Litvínov). K záchraně a reprodukci genetických zdrojů klenu slouží dále 41 porostů uznaných ke sklizni semenného materiálu (celkem více než 111 ha). V posledních letech bylo uznáno 31 rodičovských stromů a 112 ortetů, z nichž bude výhledově založen semenný sad.

5.2.11. Javor mléč – *Acer platanoides* L.

Jedná se o polostinnou dřevinu odolnější vůči chladu než klen. Roste na svěžích až vlhkých, na živiny bohatých půdách. Nikdy netvoří souvislé porosty. Je vtroušenou dřevinou v listnatých lesích dubového a spodní části bukového LVS (Svoboda 1955). Často se uplatňuje v suťových lesích. V roce 2014 byla v PLO 1 porostní plocha javoru mléče 35,43 ha, zásoba 6 562 m^3 b. k., průměrná absolutní výšková bonita 23, průměrný věk 85 let a průměrné obmýtí 139 roků. Je evidováno 13 porostů uznaných ke sklizni semenného materiálu o výměře 5,71 ha.

5.2.12. Jilm drsný – *Ulmus glabra* Huds.

Jilm drsný je důležitou složkou horských lesů, kde vystupuje až do 7. LVS. Do poloviny 20. století se nikdy uměle neobnovoval. Přes ústup vlivem onemocnění grafiózou je dosud zastoupen především v suťových a roklinových lesích s těžištěm ve středních a vyšších polohách, nejčastěji v LVS (3)4–6(7). Preferuje mírně vlhké, humózní, suťovité nebo skeletovité půdy bohaté na živiny. V roce 2014 činila v PLO 1 porostní plocha jilmu drsného 6,7 ha, zásoba 288 m^3 b. k., průměrná absolutní výšková bonita 21, průměrný věk 22 let a průměrné obmýtí 135 roků.

Na jaře 1999 byl na dnešní LS LČR Litvínov (dříve LZ Janov, Červený Hrádek) na lokalitě Telč jihozápadně od obce Orasín založen semenný sad jilmu drsného o rozloze 1,27 ha. Reprodukční materiál pro tento sad byl sbírán na LS LČR Litvínov (revír Brandov, revír Lom, Šumný důl, Načetínský potok) a LS Klášterec nad Ohří (Jelení hora) z kvalitních zdravých stromů vhodných k reprodukci, přičemž se jednalo o poslední zdravé zbytky populací této dřeviny v Krušných horách přežívající vesměs v extrémních horských klimaticky drsných stanovištních podmínkách v 6. až 7. LVS, navíc na lokalitách s dřívějším vysokým stupněm imisního zatížení. Přes odumření několika jedinců v minulých letech je semenný sad v dobrém stavu, pravidelně plodí a poskytuje dostatek semenného materiálu pro potřeby Krušných hor. Je evidován též jeden porost uznaný ke sklizni semenného materiálu. Kromě toho je jilm drsný vedle buku a klenu zájmovou dřevinou také v genové základně Hora na LS Klášterec nad Ohří.

5.2.13. Jilm vaz – *Ulmus laevis* Pall.

Ukázalo se, že jilm vaz je z našich druhů jilmů jednoznačně nejodolnější vůči grafióze. Jde o typickou lužní dřevinu nížin. Podél vodních toků roztrouseně zasahuje i do pahorkatin, tj. i do nejnižších LVS Krušných hor. Nejčastěji roste na minerálně bohatých a vlhkých oglejených půdách aluviálních náplavů. V roce 2014 byla v PLO 1 porostní plocha vazu 2,5 ha, zásoba 227 m^3 b. k., průměrná absolutní výšková bonita 23, průměrný věk 40 let a průměrné obmýtí 124 roků.

5.2.14. Lípa velkolistá – *Tilia platyphyllos* Scop., lípa srdčitá – *Tilia cordata* Mill.

Těžištěm rozšíření obou druhů jsou stinné suťové a roklinové lesy, klenové a lipové bučiny. Lípa srdčitá se vyskytuje i na lužních stanovištích nižších LVS, kde je lípa velkolistá pravděpodobně nepůvodní a je jen ojediněle vysazována. Do střední Evropy se lípa rozšířila v boreálu jako součást listnatých lesů. Nejvyššího zastoupení dosáhla na počátku atlantiku, ale už koncem tohoto období ustupuje nově se šířícím dřevinám buku, jedli a smrku. K dalšímu poklesu zastoupení došlo v historické době. Patří mezi významné meliorační a půdoochranné dřeviny. V roce 2014 byla v PLO 1 porostní plocha obou druhů lip 101 ha, zásoba 16 009 m^3 b. k., průměrná absolutní výšková bonita 25, průměrný věk 58 let a průměrné obmýtí 131 roků. Plocha zalesnění z těžby v témže roce zaujímala 1 ha. V evidenci ÚHUL je 7 porostů uznaných ke sklizni semenného materiálu lípy velkolisté (5,71 ha) a 2 lípy srdčité (0,44 ha).

5.2.15. Jasan ztepilý – *Fraxinus excelsior* L.

Jasan ztepilý se vyznačuje velkou ekologickou plasticitou. Nejlépe roste na hlubokých, živných a vlhkých hlinitých půdách podél vodotečí, ale některé populace jsou schopny růst i na sutích, skalách, hřebenech a jiných extrémních stanovištích. Porosty jasanu, zejména na vlhkých lužních stanovištích, jsou v celé Evropě v posledních letech ohroženy nekrózou způsobenou houbovou chorobou *Hymenoscyphus fraxineus* (T. Kowalski) Baral, Queloz & Hosoya, která je původcem odumírání větví i celých stromů. V roce 2014 byla v PLO 1 porostní plocha jasanu 268,69 ha, zásoba 50 475 m^3 b. k., průměrná absolutní výšková bonita 26, průměrný věk 71 let a průměrné obmýtí 137 roků. V evidenci je 21 porostů uznaných ke sklizni semenného materiálu o výměře 50,87 ha.

5.2.16. Olše lepkavá – *Alnus glutinosa* (L.) Gaertn., olše šedá – *Alnus incana* (L.) Moench

Olše jsou přirozeně rozšířeny na podmáčených stanovištích a oglejených půdách. Daleko hojnější olše lepkavá roste převážně v nižších lesních vegetačních stupních, kde tvoří čisté porosty nebo roste ve směsi s topoly a vrbami. Podél vodotečí stoupá i do vyšších poloh, kde vytváří typické potoční lemy, někdy spolu s jasanem. Olše šedá tvoří nejčastěji lemy podél vodotečí ve vyšších LVS, častá je i na prameništích. Podél vodních toků ale místy sestupuje i do nižších poloh, kde roste ve směsi s olší lepkavou. V roce 2014 byla v PLO 1 porostní plocha olše lepkavé 1 845,24 ha, olše šedé 41,5 ha, zásoba olše lepkavé 165 293 m^3 b. k., olše šedé 1 479 m^3 b. k., průměrná absolutní výšková bonita olše lepkavé 22, olše šedé 19, průměrný věk olše lepkavé 44 let, olše šedé 25 let a průměrné obmýtí olše lepkavé 87 roků, olše šedé 97 roků. Plocha zalesnění z těžby olše lepkavé v témže roce zaujímala jen 1 ha, byla

však rozpěstována zásoba sadebního materiálu. U olše lepkavé je evidováno 41 porostů uznaných ke sklizni semenného materiálu o výměře 526 ha, u olše šedé 4 uznané porosty o výměře 2,6 ha.

5.2.17. Topol osika – *Populus tremula* L.

Osika se jako rychle rostoucí pionýrská dřevina osvědčila při zalesňování některých nepříznivých stanovišť mimo hřebenové polohy jako přípravná dřevina pro pozdější podsadby původních klimaxových druhů. V roce 2014 byla v PLO 1 porostní plocha osiky 171,37 ha, zásoba 20 080 m^3 b. k., průměrná absolutní výšková bonita 23, průměrný věk 49 let a průměrné obmýtí 91 roků. Je evidováno 16 porostů uznaných ke sklizni semenného materiálu o výměře 22,94 ha.

5.2.18. Bříza bělokorá – *Betula pendula* Roth

Bříza měla v Krušných horách nezastupitelný význam při obnově lesa na imisních holinách. V extrémních imisně ekologických podmínkách má dostatečné porostotvorné schopnosti, které jí společně se značnou odolností umožňují dobře plnit vodohospodářské, půdoochranné a další funkce (VACEK 1991). V Krušných horách se v územích extrémně zatížených imisní kalamitou dočasně stala jednou z hlavních dřevin. Podle inventarizace z roku 1992 přesahovalo zastoupení břízy na bývalém LZ Litvínov 20 %. V Krušných horách byla od 60. let 20. století bříza vedle jeřábu ptačího široce používána při zalesňování rozsáhlých imisních holin. Návrh na uplatnění genetických aspektů zde však bohužel nebyl realizován. K zalesňování břízou se používal jakýkoli dostupný materiál z různých oblastí ČR bez ohledu na druhovou příslušnost a původ osiva či sazenic, z genetického hlediska tedy většinou nevhodný. Tomu odpovídá většinou i nízká kvalita náhradních březových porostů. Vedle poškození biotickými činiteli trpí tyto porosty sněhem, námrazou i větrem. V roce 2014 byla v PLO 1 porostní plocha břízy bělokoré 9 583 ha, zásoba 789 529 m^3 b. k., průměrná absolutní výšková bonita 21, průměrný věk 38 let a průměrné obmýtí 80 roků. Plocha zalesnění z těžby v témže roce zaujímala 1 ha. K dispozici je 39 porostů uznaných ke sklizni semenného materiálu o výměře 1 154,61 ha.

5.2.19. Bříza pýřitá – *Betula pubescens* Ehrh., bříza karpatská – *Betula carpatica* Waldst. et Kit. ex Willd.

V Krušných horách nad běžnou břízou bělokorou převažují na vlhkých až bažinatých stanovištích charakteristických vysokou hladinou podzemní vody a na horských rašeliništích bříza pýřitá a bříza karpatská. Jedná se o tetraploidní druhy, které jsou dobře adaptovány na tyto extrémní stanovištní podmínky, kde prospívají mnohem lépe než bříza bělokorá, zejména pokud pocházejí z nižších nadmořských výšek. Oba druhy se vyznačují velkou variabilitou, která byla původně vysvětlována hybridizací většiny současných populací. Na základě taxonomických šetření se ukazuje, že v Krušných horách od 850 m n. m. zcela převládají různé hybridogenní populace s převahou znaků buď břízy pýřité, nebo v menší míře břízy karpatské. Podle nedávných výzkumů je pravděpodobné, že v těchto horských polohách docházelo v minulosti na vesměs izolovaných lokalitách rovněž k hybridizaci mezi břízou pýřitou a severskými břízami, např. břízou svalcovou *Betula tortuosa* Ledeb. (Kříž 1990). Tyto horské hybridogenní populace bříz jsou velmi dobře adaptovány na extrémní klimatické, půdní a ostatní stanovištní podmínky Krušných hor. Na podmáčených, kyselých a zrašeliněných půdách mají značný ekologický potenciál jako pionýrské dřeviny i při stabilizaci lesních porostů v obtížných imisně

ekologických podmínkách. Významné jsou příznivé fyziologické a mechanické vlastnosti vhodné do těchto stanovišť, zejména velká mrazuvzdornost, stavba dřeva dobře odolávajícího těžkému sněhu a námrazám a schopnost tvořit plazivé formy (Balcar 2001; Kuneš et al. 2007). Nebyly poškozeny námrazou a sněhem ani po zimě na přelomu let 1995/96, kdy začaly hromadně odumírat náhradní porosty břízy bělokoré nevhodného původu. Vzhledem k častým potížím při determinaci a při blízkých ekologických nárocích obou druhů není z praktického lesnického hlediska přesné vzájemné rozlišování obou druhů důležité a někdy není ani možné. Je však nezbytně nutné rozlišovat oba druhy od břízy bělokoré, která je ekologicky odlišná a není vhodná pro extrémní zamokřená, kyselá a zrašeliněná stanoviště, typická pro hřebenové oblasti Krušných hor. Ke spolehlivějšímu rozlišování lze doporučit např. metodickou příručku (Buriánek et al. 2014). V roce 2014 byla v PLO 1 porostní plocha okruhu břízy pýřité 280 ha, zásoba 22 437 m^3 b. k., průměrná absolutní výšková bonita 19, průměrný věk 44 let a průměrné obmýtí 103 roků. Plocha zalesnění z těžby v témže roce zaujímala 1 ha. V Krušných horách se cenné populace vyskytují např. na lokalitě Brandov (LS Litvínov). V posledních letech byly vytipovány vhodné stromy s převahou znaků břízy pýřité, které budou využity pro připravovaný semenný sad. Evidováno je 8 porostů uznaných ke sklizni semenného materiálu o výměře 135,59 ha.

5.2.20. Jeřáb ptačí – *Sorbus aucuparia* L.

V Krušných horách byl jeřáb ptačí vedle břízy hlavní dřevinou v porostech náhradních dřevin. Dobře snášel imisní zátěž a vykazoval vysokou vitalitu i relativní odolnost vůči poškození abiotickými faktory. Bývá však často poškozován zvěří. V roce 2014 byla v PLO 1 porostní plocha jeřábu ptačího 2 542,4 ha, zásoba 87 902 m^3 b. k., průměrná absolutní výšková bonita 17, průměrný věk 36 let a průměrné obmýtí 79 roků. Z dalších domácích dřevin stojí za zmínku ještě výskyt habru obecného, jeřábu břeku, třešně ptačí a tisu červeného.

5.2.21. Introdukované druhy smrků

V 70. a 80. letech byl na imisních holinách masově vysazován smrk pichlavý jako náhrada za domácí smrk ztepilý. Důvodem byla jeho rezistence vůči imisnímu zatížení a také vysoká odolnost vůči okusu zvěří. Toto řešení sice umožnilo zalesnit obtížně obnovitelná stanoviště, pro velmi pomalý růst a málo použitelnou dřevní surovinu se však po snížení imisního zatížení od jeho dalšího pěstování postupně upustilo. V posledních letech navíc dochází v důsledku napadení houbovou chorobou kloubnatkou smrkovou *Gemmamyces picaeae* (Borthw.) Casagr. k odumírání a rozpadu celých porostů. V roce 2014 dosahovala v PLO 1 porostní plocha smrku pichlavého 6 817,6 ha, zásoba činila 206 143 m^3 b. k., průměrná absolutní výšková bonita 20, průměrný věk 25 let, průměrné obmýtí 63 let. Další druhy jako smrk omorika *Picea omorika* (Pančić) Purk., smrk černý *Picea mariana* (Mill.) Britton et al., smrk červený *Picea rubens* Sarg., smrk sivý *Picea glauca* (Moench) Voss, smrk sitka *Picea sitchensis* (Borg.) Carrière a smrk Engelmannův *Picea engelmanni* Parry ex Engelm., byly vysazovány jen v omezené míře a většinou jen na výzkumných plochách (FUNDA et al. 2006).

Významné jsou především 2 plochy se smrkem černým, které byly založeny v roce 1995 na lokalitách Fláje (LS LČR Litvínov)– 0,66 ha, 47 proveniencí a Přední Cínovec (LS LČR Děčín) – 0,49 ha, 38 proveniencí. Pro pokusy byly záměrně vybrány lokality s mimořádně nepříznivými stanovištními podmínkami (mrazová poloha silně podmáčená až zrašeliněná u přítoku potoka do přehrady Fláje, resp. skeletovitá půda na otevřené náhorní plošině s minimem půdních živin a opakovaným pěstebním

nezdarem domácích dřevin (smrk, bříza, klen). Dosavadní výsledky jsou nadějné, obě plochy tvoří víceméně souvislý porost, byť určité procento stromů je deformováno především sněhovými a větrnými zlomy.

Další introdukované druhy smrků (smrk červený, Engelmannův, sitka apod.) byly součástí výsadeb v rámci projektu Smrk-kouře-introdukce z 80. let. Jejich rozsah a význam pro lesnickou praxi je však zanedbatelný a pro případné využití se nedoporučují. Určitý význam mohou mít v rámci šlechtění rodu *Picea* a při využití pro různé genetické analýzy.

5.2.22. Introdukované druhy borovic

Z borových exotů dosahovala při zalesňování imisních holin nejlepších výsledků borovice pokroucená původem z vulkanických pohoří severní Ameriky, která je velmi odolná vůči imisím. V roce 2014 byla v PLO 1 porostní plocha borovice pokroucené 81 ha, zásoba 2 651 m^3 b. k., průměrná absolutní výšková bonita 20, průměrný věk 20 let, průměrné obmýtí 69 let. Na lokalitě Kovářská, Nové Zvolání (LS Klášterec nad Ohří) byla v roce 1985 založena provenienční plocha o výměře 1,6 ha s 27 proveniencemi *Pinus contorta* Loudon. Jedná se o plochu, která je součástí mezinárodního pokusu IUFRO. Vzhledem ke skutečnosti, že na ploše jsou zastoupeny 3 variety – *P. c.* var. *contorta*, *P. c.* var. *latifolia* Engelm. a *P. c.* var. *murrayana* (Balf.) Engelm., vyskytují se zde velmi rozdílné výsledky především v přežívání. Část proveniencí není vůbec vhodná a vykazuje vysokou mortalitu. Při případném využití tohoto druhu je nutné sledovat dosavadní výsledky výzkumu.

Z dalších druhů exotických borovic jsou v PLO 1 zastoupeny borovice vejmutovka (292,81 ha), borovice černá *Pinus nigra* J. F. Arnold (55,6 ha) a v malé míře i borovice limba *Pinus cembra* L., jejíž reprodukce by měla být zajištěna založením semenného sadu ve správě LS LČR Klášterec nad Ohří. Pro další využití byly pracovištěm VÚLHM, Arboretum Sofronka (K. Kaňák) založeny různé klonové archivy a sbírky především v oblasti LS Klášterec nad Ohří. Jedná se o následující plochy:

Plocha č. 302 – založena v roce 1986 na lokalitě Kovářská jako semenný sad *Pinus contorta* na rozloze 2,8 ha s cílem vytvoření semenné báze agresivních pionýrských typů tohoto druhu, selektované „*in situ*“.

Plocha č. 299 – klonový archiv borovice černé, založený v roce 1990 na ploše 2,5 ha na lokalitě Koppenweg s cílem sledovat reakce klonů různých proveniencí na imisní zátěž a nepříznivé klimatické podmínky. V sousedství byl založen archiv borovice Banksovy *Pinus banksina* Lamb. na ploše 1,5 ha.

Plocha č. 303 – založena na lokalitě Kovářská v roce 1990 o výměře 0,3 ha za účelem testování borovice vejmutovkovité *Pinus strobiformis* Engelm. Při založení zahrnovala 50 klonů.

Plocha č. 304 – založena na lokalitě Ptačí alej v roce 1985 na ploše 2,8 ha s borovicí limbou s cílem sledování její vitality, odolnosti a fruktifikace v oblastech s nepříznivými podmínkami (imisemi).

Současný stav těchto archivů je velmi různorodý, část z nich byla výrazně poškozena vysokou zvěří, což velmi omezuje jejich vypovídací schopnost.

5.2.23. Douglaska tisolistá – *Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco

Douglaska zaujímala v PLO 1 v roce 2014 porostní plochu 102,82 ha. Plocha zalesnění z těžby v témže roce činila 1 ha. Evidováno je 6 porostů uznaných ke sklizni semenného materiálu o výměře 2,36 ha. Douglaska představuje v PLO 1 marginální dřevinu a její uplatnění připadá v úvahu pouze v nejnižších lesních vegetačních stupních na lokalitách chráněných před pozdními mrazy a neovlivněných vodou. Žádné výzkumné plochy zde nejsou založeny a ani se s nimi nepočítá.

5.3. Návrh opatření k ochraně a využívání genetických zdrojů lesních dřevin v Krušných horách

Aktuálním úkolem v Krušných horách je postupná přeměna rozpadajících se porostů smrku pichlavého a porostů náhradních dřevin na porosty cílové dřevinné skladby odpovídající daným stanovištním podmínkám. Při zalesňování je třeba v maximální míře dbát na to, aby byl využíván geneticky vhodný reprodukční materiál.

Doporučuje se rozlišovat a respektovat klimatické ekotypy smrku ztepilého. Zdroje reprodukčního materiálu této dřeviny jsou v rámci PLO 1 pro 5.–6., resp. 7. LVS dostatečné, zejména v jihozápadní části. Určité problémy mohou nastat se zdroji pro 1.–4. LVS, kde bude třeba vylišit zbytky původního klimatického ekotypu, který se zde stále ještě vyskytuje. V 8. LVS (okolí Klínovce) není dostatečně zachován původní klimatický ekotyp smrku. Je proto třeba využívat přenosů reprodukčního materiálu smrku do 8. LVS z oblastí povolených vyhláškou č. 139/2004 Sb. Zvláštní pozornost je třeba věnovat možnostem reprodukce smrku ztepilého zastoupeného v reliktní vegetaci rašelinišť. Doporučuje se i nadále využívat sekundárních řízků původního strestolerantního smrku z výsadeb *in situ* a *ex situ* (Frýdl et al. 2011b, 2011c), přičemž by celkový podíl smrku při obnově neměl přesáhnout 60 % a z tohoto podílu by zastoupení sazenic vegetativního původu nemělo překročit 1/3. Podmínka 60% zastoupení smrku při obnově platí za předpokladu, že zbývající podíl obnovy představují zejména listnaté dřeviny (buk lesní aj.). Jako perspektivní způsob se doporučuje kombinace maloplošných způsobů výsadeb, kde budou sazenice vegetativního původu tvořit vložené pásy (žebra), menší skupiny (kotlíky), skupinové výsadby s menším sponem či prosadby mezi sazenicemi smrku a dalších dřevin generativního původu, včetně vzrostlejších porostů náhradních dřevin. Rovněž se doporučuje rozpracovat šlechtitelský program na strestoleranci smrku ztepilého pro jeho adaptaci na změněné ekologické podmínky.

Doporučuje se nadále rozlišovat klimatické ekotypy (chlumní a náhorní varianta) borovice lesní. U jedle bělokoré nejsou zdroje reprodukčního materiálu v PLO 1 dostatečné. Bude proto nutno využívat i ostatní zdroje ze sousedních PLO v rámci ČR a dále dle povolených přenosů (vyhláška č. 139/2004 Sb.).

U modřínu opadavého byla na základě výsledků výzkumu potvrzena tolerance k imisím, tj. dobrý růst i zdravotní stav, pokud však přečká kritické období po výsadbě. Perspektivní je rovněž využívání mezidruhových kříženců modřínů opadavého a japonského, kteří se vyznačují rychlým růstem a vyšší odolností vůči přízemním mrazíkům, buřeni i zvěři. Z uvedených důvodů lze modřín s jeho melioračními a zpevňujícími účinky v podmínkách Krušných hor i nadále doporučit jako vhodnou přípravnou (např. i pro umožnění okusu a vytloukání zvěře) i cílovou dřevinu. V této souvislosti je však třeba upozornit na skutečnost, že je v Krušných horách aktuálně zaznamenáváno napadání modřínů houbou *Lachnellula willkommii* (R. Hartig) Dennis (Pešková, Modlinger 2014), která by teoreticky mohla pro jeho porosty znamenat i vážnější hrozbu.

V případě buku lesního je žádoucí udržení a zvýšení jeho zastoupení. Doporučuje se i nadále využívat lokálních genetických zdrojů podporou přirozené obnovy a podsazováním porostů sadebním materiálem místního původu. V důsledku škod pozdními mrazy není vhodné vysazovat buk na holiny v hřebenových partiích hor. Přirozenou obnovu i výsadby je nutno chránit před zvěří a žádoucí je i ožínání či chemické potlačování buřeně jako nejúčinnější způsob předcházení škodám, které působí hlodavci, neboť možnost aplikace rodenticidů je v současné době velmi problematická (Modlinger et al. 2015).

Pozornost je nutno věnovat i dostatečnému zastoupení melioračních a zpevňujících dřevin. Jako perspektivní se jeví např. javor klen, pro který se aktuálně uvažuje se založením semenného sadu. Naproti tomu jasan a olše trpí v posledních letech houbovými chorobami, přesto ani tyto dřeviny by neměly být zcela vylučovány. Ke zvýšení biologické rozmanitosti a úživnosti pro zvěř by bylo žádoucí více pracovat i s tzv. okrajovými domácími dřevinami (např. třešeň ptačí, jeřáby, jabloň lesní, hrušeň polnička), včetně keřových druhů.

Důležité je zajistit dostatečné zdroje semenného materiálu břízy pýřité pro jí odpovídající stanoviště. Vhodnou formou je založení semenného sadu. Nezbytnou podmínkou efektivity navrhovaných opatření, zejména pokud jde o listnaté dřeviny, je výrazné omezení škod zvěří, a to jednak důslednou ochranou a jednak prosazením ekologicky únosných stavů zvěře.

Doporučuje se zahájit práce na repatriaci tisu červeného, který je alespoň v části Krušných hor možno považovat za původní (Zatloukal et al. 2013).

Pokud by bylo na některých extrémních lokalitách ještě nutno pokračovat v zakládání porostů náhradních dřevin, je třeba využívat pouze dřeviny, které nezhoršují stanovištní podmínky, nekříží se s domácími druhy a nemají invazní chování. Na výrazně podmáčených stanovištích, která jsou zároveň ovlivňována pozdními mrazy, lze využít růstový potenciál smrku černého, alespoň jako alternativní dřeviny.

Doporučením obecné povahy je stimulovat vlastníky a správce lesních majetků, aby ve svých lesích vyhledávali další zdroje reprodukčního materiálu pro různé druhy lesních dřevin a podrobili je uznávacímu řízení. Podporu ze strany státu pro tyto účely přináší nově schválený Národní program ochrany a reprodukce genofondu lesních dřevin na období 2014–2018 a k němu přijaté Zásady, kterými se na základě § 2j zákona č. 149/2003 Sb., o obchodu s reprodukčním materiálem lesních dřevin, ve znění pozdějších předpisů, stanovují podmínky pro poskytování dotací na ochranu a reprodukci genofondu lesních dřevin (Dotace 2015). Oba uváděné dokumenty lze nalézt na webových stránkách ministerstva zemědělství, Ústavu pro hospodářskou úpravu lesů Brandýs nad Labem nebo Výzkumného ústavu lesního hospodářství a myslivosti, v. v. i.

5.4. Závěr

Stav genetických zdrojů lesních dřevin lze v PLO 1 – Krušné hory pro potřeby lesního hospodářství považovat většinou za dostačující. Výjimku tvoří jedle a bříza pýřitá potřebná k zalesnění některých extrémních zamokřených lokalit. Tuto situaci by však mělo vyřešit připravované založení semenného sadu. Výhledově se počítá také se založením semenného sadu javoru klenu. Pro většinu druhů lesních dřevin jsou uznány zdroje reprodukčního materiálu, důležité však je, aby v těchto zdrojích probíhal sběr reprodukčního materiálu (sběr osiva nebo odběr částí rostlin) a tento reprodukční materiál byl

dostupný pro pěstitele sadebního materiálu, kteří by měli zajistit dostatek výsadbyschopných sazenic požadované kvality a odpovídajícího původu potřebný k umělé obnově porostů v Krušných horách.

Určité problémy může přinést evropská právní úprava, která byla implementována do národní legislativy. Například u komplexu břízy pýřité a karpatské lze v horských polohách nad 800 m n. m. těžko dodržet požadavek minimálně 99% druhové čistoty u osiva uváděného do oběhu (příloha VII, část A směrnice Rady 1999/105/ES ze dne 22. prosince 1999, o uvádění reprodukčního materiálu lesních dřevin na trh).

Problém z minulosti, kdy byly zdroje uznávány na dobu platnosti lesního hospodářského plánu nebo lesní hospodářské osnovy (dále jen „LHP nebo LHO“), přičemž v praxi docházelo k tomu, že v době před schválením nového LHP nebo LHO nebylo možno sbírat reprodukční materiál, byl vyřešen novelou zákona č. 149/2003 Sb. (zákon č. 232/2013 Sb., účinný od 1. 1. 2014). Podle platné právní úpravy lze dobu uznání zdroje reprodukčního materiálu na žádost vlastníka zdroje prodloužit, nejdéle však o 12 měsíců. V listopadu 2015 Ministerstvo zemědělství předložilo vládě další novelu zákona č. 149/2003 Sb., kde je mimo jiné navrženo, aby se zdroje reprodukčního materiálu uznávaly na dobu platnosti LHP nebo LHO navýšenou o 1 kalendářní rok, přičemž tato doba může být dále prodloužena, nejdéle však o 12 měsíců. Vlastník lesa tedy v praxi nemá žádné legislativní překážky k tomu, aby mohl sbírat reprodukční materiál před schválením nového LHP nebo LHO.

Přijetím zákona č. 232/2013 Sb. došlo také k racionalizaci a zefektivnění výkonu státní správy v oblasti uznávání zdrojů reprodukčního materiálu lesních dřevin. Oproti právní úpravě platné do 31. 12. 2013 došlo ke zjednodušení celého postupu a snížení administrativní zátěže vlastníků lesa (zdroje uznává pověřená osoba – ÚHÚL – na základě vlastního odborného posudku).

S cílem motivovat vlastníky lesa k péči o genofond lesních dřevin a zachovat genetické zdroje lesních dřevin jako součást národního bohatství ČR pro budoucí generace vyhlásilo Ministerstvo zemědělství ve spolupráci s Ministerstvem životního prostředí k 1. 7. 2014 Národní program ochrany a reprodukce genofondu lesních dřevin na období 2014–2018. Vlastníci genetických zdrojů zařazených do tohoto programu mohou žádat o dotace z národních i evropských zdrojů. Podpora se týká genových základen, uznaných zdrojů selektovaného reprodukčního materiálu (porosty fenotypových tříd A a B), rodičů rodiny, ortetů a klonů, semenných sadů a směsí klonů. V rámci těchto opatření byla též zřízena Národní banka osiva a explantátů lesních dřevin, která má význam pro konzervaci cenných ekotypů a jedinců lesních dřevin v podmínkách *ex situ*.

Poděkování

Za řadu cenných informací a připomínky k textu autoři děkují oblastnímu genetikovi LČR, s. p., Ing. O. Hrdličkovi.

Použitá literatura:

BALCAR V. 2001. Some experience of European birch (*Betula pendula* Roth) and Carpathian birch (*Betula carpatica* W. et K.) planted on the ridge part of the Jizerské hory Mts. Journal of Forest Science, 47: 150–155.

BERAN F. 1999. Hodnocení mezinárodní provenienční plochy se smrkem ztepilým, série ČR/SRN 1972/76 na lokalitě Horní Blatná. Samostatná zpráva pro MZe. Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti: 8s., 3. obr., 10 tab.

BERAN F. 2000. Zhodnocení růstu introdukovaných i domácích druhů v imisní oblasti - Krušné hory. Interní dokument. Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti: 29 s..

BURIÁNEK V., FRÝDL J., NOVOTNÝ P. 2014. Metodická příručka k určování domácích druhů bříz. Lesnický průvodce, 3: 40 s.

DANIHELKA J., CHRTEK J., KAPLAN Z. 2012. Checklist of vascular plants of the Czech Republic. Preslia, 84 (3): 647–811.

DOTACE. 2015. Dotace na podporu genetických zdrojů lesních dřevin na období 2014–2018. Praha, Ministerstvo zemědělství: 21 + 20 s.

FIRBAS F. 1949. Spät- und nacheiszeitliche Waldgeschichte Mitteleuropas nördlich der Alpen. Erster Band: Allgemeine Waldgeschichte. Jena, Verlag von Gustav Fischer: 480 s.

FIRBAS F. 1950. Spät- und nacheiszeitliche Waldgeschichte Mitteleuropas nördlich der Alpen. Zweiter Band: Allgemeine Waldgeschichte. Jena, Verlag von Gustav Fischer: 256 s.

FRÝDL J. 2000. Šlechtění lesních dřevin jehličnatých. Úkol č. EP 09-60-00-7032. Závěrečná zpráva za období 1997 - 2000. Etapa 04: Modřín opadavý - *Larix decidua* MILL. [Breeding of coniferous forest tree species. Project no. EP 09-60-00-7032. Jíloviště-Strnady, VÚLHM: 19 s.

FRÝDL J., NOVOTNÝ P., BURIÁNEK V., ČÁP J. 2011a. Možnosti využití vegetativních variant rezistentních jedinců smrku ve vybraných oblastech Krušných hor. In: Aktuality v pěstování méně častých dřevin v České republice. Sborník referátů, Kostelec nad Černými lesy, 25. 11. 2011. Kostelec nad Černými lesy, FLD ČZU v Praze: 43–51.

FRÝDL J., NOVOTNÝ P., IVANEK O. 2011b. Ověření geneticky podmíněných charakteristik výsadeb vegetativních potomstev rezistentních variant smrku ztepilého vegetativního původu na vybraných lokalitách Krušných hor. Závěrečná technická zpráva projektu GS LČR 9/2008. Strnady, Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti: 62 s.

FRÝDL J., NOVOTNÝ P., IVANEK O., BURIÁNEK V., ČÁP J. 2011c. Možnosti pěstebního využití vegetativně udržovaných variant rezistentního krušnohorského smrku. Lesnický průvodce, 7: 42 s.

FUNDA T., KOBLIHA J., VACEK S. 2006. Vývoj a současný stav provenienčních výzkumných ploch smrku černého v oblasti Krušných hor. In: Slodičák M., Novák J. (eds.): Lesnický výzkum v Krušných horách. Recenzovaný sborník z celostátní vědecké konference, Teplice 20. 4. 2006. Opočno, VÚLHM: 215–232.

HRDLIČKA O. 2001. Využití řízkovanců smrku v imisních oblastech. Lesnická práce, 80 (3): 104–106.

http://eagri.cz/public/app/uhul/SIL/Default.cshtml

HYNEK V. 1992. Šlechtění smrku ztepilého z imisně výrazně zatížených oblastí Čech. Lesnictví-Forestry, 38: 929–940.

HYNEK V. 1999. Tvorba strestolerantních směsí smrku pro umělou obnovu lesa v oblasti Krušných hor s využitím přežívajících populací v této PLO. Přehled činnosti za rok 1999. Plnění hospodářské smlouvy s LČR s. p. Jíloviště-Strnady, VÚLHM: 15 s.

HYNEK V. 2000. Návrh semenářských oblastí a přenosu reprodukčního materiálu pro buk lesní, dub zimní a letní, lípu malolistou a velkolistou, javor mléč a klen, jasan ztepilý a úzkolistý a pro jedli bělokorou v ČR. Lesnická práce, 79 (4): 174–176.

HYNEK V., BURIÁNEK V. 1999a. Záchrana genových zdrojů populací břízy a jilmu horského na LHC Městské lesy Most a Lesy Jezeří k.s. Jíloviště-Strnady, VÚLHM: 4 s.

HYNEK V., BURIÁNEK V. 1999b. Záchrana původních krušnohorských dřevin na území okresu Most. Souhrnná dokumentace vybraných původních populacích lesních dřevin. Jíloviště-Strnady, VÚLHM: 23 s.

HYNEK V., BURIÁNEK V., KAŇÁK J. 1999. Záchrana původních krušnohorských dřevin na LHC Litvínov. Přehled činnosti za rok 1999. Jíloviště-Strnady, VÚLHM: 5 s.

HYNEK V., FRÝDL J. 1988. Šlechtitelská opatření k záchraně a reprodukci genofondu smrku ztepilého v Krušných horách. Lesnická práce, 67 (8): 350–356.

HYNEK V., JURÁSEK A., CHMELÍKOVÁ E. 1999. Tvorba strestolerantních směsí smrku pro umělou obnovu lesa v oblasti Krušných hor s využitím přežívajících populací v této PLO. Přehled činnosti za rok 1999. Jíloviště-Strnady, VÚLHM: 15 s.

HYNEK V., MALÁ J. 2000. Šlechtění lesních dřevin včetně záchrany a reprodukce genových zdrojů lesních dřevin v Krušných horách za rok 1999. In: Slodičák, M., Novák, J. (eds.): Výsledky a postupy výzkumu v imisní oblasti SV Krušnohoří. Sborník ze semináře. Teplice, 4. 2. 2000. Opočno, VÚLHM: 59–67.

HYNEK V., MALÁ J., LOMSKÝ B. 1993. Záchrana a reprodukce genových zdrojů lesních dřevin z oblasti Krušných a Jizerských hor. Grant MŽP ČR (1892/93): 12 s.

HYNEK V., MARKES J., VYDRA J. 1997. Jedle bělokorá v Krušných horách. Současný stav a perspektivy pěstování. Lesnická práce, 76 (6): 211–213.

Informace o nakládání s reprodukčním materiálem lesních dřevin České republiky : 2014. 2015. Brandýs nad Labem, ÚHÚL: 101 s.

IVANEK O. 2000. Výsledky analýzy izoenzymů u smrkových porostů s různou tolerancí vůči průmyslovým imisím. In: Slodičák, M., Novák, J. (eds.): Výsledky a postupy výzkumu v imisní oblasti SV Krušnohoří. Sborník referátů z celostátního semináře. Jíloviště-Strnady, VÚLHM: 69–74.

IVANEK O. 2001. Výsledky analýzy izoenzymů u smrkových porostů s různou tolerancí vůči průmyslovým imisím. In: Slodičák, M., Novák, J. (eds.): Výsledky lesnického výzkumu v Krušných horách. Sborník z celostátní konference. Teplice, 1. 3. 2001. Jíloviště-Strnady, VÚLHM: 111–114.

IVANEK O. 2003. Isoenzyme analysis of Norway spruce in the Ore Mountains. Communicationes Instituti Forestalis Bohemicae, 20: 95–100.

IVANEK O., KAŇÁK J., NOVOTNÝ P. 2009. Zakládání semenných sadů druhé generace pro borovici lesní. Závěrečná technická zpráva projektu GS LČR 7/2007. Strnady, Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti: 40 s.

JANKOVSKÁ V. 1992. Vývoj krušnohorských lesů od konce doby ledové. Lesnická práce, 71 (3): 73-75.

JURÁSEK A., HYNEK V., NOVOTNÝ P. 1994. Současný stav a koncepce záchrany genofondu, šlechtitelských programů a lesního školkařství v oblasti Sudet. Grant GEF 05/21685 POL, PROTECTION OF FOREST ECOSYSTEM. Selected problems of Forestry in Sudety Mountains, Warszaw: 135;–157.

KAŇÁK K. 1986. Zacházení s genofondem v imisních oblastech Krušných hor. In: Siedma celoštátna semenársko-šľachtiteľská konferencia. Zborník prednášok. Spišská Nová Ves, 14.-16. októbra 1986, Žilina, Dom techniky ČSVTS: 114-122.

KAŇÁK K. 1987. Strategie zachování kontinuity smrku v Krušných horách. Severočeskou přírodou, 20: 87–94.

KAŇÁK K. 1988. Contribution to maintaining continuity of the Norway spruce in the Ore Mountains. Folia Musei Rerum Naturalium Bohemiae Occidentalis, Botanica, 27: 62 s.

KOBLIHA J., HYNEK V., KAŇÁK J., HAJNALA M. 2008. Záchrana a využití genových zdrojů lesních dřevin Krušnohorské oblasti. In: Slodičák, M., Balcar, V., Novák, J., Šrámek, V. et al.: Lesnické hospodaření v Krušných horách. Hradec Králové, Lesy České republiky: 259–276.

KŘÍŽ Z. 1990. *Betula* L. bříza. In: Hejný, S., Slavík, B. (eds.): Květena České republiky 2. Praha, Academia: 36–46.

KUBELKA L., KARÁSEK A., RYBÁŘ V., BADALÍK V., SLODIČÁK M. 1992. Obnova lesa v imisně poškozované oblasti severovýchodního Krušnohoří. Praha, Agrospoj: 132 s.

KUNEŠ I., BALCAR V., ZAHRADNÍK D. 2007. Influence of a planting hole application of dolomitic limestone powder and basalt grit on the growth of Carpathian birch (*Betula carpatica* W. et K.) and soil chemistry in the air-polluted Jizerské hory Mts. Journal of Forest Science, 53 (11): 505–515.

LOMSKÝ B., HYNEK V., PASUTHOVÁ J., UHLÍŘOVÁ H., ŠRÁMEK V., BADALÍK V. 1996. Poškození lesních porostů v Krušných horách po zimě 1995/1996. Lesnická práce, 75 (9): 325–327.

LOŽEK V. 1973. Příroda ve čtvrtohorách. Praha, Academia: 372 s.

MODLINGER R., ČEPELKA L., HOMOLKA M. 2015. Současné možnosti ochrany kultur před ohryzem způsobeným hlodavci. Lesnická práce, 94 (10): 692–693.

NEUHÄUSLOVÁ ET AL. 1998. Mapa potenciální přirozená vegetace České republiky. Academia, Praha: 341 s.

NOVOTNÝ P., FRÝDL J., KOTRLA P. 2014. Návrh možností přenosu reprodukčního materiálu lesních dřevin a jejich využití při umělé obnově lesa a zalesňování v České republice v rámci obchodní výměny reprodukčního materiálu mezi členskými státy EU, které mají srovnatelné přírodní podmínky v souladu s vymezenými oblastmi provenience. Závěrečná písemná zpráva funkčního úkolu MZe ČR. Strnady, Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti: 101 s.

NOŽIČKA J. 1957. Přehled vývoje našich lesů. Praha, SZN: 463 s.

PEŠKOVÁ V., MODLINGER R. 2014. K poškození modřínů v Krušných horách v roce 2014. Lesnická práce, 93 (12): 46–47.

SKALICKÁ A., SKALICKÝ V. 1988. *Pinus* L. borovice. In: Hejný S., Slavík, B. (eds.): Květena České socialistické republiky 1. Praha, Academia: 289–308.

SKOŘEPA H. 2004: Modřín opadavý – obyčejná či neobyčejná dřevina? Živa, 5: 206–208.

Směrnice Rady 1999/105/ES ze dne 22. prosince 1999 o uvádění reprodukčního materiálu lesních dřevin na trh. Ústřední věstník Evropské unie, 03/sv. 28 CS: 148–171.

SVOBODA P. 1955. Lesní dřeviny a jejich porosty II. Praha, SZN: 573 s.

ŠINDELÁŘ J. 1984. Opatření k záchraně a reprodukci genofondu lesních dřevin. In: Peřina, V. et al.: Obnova a pěstování lesních porostů v oblastech postižených průmyslovými imisemi. Praha, SZN: 70–84.

ŠINDELÁŘ J. 1987a. Zhodnocení výzkumných ploch modřínu v Krušných horách. Závěrečná zpráva. Hlav. úkol: A 12-331-013. Snížení ztrát způsobených znečištěním ovzduší. Dílčí úkol: A 12-331-013/03 Výběr vhodných dřevin pro oblasti s různým imisním zatížením a stanovištními podmínkami. Etapa: A 12-331-013/03/05 Zhodnotit výzkumné plochy modřínu v Krušných horách. Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti: 109 s.

ŠINDELÁŘ J. 1987b. Zhodnocení provenienční plochy mezinárodní série IUFRO 1958/59 s modřínem opadavým (*Larix decidua* Mill.) v Krušných horách ve věku 26 let. Práce VÚLHM, 71: 9–38.

ŠINDELÁŘ J. 1996. Vliv znečištění ovzduší na genetickou skladbu populací dřevin v lesích. Zprávy lesnického výzkumu, 41 (4): 28–31.

ŠINDELÁŘ J., FRÝDL J., NOVOTNÝ P. 2006. Význam modřínu opadavého pro lesní hospodářství ČR. Lesnická práce, 85 (12): 643-645.

ŠINDELÁŘ J. 1985. Nejstarší výzkumné provenienční plochy s modřínem opadavým v Krušných horách. Práce VÚLHM, 67: 9–40.

VACEK S. 1991. Porostotvorné schopnosti břízy a jeřábu pod vlivem imisí. Zprávy lesnického výzkumu, 36 (3): 19–23.

Vyhláška č. 139/2004 Sb., kterou se stanoví podrobnosti o přenosu semen a sazenic lesních dřevin, o evidenci o původu reprodukčního materiálu a podrobnosti o obnově lesních porostů a o zalesňování pozemků prohlášených za pozemky určené k plnění funkcí lesa. Sbírka zákonů Česká republika, 2004, č. 46: 1955–1963.

ZATLOUKAL V., HOLÁ Š., KAČMAR M. 2013. Tis červený (*Taxus baccata*) v České republice: Výsledky inventarizace 2007–2012. Folia Forestalia Bohemica, 25: 204 s.

6. Zakládání porostů náhradních dřevin

Vratislav Balcar, Libor Pěnička, Marian Slodičák, Petr Navrátil, Jiří Smejkal

Tato kapitola se zaměřuje na komplexní posouzení stavu a vývoje porostů náhradních dřevin (PND) a jejich funkční účinnosti v imisních polohách oblasti Krušných hor s využitím všech dosavadních výsledků výzkumu a zkušeností lesního provozu v této oblasti.

6.1. Přehled vzniku a vymezení pojmu porostů náhradních dřevin

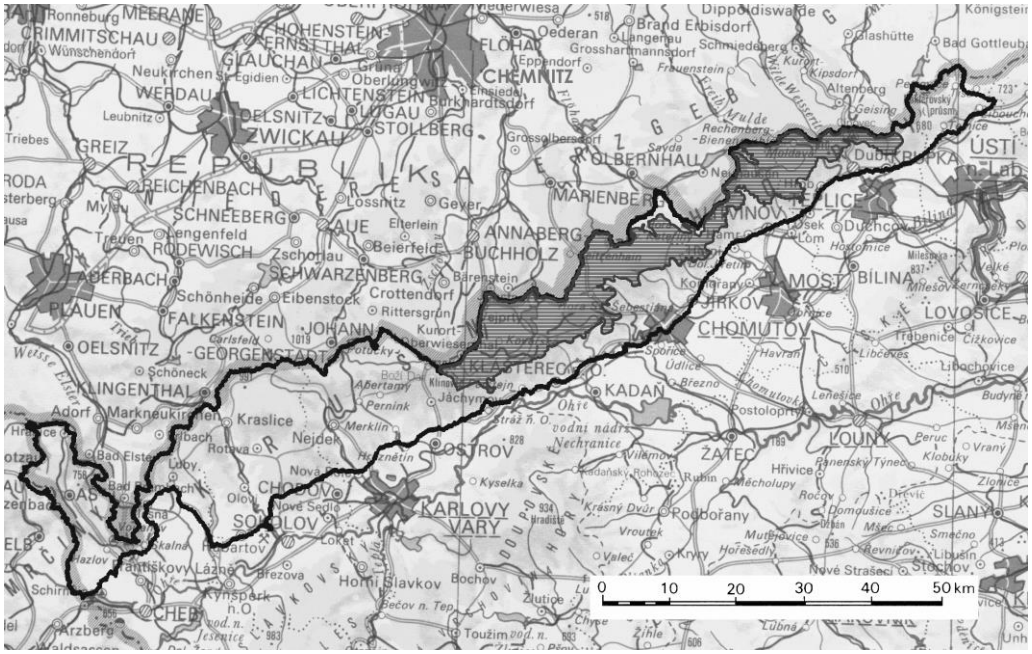
Porosty náhradních dřevin (PND) vznikly v sedmdesátých a osmdesátých letech v imisemi silně poškozené oblasti Krušných a Jizerských hor, na lokalitách, kde nebylo možné nahradit rozpadající se převážně smrkové monokultury vhodnými dřevinami cílovými (Poleno 1994, Slodičák 1999, MZLU LDF 2001 aj.). Cílem zakládání PND bylo zachování kontinuity lesních porostů, plnících alespoň nejdůležitější ekologické funkce v dané oblasti (funkce půdoochranné a vodohospodářské). Vzhledem k předpokládané nižší stabilitě a omezenému plnění produkčních i mimoprodukčních funkcí (v porovnání se dřevinami cílovými) nebyly PND již od počátku považovány za definitivní řešení nastalé situace, ale za přípravnou fázi pro založení stabilních lesních ekosystémů, druhově odpovídajících aktuálním růstovým podmínkám při respektování původní dřevinné skladby (Kubelka et al. 1992, Mauer, Tesař 2005). PND by proto měly vytvořit i příznivější růstové poměry pro postupnou obnovu lesa cílovými, hospodářsky i ekologicky vhodnějšími dřevinami. Přeměny PND jsou však vzhledem k jejich věkové struktuře, relativně velké výměře, nestejné kvalitě a zejména vzhledem k velmi složitým imisním a ekologickým poměrům Krušných hor problémem dlouhodobým. Až do fáze přeměn je však nutno PND stabilizovat a zachovat jejich funkčnost (Slodičák et al. 2000).

V Krušných horách postižených imisní kalamitou byly jako **náhradní dřeviny pro obnovu lesních porostů vybrány lesní dřeviny potenciálně schopné růst na stanovištích silně narušených lidskou činností, a to hlavně znečištěním prostředí a odlesněním rozsáhlých ploch**, protože zde nebyl předpoklad úspěšné obnovy porostů dřevinami podle původního lesního hospodářského plánu.

Byly zde sázeny jak **domácí dřeviny s pionýrskou růstovou strategií**, tak i **dřeviny introdukované**, hlavně neopadavé jehličnany. Od porostů listnatých dřevin byl očekáván příznivý vliv na půdu a rychlé zalesnění volných ploch, jehličnany měly do určité míry nahradit ztráty na dřevní produkci a lépe zabezpečovat některé funkce mimoprodukční (Materna 1978). Příznivý vliv listnáčů na půdu i vyšší účinnost jehličnanů při zpomalení tání sněhu byly později doloženy i výsledky experimentálních šetření (Kantor, Šach 1988, Kantor 1989, Podrázský 1995).

Jirgle (et al. 1980) do náhradních dřevin zahrnuje i některé domácí cílové dřeviny mající v daných stanovištních podmínkách svůj přirozený areál. V celkovém výčtu provozně používaných náhradních dřevin pak uvádí buk, modřín, břízu, jeřáb, olši zelenou, klen, smrk pichlavý, smrk černý, smrk omoriku a kleč. Tesař (1982) navrhuje označení „náhradní obnovní cíle“ pouze pro cíle, které se druhovou skladbou zásadně vymykají představě o optimálním produkčním, případně integrovaném využití lesa s ohledem na přirozené růstové podmínky. Nevidí důvod označovat za náhradní dřeviny ty, které mají v obnovním cíli vyšší zastoupení, než je účelné v poměrech bez vlivu imisí (například při přechodu na bukové hospodářství). Jako náhradní dřeviny byly v oblasti Krušných hor doporučovány a vysazeny rovněž některé borové exoty, např. borovice pokroucená a domácí druhy olší a vrb (Kubelka et al. 1992, Smejkal et al. 1994, Slodičák 2001).

Vzhledem k lokalizaci emisních zdrojů a tím i rozsahu poškození byly lesy ve východní části oblasti poškozeny podstatně více než v části západní. Proto se i převážná většina lesopěstebních opatření týkala východní části (na západě ohraničené přibližně vzdušnou čarou Stráž nad Ohří – Klínovec, Kubelka et al. 1992). Zde bylo v důsledku imisní kalamity odlesněno ca 36 tis. ha, a to většinou na náhorní plošině s drsnějšími růstovými podmínkami. Pro rozdílný přístup k plošině a k části svahů (s příznivějšími růstovými podmínkami) byla oblast rozdělena hranicí, tzv. zelenou čarou. Zakládání PND pod zelenou čarou bylo považováno za neopodstatněné a bylo zde doporučováno zakládání porostů s cílovými hospodářskými dřevinami, hlavně bukem a modřínem (Smejkal et al. 1994). V kritické oblasti náhorní plošiny (tj. nad zelenou čarou) se nacházely porosty řazené do 7. a vyšších LVS, pouze malá část kritické oblasti spadala do 6. LVS (obr. 6.1).



Obr. 6.1: PLO Krušné hory a náhorní plošina postižená imisemi ve východní části nad tzv. „zelenou čarou“ (na obrázku vymezená šedým šrafováním).

Pro oblast východního Krušnohoří je uváděno následující druhové zastoupení v PND – výměra plochy dřevin a její procentický podíl na celkové porostní výměře lesů ve východním Krušnohoří (Smejkal et al. 1994, tab. 6.1).

Tab. 6.1: Plošné zastoupení náhradních dřevin ve východním Krušnohoří podle LHP z let 1989 – 1991 – plocha dřeviny a procentický podíl z porostní plochy lesů ve východním Krušnohoří (Smejkal et al. 1994)

Dřevina	Lat. název	Výměra 1991
BR	*Betula sp.*	11 841
SMX	*Picea* introd.	8 360
MD	*Larix decidua*	4 851
JR	*Sorbus aucuparia*	3 752
BO (KOS, BL)	*Pinus sp.*	1 255
OL	*Alnus sp.*	1 178
JV	*Acer sp.*	1 053
TP	*Populus sp.*	522
VR	*Salix sp.*	119
Celkem		32 931

Z časového hlediska lze ústup smrku ztepilého a uplatnění porostů náhradních dřevin v jednotlivých etapách imisní kalamity v Krušných horách popsat následovně (Kula 2006):

Období 1947 - 1965

Po ztrátě starších ročníků jehlic nastalo plošné prosvětlení smrkových porostů a lokálně se objevily imisní souše (Děčínský Sněžník). Obrana se omezila na sanitární těžby a přetrvává klasické hospodaření s obnovou původních dřevin (SM, BK). Začíná kůrovcová kalamita (v letech 1964 – 1965 průměrně ročně 79 tis. m^3).

Období 1966 - 1977

Nastal progresivní a plošný výskyt imisních škod (proředění horských smrkových lesů, silné zabuřenění, zamokření půd). Zásady k hospodaření v imisní oblasti poskytla Janovská směrnice (1966). Zvýšila se mortalita smrku (průměrná roční kůrovcová těžba 72,7 tis. m^3), stanovištní podmínky byly významně narušeny imisemi a těženy celé porosty. Bříze a jeřábu byl v horské oblasti Krušných hor přiznán statut cílových dřevin. Pro smrk ztepilý [*Picea abies* (L.) Karst.] byla směrnicí stanovena pásma ohrožení a životnosti (1973). Je rozhodnuto vypracovat Generel vývoje lesních porostů v Krušných horách.

Období 1978 – 1987

Kulminoval rozpad lesních porostů regionální ekologickou katastrofou (mrazový šok 1978/1979), po které následovalo velkoplošné odlesnění, tvorba imisních, těžko zalesnitelných holin a uplatnění nevhodné technologie pro celoplošnou přípravu půdy před zalesněním. Gradace lýkožrouta smrkového proběhla v 80. letech na LZ H. Blatná (vytěženo celkem 430 tis. m^3) a kulminovala v r. 1988 (těžba 177 tis. m^3). Z toho v SV Krušnohoří činila průměrná roční těžba 76,7 tis. m^3. Smrk ztepilý byl z obnovních postupů vyloučen, začíná zakládání porostů náhradních dřevin, v nichž dominantní postavení zaujala bříza (*Betula pendula* Roth). Uskutečnilo se vápnění lesních půd (18 tis. ha v letech 1978 - 1983).

Období 1988 - 1997

S poklesem hladiny imisní zátěže a regenerací smrku ztepilého byl zpracován „Generel rekonstrukcí porostů náhradních dřevin v imisní oblasti východního Krušnohoří“ (SMEJKAL ET AL. 1994). Jeho naplňování bylo narušeno specifickými dopady zimy 1995/1996, spočívající v mechanickém a fyziologickém poškození a odumírání existujících smrkových porostů v důsledku dlouhotrvající námrazy (Lomský et al. 1996). Souběžně byly námrazou poškozeny porosty břízy (Kula 1998), vznikají mrazové trhliny provázené napadením březovníkem obecným [*Piptoporus betulinus* (Bull. ex Fr.) Karst.] (Kula et al. 2005). Nevyrašení břízy v roce 1997 (Kula, Rybář 1998) iniciovalo proces odumírání a rozpadu březových porostů. Přes optimistické prognózy se potvrdilo, že nebezpečí imisí a ohrožení lesů v Krušných horách trvá. Uskutečňuje se rozsáhlé letecké a pozemní vápnění narušených imisních území na ploše 44 tis. ha (1984 - 1991).

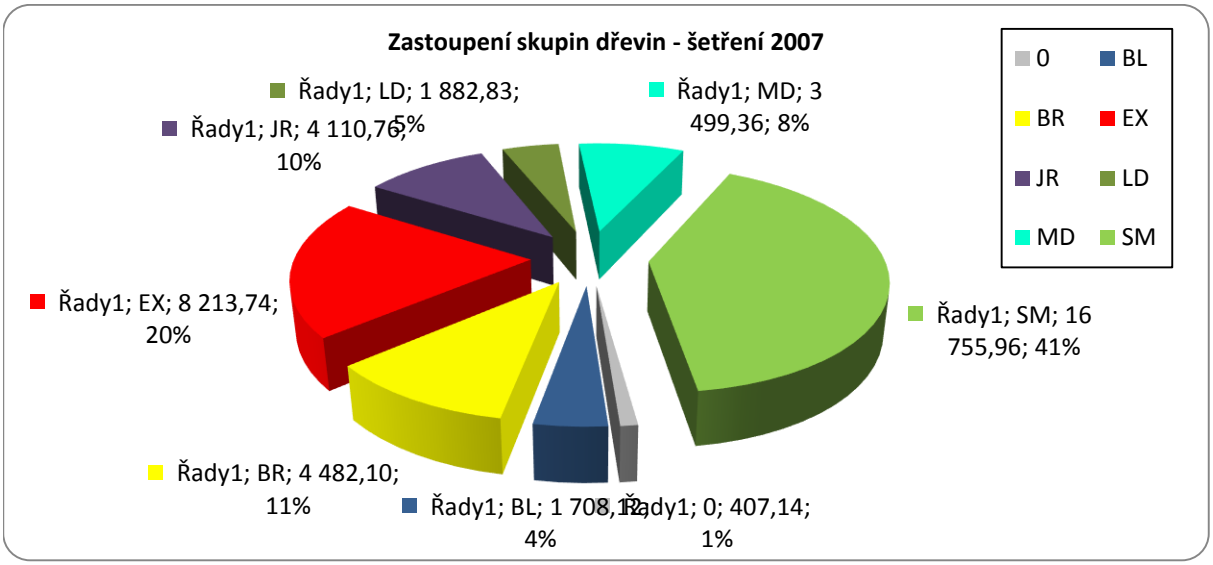
Období 1998 - 2005

Ve vyšších polohách východního Krušnohoří pokračoval rozpad porostů břízy (Kula, Stoklasa 2003), ve smrkových porostech jsou zjištěny projevy žloutnutí z nedostatku hořčíku. V důsledku poklesu imisí po roce 1998 se vytvářejí předpoklady pro budoucí regeneraci stanovištních podmínek a obnovu lesa. Zásadně se snížil obsah síry v asimilačních orgánech (Hrdlička, Kula 1998, 2001, Lomský, Šrámek 2002, Šrámek et al. 2002). Z prostředků PHARE byla zahájena intenzivní obnova lesa rekonstrukcemi porostů

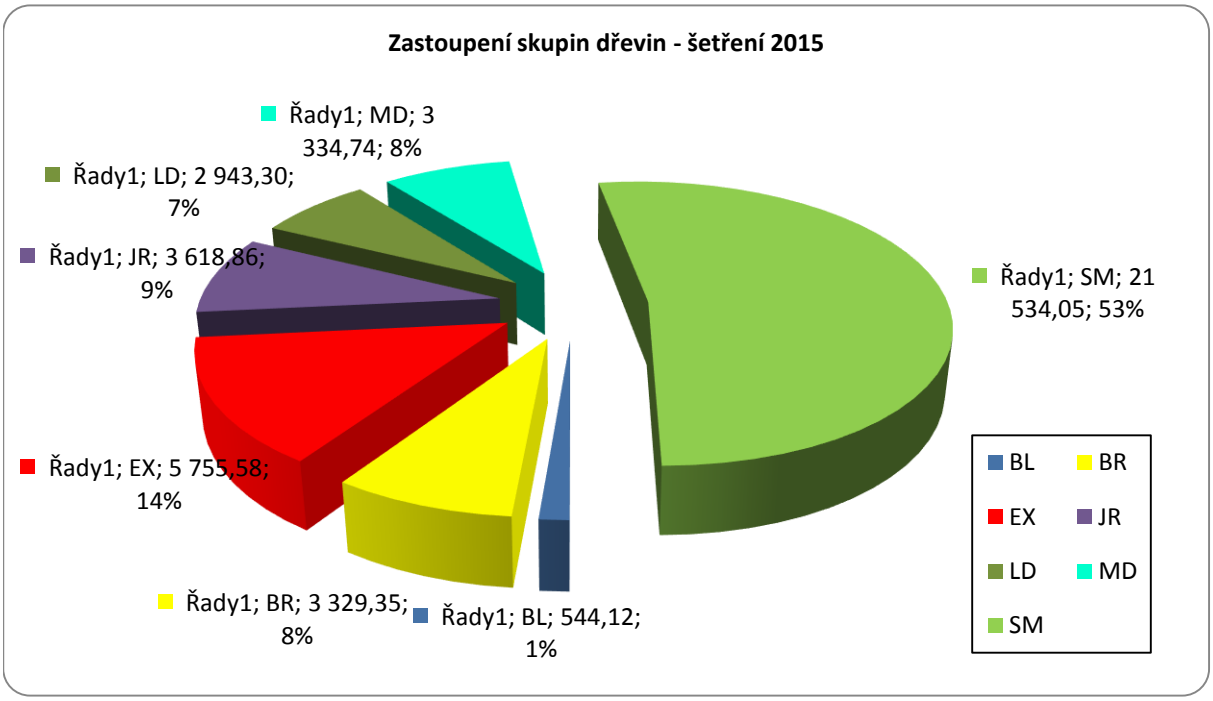
náhradních dřevin ve středních, ale i vyšších polohách východního Krušnohoří. Je zahájen proces návratu smrku a buku. Lesnický výzkum se profiluje v řadě projektů.

Období 2006 – 2015

Podle výsledků šetření 2015 došlo k výraznému zvýšení podílu smrku ztepilého (o 12 %), a to hlavně v důsledku snížení podílu smrkových exot (o 6 %), břízy (3 %) a blatky a kleče (3 %), viz. obr. 6.2 a obr. 6.3 (Pěnička et al., ÚHÚL 2015). V období došlo ke kalamitnímu poškození smrku pichlavého kloubnatou smrkovou a poškození sypavkou (ÚHÚL 2015). Ke zlepšení stavu postižených porostů došlo na téměř 11% ploch, a to těžbou smrku pichlavého.



Obr. 6.2: Zastoupení skupin dřevin 2007



Obr. 6.3: Zastoupení skupin dřevin 2015

Termín náhradní dřevina

Náhradní dřevina je dřevina introdukovaná či dřevina domácí, pokud je její podíl v porostní skladbě vyšší než požadovaný pro zajištění cílové druhové skladby.

Termín náhradní dřevina vznikl z důvodu praktické potřeby v době, ve které se hledala náhrada za imisemi ohrožené dřeviny cílové. Náhradními dřevinami byly tedy dřeviny, které se vysazovaly náhradou za smrk a byly jednorázově použity k zalesnění imisních kalamitních holin. Předpokládala se u nich zvýšená odolnost vůči imisím i nepříznivým klimatickým podmínkám velkých odlesněných ploch. PND mají v daných podmínkách výrazně nižší produkci nebo zužitkovatelnost, než dřeviny cílové (hospodářské) skladby nebo dřeviny přirozené skladby. Zpravidla také hůře plní ekologické funkce, jsou však jako mezičlánek nezastupitelné.

Nutno zdůraznit, že termín „náhradní dřevina“ je dán funkčním uplatněním (dočasným), nikoliv druhem dřeviny. I dřevina vysazená jako náhradní, může mít své využití v cílové druhové skladbě a může být považována za cílovou. Naopak (pro vyšší podíl v porostní skladbě než požadovaný) může být náhradní dřevinou i smrk ztepilý.

6.2. Vliv jednotlivých ND pro zlepšení půdního a růstového prostředí

Meliorační účinky porostů náhradních dřevin

Tab. 6.2: Klasifikační stupnice hodnocení charakteristik humusové H vrstvy pod testovanými dřevinami na demonstračním objektu v Trutnově (Kantor 1989)

pH H_2O		**pH KCl**	
3,76 - 4,00	0 bodů	3,01 - 3,25	0 bodů
4,01 - 4,25	1 bod	3,26 - 3,50	1 bod
4,26 - 4,50	2 body	3,51 - 3,75	2 body
4,51 - 4,75	3 body	3,76 - 4,00	3 body
4,76 - 5,00	4 body	4,01 - 4,25	4 body
5,01 - 5,25	5 bodů	> 4,26	5 bodů
Celková sorpční kapacita (T) [mval.100 g^{-1}]		Stupeň sorpční nasycenosti (V) [%]	
25,1 - 30,0	0 bodů	20,1 - 30,0	0 bodů
30,1 - 35,0	1 bod	30,1 - 40,0	1 bod
35,1 - 40,0	2 body	40,1 - 50,0	2 body
40,1 - 45,0	3 body	50,1 - 60,0	3 body
45,1 - 50,0	4 body	60,1 - 70,0	4 body
50,1 - 55,0	5 bodů	70,1 - 80,0	5 bodů
P_2O_5 [mg.100 g^{-1}]		K_2O [mg.100 g^{-1}]	
< 10,0	0 bodů	< 20,0	0 bodů
10,1 - 15,0	1 bod	20,1 - 30,0	1 bod
15,1 - 20,0	2 body	30,1 - 40,0	2 body
20,1 - 30,0	3 body	40,1 - 50,0	3 body
30,1 - 40,0	4 body	50,1 - 60,0	4 body
> 40,1	5 bodů	> 60,1	5 bodů
CaO [mg.100 g^{-1}]		MgO [mg.100 g^{-1}]	
> 50	0 bodů	> 10	0 bodů
50,1 - 100,0	1 bod	10,1 - 20,0	1 bod
100,1 - 150,0	2 body	20,1 - 40,0	2 body
150,1 - 200,0	3 body	40,1 - 60,0	3 body
200,1 - 300,0	4 body	60,1 - 80,0	4 body
> 300,1	5 bodů	80,1 - 100,0	5 bodů

Meliorační účinky porostů náhradních dřevin hodnotil na demonstračním objektu v Trutnově Kantor (1989, s. 1062 – 1064), a to na základě hodnocení chemických vlastností humifikační H vrstvy. Bylo prokázáno, že testované dřeviny ovlivňují opadem svých asimilačních orgánů půdní reakci, sorpční komplex a obsah přístupných živin v nejsvrchnějších vrstvách půdy. Naopak obsah C_{ox}, Nt i poměr C/N nebyl při použití uplatněných metod závislý na druhu dřeviny (tab. 6.2).

Tab. 6.3: Souhrnné zhodnocení vlivu testovaných dřevin na kvalitu humusové vrstvy H na základě klasifikační metody (údaje v bodech) (Kantor 1989)

Charakteristika / Dřevina	pH H_2O	pH KCl	T	V	P_2O_5	K_2O	CaO	MgO	Sa bodů	Pořadí
Smrk ztepilý	0	0	0	1	2	1	1	0	5	8. - 10.
Smrk pichlavý	0	0	1	0	2	1	0	1	5	8. - 10.
Smrk omorika	0	1	1	1	1	1	0	0	5	8. - 10.
Borovice lesní	2	2	2	2	1	0	1	0	10	5.
Vejmutovka	1	1	1	1	0	0	1	1	6	7.
Buk lesní	3	3	4	4	4	3	3	4	28	3.
Dub červený	1	1	2	1	2	1	0	1	9	6.
Bříza bělokorá	1	1	3	2	5	4	2	3	21	4.
Jíva	5	5	4	4	4	5	5	3	35	2.
Osika + Buk lesní	4	4	5	5	4	4	5	5	36	1.

Pro souhrnné zhodnocení melioračních účinků všech deseti studovaných dřevin byla orientačně použita klasifikační metoda, při které bylo osm základních charakteristik (pH v H_2O, pH v KCl, celková sorpční kapacita, stupeň sorpční nasycenosti a přístupné živiny – fosfor, draslík, vápník, hořčík) pomocí šestistupňových klasifikací převedeno na společnou základnu (body). Rozpětí jednotlivých stupnic bylo v daném případě odvozeno empiricky na základě rozptylu skutečně zjištěných hodnot. Současně se přihlíželo i ke kritériím Lesprojektu, sestaveným ale pro minerální půdu (Brandýs nad Labem, 1983). Nejméně příznivý stav byl ohodnocen 0 body, naopak nejpříznivější 5 body (Tab. 6.3).

I přes určité nedostatky (nevyčerpávající a subjektivní výběr hlavních charakteristik i jejich různá váha) lze použitou metodou získat vcelku objektivní přehled o možných melioračních účincích studovaných dřevin. V daném případě byl hodnocen vliv deseti typů porostů na vybrané znaky kvality humusu v oblasti silného imisního zatížení v pásmu ohrožení A.

Na základě hodnocení uvedeného v tab. 6.3 byly testované dřeviny zařazeny do pěti následujících skupin:

I. Dřeviny s velmi dobrými melioračními účinky (35 až 36 bodů): osika + buk, jíva.
II. Dřeviny s dobrými melioračními účinky (28 bodů): buk.
III. Dřeviny s uspokojivými melioračními účinky (21 bodů): bříza.
IV. Dřeviny bez melioračních účinků (9 až 10 bodů): borovice lesní, dub červený.
V. Dřeviny zhoršující svým opadem kvalitu humusu (5 až 6 bodů): smrk ztepilý, smrk pichlavý, smrk omorika, vejmutovka.

Současně je třeba uvést, že obecná platnost naznačených závěrů je podmíněna výsledky analýz celé řady dalších veličin a charakteristik, spolurozhodujících o kvalitě humusu, a tím i o melioračních účincích jednotlivých dřevin.

Dále vliv PND na půdní podmínky v imisních oblastech (Krušné hory a Trutnovsko) hodnotil Podrázský (1997) a Ulbrichová et al. (2004). Docházejí k závěru, že **smrk pichlavý má podstatně nižší funkční potenciál ve srovnání s břízou i s ostatními využitelnými dřevinami**. Nižší funkční potenciál se u smrku pichlavého vyznačuje v prvé řadě menší produkcí biomasy, která je rozhodující z hlediska dostatečně

intenzivních biocyklů živin a tedy i rekonstrukce funkčních lesních ekosystémů (porostotvorná funkce). Půdoochranný potenciál je zanedbatelný a půdotvorný proces dokonce negativní, protože smrk pichlavý se vyznačuje **degradujícím vlivem na lesní půdy**. Z hlediska vlivu na půdní prostředí jsou proto za vhodné považovány bříza, olše a jeřáb. **Půdotvorné schopnosti jeřábu** jsou však podstatně nižší než u břízy, konstatovali na základě výsledků šetření v Krušných horách Ulbrichová a Podrázský (2002). Příznivé účinky břízy a jeřábu v PND ve vztahu k mikrobiálnímu osídlení půd konstatoval na základě víceletého šetření v Krušných horách Lettl (1985, 1987). Příčiny spatřuje zejména ve zvýšení půdní vlhkosti a hodnot pH pod listnatými porosty (oproti smrkovým), a to nejzřetelněji v porostu břízy. Pozitivní vliv desetileté kultury **olše zelené** na svrchní vrstvy půdy na hřebeni Jizerských hor prokazují práce Podrázského a Ulbrichové (2003) a Balcara (2005). Značný potenciál lesních dřevin při obnově holorganických vrstev na zalesněných zemědělských a buldozerovou přípravou devastovaných lokalitách východního Krušnohoří konstatovali na základě výsledků terénních šetření Podrázský a Remeš (2006). Zjistili přitom i značné rozdíly mezi dřevinami. Jako **vhodné** byly potvrzeny **olše šedá a bříza bělokorá** (která by ve vyšších polohách měla být nahrazena pak břízou pýřitou a karpatskou – Balcar 2000, Baláš et al. 2008), jako **méně účinné smrk ztepilý a modřín opadavý** a **nejméně vhodným** se jevil **smrk pichlavý**.

Tvorba růstového prostředí

Poznatky o **snižování mikroklimatických stresů porostním prostředím PND** v Krušných horách shrnuje Uhlířová et al. (2000). Uvádí, že s odstraněním dospělých porostů na hřebenech Krušných hor se výrazně změnily mikro- a mezoklimatické podmínky oblasti, které přímo ovlivňují i schopnost přirozené regenerace lesních společenstev na těchto lokalitách. Jirgle a spolupracovníci (Jirgle et al. 1979) sledovali na pokusných plochách výskyt nízkých teplot a rychlost proudění vzduchu. Pozornost byla zejména zaměřena na minimální teploty, které v přízemních vrstvách na holinách klesají pod bod mrazu i ve vegetačním období a značně ztěžují obnovu některých imisím odolných dřevin, zvláště buku. Nepříznivý byl zejména rok 1978, kdy v každém měsíci vegetačního období poklesla teplota pod 0 °C. Nejkritičtější byla situace 19. 6. a 20. 6., kdy byly na pokusných plochách (holina, 14letý březový porost a stejně starý porost smrkových exot) naměřeny následující minimální teploty (Tab. 6.4).

Tab. 6.4: Minimální teploty na pokusných plochách u Nového Města (1978):

Datum	výška měř.	holina	sm exoty	bříza
19.6.	při zemi	-3,4 ˚C	-1,5 ˚C	-2,1 ˚C
	50 cm nad zemí	-3,3 ˚C	-1,6 ˚C	-1,8 ˚C
	100 cm nad zemí	-2,0 ˚C	-0,7 ˚C	-0,6 ˚C
20.6.	při zemi	-0,3 ˚C	0,5 ˚C	0,8 ˚C
	50 cm nad zemí	-0,4 ˚C	1,3 ˚C	1,0 ˚C
	100 cm nad zemí	1,0 ˚C	2,4 ˚C	2,0 ˚C

Za zpracované období byl nejnižší průměr minimálních teplot na holině, následoval porost břízy a porost smrkových exot, který měl tento průměr nejvyšší.

Náhradní porosty mohou tedy snížit nebezpečí výskytu kritických minimálních teplot, což má značný význam zejména pro jejich použití jako krycích dřevin pro obnovu buku. Vzdušné proudění bylo sledováno na stejných plochách pomocí registračních Struškových anemografů. Výsledky prokazují významný vliv těchto mladých náhradních porostů na snižování jeho rychlosti. Ta v průměru za měsíc duben až červenec činila:

- na holině 7,82 $km.h^{-1}$

- v porostu břízy bez listí 2,52 km.h^{-1}
- v porostu smrkových exot 0,53 km.h^{-1}

Klima porostů náhradních dřevin sledoval Fojt (1981,1984,1988) na pokusných plochách poblíž Nové Vsi v Krušných horách, v nadmořské výšce kolem 700 m. Jedna z ploch byla v porostu jeřábu, druhá v porostu břízy. Výsledky ukazují, že odrostlejší porosty těchto dřevin již plní mimoprodukční funkce - příznivě ovlivňují některé bioklimatické faktory. Například sněhová pokrývka v nich leží o 1 - 2 týdny déle než na volné ploše, o 3 - 6 týdnů mají kratší dobu s promrzlou půdou a půda nepromrzá tak hluboko. Obě dřeviny tlumí rychlost větru a odvívání sněhu. Porost břízy snižuje rychlost větru v průměru o 24 %, porost jeřábu o 11 %. Intercepce kapalných srážek při plném olistění břízy činí 29 %, u jeřábu 21 % množství z volné plochy.

Utvářením porostního mikroklimatu v rámci problematiky ekologie obnovních sečí a rekonstrukce PND se na výzkumných objektech v Krušných horách zabýval kolektiv pracovníků VÚLHM VS Opočno (Slodičák et al. 1994). Z výsledků měření v závěru léta (1994) bylo zřejmé, že průměrné teploty v porostech JR a BR byly ca o 1 ºC nižší, než na holině a většinou zde byly naměřeny i nižší srážkové úhrny (zhruba až o 25 %).

Využití PND jako ekologického krytu pro výsadbu cílových dřevin citlivých k mikroklimatickým stresům bylo testováno na výsadbách buku lesního do PND v oblasti Jizerských hor. Z víceletých výsledků (1996 – 2003) lze konstatovat následující poznatky (Balcar, Kacálek 2003, 2006, Balcar et al. 2004, Slodičák et al. 2005):

- Ve vyšších polohách vystavených klimatickým stresům (CHS 02, 71, 73) byl pozitivní vliv ekologického krytu patrný na výsadbách buku lesního. Buky vysazené do těsné blízkosti korun jedinců stávajícího porostu rostly rychleji a byly poškozeny méně, než buky vysazené doprostřed porostních mezer.
- Vyšší účinnost ekologického krytí vykazoval smrk pichlavý než dřeviny opadavé - bříza bělokorá a jeřáb ptačí. Avšak i tyto dřeviny měly pozitivní vliv, pokud se buk vysazoval do jejich zapojených skupin. Ukázalo se, že pro úspěšný vývoj bukových kultur je ekologický kryt existujícím porostem náhradních dřevin prospěšný a zřejmě pro počáteční odrůstání nezbytný.
- Ekologický kryt spočíval v tlumení teplotních extrémů, přezáření a snížení rychlosti vzdušného proudění. Sazenice vysazené k severní části korun SMP měly lepší prosperitu, tj. nižší mortalitu a větší výškové přírůsty než sazenice vysazené z jižní strany.
- V nižších polohách území (CHS 53) neměla blízkost jedinců stávajícího porostu vliv na vývoj bukových sazenic v prvních letech po výsadbě, později se projevila negativně zpomalením růstu. Ekologický kryt zde nebyl potřebný, naopak zástin, projevující se sníženým přístupem světla, byl limitujícím růstovým faktorem mikroklimatu.

Současné výsledky šetření na výzkumných plochách v PND vybavených monitoračními přístroji umožňují kvantifikaci mikroklimatických stresů i jejich zmírnění zástinem korun (Balcar, Špulák 2006, Balcar, Kacálek 2007). Například v extrémní lokalitě náhorní plošiny bylo při mrazové epizodě (červen 2005) konstatováno snížení přízemních mrazů v korunách kleče až o 2,5 ˚C a zkrácení doby jejich trvání ca o 2 hodiny.

6.3. Plošné zastoupení porostů náhradních dřevin

V přírodní lesní oblasti (PLO) Krušné hory se PND rozkládají přibližně na jedné třetině výměry lesů (36 %), tj. podle šetření ÚHÚL (2007) na 41 060 ha v současnosti ÚHÚL 2015 na 29 522 ha). Jsou tvořeny převážně břízou (o celkové výměře dřeviny 90150 ha), smrkem pichlavým (6 609 ha), modřínem (6 370 ha), jeřábem (2 461 ha), olší (1 706 ha) a klečí s blatkou (1 751 ha), javorem klenem (1 161 ha), borovými exoty (167 ha) a topolem osikou (147 ha). Výměra porostů náhradních dřevin a jejich směsí na sledovaném území Krušných hor (ha) viz tab. 6.5

Tab. 6.5: Výměra porostů náhradních dřevin a jejich směsí na sledovaném území Krušných hor (ha). Zastoupení porostních typů 2007

v ha	SM	LD	MD	JR	BR	BL náhr.	EX
SM	SM 13551	LDSM 151	MDSM 531	JRSM 463	BRSM 1173	BLSM 111	EXSM 2272
LD	SMLD 598	LD 586	MDLD 77	JRLD 89	BRLD 350	BLLD 0	EXLD 83
MD	SMMD 819	LDMD 90	MD 654	JRMD 56	BRMD 744	BLMD 33	EXMD 1467
JR	SMJR 913	LDJR 112	MDJR 106	JR 439	BRJR 752	BLJR 19	EXJR 707
BR	SMBR 1270	LDBR 133	MDBR 435	JRBR 545	BR 1124	BLBR 195	EXBR 1684
BL náhr.	SMBL 108	LDBL 1	MDBL 15	JRBL 15	BRBL 32	BL 259	EXBL 197
EX	SMEX 1567	LDEX 40	MDEX 440	JREX 376	BREX 1601	BLEX 231	EX 3536

Zastoupení porostních typů 2015

v ha	SM	LD	MD	JR	BR	BL náhr.	EX
SM	SM **16343**	LDSM **362**	MDSM **395**	JRSM **691**	BRSM **612**	BLSM **101**	EXSM **2055**
LD	SMLD **968**	LD **1060**	MDLD **109**	JRLD **272**	BRLD **184**	BLLD **0**	EXLD **114**
MD	SMMD **1042**	LDMD **105**	MD **875**	JRMD **198**	BRMD **513**	BLMD **12**	EXMD **625**
JR	SMJR **1719**	LDJR **162**	MDJR **124**	JR **715**	BRJR **499**	BLJR **16**	EXJR **522**
BR	SMBR **1524**	LDBR **193**	MDBR **335**	JRBR **412**	BR **712**	BLBR **39**	EXBR **611**
BL náhr.	SMBL **185**	LDBL **0**	MDBL **21**	JRBL **11**	BRBL **19**	BL **206**	EXBL **129**
EX	SMEX **3206**	LDEX **108**	MDEX **322**	JREX **236**	BREX **531**	BLEX **78**	EX **1789**

6.4. Závěr

Porosty náhradních dřevin vznikly v sedmdesátých a osmdesátých letech v imisemi silně poškozené oblasti Krušných hor, na lokalitách, kde nebylo možné nahradit rozpadající se převážně smrkové monokultury vhodnými dřevinami cílovými. Cílem zakládání PND bylo zachování kontinuity lesních porostů, plnících alespoň nejdůležitější ekologické funkce v dané oblasti (funkce půdoochranné a vodohospodářské). Vzhledem k předpokládané nižší stabilitě a omezenému plnění produkčních i mimoprodukčních funkcí (v porovnání se dřevinami cílovými) nebyly PND již od počátku považovány za definitivní řešení nastalé situace, ale za přípravnou fázi pro založení stabilních lesních ekosystémů. PND by proto měly vytvořit i příznivější růstové poměry pro postupnou obnovu lesa cílovými, hospodářsky i ekologicky vhodnějšími dřevinami. Přeměny PND jsou však vzhledem k jejich věkové struktuře, relativně velké výměře, nestejné kvalitě a zejména vzhledem k velmi složitým imisním a ekologickým poměrům Krušných hor, problémem dlouhodobým. Až do fáze přeměn je nutno PND stabilizovat a zachovat jejich funkčnost.

Jako náhradní byly sázeny jak domácí dřeviny s pionýrskou růstovou strategií, tak i dřeviny introdukované, hlavně neopadavé jehličnany. Od porostů listnatých dřevin byl očekáván příznivý vliv na půdu a rychlé zalesnění volných ploch, jehličnany měly do určité míry nahradit ztráty na dřevní produkci a lépe zabezpečovat některé funkce mimoprodukční. Příznivý vliv listnáčů na půdu i vyšší účinnost jehličnanů při zpomalení tání sněhu byly později doloženy výsledky experimentálních šetření. Vzhledem k lokalizaci emisních zdrojů a tím i rozsahu poškození byly lesy ve východní části oblasti poškozeny podstatně více než v části západní. Proto se převážná většina lesopěstebních opatření týkala východní části (na západě ohraničené přibližně vzdušnou čarou Stráž nad Ohří – Klínovec). Zde bylo v důsledku imisní kalamity odlesněno ca 36 tis. ha, a to většinou na náhorní plošině s drsnějšími růstovými podmínkami. Pro rozdílný přístup k plošině a k části svahů (s příznivějšími růstovými podmínkami) byla oblast rozdělena hranicí tzv. zelenou čarou. Zakládání PND pod zelenou čarou bylo považováno za neopodstatněné a bylo zde doporučováno zakládání porostů s cílovými hospodářskými dřevinami, hlavně bukem a modřínem. V kritické oblasti náhorní plošiny (tj. nad zelenou čarou) se nacházely porosty řazené do 7. a vyšších LVS, pouze malá část v jejich sousedství do 6. LVS.

Aktuální poznatky o stavu porostů náhradních dřevin jsou v současnosti získávány v rámci projektu MZe ČR „Studie – Šetření stavu porostů v Krušných horách“. Projekt byl navržen v roce 2005 a je zdůvodněn potřebou nových exaktních informací o vývoji, současnosti a dynamice stavu náhradních dřevin vzhledem k významným změnám v ovzduší předpokládané (snížení přímé imisní zátěže), změnám v půdním prostředí a rovněž ve stavu porostů (např. odumírání břízy). Vyhodnocení výsledků současného stavu porostů náhradních dřevin je podkladem pro vypracování komplexních a variantních doporučení k hospodářským opatřením. Ta mají brát ohled na plnění všech funkcí lesa, především funkci vodohospodářskou a rovněž respektovat požadavky ochrany přírody a v návaznosti na soustavu území NATURA 2000.

Použitá literatura:

BALÁŠ, M., KUNEŠ, I., ZADINA, J., BALCAR, V., KŘENEK, P., MILLEROVÁ, K., 2008: Využití břízy karpatské při zalesňování extrémních horských stanovišť. [Utilization of Carpathian birch for afforestation of severe mountain sites]. In: Obnova lesního prostředí při zalesňování nelesních a

devastovaných stanovišť. Sborník z konference. Kostelec nad Černými lesy 5. 11. 2008. Ed. H. Prknová. Praha, Česká zemědělská univerzita v Praze 2008, s. 5 – 12. – ISBN 978-80-213-1849-6.

BALCAR, V., 2000: Development of European and Carpatian birch plantations stressed by air pollution in the mountains. [Vývoj výsadeb břízy bělokoré a břízy karpatské v horách v oblastech se znečištěním ovzduší]. In: The Ore Mountains 2000: Norway spruce and birch dying current state. Abstracts. [Kovářská], September 18-22, 2000. Jíloviště-Strnady, Forestry and Game Management Research Institute, s. 18.

BALCAR, V., KACÁLEK, D., 2003: Výzkum optimálního prostorového uspořádání bukových výsadeb při přeměnách porostů náhradních dřevin v Jizerských horách. Zprávy lesnického výzkumu, 48, č. 2/3, s. 53 – 61.

BALCAR, V., KACÁLEK, D., NAVRÁTIL, P, 2004: Návrh postupů při přeměnách lesních porostů nevhodné druhové skladby a porovnání s dosavadní praxí. Dílčí realizační výstup 3. Projekt GS LČR. Lesnické hospodaření v Jizerských horách. Opočno, VÚLHM Výzkumná stanice 2004. 31 s.

BALCAR, V., KACÁLEK, D. 2007: European beech planted into spruce stands exposed to climatic stresses in mountains. Poster prezentovaný na konferenci ConForest. Forest Experimental Centre in Siemanice (AR Poznaň), 15. – 17. dubna 2007.

BALCAR, V., ŠPULÁK, O., 2006: Poškození dřevin pozdním mrazem a krycí efekt lesních porostů při obnově lesa v Jizerských horách. In: Stabilization of forest functions in biotopes disturbed by anthropogenic activity. Research results presented on international scientific conference . Opočno 5. – 6. 9. 2006. Ed. A. Jurásek, J. Novák, M. Slodičák. Jíloviště-Strnady, Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti – Výzkumná stanice Opočno, s. 399 – 407.

BALCAR, V., 2005: Testování olše zelené a borovice blatky jako přípravných dřevin na imisní holině v Jizerských horách. In: Místo biologické meliorace v obnově lesních stanovišť. Sborník referátů. Kostelec nad Černými lesy 17. 2. Ed. P. Neuhöferová. Praha, Česká zemědělská univerzita 2005, s. 59 – 66.

FOJT, V. 1988: příspěvek k poznání klimatu porostů náhradních dřevin. Lesnictví 34, 1988, 443 – 455.

JIRGLE, J., TICHÝ, J., KUČERA, J., 1980: Použití náhradních dřevin pro obnovu lesa v Krušných horách. Závěrečná zpráva. Jíloviště-Strnady, VÚLHM, 1980. 39 s. + příl.

KANTOR, P., ŠACH, F., 1988: Hydrická účinnost mladých náhradních porostů smrku omoriky a břízy bradavičnaté. Lesnictví, 34, 1988, č. 11, s. 1017 – 1040.

KANTOR, P., 1989: Meliorační účinky porostů náhradních dřevin. Lesnictví, 35, č. 12, s. 1047 – 1066.

KUBELKA, L., KARÁSEK, A., RYBÁŘ, V., BADALÍK V., SLODIČÁK, M., 1992: Obnova lesa v imisemi poškozované oblasti severovýchodního Krušnohoří. Praha, MZe ČR 133 s. 140

KULA, E., 1998: Vliv porostních a stanovištních podmínek na poškození březových porostů východního Krušnohoří námrazou. Lesn. Čas. - Forestry Journal, 44(5): 361 – 371.

KULA, E., RYBÁŘ, V, 1998: Proč odumírá bříza v Krušných horách. Les. Práce, 1: 18 –19

KULA, E., STOKLASA, M., 2003: LANDSAT and how it is applied to evaluate the dynamics of the health condition of birch stands Journal of Forest Science, 49 (6): 241 – 251.

KULA, E., 2006: Činitelé ovlivňující stabilitu porostů břízy ve východním Krušnohoří. In: Lesnický výzkum v Krušných horách. Recenzovaný sborník z celostátní vědecké konference. Teplice 20. 4. 2006 Sest. M. Slodičák a J. Novák. Jíloviště-Strnady, VÚLHM – Výzkumná stanice Opočno 2006, s. 111 – 144.

KULA, E., 2005: Role biotických škodlivých faktorů v dynamice zdravotního stavu porostů břízy (Betula pendula Roth) v imisních oblastech. In: Kulhavý, J., Skoupý, A., Kantor, P., Simon, J. (eds.): Sborník významných výsledků institucionálního výzkumu LDF MZLU v Brně 1999 – 2004, Brno 2005, s. 239 – 246.

LETTL, A., 1985: Ovlivnění půdní mikroflóry hynutím smrku a jeho náhradou jeřábem v oblasti znečištěné imisemi SO_2. Lesnictví 31, s. 465 – 479.

LETTL, A., 1987: Vnitřní vztahy v mikrobiálních společenstvech půd porostů smrku, jeřábu a břízyv oblasti znečištěné průmyslovými exhaláty. Lesnictví 33, č. 9, s. 769 – 786.

LOMSKÝ, B. ET AL., 1996: Poškození lesa v Krušných horách po zimě 1995/96. Lesnická práce, 75, s. 325 – 327.

LOMSKÝ, B. – ŠRÁMEK, V., 2002: Vývoj zdravotního stavu smrkových mlazin v Krušných horách v roce 2001. In: Výsledky lesnického výzkumu v Krušných horách v roce 2001. Sborník z celostátní konference… Teplice, 14. 3. 2002. Sest. M. Slodičák, J. Novák. Jíloviště-Strnady, VÚLHM, s. 113 – 121.

MATERNA, J., 1978: Práce a výsledky výzkumu v krušnohorské kouřové oblasti. In: Sborník z konference o zajištění úkolů státních lesů v Krušných horách. Fláje u Litvínova, MLVH, s. 40 – 54.

MAUER, O., TESAŘ, V., 2005: Východiska a návrh postupů obnovy lesních porostů i imisní oblasti východního Krušnohoří. In: Obnova lesních porostů v imisní oblasti východního Krušnohoří. Sborník referátů z konference 2. 6. 2005 – Hora Svatého Šebestiána. Brno, MZLU FLD– Ústav zakládání lesů s. 77 – 90.

MZLU LDF, 2001: Pěstování lesa. Doplňkový učební text. Dostupné na internetu: http://www-ldf.mendelu.cz/projekty/pestovani/ucebnitext/index.html, Brno MZLU LDF

PĚNIČKA, L. ET AL., 2015: Aktualizace informací o porostech náhradních dřevin v Krušných horách. Závěrečná zpráva ke specifikaci: 35996/2015-MZE-16212. ÚHÚL Jablonec n. N. 21 s.

PODRÁZSKÝ, V., REMEŠ, J., 2006: Rychlost revitalizace horských půd v podmínkách Krušných hor po buldozerové přípravě stanovišť. In: Slodičák, M., Novák, J., Lesnický výzkum v Krušných horách – recenzovaný sborník z celostátní vědecké konference, VÚLHM, s. 39 - 48.

PODRÁZSKÝ, V., ULBRICHOVÁ, I., 2003: Soil chemistry changes in green alder (Alnus alnobetula Ehrh., C. Koch.) stands in mountain areas. Journal of Forest Science, 49 (3), s. 104 – 107.

PODRÁZSKÝ, V., 1995: Effect of substitute tree species on the upper soil status. In: Management of forests damaged by air pollution. Proceedings of the workshop IUFRO... Trutnov, Czech Republic, June 5 – 9, 1994. Ed. Tesař, V., Prague, Ministry of Agriculture, s. 71 – 74.

PODRÁZSKÝ, V., 1997: Smrk pichlavý v imisních oblastech. Lesnická práce 76, s. 422 – 424.

POLENO, Z., 1994: Dřevina náhradní. Slovníkové heslo. In: Lesnický slovník naučný I. díl. Praha,MZe ČR, 1994, s. 152.

SLODIČÁK, M. ET AL., 2008: Lesnické hospodaření v Krušných horách. Zakládání porostů náhradních dřevin a jejich současný stav. Hradec Králové, LČR 2008. 480 s.

SLODIČÁK, M., TESAŘ, V., KACÁLEK, D., 2000: Rekonstrukce porostů náhradních dřevin. Závěrečná zpráva dílčího úkolu projektu MŽP ČR „Příčiny poškození lesních ekosystémů a prognóza jejich dalšího vývoje včetně návrhu následných opatření v oblastech pod dlouhodobou imisní zátěží“. Opočno, VÚLHM – Výzkumná stanice 37 s.

SLODIČÁK, M. ET AL., 1994: Stabilizace a rozvoj produkční a mimoprodukčních funkcí. Podkladová zpráva, VÚLHM VS Opočno, 201 s.

SLODIČÁK, M. ET AL., 2005: Lesnické hospodaření v Jizerských horách. Hradec Králové, LČR 2005. 232 s.

SLODIČÁK, M., 2001: Diferenciace pěstebních opatření v porostech náhradních dřevin. In: Výsledky lesnického výzkumu v Krušných horách. Sborník z celostátní konference ... Teplice, 1. 3. 2001. Sest. M. Slodičák a J. Novák. Jíloviště-Strnady, VÚLHM, s. 151 – 162.

SLODIČÁK, M., 1999: Pěstování porostů náhradních dřevin. In: Problematika zachování porostů náhradních dřevin v imisní oblasti Krušných hor. Sborník referátů z celostátní konference. Most, 18. - 19. 5. 1999. Praha, MZe ČR s. 33 - 40.

SMEJKAL, J. ET AL., 1994: Generel rekonstrukcí porostů náhradních dřevin v imisní oblasti východního Krušnohoří. Jablonec nad Nisou, Lesprojekt 90 s. + příl.

TESAŘ, V., 1982: Obnovní cíle a náhradní porosty v imisních oblastech. In: Obnova lesa v imisních oblastech. Sborník ČSAZ č. 52. Praha, Československá akademie zemědělská, s. 75 – 79.

UHLÍŘOVÁ, H. ET Al., 2000: Analýza příčin poškození lesních ekosystémů silně zasažených imisně ekologickými stresy, přehled dosavadních poznatků. Závěrečná zpráva dílčího úkolu projektu MŽP ČR „Příčiny poškození lesních ekosystémů a prognóza jejich dalšího vývoje včetně návrhu následných opatření v oblastech pod dlouhodobou dlouhodobou imisní zátěží“. VÚLHM 118 s.

ULBRICHOVÁ, I., PODRÁZSKÝ, V., 2002: Hodnocení listnatých přípravných dřevin z hlediska obnovy a ochrany půdy v Krušných horách. In.: Výsledky lesnického výzkumu v Krušných horách v roce 2001. M. Slodičák, J. Novák (eds.). Jíloviště-Strnady, VÚLHM, s. 21 – 28.

ULBRICHOVÁ, I., PODRÁZSKÝ, V., MOSER, W. K., 2004a: Půdotvorná role břízy na intaktních plochách. In.: Výsledky lesnického výzkumu v Krušných horách v roce 2003. J. Novák, M. Slodičák (eds.). Jíloviště-Strnady, VÚLHM s. 61 – 66.

ULBRICHOVÁ, I., PODRÁZSKÝ, V., SLODIČÁK, M., 2004b: Půdotvorná a půdoochranná funkce břízy v Krušných horách. In: Krajina, les a lesní hospodářství. Výzkumné záměry FLE ČZU v Praze 2004. Sborník referátů. Praha, FLE ČZU s. 175 – 17

7. Sadební materiál lesních dřevin

Václav Nárovec, Antonín Jurásek, Jan Leugner, Jarmila Nárovcová, Jarmila Martincová, Evelína Erbanová

7.1. Výsadbyschopný sadební materiál – obecné požadavky

K úspěšnému a efektivnímu zakládání lesních porostů neodmyslitelně patří použití kvalitního sadebního materiálu lesních dřevin (SMLD). Respektováním této zásady při obnově lesa a při zalesňování usilujeme o to, aby semenáčky a sazenice včas a s co nejmenšími ztrátami po výsadbě odrostly do fáze zajištěné lesní kultury a aby z hlediska druhového složení a původu vytvářely předpoklad pro budoucí naplnění všech aktuálně požadovaných funkcí lesa včetně zajištění odolnosti a stability zakládaných lesních porostů. V praktické rovině se tak kvalita SMLD stává významným prostředkem k tomu, abychom s nejnižšími náklady dosáhli definovaného cíle umělé obnovy lesa nebo zalesňování. Takové pojetí vystihuje i termín užívaný pro kvalitu SMLD v anglofonní oblasti: „fitness for purpose“. V kontextu upřesňování požadavků na zakládané lesní porosty se postupně vyvíjejí i hlediska a kritéria, jimiž na kvalitu SMLD nahlížíme a jimiž ji hodnotíme (Dušek 1997; Mauer 1996; Jurásek 1997, 1998; Jurásek a Martincová 2000).

Vývojem v uplynulých desetiletích prošlo i samotné obsahové vymezení termínu *kvalita sadebního materiálu lesních dřevin*. Tuzemské definice zpravidla vycházejí z pojetí neoddělitelnosti jejích dílčích složek a vycházejí z návrhu, který předložil Lokvenc (1980, 1984), tzn., že komplexní kvalitu SMLD reprezentuje soubor genetických, fyziologických a morfologických znaků a charakteristik. Takové členění je všeobecně respektováno (Kotrla a Indra 2000; Jurásek 2002) a je uplatněno i v tuzemské legislativě.

V rámci České republiky (ČR) jsou legislativně závazné požadavky na genetickou kvalitu reprodukčního materiálu lesních dřevin (RMLD) stanoveny prováděcími předpisy *lesního zákona* [zákon č. 289/1995 Sb., *o lesích a o změně a doplnění některých zákonů (lesní zákon)*]. Zejména se jedná o vyhlášku Ministerstva zemědělství ČR (MZe ČR) č. 139/2004 Sb. ze dne 23. března 2004, *kterou se stanoví podrobnosti o přenosu semen a sazenic lesních dřevin, o evidenci o původu reprodukčního materiálu a podrobnosti o obnově lesních porostů a o zalesňování pozemků prohlášených za pozemky určené k plnění funkcí lesa*. Tento předpis zevrubně vymezuje pravidla horizontálních a vertikálních přenosů RMLD.

Požadavky na morfologickou a fyziologickou kvalitu SMLD, uváděného na našem území do oběhu a užívaného k zakládání lesních porostů, vycházejí z ustanovení platného znění české technické normy ČSN 48 2115 *Sadební materiál lesních* dřevin (Jurásek et al. 1998, úplná revize 2012). V normě definovaná kritéria morfologické a fyziologické kvality SMLD byla využita k upřesnění tzv. národních standardů kvality SMLD (Jurásek, Martincová 2000). Potřeba vymezení národních standardů kvality SMLD (tj. vymezení parametrů obvyklé obchodní jakosti) vyplynula ze Směrnice Rady 1999/105/ES ze dne 22. prosince 1999 *o obchodu s reprodukčním materiálem lesních dřevin*. Standardy kvality SMLD, popsané Juráskem a Martincovou (2000) a harmonizované podle celoevropské směrnice, poté akceptoval zákon č. 149/2003 Sb., *o uvádění do oběhu reprodukčního materiálu lesních dřevin lesnicky významných druhů a umělých kříženců, určeného k obnově lesa a k zalesňování, a o změně některých souvisejících zákonů (zákon o obchodu s reprodukčním materiálem lesních dřevin)* ve znění pozdějších předpisů a jeho podzákonné právní předpisy (prováděcí vyhlášky). K těm nejdůležitějším patří vyhláška

MZe ČR č. 29/2004 Sb. ve znění pozdějších předpisů, kterou se provádí platné znění zákona č. 149/2003 Sb., *o obchodu s reprodukčním materiálem lesních dřevin* (zkr. ZORM).
Uvedený prováděcí předpis (vyhláška č. 29/2004 Sb. ve znění pozdějších předpisů) podrobně definuje morfologické parametry nadzemních částí a kořenových systémů výsadbyschopného sadebního materiálu lesních dřevin obvyklé obchodní jakosti a současně definuje i soubor nepřípustných vad u SMLD obvyklé obchodní jakosti. Na úseku zjišťování kvality SMLD se citovaná vyhláška (§ 1, odst. 5) odvolává na postupy, které uvádí ČSN 48 2115 *Sadební materiál lesních dřevin*. Za **neopomenutelné znaky**, které je nutné v hospodářské praxi do posuzování kvality SMLD vždy zahrnout, považuje (a) tloušťku kořenového krčku, (b) výšku nadzemní části, (c) maximální věk, (d) nepřípustné tvarové deformace a (e) poměr objemu kořenů k objemu nadzemní části.

7.2. Posuzování kvality sadebního materiálu

7.2.1. Expertizní služby Zkušební laboratoře Školkařská kontrola

Zkušebním pracovištěm, akreditovaným pro hodnocení kvality SMLD na území ČR, je Zkušební laboratoř č. 1175.2 *Školkařská kontrola* (ZL ŠK) při Výzkumném ústavu lesního hospodářství a myslivosti, v. v. i. – Výzkumné stanici Opočno (VÚLHM – VS Opočno).
Činnost ZL ŠK se na tomto pracovišti opírá o dlouholetou praxi s posuzováním kvality SMLD a s jeho užitím pro obnovu lesa a zalesňování. Od roku 1995 se tyto aktivity na VS Opočno realizují na základě pověření MZe ČR jako poradenská a expertní činnost v oboru lesního školkařství, umělé obnovy lesa a zalesňování včetně hodnocení kvality sadebního materiálu. Aktivity ZL ŠK jsou určeny především vlastníkům lesa a držitelům licencí MZe ČR pro uvádění RMLD do oběhu. S podrobnostmi o výkonech a službách ZL ŠK pro pěstební praxi se lze blíže seznámit například v pracích, které publikovali Nárovec 2004; Nárovcová a Nárovec 2006; Nárovcová 2011 a další. **Terénní poradenství** ZL ŠK je směrováno ponejvíce na laboratorní posuzování aktuální kvality vzorků SMLD, ale také na optimalizaci školkařských technologií a na zavádění opatření, směřujících k minimalizaci ztrát při manipulaci se SMLD od vyzvednutí ve školce až po výsadbu na trvalá stanoviště. Ideovým záměrem uvedeného pověření je podpořit, aby pro umělou obnovu lesa a pro zalesňování byl užíván jakostně (geneticky, morfologicky i fyziologicky) co nejkvalitnější sadební materiál, aby se tak přispělo ke snižování nezdaru zalesnění a aby tak byly v konečném efektu v ČR zakládány zdravé a vitální lesní porosty (Jurásek et al. 2007a).

Akreditovaná Zkušební laboratoř č. 1175.2 *Školkařská kontrola* při VS Opočno pro producenty a uživatele SMLD na základě pověření MZe ČR zajišťuje zejména:

- **Posuzování kvality a odběry kontrolních vzorků SMLD v terénu** (tj. na zalesňovaných a obnovovaných lesních pozemcích nebo v lesních školkách). Součástí služby je laboratorní vyhodnocování vybraných znaků morfologické a fyziologické kvality vzorků SMLD prostřednictvím akreditovaných postupů zkušební laboratoře, vypracování protokolů o výsledcích zkoušek do oběhu uváděného SMLD a jejich předání objednateli služby.
- **Ověřování biologické nezávadnosti nových typů pěstebních obalů** pro krytokořenný sadební materiál lesních dřevin (KSM). Praktickým výstupem krátkodobých (1 až 3letých) i dlouhodobých (4 a víceletých) testů KSM v lesních školkách a v pokusných výsadbách je publikování tzv. ***Katalogu biologicky ověřených obalů pro pěstování krytokořenného sadebního materiálu lesních dřevin***

(zkráceně *Katalog obalů*). Podrobnosti o této aktivitě ZL ŠK rozvedli Jurásek a Nárovcová (2002), Nárovcová a Nárovec (2005a, 2005b), Jurásek et al. (2006) a další pracovníci VS Opočno. Součástí služby jsou i aktualizace elektronické verze *Katalogu obalů* (katalogových listů) na útvarových webových stránkách Výzkumné stanice Opočno (**http://vulhm.opocno.cz/sluzby4.html**).

- Na vyžádání také **zakládání tzv. *kontrolních výsadeb* sadebního materiálu** uváděného do oběhu. Tyto *kontrolní výsadby* jsou paralelně zakládány shodným sadebním materiálem (poskytnutým žadatelem o expertizu) na pěstebních záhonech školkařského zázemí VS Opočno a jsou východiskem pro objektivizaci příčin neuspokojivého růstu a vývoje SMLD na zalesňovaných a obnovovaných lesních pozemcích (podrobnosti viz např. Martincová 1999, 2000; Jurásek et al. 2000 aj.).

Činnost zkušební laboratoře současně umožňuje kontinuální doplňování databází parametrů kvality SMLD s možností upřesňování národních standardů kvality SMLD. V nedávné minulosti např. shromažďování těchto podkladů umožnilo ZL ŠK doplnit ČSN 48 2115 Sadební materiál lesních dřevin o stanovení standardů kvality u poloodrostků a odrostků vybraných druhů lesních dřevin (Jurásek et al. 2007a), o upřesnění parametrů pro krytokořenné semenáčky výškové třídy 51–80 cm atd. V roce 2012 pak dovolilo i vydání úplné revize všech platných ustanovení ČSN 48 2115.

7.2.2. Postupy při hodnocení kvality SMLD ve zkušební laboratoři

Základní metodologickou pomůckou pro hodnocení standardů kvality SMLD je česká technická norma **ČSN 48 2115 *Sadební materiál lesních dřevin***. Tato norma (Jurásek et al. 1998) uvádí základní morfologické i fyziologické charakteristiky do oběhu uváděného SMLD a stručně jsou zde popsány i metody hodnocení fyziologického stavu sadebního materiálu. Norma vstoupila v platnost již na jaře 1999 a v roce 2002 byla poprvé novelizována (jako tzv. Změna 1 – ČSN 48 2115 *Sadební materiál lesních dřevin*). Na základě nových poznatků byla dále novelizována v roce 2010 (jako tzv. Změna 2 – ČSN 48 2115 *Sadební materiál lesních dřevin*). Rozvoj a modernizace školkařských technologií v tuzemsku si v nedávné době nicméně vyžádaly její další doplnění a přepracování. Proto byla **v roce 2012 vydána úplná revize ČSN 48 2115 *Sadební materiál lesních dřevin***. Jejím základem nadále zůstávají původní ustanovení normy z roku 1998. Navíc jsou zde zahrnuty i všechny dosavadní změny, realizované až do roku 2012. Na tuto normu se odvolává i závazný prováděcí předpis, kterým se provádí ZORM (viz § 1, odst. 5 vyhlášky č. 29/2004 Sb. ve znění pozdějších předpisů).

Komplexní posouzení kvality SMLD zahrnuje řadu různých testů a jeho součástí bývají již zmíněné *kontrolní výsadby*. Toto hodnocení má poměrně vysokou vypovídací hodnotu, avšak úplné **laboratorní testování kvality SMLD** trvá přinejmenším 1 měsíc. Takové (komplexní) vyhodnocení vzorků SMLD není pro mnohé uživatele služeb ZL ŠK výhodné, neboť stanovisko pro svá operativní rozhodování vyžadují rychle a bezprostředně ještě v průběhu sezonních zalesňovacích prací. Proto ZL ŠK producentům a uživatelům SMLD nabízí také zkrácené (orientační) posouzení, které je možné uskutečnit během jednoho týdne a které může odhalit sníženou kvalitu SMLD pouze v případech velmi závažného poškození sadebního materiálu (Jurásek et al. 2000). V současné době jsou ve spolupráci s Grantovou službou státního podniku Lesy České republiky (GS LČR) intenzivně výzkumně a poloprovozně ověřovány i další metody (zejména zjišťování obsahu vody a vodního potenciálu rostlin pomocí tlakové komory), které by mohly umožnit rychlé posouzení fyziologického stavu SMLD také přímo v terénu.

Zjišťované morfologické charakteristiky

Jedním ze základních vnějších měřených znaků je **výška** (délka) **nadzemních částí** posuzovaných semenáčků a sazenic lesních dřevin. K této výchozí charakteristice jsou obvykle vztahována všechna ostatní morfologická kritéria. K základním parametrům, které je nutné (v souladu s tuzemskou legislativou) vždy při hodnocení kvality SMLD zohledňovat, dále patří **tloušťka kořenového krčku** a také stav kořenového systému. Ten je podle ČSN 48 2115 posuzován především kvantifikací **poměru objemu kořenů k objemu nadzemních částí**. Kvalitativní stránku kořenových systémů SMLD, která má často největší význam pro úspěch zalesňování, vystihuje také porovnání **podílu objemu jemných kořenů** (do tloušťky 1 mm) vůči objemu celé kořenové soustavy. U některých druhů dřevin musí být pro stanovení kvality SMLD povinně přeměřeny i některé další vnější znaky. Např. u smrků a douglasek je to **délka posledního ročního přírůstu** na terminálním prýtu; u listnatých druhů dřevin pěstovaných metodou podřezávání je to tloušťka kůlového kořene v místě řezu atd. V rámci hodnocení morfologické kvality musí být vizuálně vyhodnocena **průběžnost hlavní osy**, případný **výskyt tvarových deformací** nebo závažných poranění kořenů a některé další vnější znaky.

Zjišťované fyziologické charakteristiky

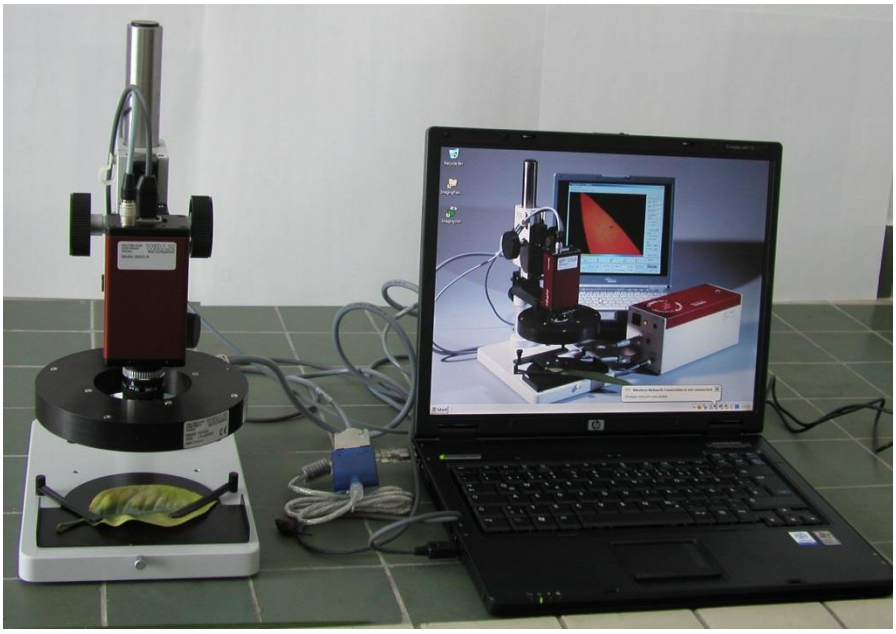
V terénu posuzovaný sadební materiál bývá pouze vizuálně kontrolován z hlediska navenek okulárně patrných znaků či patologických projevů (např. počet, prolongace a rašení pupenů; aktivní růst kořenů, resp. podíl rostoucích kořenových špiček apod.). K verifikaci podezření na spolupůsobení (výskyt) biogenních škůdců (houbové infekce, poškození SMLD hmyzem apod.) jsou paralelní vzorky předávány do entomologické a fytopatologické laboratoře *Lesní ochranné služby* (LOS) Výzkumného ústavu lesního hospodářství a myslivosti, v. v. i. se sídlem ve Strnadech.

Základní akreditovanou metodou posuzování fyziologické kvality SMLD, užívanou ve Zkušební laboratoři č. 1175.2 *Školkařská kontrola*, je **zjišťování růstového potenciálu kořenů**. Metoda u vzorků SMLD vystihuje potenciální schopnosti rostlin rychle obnovit růst kořenů poté, je-li SMLD přemístěn do podmínek příznivých pro výstup z dormance (ukončení období vegetačního klidu). Sadební materiál se po odběru v terénu a přepravě do laboratoře nejprve přesadí do pěstebních přepravek, vyplněných směsí rašeliny a perlitu, a umístí se do růstové komory, kde je teplota vzduchu temperována na +21 °C, relativní vzdušná vlhkost je udržována na 70 % a délka denní fotoperiody je přisvícením upravena na 16 hodin. Po 3 týdnech je u vzorků SMLD, testovaných metodou tzv. růstového potenciálu kořenů, vyhodnocen počet rostoucích (bílých) kořenů kratších, resp. delších než 0,5 cm. Posuzována je rovněž dynamika rašení (proliferace) terminálních a postranních pupenů na stonku rostlin.

Mimo standardní postupy užívané v ZL ŠK pro hodnocení fyziologické kvality SMLD jsou pro detailnější posouzení fyziologického stavu rostlin aplikovány i některé další metody.

Stav a funkčnost asimilačního aparátu v souvislosti s možným poškozením SMLD je zjišťován pomocí kvantifikace **fluorescence** chlorofylu (Špulák, Martincová 2006). Ve ZL ŠK se k tomuto účelu využívá přístroj Imaging-PAM 2000 (viz obr. 7.1).

Na posouzení životnosti kořenů je zaměřena metoda **měření elektrické vodivosti výluhů z jemných kořenů**. Vysoký podíl vodivosti z čerstvých kořenů na celkové vodivosti vzorků SMLD po usmrcení varem zde signalizuje závažné poškození testovaných rostlin.



Obr. 7.1: Přístroj Imaging-PAM 2000 pro měření fluorescence chlorofylu

Obr. 7.2: Použití tlakové komory Model 1000

Podle potřeby jsou do komplexního hodnocení fyziologické kvality SMLD zařazovány i další testy. Například u dlouhodobě skladovaného sadebního materiálu je to test na **přítomnost škrobu** v pletivech (barvením řezů pletiv Lugolovým roztokem). Jeho absence či nedostatek indikuje nadměrné vyčerpání zásobních látek během skladování. U SMLD, určeného pro dlouhodobé uskladnění v klimatizovaných skladech, bývá posuzována také jejich "zimní odolnost" pomocí **testu odolnosti nadzemních částí k mrazu**. Sazenice jsou při tomto testu vystaveny mrazovým teplotám (-18 °C po dobu 20 hodin) a na rozsah poškození pletiv mrazem je usuzováno ze změn fluorescence chlorofylu, podle vizuálního hodnocení barevných změn různých pletiv 7 dní po aplikaci mrazu nebo porovnáním elektrické

vodivosti kmínků před a po vystavení mrazové teplotě. **Elektrická vodivost (nebo odpor) kmínků sazenic** jako indikátor jejich vitality bývá nicméně (není-li kombinována s jinou metodou, např. mrazovým testem) veličinou velmi proměnlivou a interpretačně proto i problematickou. Závisí totiž na mnoha různých faktorech a podléhá velmi výrazným sezónním změnám v souvislosti s průběhem vegetačního klidu a růstové aktivity. Proto ji není možno doporučit pro jednorázové hodnocení fyziologické kvality sadebního materiálu. Výsledky takových měření jsou objektivní pouze při několikanásobně opakovaném měření téhož testovaného vzorku rostlin a po zjištění změn, ke kterým mezi jednotlivými měřeními elektrické vodivosti kmínků SMLD došlo (podrobněji Martincová 1988).

Obsah vody v nadzemních částech a v kořenech SMLD je zjišťován vážením vzorků před a po vysušení a je stanoven v procentech výchozí (tzv. čerstvé) hmotnosti.
Nově se ve zkušební laboratoři testuje také **hodnocení vodního potenciálu** vzorků SMLD pomocí tlakové komory. Představuje sílu, jakou je voda poutána v pletivech rostlin. Pro praktické účely je místo vodního potenciálu v lesnictví častěji uváděn vodní stres rostliny (PMS), jehož hodnoty odpovídají hodnotám vodního potenciálu xylému a liší se pouze znaménkem. Zatímco vodní potenciál ψ má hodnoty záporné, vodní stres PMS má stejně veliké hodnoty kladné. Hodnoty vodního potenciálu nebo vodního stresu jsou uváděny v jednotkách tlaku - MPa nebo barech, kdy 1 MPa = 10 barů. Pro tato hodnocení je využívána tlaková komora Model 1000 od PMS Instrument Company, Oregon, USA (obr. 7.2).

7.2.3. Dosavadní zkušenosti s posuzováním kvality SMLD

Zájem ze strany hospodářské praxe o služby a poradenství akreditované Zkušební laboratoře č. 1175.2 *Školkařská kontrola* se každoročně projevuje narůstajícími požadavky na nezávislé, objektivní a metodicky bezchybné zhodnocení aktuálních morfologických a fyziologických parametrů semenáčků a sazenic lesních dřevin uváděných do oběhu (Nárovcová, Nárovec 2006; Jurásek et al. 2007a). Terénní posuzování kvality SMLD lesnický provoz na ZL ŠK obvykle vyžaduje v období sezonních zalesňovacích prací, zejména při odběru SMLD z lesních školek a při výsadbách do lesních porostů.
Tehdy také mohou nabízené služby ZL ŠK plnit své hlavní poslání, totiž přispívat k tomu, aby byl v tuzemských lesních školkách produkován a do oběhu uváděn pouze sadební materiál nejvyšší obchodní jakosti, jenž respektuje hlediska daná evropskou Směrnicí Rady 105/1999/ES a národními předpisy. Je ovšem problematické, pokud se lesnický provoz s žádostmi o posouzení kvality SMLD na zkušební laboratoř obrací teprve v případech neúměrně vysokého úhynu SMLD v kulturách a teprve v průběhu řešení reklamačních a arbitrážních sporů. S časovým odstupem několika měsíců od převzetí a užití SMLD či od ukončení zalesňovacích prací nicméně bývá objektivní určení výchozí kvality SMLD a příčin nezdaru zalesnění zpravidla již velmi nejisté (neprůkazné) a ve většině takových případů lze pravý skutkový stav a okolnosti nanejvýše odhadovat (Martincová 2000; Jurásek et al. 2000). Tento fakt proto podtrhuje a opakovaně zdůrazňuje známou zásadu, totiž že k posuzování kvality SMLD je nutné přistupovat „v pravou chvíli a na pravém místě“ (Jurásek et al. 2007a).

7.3. Obvyklé nedostatky v kvalitě SMLD a jejich příčiny

Ve srovnání s předchozími etapami rozvoje tuzemského lesního školkařství kladou současné standardy kvality SMLD zřetelně větší důraz na kořenové systémy rostlin. Směrem k nim pak také směřuje od

uživatelů SMLD většina kritických připomínek. Nejčastějším projevem snížené morfologické kvality na trh dodávaného SMLD bývají **nedostatečně vyvinuté kořenové systémy** s malým množstvím jemných kořenů. Takový sadební materiál je také mnohem snáze ohrožen přísušky a dalšími stresy, vyplývajícími po výsadbě z nepříznivých podmínek na obnovovaných a zalesňovaných pozemcích. Užití SMLD s nedostatečným množstvím kořenů poté obvykle v praxi doprovází neúnosný podíl ztrát u vysazovaného SMLD, vyjadřovaný jako tzv. nezdar zalesnění (např. Lokvenc 1984, Jurásek 1997, Martincová 2000, Nárovcová 2010 aj.).

Nedostatečný podíl objemu jemných kořenů na celkovém objemu kořenové soustavy býval i v minulosti (ještě před přijetím nových standardů kvality SMLD) častým provozním problémem a týkal se zejména produkce prostokořenného sadebního materiálu (PSM) dřevin s výrazným kůlovým kořenem, a to jak listnatých druhů dřevin (kupř. Jurásek et al. 2000), tak např. i borovic (blíže Lokvenc 1976, Kriegel 1981, Nárovcová a Nárovec 2012, 2013 a další). Poukazuje to mimo jiné na skutečnost, že lesní školky orientované na tradiční pěstování PSM na minerální půdě se v závislosti na konkrétní texturní skladbě půd svých produkčních ploch dosud jen pozvolna vyrovnávají se současnými požadavky na kvantitu jemných kořenů u výsadbyschopného SMLD.

K obvyklým příčinám slabě vyvinutých kořenových systémů patří nejen příliš velká hustota výsevů nebo nedostatečná výživa a závlaha semenáčků na záhonech, ale také ve školkách nesprávně prováděné podřezávání kořenů. Řez při podřezávání bývá často veden příliš hluboko, takže většinu kořenů buď vůbec nezasáhne, nebo je pouze ohne. Ke zmnožení jemných kořenů poté nedochází a hlavní cíl podřezávání tak není naplněn. Problematické bývá v některých případech také příliš pozdní zařazení podřezávání v rámci pěstebního cyklu, tj. například u dubů teprve až u tříletých semenáčků. Kořeny v místě řezu jsou v takovém případě již příliš silné, jejich regenerace je slabá a často dochází i k odumírání koncových částí kořenů v důsledku infekcí (Jurásek et al. 2007a).

Jestliže vnější (morfologické) nedostatky v kvalitě SMLD bývají zjevné a při přejímkách SMLD ve školkách a na zalesňovaných plochách jsou relativně snadno zjistitelné, druhou skupinu potenciálních problémů s kvalitou SMLD představují nedostatky fyziologické kvality SMLD. V provozních podmínkách je lze odhalit jen obtížně. Správci a vlastníci lesa v tomto směru mohou požádat o součinnost ZL ŠK č. 1175.2 *Školkařská kontrola* (podrobněji kap. 13.2.1). Z expertizní činnosti ZL ŠK, řešené v posledních letech, vyplývá, že mezi nejobvyklejší příčiny snížené fyziologické kvality SMLD v našem lesním školkařství patří např. poškození krytokořenných semenáčků (zejména BK) i prostokořenného SMLD mrazem (problémy s ochranou kořenových balů během zimy, nedostatečná lignifikace pletiv před vstupem dřevin do dormance), u jehličnatých druhů dřevin navíc také s tzv. transpiračním vysycháním (ztráta vody z nadzemních částí rostlin v zimním a časně jarním období, kdy kořeny nejsou schopny ze zmrzlé nebo příliš chladné půdy přijímat vodu a krýt tak ztráty transpirací). U dlouhodobě skladovaného SMLD snížená fyziologická kvalita zpravidla pramení z nedodržení optimálních skladovacích podmínek nebo z nevhodného (obvykle předčasného) termínu vyzvedávání před uskladněním. V souvislosti s častými anomáliemi počasí v průběhu zimy (minimum sněhových srážek) a během jarních měsíců (rychlý nástup doslova „letních“ teplot vzduchu) lze v posledních letech za častý zdroj praktických potíží se zachováním vitality PSM označit i volbu vhodného termínu vyzvedávání SMLD a udržení veškerých podmínek pro bezeškodné založení, manipulaci a dopravu sadebního materiálu ze školek na obnovované a zalesňované lokality. Nově od roku 2015 optimalizaci manipulace se SMLD a standardní postupy jeho výsadby při obnově lesa řeší ČSN 48 2116 *Umělá obnova lesa a zalesňování* (blíže viz kap. 7.5).

7.4. Specifika pěstování a užití SMLD pro horské oblasti

V souvislosti s obnovou lesa a zalesňováním ve vyšších nebo klimaticky extrémnějších horských polohách se do popředí zájmu lesnické vědy a praxe postupně dostávají nové nebo i starší, ale ještě provozně nedořešené, otázky dotýkající se bezprostředně pěstování a kvality použitého SMLD. K takovým otázkám například patří, zda jsou kritéria a parametry, která pro posuzování kvality SMLD uvádějí tuzemské normy a prováděcí předpisy ZORM, dostatečně komplexní pro produkci smrku ztepilého pocházejícího z nejvyšších horských poloh a vyznačujícího se v juvenilním období specifickou růstovou dynamikou. Diskutovaným tématem zůstává i to, zda je nezbytné pro obnovu lesa v 8. lesním vegetačním stupni (LVS) nárokovat na lesním školkařství a k výsadbám užívat výhradně jen takový sadební materiál, který by byl dlouhodoběji pěstován v tzv. aklimatizačních lesních školkách, a mnohá další dosud otevřená témata.

7.4.1. Růst juvenilního smrku ztepilého původem z 8. LVS

Aktuálně rozpracovaný pěstební výzkum (Jurásek a Martincová 2005, Jurásek et al. 2007b, Leugner et al. 2009, 2011, 2014a, 2014b aj.) zahrnuje poznatky, které dokládají, že u sadebního materiálu smrku ztepilého původem z 8. LVS není kvantifikace morfologické a fyziologické kvality ve smyslu ustanovení ČSN 48 2115 plně dostačující. Horské populace smrku ztepilého se totiž obvykle vyznačují geneticky podmíněnou větší variabilitou výškového růstu v prvních letech po výsevu (obr. 7.3). Dokládají to četné zahraniční prameny i domácí poznatky a zkušenosti.

Obr. 7.3: Výšková diferenciace semenáčků smrku ztepilého původem z 8. LVS

Poznatky z literárních pramenů

Horské populace smrku ztepilého (*Picea abies* /L./ Karst.) se v porovnání se smrkem z nižších poloh vyznačují větší variabilitou morfologických znaků osiva i semenáčků (Kotrla 1998), odlišným růstovým rytmem i intenzitou růstu (Lang 1989; Westin et al. 1999, 2000; Hannerz, Westin 2000; Modrzyński, Eriksson 2002). Značné rozdíly ve velikosti semenáčků ze stejné úrovně nadmořské výšky byly

pozorovány i při pěstování za řízených a konstantních podmínek v růstové komoře (LANG 1989). Příčinou dle citovaných autorů může být opylování nahých vajíček pylem, unášeným větrem z poloh s velmi širokým rozmezím nadmořských výšek. Důvodem je, že smrk v různých nadmořských výškách kvete v přibližně témže časovém rozmezí. Následkem toho mohou být vysokohorské provenience smrku ztepilého opyleny pylem ze středních nadmořských výšek a naopak (Holzer 1984). Protože semenáčky, pocházející výlučně z opylení vysokohorských jedinců, jsou obecně menší, může mít vyřazování malých semenáčků při velikostním třídění nepříznivý dopad na genetickou heterogenitu, neboť tak jsou ze souborů SMLD odstraňovány především genotypy nejlépe přizpůsobené pro drsné podmínky extrémních mikrostanovišť. Nižší intenzitu růstu horských populací smrku v souvislosti s jejich zvýšenou adaptací k nepříznivým horským podmínkám popisují například Olexyn et al. (1998), Bigras (2005) a další.

Aktuální tuzemské zkušenosti

Specifickým aspektům růstu semenáčků horských populací smrku ztepilého a optimalizaci jejich pěstování v lesních školkách se tým pracovníků VS Opočno již dlouhodoběji věnuje (JURÁSEK, MARTINCOVÁ 1996a, 2005; Leugner et al. 2013, 2014a; Martincová et al. 2014). Hypotézu o riziku, že při třídění SMLD ve školkách mohou být do výmětu vyřazováni menší jedinci, tvořící v přírodním lese zřejmě jeho „klimaxovou kostru“, potvrzují mnohé údaje z našich experimentů realizovaných v modelové horské oblasti Krkonoš (Jurásek et al. 2005, 2011; Ivanek et al. 2012; Leugner et al. 2009; Leugner, Jurásek 2012; Leugner, Krpeš 2013; Matějka et al. 2014). Hodnocení růstu u sadebního materiálu smrku ztepilého různých velikostních kategorií ukázalo, že sazenice vypěstované z nejmenších semenáčků byly ve věku 4 let statisticky průkazně menší než sazenice vypěstované ze standardních semenáčků, měly poměrně vysoký relativní přírůst, byly statné (síla krčku odpovídala požadavkům pro výsadbu) a výškou téměř splňovaly doporučované hodnoty pro výsadbu do horských poloh. Pokud je takový sadební materiál pěstován ještě o jeden rok déle, dosáhne takové velikosti, aby byl použitelný i pro extrémní stanoviště nebo pro vylepšování dříve založených kultur (sadebním materiálem vypěstovaným ze standardních semenáčků). Sazenice dopěstované z malých semenáčků, které ve školce rostly pomaleji a při běžném způsobu třídění by byly před školkováním vyřazovány, rostly po dopěstování a výsadbě na holinu velmi dobře a postupně snižovaly počáteční výškové rozdíly proti ve školce rychleji rostoucím sazenicím. Intenzivnější byl i jejich tloušťkový přírůst.

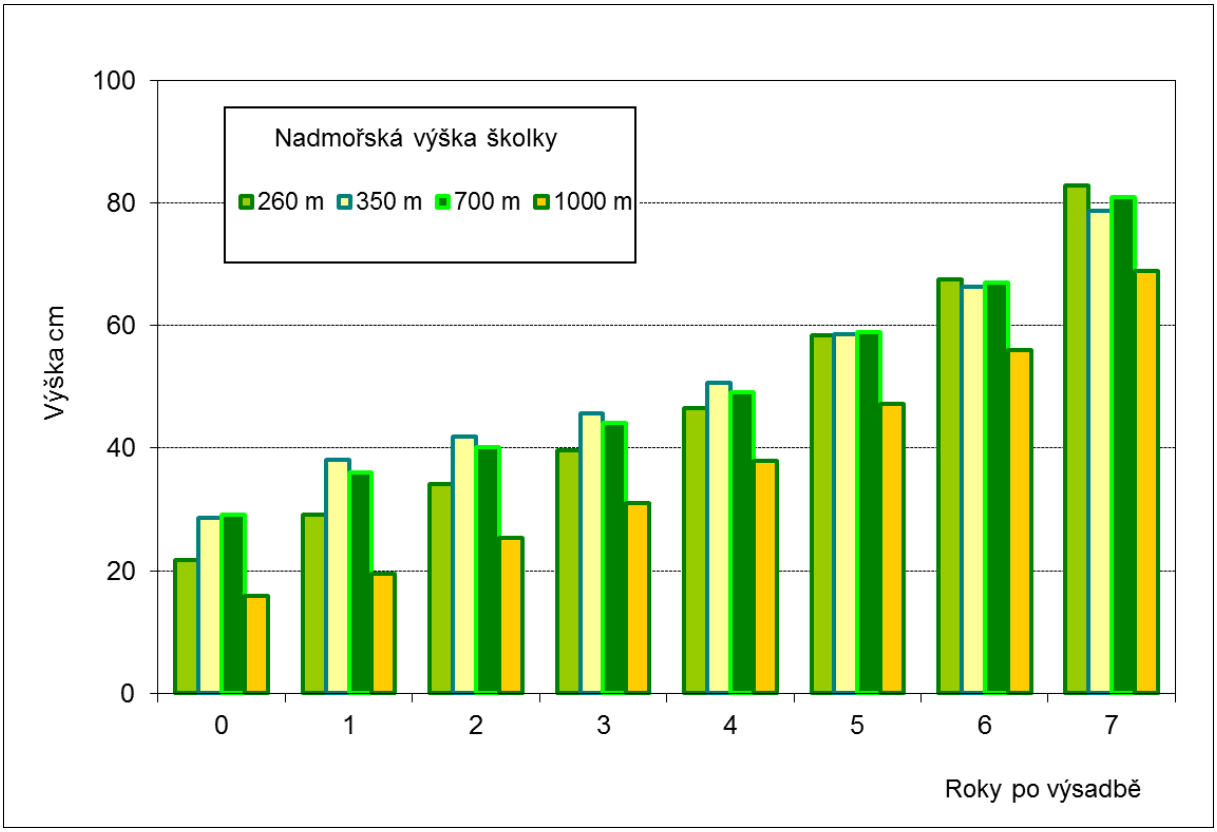
Výrazně lepší byl jejich zdravotní stav charakterizovaný olistěním a četností výskytu barevných anomálií (změn) u jehlic. Jedinci smrku z 8. LVS, pocházející z pomalu rostoucích semenáčků, také lépe odolávají poškození biotickými a abiotickými vlivy. Naopak stromky vypěstované z rychleji rostoucích semenáčků jsou na extrémní horské lokalitě v podstatně větší míře poškozovány námrazou a sněhem. Z uvedeného vyplývá, že vyřazování těchto pomaleji rostoucích sazenic ve školkách znamená nebezpečí ochuzování genetického spektra o jedince dobře přizpůsobené extrémním podmínkám horských lokalit (Jurásek, Martincová 2001; Jurásek et al. 2007b; Leugner et al. 2014a).

7.4.2. Význam a přednosti aklimatizačních školek

Dalším diskutovaným problémem v souvislosti s obnovou lesa a zalesňováním v horských polohách je otázka nutnosti pěstování (event. dopěstování) sadebního materiálu ve vyšších polohách v tzv. klimatizačních školkách (Lokvenc 1963; Behm, Ruetz 1983; Šimiak 1991). Význam aklimatizačních školek spočívá v synchronizaci fenologických fází pěstovaných sazenic s podmínkami na zalesňovaném stanovišti. Za praktickou výhodu je označováno zkrácení a zjednodušení manipulace se SMLD před

výsadbou, což může mít v extrémních horských poměrech rovněž značný význam pro zmírnění ztrát po výsadbě. Na druhé straně pěstování SMLD v aklimatizačních lesních školkách obvykle doprovází zřetelné snížení přírůstů, obtížné a pozdější dosažení velikostní parametrů výsadbyschopného SMLD a tedy i potřeba prodloužit dobu pěstování sadebního materiálu ve školce (což vždy také znamená zvýšení nákladů na jednotku produkce).

Naše pokusy (Jurásek, Martincová 1996b) v modelové horské oblasti Krkonoš prokázaly, že není nutné pěstovat sadební materiál smrku ztepilého v extrémně položených aklimatizačních školkách (v nadmořských výškách kolem 1 000 m a vyšších). Sazenice v těchto podmínkách odrůstaly výrazně pomaleji. Během zimních měsíců byly navíc značně atakovány a poškozovány přípletkou černou (*Herpotrichia juniperi* Duby) a dalšími houbovými infekcemi. Na rozdíl od sazenic z ostatních sledovaných školek, ve věku čtyř let (2+2; tj. po dvou letech pěstování v aklimatizační školce) většina smrkových sazenic ještě nedosáhla velikosti, potřebné pro uskutečnění výsadby na otevřené holiny. Účinek nepříznivých podmínek během dopěstování v aklimatizační školce přetrvával nicméně i řadu dalších let po výsadbě a byl patrný a průkazný ještě po 7 letech (viz obr. 7.4).



Obr. 7.4: Výškový růst sadebního materiálu pěstovaného ve školkách různých nadmořských výšek po výsadbě na extrémní horskou lokalitu

Naproti tomu při pěstování prostokořenných školkovaných sazenic smrku ve školkách v nadmořské výšce od 260 do 700 m nebyly zaznamenány průkazné rozdíly v jejich morfologické kvalitě a výrazněji nebyl ovlivněn ani průběh jejich růstové aktivity či odolnost k mrazu. Takové sazenice dobře odrůstaly po výsadbě i na extrémní horskou holinu. Výsledky experimentů poukázaly na nadmořské výšky mezi 500 až 700 m jako na optimální a plně vyhovující rozpětí pro založení školek, zaměřených na pěstování sadebního materiálu smrku ztepilého pro horské polohy. Sazenice ze školek této nadmořské výšky byly svou morfologickou i fyziologickou kvalitou srovnatelné se sazenicemi, vypěstovanými v nižších

polohách. Byly však fenologicky lépe načasovány vzhledem k horským klimatickým podmínkám (Jurásek, Martincová 1996a).

7.5. Doporučení pro pěstební praxi

V současné době je k obnově lesa v Krušných horách využíván nejen sadební materiál z lesních školek v této oblasti, ale i od dalších školkařských subjektů ČR. Pro optimalizaci lesnického hospodaření v oblasti Krušných horách lze formulovat následující praktická doporučení:

U sadebního materiálu smrku ztepilého původem ze 7. LVS a u sadebního materiálu dalších druhů dřevin nároky na pěstování ve školce i požadavky na kvalitu při přejímce SMLD odpovídají běžným standardům uvedeným v ČSN 48 2115 *Sadební materiál lesních dřevin*. Tento sadební materiál je možné skladovat i dlouhodobě. Doporučené technologie pěstování pro modelové dřeviny (smrk ztepilý a buk lesní) uvádí tab. 7.1.

Tab. 7.1: Doporučené typy a morfologické charakteristiky pěstování sadebního materiálu smrku ztepilého a buku lesního pro 7. LVS v zájmové oblasti Krušných hor

Dřevina	**LVS**	**Věk a způsob pěstování [1)]**	**Výška (cm) [4)]**			**Minimální průměr krčku (mm) [5)]**	**Maximální štíhlostní koeficient [2)]**	**Minimální poměr K : N [3)]**
			Minimální	Optimální	Maximální			
SM	7. LVS	2+2; 2+3; 1,5+2,5; 1+2; f1+2(3); 2+1+k1; 2+2+ k0,5	25	25-45	50	5	60	1 : 3
	7. LVS plugy	fv1+v1; fv0,5+fv1,5;	20	25-35	40	4	70	1 : 2
BK	7. LVS	f1+1; f1+1-1; 1(2)-1(2); 1(2)+1-1; fv1/0; fv1+v1(2);	20	30-40	50	5	70	1 : 2

Vysvětlivky:
[1)] Označení podle ČSN 48 2115
[2)] Štíhlostní kvocient = výška (cm)/průměr krčku (mm)
[3)] K : N = poměr objemu kořenů k objemu nadzemních částí
[4)] Doporučená minimální a maximální výška tvoří jen orientační rámec. Pro jednotlivé doporučené technologie jsou limitující výšková rozpětí podle věku a způsobu pěstování (maximálně povolený věk) podle ČSN 48 2115. Obdobně je tomu i s uvedením hranice minimálního průměru krčků.
[5)] Pouze pro 7. LVS

Pozn.: Pro kvalitu sadebního materiálu pro nižší LVS, než jsou uvedeny v tabulce, platí běžné standardy kvality uvedené v ČSN 48 2115 podle stanovištních podmínek zalesňované plochy.

U sadebního materiálu smrku ztepilého původem z 8. LVS je nutné akceptovat specifickou, geneticky podmíněnou růstovou dynamiku a morfologickou variabilitu juvenilních jedinců a dodatečnou optimalizací školkařských a pěstebních postupů usilovat o to, aby z oddílu osiva bylo využito celé velikostní spektrum disponibilních semenáčků a sazenic. Záměrem je vytvořit předpoklady k tomu, aby

v podobě tzv. výmětu nebyly z produkce předčasně vyřazeni pomalu rostoucí jedinci, tvořící zřejmě „klimaxovou kostru“ budoucího lesního porostu.

Znamená to:

- Z hlediska naplňování zásad aklimatizace SMLD směrovat zejména pěstování prostokořenného sadebního materiálu do lesních školek, klimaticky odpovídajících poloze minimálně v 500 metrech nad mořem. Pro zájmovou oblast Krušných hor není nutné dlouhodobě pěstovat SMLD ve vysoko položených (aklimatizačních) školkách. Požadavek „klimaticky přijatelných“ růstových podmínek splňují všichni pověření pěstitelé pro tuto oblast.
- Po školkařských subjektech je třeba ze strany odběratelů SMLD požadovat posloupnost pěstebních operací, které by vedly k dopěstování celého výškového spektra oddílu sadebního materiálu. Doporučené technologie pěstování kompletuje tab. 7.2.

Tab. 7.2: Typy sazenic smrku (pěstební vzorce) použitelných pro jednotlivé varianty obnovy horských lokalit

Sazenice					
z venkovních síjí		ze síjí do fóliovníku		z vegetativního množení	
pěstební vzorec	použití pro variantu	pěstební vzorec	použití pro variantu	pěstební vzorec	použití pro variantu
2+2	A, C, D	f1,5+2,5	A, C, D	rf1+2	E
2+3	B, C	f1,5+3,5	B	rf1+3	E
2+2-1	B	f1,5+2,5-1	B	rfv1,5+v1,5	E
2+2+k0,5	C, D	f1,5+1,5+k0,5	A, C, D	rfv1+2	E
		f1,5+2,5+k0,5	B, D	rfv2+fv1	E

- Z pomaleji rostoucích (malých) semenáčků není mnohdy možné dopěstovat sazenice odpovídající velikosti současně s ostatními sazenicemi daného oddílu. Pro stabilitu obnovovaných porostů je ale nutné na každou zalesňovanou lokalitu vysadit celé genetické spektrum ve školce pěstovaného oddílu sazenic. Proto je navrženo několik alternativních způsobů (variant), jak odpovídající podíl menších, geneticky cenných jedinců na obnovované ploše zajistit, včetně možností využití pěstování sadebního materiálu horského smrku metodou řízkování (Leugner et al. 2014a).

  Varianta A – Vypěstování dostatečně velkých sazenic z celého velikostního spektra semenáčků během čtyř let. Je to možné při zajištění optimálních růstových podmínek ve školce a při výsadbě na lokality s nižším tlakem buřeně. Všechny sazenice z celého oddílu jsou vysazovány současně.

  Varianta B – Pěstování všech sazenic ve školce o 1 rok déle pro zajištění dostatečné velikosti pomalu rostoucích jedinců. Výsadba všech sazenic na obnovovanou plochu probíhá současně. Růst sazenic z větších semenáčků je možno přitom zpomalit například s využitím podřezávání – řezu bočních kořenů.

  Varianta C – Dopěstování pomalu rostoucích („klimaxových“) jedinců o jednu vegetační sezónu déle (na záhonech nebo v prorůstavých obalech). Výsadba sazenic vypěstovaných ze středních a velkých semenáčků („běžné velikosti“) s ponecháním volného místa na výsadbu „klimaxových jedinců“ dopěstovaných v letním období nebo v následujícím roce.

Další varianty vyžadují kontinuální způsob pěstování s každoročním výsevem stejných oddílů smrku horského původu (minimálně po dobu 5 let). Tyto postupy vyžadují dlouhodobější spolupráci odběratele sadebního materiálu s konkrétní lesní školkou.

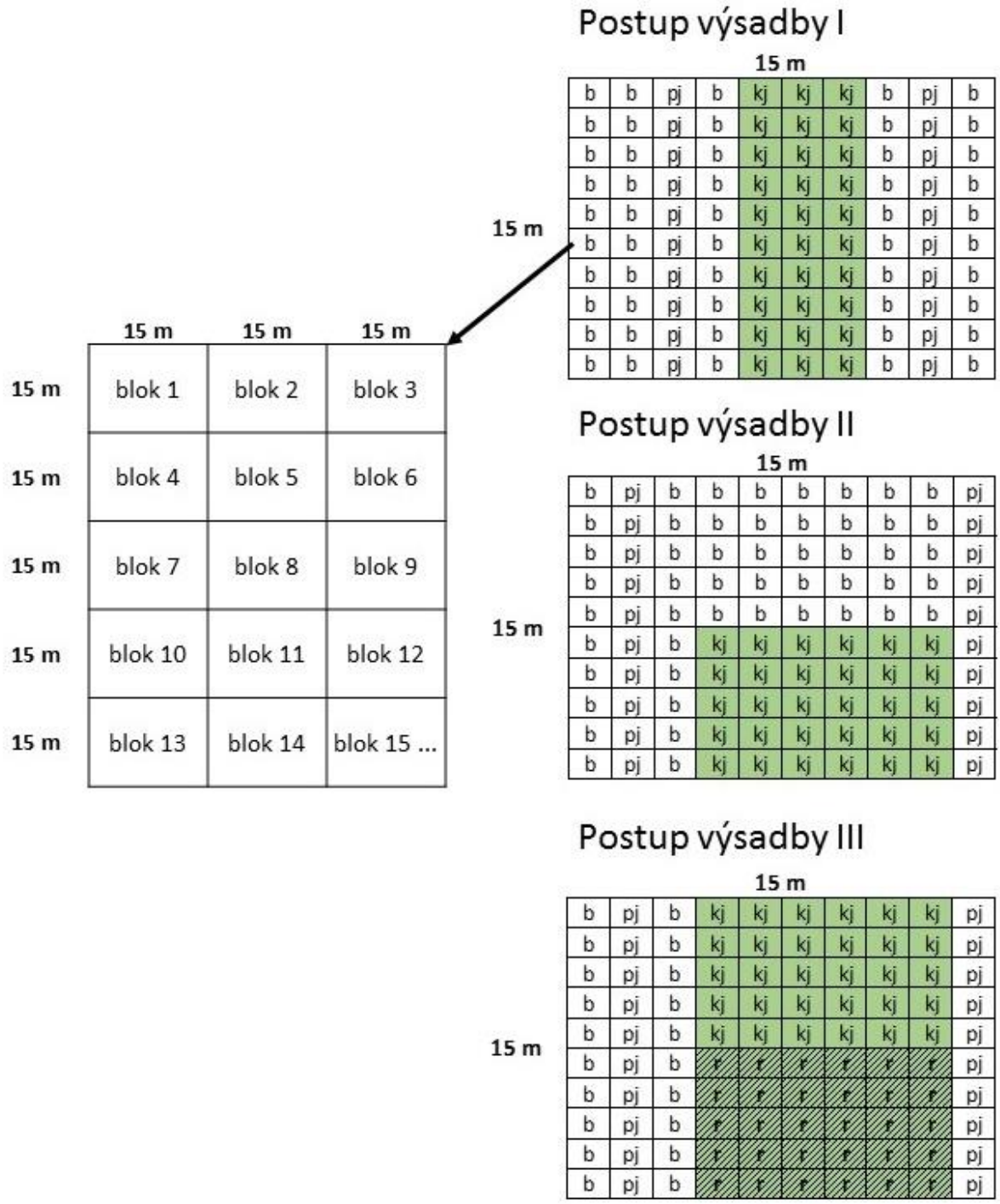
Varianta D – Při opakovaném pěstování stejných oddílů po více let je možno použít k současné výsadbě „klimaxové jedince“ ze staršího výsevu (školkování) a ostatní („běžné velikosti“) o 1 rok mladší.

Varianta E – Kombinace pěstování generativně a vegetativně množeného sadebního materiálu stejného původu. Pro dosazování a vylepšování výsadeb jsou využity řízkovance z předchozích odběrů řízků ze sazenic stejného oddílu pěstovaných ve školce (z odděleně zaškolkovaných semenáčků s pomalejším juvenilním růstem). Tento postup umožňuje jako jediný řízeně zvýšit podíl geneticky nejcennější části oddílu (jedinců s klimaxovou strategií růstu) ve výsadbách. Pěstební vzorce sazenic využitelných pro jednotlivé pěstební postupy (varianty) jsou uvedeny v tabulce 7.2.

- Pro zajištění stability a dlouhodobé funkčnosti nově zakládaných kultur horského smrku je nutný nejen odpovídající podíl „klimaxových jedinců“, ale i jejich vhodné prostorové rozmístění tak, aby vytvořili kostru budoucích porostů. Proto jsou v certifikované metodice (LEUGNER et al. 2014a) navrženy postupy obnovy a prostorového rozmístění stromků s klimaxovou strategií růstu, což má z hlediska tvorby stabilních a vitálních horských lesních porostů zásadní význam.

  Při současné výsadbě sadebního materiálu všech velikostních kategorií (varianty pěstování A, B, D, E) je doporučeno řadové smíšení (např. každá třetí řada z jedinců s klimaxovou strategii růstu, v případě varianty E i každá druhá řada). U varianty C, kdy výsadba probíhá ve dvou fázích, je výhodnější ponechat pro výsadbu klimaxových jedinců ucelené pásy nebo bloky. Možnosti prostorového uspořádání jsou znázorněny na obr. 7.5.
- Při přejímce výsadbyschopného SMLD pro nejvyšší horské polohy (8. LVS) by neměla být výška nadzemní části u smrku ztepilého hlavním a rozhodujícím kritériem. Při posuzování kvality takového sadebního materiálu je nutné důraz klást především na tloušťku kořenových krčků, dále na poměr velikosti kořenové soustavy vůči nadzemní části a na kvalitu kořenů, zejména na množství jemných kořenů. Větší výškovou diferencovanost u tohoto sadebního materiálu lze tolerovat, připouští to i ČSN 48 2115.
- Mimořádnou pozornost je třeba věnovat také dodržování všech známých zásad bezeškodné manipulace se SMLD, aby byla minimalizována fyziologická zátěž a stresy doprovázející výsadby (používání přepravních obalů atd.).

Využití uvedených postupů pěstování sadebního materiálu smrku s vyšším zastoupením jedinců s klimaxovou strategií růstu při obnově lesa a případných rekonstrukcích porostů ve vyšších polohách horských oblastí bude mít nejen významné pozitivní dopady na obnovení stability porostů, ale následně bude mít i vysoký ekonomický efekt při plnění všech funkcí lesa.



Obr. 7.5.: Schéma různých prostorových uspořádání výsadeb. Písmena **kj** znamenají jedince s klimaxovou strategií růstu, **b** jsou jedinci běžných velikostí, **pj** jedinci s pionýrskou strategií růstu (v případě třídění do 3 kategorií), **r** znamená řízkovance. V případě třídění do 2 velikostních kategorií jsou jedinci s pionýrskou strategií růstu zahrnuti pod písmeno **b**.

Pro realizaci podsadeb považujeme za účelné u pověřených pěstitelů sadebního materiálu nárokovat pěstování části produkce v podmínkách záměrného stínění. Takto připravený SMLD má po výsadbě potenciálně vyšší předpoklady rychleji se adaptovat na specifické světlostní podmínky v podsazovaných porostech.

Vážným problémem současnosti zůstává manipulace se SMLD od jeho vyzvednutí ve školce až po vlastní umělou obnovu nebo zalesňování. Zde často dochází k pochybením a nedostatkům, které se v konečném efektu projevují v neúměrném snížení fyziologické kvality SMLD, vzniku druhotných deformací kořenů a zvýšení ztrát po výsadbě.
Proto doporučujeme uplatňovat **zásady správné manipulace se SMLD** zakotvené v ČSN 48 2116 *Umělá obnova lesa a zalesňování* (norma je k dispozici od března 2015). Jsou zde uvedeny standardní postupy a limity pro jednotlivé fáze manipulace od vyzvednutí ve školce až po krátkodobé uložení u obnovované nebo zalesňované plochy.

Jedná se zejména o následující opatření:

- Při expedici a dopravě je třeba zajistit udržení optimální vlhkosti kořenových systémů stromků, zabránit jejich přehřátí a zapaření. Proto se např. zásadně musí používat dopravní prostředky s krytou korbou, nepřípustné jsou zastávky s ponecháním dopravního prostředku na přímém slunci, prostokořenný sadební materiál (PSM) se na ploše neklimatizovaného dopravního prostředku musí ukládat ve vrstvě max. 60 cm (nebezpečí zapaření). Více vrstev může být jen v případě, že je za použití polic nebo kontejnerů vytvořena mezi vrstvami vzduchová mezera minimálně 10 cm. Maximální výška vrstvy PSM neplatí pro přepravu do 45 minut. Důležitým opatřením uvedeným v normě je i to, že v případě teplého a slunečného počasí (nad 20 °C) se doprava SMLD na větší vzdálenosti (déle než 2 hodiny jízdy) musí realizovat ve večerních, nočních nebo ranních hodinách.
- Doporučuje se použití přepravních obalů, které významně sníží riziko zhoršení fyziologické kvality SMLD (zejména ztráty vody). Samozřejmostí musí být, že jsou tyto obaly správně používány a během dopravy, skladování a umístění u místa výsadby uložení ve stínu a bezpodmínečně se musí zabránit přehřátí na přímém slunci. Používání přepravních obalů je pozitivním trendem, který již některé školky při expedici zavádějí a je žádoucí tento postup manipulace se SMLD plně využít a podpořit i v uživatelské sféře.
- Obecným pravidlem, který uvádí ČSN 48 2116, je, že krátkodobé skladování v neklimatizovaných prostorách a založení SMLD u místa výsadby je limitováno venkovní teplotou (souvisí to s tím, že se zvyšující se venkovní teplotou se mimo jiné u stromků urychluje výstup z vegetačního klidu a rostliny rychle „prodýchávají“ zásobní látky). Proto by krátkodobé skladování nebo uložení SMLD nemělo být při teplotách do 10 °C delší než 3 týdny (v uzavřených přepravních obalech max. 2 týdny), při teplotách 10–20 °C max. 1 týden, při teplotách nad 20 °C maximálně 3 dny.
- Z těchto biologicky nutných časových omezení skladování v neklimatizovaných prostorách a založení SMLD u místa výsadby vyplývá, že mnohem větší pozornost je potřeba věnovat využití skladování v klimatizovaných prostorách, kde lze účinně prodloužit dormanci stromků a expedovat je tak, aby mohly být v relativně krátkém časovém úseku vysázeny. Tyto technologie umožňují dlouhodobé skladování SMLD od podzimu do jara, nebo mohou být velmi efektivně použity pro krátkodobé skladování a prodloužení dormance stromků na jaře. Předpokládáme, že pro dlouhodobé skladování budou využity nejen klimatizované sklady s teplotou udržovanou těsně nad bodem mrazu (+0,5 až +2 °C), ale i sklady s technologií mražení (teplota kolem -2 °C). Pokud jsou tyto technologie v lesních školkách řádně používány, není třeba se obávat výraznějšího snížení fyziologické kvality SMLD. Naopak, tak jak o tom svědčí i zahraniční zkušenosti, účelné využití klimatizovaných skladů je pro rostliny fyziologicky mnohem méně stresující než neúměrně dlouhé uložení SMLD u místa výsadby, které se v tuzemsku i v současnosti velmi často praktikuje.

- Doporučujeme rovněž intenzivní využití kvalitních sněžných jam, které byly v minulosti běžně využívány a ve kterých lze rovněž na jaře prodloužit dormanci SMLD. Norma připouští v těchto zařízeních možnost skladování až 4 týdny, při vyšších teplotách (nad 5 °C) se musí doba skladování zkrátit, obdobně jako při skladování v neklimatizovaných prostorách.

Biologicky vhodné způsoby výsadby prostokořenného a krytokořenného sadebního materiálu lesních dřevin jsou podrobně uvedeny v ČSN 48 2116 *Umělá obnova lesa a zalesňování*, která je pro použití v praxi k dispozici od března 2015.

Pro zakládání lesních porostů v zájmové oblasti Krušných hor je velmi perspektivní **použití krytokořenného sadebního materiálu.** U převažujícího typu krytokořenného SMLD v neprorůstových typech pěstebních obalů je bezpodmínečně nutné použití technologie pěstování na vzduchových polštářích (v pěstebních vzorcích má tento KSM označení „v“) a doporučujeme respektovat zásady publikované v tzv. ***Katalogu obalů*** (viz kap. 13.2.1).
Výsadbyschopný KSM v odpovídající kvalitě a bez deformací kořenů je u příslušných pověřených pěstitelů SMLD k dispozici.

Jako doplňující opatření navrhujeme dílčí upřesnění požadavků na produkovaný KSM:

- Požadovat, aby při pěstování krytokořenných sazenic jehličnatých i listnatých druhů dřevin technologií *obal-obal* byly k osazování neprorůstaných obalů používány výhradně semenáčky, pěstované v biologicky vhodných a ověřených typech menších obalů.
- U smrku ztepilého doporučujeme na stanovišti, umožňujícím výsadbu sazenic menších velikostí, ve větším využívat KSM, pěstovaný v neprorůstaných typech obalů – sadbovačů (technologie *obal-obal,* viz tab. 7.1).
  Na stanoviště vyžadující vyspělý sadební materiál je vhodné i nadále využívat ověřenou technologii rašelino-celulózových kelímků (RCK). Pokud jsou k jejich osazování využívány dvouleté semenáčky smrku, je třeba vyžadovat důsledné krácení kořenů, neboť v opačném případě často dochází k relativně pomalému zakořeňování semenáčků a k deformacím kořenů. Prorůstavé typy obalů vyžadují relativně rychlé prokořenění obalů. Proto jsou pro osazování RCK vhodnější školkované sazenice (např. 2+1). Mají již koncentrovanější kořenový systém, který po zkrácení na objem obalu velmi rychle obnovuje růst a prokořeňuje obal, takže výsadbyschopnosti lze dosáhnout v krátkém časovém úseku 2 až 3 měsíců.
- Požadovat od dodavatelů KSM bezpodmínečné dodržování všech známých technologických zásad pěstování kvalitního KSM a při přejímkách KSM u producentů věnovat kvalitě SMLD náležitou pozornost (posouzení deformací kořenů uvnitř kořenového balu, u neprorůstavých typů obalů vyžadovat dokonalý „střih vzduchem“, u prorůstavých obalů kvalitu prokořenění atd.).
- U KSM listnatých druhů dřevin v maximálně možné míře **využívat podzimních termínů výsadby**. Pokud bude takový sadební materiál ve školce zazimován, musí být ochraně (zejména kořenů) před patologickým působením mrazů věnována mimořádná pozornost (zejména teploty pod -20 °C mohou kořeny výrazně poškodit). V případě podezření, že během zazimování byl KSM ve školce rizikovým teplotám vystaven, je možné o laboratorní posouzení růstového potenciál kořenů (blíže v kap. 13.2.2) požádat ZL ŠK.
- Zejména u výpěstků ze sadbovačů (tzv. *plugů*), ale i u všech ostatních typů KSM je třeba na zalesňovaných a obnovovaných pozemcích vyloučit vznik druhotných deformací kořenových

soustav vysazovaného KSM (tj. zajistit dostatečné prokopání sadbové jamky a dostatečně hlubokou výsadbu, zamezit nepřirozenému ohýbání kořenů nebo celých *plugů*, požadováno je překrytí kořenových krčků půdou atd.), podrobnosti jsou uvedeny v ČSN 48 2116 *Umělá obnova lesa a zalesňování*.

Použitá literatura:

BEHM, A., RUETZ, W. F., 1989: Forstpflanzen für höhere Lagen. Allg. Forstzeitschrift, 44, č. 22/23, s. 579–584.

BIGRAS, F. J., 2005: Photosynthetic response of white spruce families to drought stress. New Forest, 29, s. 135–148.

DUŠEK, V., 1997: Lesní školkařství – základní údaje. 1. vydání. Písek, Matice lesnická 139 s.

HANNERZ, M., WESTIN, J., 2000: Growth cessation and autumn-frost hardiness in one-year-old *Picea abies* progenies from seed orchards and natural stands. Scand. J. For. Res., 15, č. 3, s. 309–317.

HOLZER, K., 1985: Die Bedeutung der Genetik für den Hochlagenwaldbau. In: Establishment and tending of subalpine forest. Proc. 3rd IUFRO Workshop P.1.07-00, 1984. Birmensdorf, Eidgenössische Anstalt für das forstliche Versuchswesen, s. 225–232.

IVANEK, O., LEUGNER, J., JURÁSEK, A., 2012: Vliv specifického třídění semenáčků smrku na růst a genetickou diverzitu výsadeb v extrémních horských podmínkách. Zprávy lesnického výzkumu, 57, č. 2, s. 144–150.

JURÁSEK, A., 1997: Problematika kvality sadebního materiálu lesních dřevin v současných podmínkách ČR. Zprávy lesnického výzkumu, 42, č. 1, s. 15–16.

JURÁSEK, A., 1998: Kvalita reprodukčního materiálu lesních dřevin. Lesnická práce, 77, č. 4, s. 154.

JURÁSEK, A., 2002: Obnova lesa v horských podmínkách z pohledu lesnického výzkumu. In: Současnost a budoucnost lesní krajiny Jizerských hor. Mezinárodní konference. Hejnice, 6. - 7. 6. 2001. Liberec, Společnost pro Jizerské hory, s. 16–21.

JURÁSEK, A., 2010: Využití poznatků výzkumu při úpravě standardů kvality sadebního materiálu lesních dřevin. In: Aktuálne problémy lesného škôlkarstva, semenárstva a umelej obnovy lesa 2010. Zborník príspevkov z medzinárodného seminára, ktorý sa konal 16. - 17. júna v Liptovskom Jáne. Ed. M. Sušková, G. Debnárová. Zvolen, Národné lesnické centrum, s. 42–47.

JURÁSEK, A., LEUGNER, J., MARTINCOVÁ, J., 2005: Specific requirements of Norway spruce planting stock for mountain regions. In: Restoration of forest ecosystems of the Jizerské hory Mts. Proceedings of extended summaries. Kostelec nad Černými lesy, 26. September, 2005. Ed. P. Neuhöferová. Praha, Czech University of Agriculture Prague; Jíloviště-Strnady, Forestry and Game Management Research Institute – Research Station Opočno, s. 15–18.

JURÁSEK, A., LEUGNER, J., MARTINCOVÁ, J, 2011.: Evaluation of physiological and health state of Norway spruce plants with different growth rate at juvenile stage after outplanting at mountain localities. Journal of Forest Science, 57, č. 4, s. 170–177.

JURÁSEK, A., LOKVENC, T., MAUER, O. 1998: Sadební materiál lesních dřevin. ČSN 48 2115. Praha, Český normalizační institut. 20 s.

JURÁSEK, A., MARTINCOVÁ, J., 1996a: Problematika aklimatizace a specifického růstu sadebního materiálu horského smrku. In: Monitoring, výzkum a management ekosystémů na území Krkonošského národního parku. Sborník příspěvků z mezinárodní konference …, Opočno, 15. - 17. 4. 1996. Sest. S. Vacek. Opočno, VÚLHM - Výzkumná stanice, s. 133–141.

JURÁSEK, A., MARTINCOVÁ, J., 1996b: Vliv nadmořské výšky školky na kvalitu sadebního materiálu horského smrku. In: Práce VÚLHM. 81. Jíloviště-Strnady, VÚLHM, s. 93–104.

JURÁSEK, A., MARTINCOVÁ, J., 2000: Návrh národního standardu kvality sadebního materiálu. In: Kontrola kvality reprodukčního materiálu lesních dřevin. Sborník referátů z celostátního odborného semináře s mezinárodní účastí. Opočno, 7. - 8. března 2000. Sest. A. Jurásek. Jíloviště-Strnady, VÚLHM, s. 9–20.

JURÁSEK, A., MARTINCOVÁ, J., 2001: Vliv místa školky, způsobů pěstování a třídění na růst sazenic horského smrku po výsadbě na holiny. In: Opera Corcontica. 37. Vol. 2. Geoekologické problémy Krkonoš. Sborník příspěvků z mezinárodní konference …, Svoboda nad Úpou, 19. - 21. září 2000. Vrchlabí, Správa Krkonošského národního parku, s. 608–615.

JURÁSEK, A., MARTINCOVÁ, J., 2005: Specifika pěstování sadebního materiálu smrku ztepilého původem z horských poloh. Zprávy lesnického výzkumu, 50, č. 1, s. 18–23.

JURÁSEK, A., MARTINCOVÁ, J., NÁROVCOVÁ, J., 2000: Výkon pověření kontrolou kvality sadebního materiálu (VS Opočno) v kontrolním systému, nabídka specializovaného pracoviště vlastníkům lesa a dalším zájemcům, poznatky ze současné praxe. In: Kontrola kvality reprodukčního materiálu lesních dřevin. Sborník referátů z celostátního semináře. Opočno, 7. - 8. 3. 2000. Sest. A. Jurásek. Jíloviště-Strnady, VÚLHM, s. 43–46.

JURÁSEK, A., NÁROVCOVÁ, J., 2002: Aktuální stav ověřování biologické vhodnosti obalů pro pěstování krytokořenného sadebního materiálu. Lesnická práce, 81, č. 11, s. 498.

JURÁSEK, A., NÁROVCOVÁ, J., NÁROVEC, V., 2006: Průvodce krytokořenným sadebním materiálem lesních dřevin. 1. vydání. Kostelec nad Černými lesy, Lesnická práce 56 s.

JURÁSEK, A., NÁROVEC, V., NÁROVCOVÁ, J., 2007a: Expertizní služby poskytované VÚLHM, v. v. i. - Výzkumnou stanici Opočno lesním školkařům. In: Aktuální problematika lesního školkařství České republiky v roce 2007. Sborník referátů ze semináře. Měřín (Jablonná nad Vltavou), 26. - 27. 11. 2007. Sest. V. Foltánek. Brno, Sdružení lesních školkařů ČR, s. 22–25.

JURÁSEK, A., MARTINCOVÁ, J., LEUGNER, J., 2007b: Specifika pěstování a využití sadebního materiálu smrku ztepilého *Picea abies* /L./ Karst. pro horské oblasti. Strnady, VÚLHM, v. v. i. 27 s. Lesnický průvodce 2/2007. [Recenzované metodiky pro praxi].

KOTRLA, P., 1989: Uchování a reprodukce genofondu původních populací smrku 8. lesního vegetačního stupně v Hrubém Jeseníku a Králickém Sněžníku. [Disertační práce]. Brno, MZLU v Brně, 139 s.

KOTRLA, P., INDRA, P., 2000: Kvalita reprodukčního materiálu v praxi LČR, s. p. (využití normy a standardů sadebního materiálu, kontrola kvality v návaznosti na legislativu). In: Kontrola kvality reprodukčního materiálu lesních dřevin. Sborník referátů z celostátního odborného semináře s mezinárodní účastí. Opočno, 7. - 8. března 2000. Sest. A. Jurásek. Jíloviště-Strnady, VÚLHM, s. 21–24.

KRIEGEL, H., 1981: Výběr sadebního materiálu borovice lesní pro mechanizovanou výsadbu. [Kandidátská disertační práce]. Opočno, VÚLHM – Výzkumná stanice, 79 s.

KRPEŠ, V., LEUGNER, J., MARTINCOVÁ, J., 2012: Strukturní analýza jehlic horského smrku s různou strategií růstu. Zprávy lesnického výzkumu, 57, č. 4, s. 344–351.

LANG, H. P., 1989: Risks arising from the reduction of the genetic variability of some Alpine Norway spruce provenances by size grading. Forestry, 62, Supplement, s. 49–52.

LEUGNER, J., JURÁSEK, A., MARTINCOVÁ, J., 2009: Vyhodnocení fyziologických parametrů specificky pěstovaného smrku ztepilého na kalamitních horských holinách. In: Zalesnění velkoplošných holin po větrných kalamitách (Kyrill, Emma) – technologie zpracování kalamity, aspekty ochrany lesa, myslivosti a pěstování. Sborník přednášek odborného semináře. Horní Planá, 14. 10. 2009. Opočno, VÚLHM – Výzkumná stanice, s. 45–48.

LEUGNER, J., JURÁSEK, A., 2011: Conservation of stability and biodiversity of Norway spruce mountain populations. In: Applied forestry research in the 21st century. International conference held on the occasion of the 90th anniversary of the Forestry and Game Management Research Institute. Book of abstracts. Prague-Průhonice, September 13–15, 2011. Strnady, FGMRI, s. 68

LEUGNER, J., JURÁSEK, A. 2012: Hodnocení morfologických parametrů horských populací smrku ztepilého s různou růstovou strategií. Zprávy lesnického výzkumu, 57, č. 3, s. 195–201.

LEUGNER, J., JURÁSEK, A., MARTINCOVÁ, J., 2011: Pěstební péče v mladých porostech smrku vyšších horských poloh. Certifikovaná metodika. Strnady, VÚLHM, 32 s. Lesnický průvodce 3/2011.

LEUGNER, J., JURÁSEK, A., MARTINCOVÁ, J., 2012: Využití smrku ztepilého *Picea abies* (L.) Karst. se zvýšenou odolností ke stresům při obnově horských lesů. Certifikovaná metodika. Strnady, VÚLHM, 40 s. Lesnický průvodce 5/2012.

LEUGNER, J., JURÁSEK, A., MARTINCOVÁ, J., 2013: Ověřená technologie - rozmnožování smrku ztepilého řízkováním – technická dokumentace + smlouvy o uplatnění výsledku s uživatelem č. 11/2013/15.

LEUGNER, J., JURÁSEK, A., MARTINCOVÁ, J, 2013: Vliv původu a třídění semen smrku ztepilého (*Picea abies* /L./ Karst.) na kvalitu osiva a dynamiku růstu semenáčků. Zprávy lesnického výzkumu, 58, 2013, č. 2, s. 138–146.

LEUGNER, J., JURÁSEK, A., MARTINCOVÁ, J., 2014a: Alternativní postupy pěstování a použití sadebního materiálu smrku pro horské oblasti s akcentem na udržení nebo zvýšení podílu jedinců s klimaxovou strategii růstu. Certifikovaná metodika. Strnady, Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti. 31 s. Lesnický průvodce 5/2014.

LEUGNER, J., JURÁSEK, A., MARTINCOVÁ, J., 2014b: Vliv původu a třídění semen smrku ztepilého (*Picea abies* /L./ Karst.) na kvalitu vypěstovaných semenáčků. Zprávy lesnického výzkumu, 59, 2014b, č. 3, s. 190–197.

LEUGNER, J., KRPEŠ, V., 2013: Analýza vodivých pletiv v jehlicích horského smrku s různou růstovou strategií. In: Pěstování lesů ve střední Evropě. 14. mezinárodní symposium věnované diskuzi otázek pěstování lesů. Kostelec nad Černými lesy, 2. - 3. 7. 2013. Ed. M. Baláš et al. Praha, Česká zemědělská univerzita v Praze 2013, s. 127–135. Proceedings of Central European silviculture.

LOKVENC, T., 1963: Hodnocení pokusů se zalesňováním subalpinské oblasti Krkonoš. Zprávy VÚLHM, 9, č. 1, s. 23.

LOKVENC, T., 1976: Rozbor příčin ztrát v kulturách lesních dřevin na území ČSR v roce 1976. Informativní zpráva. Opočno, VÚLHM – Výzkumná stanice. 40 s.

LOKVENC, T., 1980: Kvalita sadebního materiálu lesních dřevin. Studijní informace - Lesnictví č. 1/80. Jíloviště-Strnady, VÚLHM. 67 s.

LOKVENC, T., 1984: Kvalita sadbového materiálu, její hodnocení a význam pro zalesňování. In: Volná, M.: Hlavní směry v pěstování lesů. Racionalizace školkařské výroby. Skriptum pro postgraduální studium. Brno, Vysoká škola zemědělská v Brně, s. 20–30.

MARTINCOVÁ, J., 1988: Možnosti hodnocení fyziologického stavu sazenic pomocí měření jejich elektrické admitance nebo impedance. In: Práce VÚLHM. 72. Jíloviště-Strnady, VÚLHM, s. 37–74.

MARTINCOVÁ, J., 1999: Hodnocení kvality sadebního materiálu před výsadbou. Lesnická práce, 78, č. 3, s. 124–125.

MARTINCOVÁ, J., 2000: Poznatky o hodnocení kvality sadebního materiálu. Lesnická práce, 79, č. 3, s. 114–116.

MARTINCOVÁ, J., ŠPULÁK, O., LEUGNER, J., 2014: Sezónní změny fluorescence chlorofylu vegetativně a generativně množeného sadebního materiálu smrku ztepilého (*Picea abies* /L./ Karst.) v klimaticky atypické zimě 2013/2014. In: Pestovanie lesa v strednej Európe. Zborník vedeckých prác. Ed. I. Štefančík. Zvolen, Národné lesnícke centrum, s. 173–179. Proceednings of Central European silviculture.

MATĚJKA, K., LEUGNER, J., 2013: Growth of Norway spruce (*Picea abies* /L./ Karsten) from artificial and natural regeneration in the Krkonoše Mts. and air temperature variability. Journal of Forest Science, 59, 2013, č. 4, s. 150–158.

MATĚJKA, K., LEUGNER, J., KRPEŠ, V., 2014: Phenotype features in juvenile populations of Picea abies and their growth. Journal of Forest Science, 60, č. 3, s. 96–108.

MAUER, O., 1996: Kvalita sadebního materiálu, úroveň služeb školkařských provozů. In: K aktuálním úkolům lesního školkařství. Sborník referátů. Praha, 27. 6. Opočno, VÚLHM – Výzkumná stanice 1996, s. 7–11.

MODRZYŃSKI, J., ERIKSSON, G., 2002: Response of *Picea abies* populations from elevational transects in the Polish Sudety and Carpathian mountains to simulated drought stress. Forest Ecology and Management, 165, s. 105–116.

NÁROVCOVÁ, J., 2010: Mortalita výsadeb populací borovice lesní. Zprávy lesnického výzkumu, 55, č. 4, s. 299–306.

NÁROVCOVÁ, J., 2011: Poradenské aktivity zkušební laboratoře *Školkařská kontrola* v roce 2011. In: Aktuální problematika lesního školkařství České republiky v roce 2011. Sborník referátů ze semináře. Lísek u Bystřice nad Pernštejnem, 24. - 25. 11. 2011. Sest. V. Foltánek. Brno, Sdružení lesních školkařů ČR, s. 67–72.

NÁROVCOVÁ, J., NÁROVEC, V., 2005a: Aktuálně o testování obalů krytokořenného sadebního materiálu lesních dřevin. Zprávy lesnického výzkumu, 50, č. 1, s. 63–64.

NÁROVCOVÁ, J., NÁROVEC, V., 2005b: Systém testování biologické vhodnosti obalů pro pěstování krytokořenného sadebního materiálu lesních dřevin. Zprávy lesnického výzkumu, 50, č. 2, s. 116–119.

NÁROVCOVÁ, J., NÁROVEC, V., 2006: Poradenské aktivity zkušební laboratoře *Školkařská kontrola* v roce 2006. In: Aktuální problematika lesního školkařství v roce 2006. Sborník referátů ze semináře. Třebíč, 7. - 8. 12. 2006. Sest. V. Foltánek. Brno, Sdružení lesních školkařů ČR, s. 65–68.

NÁROVCOVÁ, J., NÁROVEC, V., 2012: Kritéria výběru sadebního materiálu borovice lesní pro stanoviště ohrožovaná suchem. Certifikovaná metodika. Strnady, VÚLHM. 36 s. Lesnický průvodce 6/2012.

NÁROVCOVÁ, J., NÁROVEC, V., 2013: Pěstební opatření k udržení kvality borových mlazin. Certifikovaná metodika. Strnady, VÚLHM. 32 s. Lesnický průvodce 7/2013.

NÁROVEC, V., 2004: Poradenské aktivity VS Opočno v oboru lesního školkařství a zalesňování. In: Aktuální problémy lesního hospodářství České republiky. Sborník ze semináře. Havlíčkův Brod, 9. 12. 2004. Sest. V. Foltánek a kol. Kostelec nad Černými lesy, Lesnická práce, s. 52–55.

OLEKSYN, J., MODRZYNSKI, J., TJOELKER, M. G., ZYTKOWIAK, R., REICH, P. B., KAROLEWSKI, P., 1998: Growth physiology of *Picea abies* populations from elevational transects: common garden evidence for altitudinal ecotypes and cold adaptation. Functional Ecology, 12, s. 573–590.

ŠIMIAK, M., 1991: Porovnanie rastu semenáčikov smreka obyčajného rôznych proveniencií pri pestovaní rozdielnymi technológiami. In: Vedecké práce Výskumného ústavu lesného hospodárstva vo Zvolene č. 40. Bratislava, Príroda, s. 41–60.

ŠPULÁK, O., MARTINCOVÁ, J., 2006: Hodnocení změn fluorescence chlorofylu smrku ztepilého na začátku jarní růstové aktivity. In: Stabilization of forest functions in biotopes disturbed by anthropogenic activity. Research results presented on international scientific conference supported by research project MZE0002070201 "Stabilization of the forest functions in biotopes disturbed by anthropogenic activity under changing ecological conditions". Opočno, 5. - 6. 9. 2006. Sest. A. Jurásek, J. Novák, M. Slodičák. Jíloviště-Strnady, VÚLHM – Výzkumná stanice Opočno, s. 425–434.

WESTIN, J., SUNBLAD, L. G., STRAND, M., HÄLLGREN, J. E., 1999: Apical mitotic activity and growth in clones of Norway spruce in relation to cold hardiness. Can. J. For. Res., 29, s. 40–46.

WESTIN, J., SUNBLAD, L. G., STRAND, M., HÄLLGREN, J. E., 2000: Phenotypic differences between natural and selected populations of *Picea abies*. II. Apical mitotic activity and growth related parameters. Scand. J. For. Res., 15, č. 5, s. 500–509.

ČSN 48 2115 Sadební materiál lesních dřevin. Česká technická norma. Praha, Vydavatelství ÚNMZ 2012. 24 s.

ČSN 48 2116 Umělá obnova lesa a zalesňování. Česká technická norma. Praha, Vydavatelství ÚNMZ 2015. 24 s.

8. Optimální pěstební postupy pro lesní porosty Krušných hor

Jiří Novák, Marian Slodičák, Dušan Kacálek, Vratislav Balcar, David Dušek

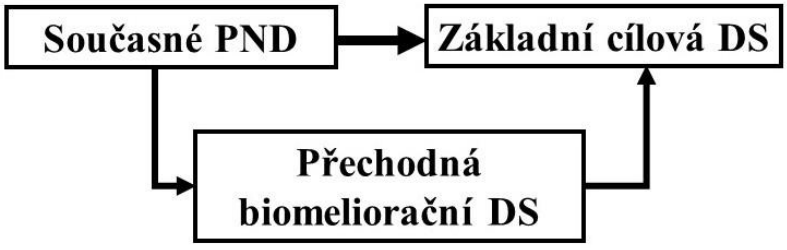
8.1. Obnova

Doporučení pro obnovní postupy v zájmové oblasti Krušných hor jsou založeny na předešlé studii (Slodičák et al. 2008). Z proběhlých nových šetření ÚHÚL a VÚLHM v roce 2015 je pro oblast obnovy porostů zásadně důležité zjištění, že v oblasti je stále překračována pro dřeviny kritická dávka kyselých depozic. Ve většině případů tedy nelze při obnově počítat přímo s cílovou druhovou skladbou (základní), ale je třeba využít tzv. Přechodnou biomeliorační skladbu.

8.1.1. Cílová druhová skladba

V rámci cílového hospodářského souboru představuje ekonomicky, biologicky i funkčně optimalizované zastoupení dřevin v mýtném věku porostu, které odpovídá přírodním podmínkám souboru. Při dosažení základní cílové druhové skladby (CDS) daného cílového hospodářského souboru (CHS) na úrovni porostu nebo porostní skupiny lze očekávat optimální plnění téměř všech požadovaných funkcí lesa.
Postup při přeměnách současných PND na porosty se základní (optimální) CDS je doporučován ve dvou variantách (viz obr. 8.1):

- **Základní CDS** vychází ze současných zlepšených imisně klimatických podmínek projevujících se revitalizací cílových dřevin a nastupující přirozenou obnovou. Dosažení této skladby lze však na řadě stanovišť s výrazně narušenými půdními poměry a přetrvávající vysokou kyselou depozicí očekávat až v delším časovém horizontu (1 – 2 obmýtí).
- **Přechodná biomeliorační DS** je založena na poznatcích o schopnosti některých, především listnatých dřevin meliorovat prostředí a na poznatcích o nižší podkorunové kyselé depozici pod listnatými dřevinami. Od této skladby se tudíž očekává především maximální meliorační efekt a snížení podkorunových depozic ve srovnání s jehličnatými porosty. Hlavním cílem biomeliorační DS je příprava stanoviště pro postupné zavedení CDS. V současných podmínkách velkého tlaku zvěře vyžaduje tato alternativa celoplošné oplocení (finančně velmi nákladné) a pro úspěšnou kultivaci listnatých dřevin (na vhodných lokalitách – CHS 71, 73, 75) také chemickou melioraci stanoviště před výsadbou.



Obr. 8.1: Schéma variantních druhových skladeb při přeměnách PND

8.1.2. Obmýtní doba

Obmýtní doba je stanovena jako rámcová produkční doba pro porosty zařazené do hospodářského souboru. Je uvedena věkovým rozpětím zaokrouhleným na desítky let. Obmýtí se snižuje u jehličnatých porostů ohrožených kyselými depozicemi (u porostů bukových se naopak zvyšuje) a u porostů rozvrácených kalamitami. Snižuje se také u porostů poškozených hnilobami, především v důsledku loupání porostů a na plochách první generace lesa. V lesích ochranných se mohou některé stromy nechat dožít do období přirozené mortality.

8.1.3. Obnovní doba

Obnovní doba je plánovaná průměrná doba, která uplyne od zahájení do ukončení úmyslné obnovy lesního porostu, zařazeného do hospodářského souboru. Udává se počtem let, zaokrouhleným na desítky. Je závislá na stavu, skladbě a způsobu obnovy současného porostu a na cíli druhové skladby, kterého má být dosaženo v době zajištění kultury. V lesích ochranných, obhospodařovaných výběrným způsobem, je obnovní doba nepřetržitá.
Varianty druhových skladeb a dalších pěstebních rozhodnutí byly navrženy pro CHS nejvíce zastoupené (s výměrou nad 1 000 ha) v zájmové oblasti (CHS 53, 55, 73, 77, 79 a 01).

8.1.3.1. CHS 53

Cílová druhová skladba

Podíl SM je v navrhované CDS oproti OPRL snížen na 5-6 a podíl BK na 2. Základní CDS je doplněna o JD která v současných nově zakládaných porostech dobře odrůstá a OS pro její meliorační efekt, zejména ve směsi s BK (tab. 8.1). Přechodná biomeliorační varianta výrazně snižuje zastoupení SM až na 2-3 a vylučuje MD. Na druhé straně zvyšuje zastoupení JD a OS na 2 a skladbu doplňuje BR.

Obmýtí a obnovní doba

Doporučení OPRL pro PLO Krušné hory rozlišuje pro CHS 53, tj. převážně SLT 6K, 5 porostních typů:

- 531 – smrk (pásmo B, C, D): obmýtí 110 let s obnovní dobou 30 - 40 let,
- 9531 – smrk – pásmo A: obmýtí 100 let s obnovní dobou 30 let,
- 536 – buk: obmýtí 150 let s obnovní dobou 40 let,
- 537 – náhradní porosty: obmýtí 40 (20 – 70) let s obnovní dobou 20 let,
- 533 – borovice: obmýtí 120 let s obnovní dobou 30 let.

Délku obmýtí stanovenou OPRL není nutné měnit. **Obnovní dobu u BK, SM a BO porostů prodloužit na 50 let** (docílení věkového rozrůznění potřebného pro optimální plnění požadovaných funkcí)**.** Obmýtí a obnovní dobu u HS 537 lze ponechat beze změn.

8.1.3.2. CHS 55

Cílová druhová skladba

Podíl SM a BK je v základní CDS podobný jako v Generelu. Nižší podíl SM oproti OPRL je kompenzován vyšším podílem JD a KL (tab. 8.2). Přechodná biomeliorační varianta podobně jako u předchozích CHS výrazně snižuje zastoupení SM až na 2-3, vylučuje MD a zvyšuje podíl BK na 3-4 a JD na 2.
Biomeliorační skladbu doplňuje OS a příměs dalších listnáčů (LP, JL, JS).

Obmýtí a obnovní doba

Doporučení OPRL pro PLO Krušné hory rozlišuje pro CHS 55, tj. převážně SLT 6K, 4 porostní typy:

- 551 – smrk (pásmo B, C, D): obmýtí 110 let s obnovní dobou 30 let,
- 9551 – smrk – pásmo A: obmýtí 100 let s obnovní dobou 30 let,
- 556 – buk: obmýtí 150 let s obnovní dobou 40 let,
- 557 – náhradní porosty: obmýtí 40 (20 – 70) let s obnovní dobou 20 let.

Vzhledem k současným růstovým trendům (zvyšování přírůstu), ohrožení abiotickými činiteli (především větrem) a nebezpečí zvyšování podkorunových kyselých depozic s nárůstem nadzemní biomasy je vhodné zvážit zkrácení obmýtí u SM porostů tohoto CHS o 20 let. U porostů HS 551 obmýtí snížit na 90 let a u porostů HS 9551 na 80 let. Současně u obou HS prodloužit obnovní dobu na 40 let.

Obmýtí a obnovní dobu u HS 556 a HS 557 lze ponechat beze změn.

Tab. 8.1: Návrhy druhových skladeb pro CHS 53, HS 537 (PND)

CHS 53 (5K, 6K, 6M) PND 7 873 ha	SM	BK	JR	BR	BRP	JD	MD	OS	OLS	KL	DG	BO	LP, JL, JS
Generel	5 - 6	2-3					2					+	
OPRL HS 531	6 - 7	3				+	1			+	+	+	
OPRL HS 537	6 - 7	3				+	±1			+	+		
Přirozená	4	4	+			2							
Základní CDS	**5 - 6**	**2**				**1**	**0 - 1**	**0 - 1**		**+**			
Přechodná biomelioračí DS	**2 - 3**	**2 - 3**		**1**		**2**		**2**		**+**			

Tab. 8.2: Návrhy druhových skladeb pro CHS 55, HS 557 (PND)

CHS 55 (6S, 5S) PND 5 021 ha	SM	BK	JR	BR	BRP	JD	MD	OS	OLS	KL	DG	BO	LP, JL, JS
Generel (CHS 55)	5	2 - 3				+	2 - 3			+		+	
OPRL HS 551	6 - 7	2 - 3				+	1			+	+		
OPRL HS 557	6 - 7	3				+	±1			±1			
Přirozená	3	4				3				+			
Základní CDS	**4 - 5**	**2 - 3**				**1**	**1**			**1**			
Přechodná biomelioračí DS	**2 - 3**	**3 - 4**				**2**		**1**		**1**			+

8.1.3.3. CHS 73

Cílová druhová skladba

Podíl SM je v základní CDS oproti OPRL snížen na 6-7 částečně ve prospěch BK a JR. Místo BR je do skladby doporučována BRP a příměs JD a MD (tab. 8.3).

Přechodná biomeliorační varianta dále snižuje zastoupení SM až na 4-5, zachovává podíl BK na 2-3, zvyšuje podíl JR na 1-2 a BRP na 1, zachovává příměs JD, zavádí podíl OS a příměs VR.

Obmýtí a obnovní doba

Doporučení OPRL pro PLO Krušné hory rozlišuje pro CHS 73, tj. převážně SLT 7K, 3 porostní typy:

- 731 – smrk (pásmo B, C, D): obmýtí 130 let s obnovní dobou 30 let,
- 9731 – smrk – pásmo A: obmýtí 100 let s obnovní dobou 30 let,
- 9737 – náhradní porosty: obmýtí 40 (20 – 70) let s obnovní dobou 20 let.

Doporučuje se u porostů HS 731 obmýtí snížit na 110 let a u porostů HS 9731 na 80 let. Zkrácení obmýtí směřuje k omezení rizika zvyšování podkorunových kyselých depozic s nárůstem nadzemní biomasy a je v souladu s trendem zvyšování přírůstu smrkových porostů v oblasti. Současně je žádoucí prodloužit v uvedených HS obnovní dobu na 40 let a podpořit tak vznik porostů s přirozenější strukturou.

Obmýtí a obnovní dobu u porostů HS 9737 lze ponechat beze změn.

8.1.3.4. CHS 77

Cílová druhová skladba

Podíl SM je v základní CDS oproti OPRL snížen na 6-7 ve prospěch JD a BRP. Dále je do základní skladby doporučována také příměs JR a OS (tab. 8.4).

Přechodná biomeliorační varianta snižuje zastoupení SM až na 3-4, zvyšuje podíl BK na 1-2, zvyšuje podíl JR na 1, zachovává podíl JD, OS a BRP a zavádí příměs OL a VR.

Obmýtí a obnovní doba

Doporučení OPRL pro PLO Krušné hory rozlišuje pro CHS 77, SLT 7O, 3 porostní typy:

- 771 – smrk (pásmo B, C, D): obmýtí 120 let s obnovní dobou 30 let,
- 9771 – smrk – pásmo A: obmýtí 100 let s obnovní dobou 30 let,
- 9777 – náhradní porosty: obmýtí 40 (20 – 70) let s obnovní dobou 20 let.

Doporučuje se u porostů HS 771 obmýtí snížit na 100 let a u porostů HS 9771 na 80 let. Zkrácení obmýtí směřuje k omezení rizika zvyšování podkorunových kyselých depozic s nárůstem nadzemní biomasy a je v souladu s trendem zvyšování přírůstu smrkových porostů v oblasti. Současně je žádoucí prodloužit v uvedených HS obnovní dobu na 40 let a podpořit tak vznik porostů s přirozenější strukturou.

Obmýtí a obnovní dobu u porostů HS 9777 lze ponechat beze změn.

Tab. 8.3: Návrhy druhových skladeb pro CHS 73, HS 9737 (PND)

CHS 73 (7K,7M, 8K) PND 17 120 ha	SM	BK	JR	BR	BRP	JD	MD	OS	OLS	KL	VR	BO	KOS
Generel	8 - 9	0 - 1					1					+	
OPRL HS 731	7 - 9	1 - 3	+	+		+	+					+	
OPRL HS 9737	7 - 9	1 - 3	+	+		+	+					+	
Přirozená	7	2	+			1						+	
Základní CDS	**6 - 7**	**2 - 3**	**1**		**+**	**+**	**+**						
Přechodná biomelioračí DS	**4 - 5**	**2 - 3**	**1 - 2**		**1**	**+**		**0 - 1**			**+**		

Tab. 4: Návrhy druhových skladeb pro CHS 77, HS 9777 (PND)

CHS 77 (7O, 7P) PND 1 320 ha	SM	BK	JR	BR	BRP	JD	MD	OS	OL	KL	VR	BO	BL
Generel	10	+				+			+				
OPRL HS 771	7 - 10	±2	±1	±1		+				+		+	
OPRL HS 9777	7 - 10	±2	±1	±1		+				+		+	
Přirozená	7	+	+		+	3						+	
Základní CDS	**6 - 7**	**1**	**+**		**1**	**1 - 2**		**+**					
Přechodná biomelioračí DS	**3 - 4**	**1 - 2**	**1**		**1**	**1**		**+**	**1**		**1**		

8.1.3.5. CHS 79

Cílová druhová skladba

Základní CDS se oproti OPRL záměnou BR na BRP s podílem 1 a zvýšením podílu OL na 1. Místo BO je doporučována příměs BL a oproti HS 9797 také příměs JD (tab. 8.5).

Přechodná biomelioračí varianta, pokud má na těchto stanovištích smysl, je založena na vyšším podílu OL a na rozšíření skladby o VR.

Obmýtí a obnovní doba

Doporučení OPRL pro PLO Krušné hory rozlišuje pro CHS 79, SLT 8G, 3 porostní typy:

- 791 – smrk (pásmo B, C, D): obmýtí 120 let s obnovní dobou 40 let,
- 9791 – smrk – pásmo A: obmýtí 100 let s obnovní dobou 30 let,
- 9797 – náhradní porosty: obmýtí 40 (20 – 70) let s obnovní dobou 20 let.

Vzhledem k velmi vysokému ohrožení smrkových porostů tohoto CHS a méně významné produkční funkci ve srovnání s ostatními funkcemi lesa (hydrické funkce, ochrana přírody…), doporučuje se v HS 791 a HS 9791 zvážit možnost nepřetržité obnovní doby bez stanovení délky obmýtí, případně možnost bezzásahového režimu (podmíněno přítomností požadovaného podílu MZD v DS).

Obmýtí a obnovní dobu u HS 9797 ponechat beze změn.

8.1.3.6. CHS 01o

Cílová druhová skladba

Základní CDS se oproti OPRL liší záměnou BR na BRP s podílem 1-2. Příměs JR a KOS je stejná jako v doporučeních OPRL (tab. 8.6).

Přechodná biomeliorační varianta, pokud má na těchto stanovištích smysl, je založena na vyšším podílu JR.

Obmýtí a obnovní doba

Doporučení OPRL pro PLO Krušné hory rozlišuje pro CHS 01o, SLT 8R, 3 porostní typy:

- 9011 – smrk: obmýtí 150 let s obnovní dobou nepřetržitou,
- 9013 – kleč: obmýtí 200 let s obnovní dobou nepřetržitou,
- 9017 – náhradní porosty: obmýtí 80 let s obnovní dobou 40 let.

Vzhledem k významu porostů tohoto CHS pro plnění hydrických funkcí a funkcí ochrany přírody (habitat tetřívka chráněného v rámci ujednání Natura 2000) zvážit možnost bezzásahového režimu, případně zásahy podřídit požadavkům OP.

Obmýtí a obnovní doby, tak jak jsou stanoveny v OPRL, lze ponechat beze změn.

Tab. 8.5: Návrhy druhových skladeb pro CHS 79, HS 9797 (PND)

CHS 79 (7G, 7R, 8G, 8Q) PND 4 934 ha	**SM**	**BK**	**JR**	**BR**	**BRP**	**JD**	**MD**	**OS**	**OL**	**KL**	**VR**	**BO**	**BL**
Generel	9 - 10				+				0 - 1				+
OPRL HS 791	8 - 10		±1	±1		+			+			+	
OPRL HS 9797	8 - 10		±1	±1					+			+	
Přirozená	9		+		1	+			+				
Základní CDS	**8**		**+**		**1**	**+**			**1**				**+**
Přechodná biomeliorační DS	**5 - 6**		**+**		**1**	**±1**			**2**		**1**		**+**

Tab. 8.6: Návrhy druhových skladeb pro CHS 01o, HS 9017 (PND)

CHS 01o (8R) PND 1 625 ha	**SM**	**BK**	**JR**	**BR**	**BRP**	**JD**	**MD**	**OS**	**OL**	**KL**	**VR**	**BO**	**KOS**
Generel	8 - 10				0 - 1								0 - 2
OPRL HS 9011	9 - 10		±1	+									+
OPRL HS 9017	10				+								+
Přirozená	8		+		2								+
Základní CDS	**8 - 9**		**+**		**1 - 2**								**+**
Přechodná biomeliorační DS	**7 - 8**		**1 - 2**		**1 - 2**								**+**

8.2. Výchova

8.2.1. Výchova SM

Porosty smrku ztepilého se podle studie ÚHÚL (2015) v současnosti nachází na redukované porostní ploše ca 16 343 ha, tj. 39,8 % výměry oblasti. Jedná se o zastoupení smrku 7 a více. Dalších 8 644 ha (21 % oblasti) tvoří porosty s dominantním smrkem a významnou příměsí cílových listnatých dřevin (zejména BK, KL – 968 ha), modřínu (1 042 ha), jeřábu 1 719, břízy (1 524 ha) a smrkových a borových exot (3 391 ha). I když byl zaznamenán nárůst poškození smrku ztepilého kloubnatkou smrkovou (viz kapitola 3) situace zdaleka nedosahuje kalamitních rozměrů, jak je tomu u porostů smrku pichlavého. Navíc bylo zaznamenáno vyšší procento napadených pupenů u porostů starších. Těžiště výchovy porostů smrku ztepilého by však vzhledem k potřebě jejich včasné stabilizace mělo být v nejmladších porostech. Proto v podstatě zůstávají v platnosti následující opatření pro výchovu SM navrhovaná již v předchozí studii.

Cílem výchovy smrkových porostů v zájmové oblasti je především:

- zvýšení kvality a bezpečnosti produkce (odolnost vůči námraze a sněhovým polomům),
- prodloužení životnosti stromů hlavního porostu, a tím i životnosti celých porostů,
- snížení kyselých podkorunových depozic z přetrvávající imisní zátěže,
- vytvoření mikroklimatu příznivého pro plynulou dekompozici opadu (zlepšení půdních podmínek, zabránění hromadění surového humusu).

Předpokladem kvalitního provedení výchovných zásahů je včasné řádné rozčlenění porostů na pracovní pole. Účelem rozčlenění je zpřístupnit porosty a vytvořit podmínky pro kvalifikovaný výběr nejtolerantnějších jedinců a pro následnou kontrolu. V porostech, kde lze očekávat budoucí hospodářský efekt, je vhodné rozčlenění porostů základním předpokladem minimalizace poškození stojících stromů při těžbě a zejména při vyklizování. Šířka linek může dosahovat 4 m. Širší linky umožní snížit rozsah poškození při případném vyklízení těženého dřeva a přitom nedochází k produkčním ztrátám. Vzhledem k nutnosti snížení stavů spárkaté zvěře (viz kapitola 4) je vhodné při plánování a realizaci rozčleňování mladých porostů zohlednit jejich využití jako střeleckých linek.
Výchova porostů s převahou smrku je založena na jednom velmi silném výchovném zásahu ve fázi mlazin, při horní porostní výšce h_0 5 - 7 m. Při tomto zásahu se nejprve negativním výběrem odstraní silně poškozené stromy ze všech stromových úrovní, včetně stromů předrůstavých (za silně poškozené se považují jedinci se ztrátou olistění 40 % a více). Potom se z porostu odstraní také stromy středně poškozené (ztráta olistění 20 - 30 %) z podúrovně, resp. z úrovně a zásah se dokončí tradičním podúrovňovým způsobem na doporučovanou hustotu. Při výchově je potřebné podporovat příměs stinných listnáčů, zejména buku.
Tyto velmi silné výchovné zásahy lze provést za předpokladu, že po vyznačení zásahu zůstane v porostu požadovaný počet úrovňových a předrůstavých stromů s olistěním 70 % a více, případně poškození porostu nepřekročilo II. stupeň. Používání stupně poškození, založeného na počtu silně poškozených stromů (s defoliací 50 % a více), je při opakování zásahů problematické vzhledem k tomu, že tyto stromy jsou při výchovných zásazích z porostu odstraňovány.
Plné dlouhodobější uvolnění relativně tolerantnějších jedinců v maximální míře stimuluje jejich tloušťkový přírůst, a tím se zvyšuje také odolnost porostu vůči škodám sněhem a později námrazou. Rozvolněný zápoj zlepšuje mikroklima (vyšší teploty, vyšší vlhkost) pro průběžnou dekompozici opadu,

který může v odrůstajících smrkových mlazinách dosahovat 5 i více tun sušiny na 1 hektar ročně a je významnou složkou živinové bilance porostů (Novák, Slodičák 2004).
Další výchovné zásahy jsou slabší, odstraňují se při nich zejména stromy podúrovňové se ztrátou olistění 20 - 30 % a více a také stromy úrovňové v případě, že jejich ztráta olistění přesáhla 40 %. V silněji poškozovaných porostech nabývají tyto zásahy charakteru zdravotního výběru, tj. negativního výběru zaměřeného na odstranění silně odlistěných (ztráta olistění 60 % a více) a jinak poškozených stromů, popř. stromů odumřelých.
Při výchově je nutné věnovat zvláštní péči okrajům porostů, kde je třeba uvolňovat přimíšené tolerantnější dřeviny (např. břízu, jeřáb). V porostních okrajích je intenzita zásahů menší než uvnitř porostu. Cílem tohoto opatření je co nejméně narušit porostní plášť tvořící bariéru proti přímému pronikání imisí do porostu.
V porostech, ve kterých poškození přesahuje stupeň II, již většinou aktivní výchova ztrácí smysl. V těchto porostech se doporučuje dále provádět pěstební výběr zdravotní. Jedná se o záporný výběr, při němž je hlavním kritériem zdravotní stav stromu nebo jeho napadení škodlivými činiteli. Hlavním cílem zdravotního výběru je snížení rizika přemnožení kalamitních škůdců a zužitkování dřevní zásoby**.** Klesne-li zakmenění rozpadajících se porostů pod 0,5, jsou všechna pěstební opatření podřízena potřebám obnovy.
Pro výchovu smrkových porostů vzniklých z přirozené obnovy je důležitá doba a způsob odclonění následného porostu. Při předčasném odclonění (počínající výšková diferenciace) převládnou v následném porostu jedinci s pionýrskou strategií růstu a další pěstební péči je nutné provádět stejně jako v porostech z umělé obnovy. Je-li následný porost postupně uvolňován až po jeho výrazné výškové diferenciaci, vzniká šance na automatizaci biologických procesů a následná pěstební péče může být minimalizovaná. V imisních oblastech se navíc předpokládá, že v porostech z přirozené obnovy bude větší podíl tolerantnějších jedinců než v porostech z obnovy umělé.
Porostní výchova se diferencuje podle stanovištních podmínek (CHS a SLT) a úrovně kyselých depozic. V souladu s předchozím doporučením jsou uvedeny postupy pro dvě diferencované skupiny porostů SM: v polohách 5 a 6. LVS a v polohách 7. a 8. LVS. V následující části jsou definována doporučení pro více ohrožené porosty, tj. s pokračující vysokou dávkou depozic (viz kapitola 1). V porostech se sníženou dávkou depozic lze uplatnit obecně platné modely výchovy prezentované v Lesnickém průvodci 4/2007 (Slodičák, Novák 2007).
Věk porostů byl v modelových doporučeních nahrazen horní porostní výškou h_0 (výška 100 nejsilnějších stromů na 1 hektaru plochy porostu), která lépe vystihuje současné růstové trendy smrkových porostů a umožňuje lépe načasovat zejména nejdůležitější první výchovný zásah.

8.2.1.1. Výchova SM porostů v 5. a 6. LVS

S výchovou smrkových porostů na exponovaných a kyselých stanovištích středních a vyšších poloh se začíná po dosažení h_0 5 m (při výchozí hustotě kolem 3 000 - 4 000 ks na 1 ha, ve věku ca 15 let). Prvním velmi silným výchovným zásahem se nejdříve z porostu negativním výběrem odstraní nejméně tolerantní jedinci s defoliací 30 % a více ve všech stromových třídách (i v nadúrovni) a podúrovňovým výběrem se dokončí na požadovanou hustotu. Vzhledem k většímu riziku rozpadu porostů v podmínkách vysoké kyselé depozice je dlouhodobější narušení zápoje riskantní. Je žádoucí, aby v porostech zůstávalo po výchovných zásazích více stromů (ve srovnání s oblastmi s nízkými kyselými depozicemi) jako rezerva pro případný další výběr. Po prvním zásahu se proto doporučuje v porostech ponechat ca 2 000 stromů na 1 hektar (tab. 8.7).

Na růstově příznivějších živných, oglejených a podmáčených stanovištích v HS 55, 57, 59 lze při tomto zásahu snížit počet jedinců až na 1 800 na 1 hektar. Argumentem pro silnější zásah jsou zde jednak příznivější růstové podmínky živných a oglejených stanovišť a jednak potřeba včasné stabilizace těchto porostů vůči škodám větrem.

Další výchovné zásahy jsou slabší, podúrovňové s negativním výběrem. Na exponovaných a kyselých stanovištích se doporučuje druhý zásah při ho 12,5 a třetí při h_0 20 m. Na živných, oglejených a podmáčených stanovištích při h_0 10 a 20 m. V případě, že se zdravotní stav porostů zhoršuje (až do stupně poškození II), je potřebné při druhém a třetím výchovném zásahu udržet zápoj jako ochranu proti pronikání imisí do porostů. Na stanovištích ovlivněných vodou slouží zápoj v pozdějším věku také jako ochrana proti poškození větrem.

Při zhoršení zdravotního stavu pod stupeň II se provádí pouze zdravotní výběr. V případě, že se zdravotní stav porostů dlouhodobě (alespoň 5 let po sobě) zlepšuje a jsou reálné prognózy dalšího zlepšování, lze tyto další zásahy provádět pozitivním výběrem v úrovni a pokračovat ve výchově i po dosažení h_0 20 m s cílem využít dřevoprodukční funkce porostů.

Smrkové porosty SLT 6Y a 6Z je možné ponechat v bezzásahovém režimu.

Tab. 8.7: Výchovné programy pro smrkové porosty v 5. a 6. LVS

	h_0 (m)*	CHS	51, 53	55, 57, 59
		SLT	6A, 6F, 6N, 5N, 5K, **6K**, 6M	5S, **6S**, 5O, 6R, 6O, 5V, 6V
Modelový počet jedinců na 1 ha	5	Po zásahu	2 000	1 800
	10	Po zásahu		1 200
	12,5	Po zásahu	1 400	
	15	Po zásahu		
	17,5	Po zásahu		
	20	Po zásahu	1 200	900

* Horní porostní výška h_0 v metrech (průměrná výška 100 nejsilnějších jedinců na 1 ha)

8.2.1.2. Výchova SM porostů v 7. a 8. LVS

Na přirozených smrkových stanovištích (7. a 8. LVS) je vzhledem k méně příznivým růstovým poměrům vhodné začít výchovu po dosažení h_0 7 m (na těchto stanovištích je to ve věku ca 20 let a později). Principy výchovy jsou podobné jako v nižších vegetačních stupních. Vzhledem k pomalejšímu růstu, menším dimenzím stromů a extrémnějším růstovým poměrům je potřebné, aby byl počet jedinců na jednotku plochy větší

Zásahy jsou prováděny stejným způsobem jako v méně ohrožených porostech. Vzhledem k většímu riziku rozpadu porostů v podmínkách vysoké kyselé depozice je dlouhodobější narušení zápoje riskantní. Je žádoucí, aby v porostech zůstávalo po výchovných zásazích více stromů jako rezerva pro případný další výběr. Po prvním zásahu se proto doporučuje v porostech na kyselých a extrémních stanovištích CHS 71 a 73 ponechat ca 2 500 stromů na 1 hektar (tab. 8.8).

Tab. 8.8: Výchovné programy pro smrkové porosty v 7. a 8. LVS

h_0 (m)*		CHS	71, 73	75, 77, 79
		SLT	**7K**, 7N, 8K	7S, 7O, 7P, 7G, 8G, 7R, 8Q
Modelový počet jedinců na 1 ha	7	Po zásahu	2 500	1 900
	15	Po zásahu	2 000	1 600
	17,5	Po zásahu	1 700	1 300
	20	Po zásahu	1 200	1 000

* Horní porostní výška h_0 v metrech (průměrná výška 100 nejsilnějších jedinců na 1 ha)

Na růstově příznivějších živných, oglejených a podmáčených stanovištích CHS 75, 77, 79 lze při tomto zásahu snížit počet jedinců až na 1 900 na 1 hektar. Argumentem pro tento první silnější zásah jsou zde obdobně jako v 5. a 6. LVS jednak příznivější růstové podmínky živných a oglejených stanovišť a jednak potřeba včasné stabilizace těchto porostů vůči škodám větrem.

Další výchovné zásahy jsou slabší, podúrovňové s negativním výběrem. Na exponovaných a kyselých stanovištích a také na živných, oglejených a podmáčených stanovištích se doporučuje druhý zásah při h_0 15 m, třetí a čtvrtý zásah při h_0 17,5 m a 20 m. V případě, že se zdravotní stav porostů zhoršuje (až do stupně poškození II), je potřebné při dalších zásazích postupovat opatrně, aby nebyl dlouhodobě porušen zápoj, který slouží jako ochrana proti pronikání imisí do porostů. Na stanovištích ovlivněných vodou slouží zápoj v pozdějším věku také jako ochrana proti poškození větrem.

Při zhoršení zdravotního stavu pod stupeň II se provádí pouze zdravotní výběr. V případě, že se zdravotní stav porostů dlouhodobě (alespoň 5 let po sobě) zlepšuje a jsou reálné prognózy dalšího zlepšování, lze tyto další zásahy provádět pozitivním výběrem v úrovni a pokračovat ve výchově i po dosažení h_0 20 m s cílem využít dřevoprodukční funkce porostů. Na živných, oglejených a podmáčených stanovištích se rozvolňování zápoje po dosažení h_0 20 m vzhledem k ohrožení větrem nedoporučuje.

Smrkové porosty SLT 8R je možné ponechat v bezzásahovém režimu.

8.2.1.3. Smrkové porosty s opožděnou výchovou

Porosty smrku o výchozí hustotě ca 3 - 4 tis. stromů na 1 ha, v nichž nebyla zahájena výchova v doporučovaném období (tj. při horní porostní výšce 5 - 7 m, zpravidla ve věku do 20 let), popř. byla síla zásahu nedostatečná a počet ponechaných stromů převyšuje o 20 % a více modelovou hustotu, již nelze vychovávat podle doporučovaných modelových programů. V takových porostech se již zkracují koruny stromů a probíhá výrazná výšková i tloušťková diferenciace, provázená poklesem tloušťkového přírůstu všech stromů, zejména však stromů podúrovňových a následně zhoršování jejich statické stability (zvyšování hodnoty štíhlostního kvocientu). Současně dochází ke zhoršení podmínek pro dekompozici opadu, který má tendenci se hromadit. Tím je ohrožen koloběh živin a může být negativně ovlivněno plnění dalších funkcí lesa (kvalitativní parametry odtoku, atp.).

Základním požadavkem při rozhodování o provedení výchovných zásahů, jejich síle a intenzitě je počet relativně tolerantnějších stromů, které by měly po zásahu v porostu zůstat v konkrétních imisních a ekotopových podmínkách. Hlavní zásadou výchovy těchto porostů je, že redukci hustoty na doporučenou úroveň nelze provést najednou. Modelového cílového stavu se dosáhne 2 - 3 zásahy v intervalu 3 - 5 let. Síla jednotlivého výchovného zásahu by v těchto případech neměla překročit 20 % počtu jedinců, popř. 10 % výčetní kruhové základny. Silnější zásahy vedoucí k rozvolnění zápoje pěstebně nepřipravených porostů významně zvyšují riziko poškození větrem, především na živných a

vodou ovlivněných stanovištích. Pěstební perioda je zpočátku pětiletá a později, když se hustota porostu přiblíží modelové, lze přejít na periodu delší a řídit se dosaženou horní porostní výškou.
Na stanovištích ohrožovaných současně také abiotickými škodlivými činiteli se v porostech s opožděnou a nedostatečně intenzivní výchovou objevují škody sněhem, které se opakují ve 2 - 3letých intervalech a postupně eliminují nejlabilnější podúrovňovou složku, popř. i méně stabilní stromy úrovňové. V klimaticky extrémních situacích (velké množství vlhkého sněhu) mohou škody dosáhnout kalamitních rozměrů.
Statickou stabilitu smrkových porostů s opožděnou a nedostatečně intenzivní výchovou již nebude možné plně obnovit. Cílem výchovy proto zůstává včasné odstranění labilních jedinců a tím snížení rizika poškození porostu sněhem a případná podpora stabilnějších přimíšených listnatých dřevin, především buku. Ochranou proti škodám větrem může být v takových porostech pouze neporušený zápoj. Případné vynechání výchovných zásahů způsobuje jejich postupný rozpad. Zpočátku je pomístně prolomen hustý zápoj sněhem a vzniklé mezery jsou postupně rozšiřovány větrem. Ponechání lesa samovolnému vývoji se projeví na sníženém množství a kvalitě produkce, vyšším riziku přemnožení kalamitních škůdců a na snížení celkové funkčnosti nevychovávaných porostů. Z těchto důvodů je potřebné i v rozpadajících se porostech pečovat o relativně stabilní porostní složky postupným uvolňováním nejkvalitnějších stromů. V případě trvalého porušení zápoje je vhodné vznikající mezery podsadit stinnými dřevinami (např. bukem, popř. klenem) tak, aby nově vzniklá porostní struktura co nejlépe odpovídala potřebám nepřetržitého a trvalého plnění všech funkcí lesa.

8.2.1.4. Smrkové porosty poškozené zvěří

Porosty do věku 30 let

Pokud je v porostu alespoň 300 nepoškozených jedinců horní nebo střední stromové úrovně (ca 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 uvedené v tab. 8.7 a 8.8. Další výchovné zásahy jsou prováděny v desetiletých periodách kombinovaným výběrem, při kterém se dále uvolňují nepoškozené stromy a současně odstraňují nejvíce poškozené stromy.
Pokud je v porostu méně než 300 nepoškozených stromů v nadúrovni a úrovni, porost nebude možné dopěstovat a bude potřebná jeho rekonstrukce. Při prvním zásahu se ochrání a uvolní všechny životaschopné nepoškozené i méně poškozené stromy (za méně poškozený se považuje strom poškozený ohryzem nebo loupáním maximálně na ¼ obvodu kmene). Dále se z porostu odstraní negativním výběrem silně poškozené stromy tak aby hustota porostu klesla po prvním zásahu na ca 1 200 jedinců na 1 ha.
Tyto porosty budou v dalším období silně decimovány kmenovými zlomy v místech s rychle se šířící hnilobou následkem ohryzu nebo loupání. Kromě odstranění polomu se další zásahy soustředí na podporu přirozeného zmlazení, které se na prosvětlených místech objevuje již od věku ca 40 let. Toto zmlazení (většinou SM) je potřeba doplnit meliorační a zpevňující příměsí. Vzniká tak šance na prohloubení věkové diferenciace.

Porosty ve věku nad 30 let

Pokud tyto porosty byly regulérně vychovávány (tzn. současná hustota odpovídá alespoň rámcově modelovým počtům v tab. 8.7 a 8.8), lze v nich v podstatě uplatnit podobné postupy jako u porostů mladších, tj. u méně poškozených porostů uvolnit a ochránit kostru budoucího porostu a postupně

snižovat podíl silně poškozených jedinců. U více poškozených porostů je třeba připravit podmínky pro předčasnou přirozenou obnovu.
U porostů ve věku nad 30 let, které nebyly doposud vychovávané, již zpravidla došlo k přeštíhlení stromů střední úrovně a částečně také stromů předrůstavých a zkracují se koruny všech stromů. Zásahy do takových porostů (zejména úrovňové) musejí být opatrné. V méně poškozených porostech uvolňujeme pouze nepoškozené předrůstavé nebo úrovňové stromy odstraněním jednoho konkurenta. Zásah se dokončí na hustotu ca 1 000 stromů na 1 ha negativním výběrem ustupujících a nejvíce poškozených stromů (případně zlomů). Zásahy se opakují z počátku v pěti později v desetiletých intervalech většinou již ve prospěch vznikající přirozené obnovy. V silně poškozených porostech ve věku nad 30 let, které nebyly doposud vychovávány bude mít výchova charakter sanitárních sečí s podporou zbytků nepoškozených a méně poškozených jedinců a vznikající přirozené obnovy.

8.2.2. Porosty březové

Bříza je dominantní dřevinou v PND v oblasti Krušných hor. Porostů s dominancí břízy 70 a více procent je však v současnosti podle studie ÚHÚL (2015) v zájmové oblasti pouze 712 ha. Je však důležitou dřevinou směsí, kde je zastoupena na 2 358 ha jako hlavní dřevina směsi a na dalších 3 114 ha jako dřevina přimíšená k cílovým nebo náhradním dřevinám. Z rodu *Betula* jsou zastoupeny druhy bříza bělokorá (*Betula pendula* Roth.), bříza pýřitá (*Betula pubescens* Ehrh.), bříza karpatská (*Betula carpatica* W. et K.) a jejich spontánní kříženci. Bříza je v oblasti Krušných hor původní dřevinou a na imisní holiny byla vysazována a vysévána již od počátku imisní kalamity. V současné době vykazují březové porosty uspokojivý zdravotní stav (viz kapitola 3), přičemž z hlediska plánování pěstebních opatření je důležité zjištění o významně lepším stavu břízy pýřité ve srovnání s mnohdy nepůvodními porosty břízy bělokoré.

8.2.2.1. Výchova porostů břízy

BR jako náhradní dřevina má nízkou hospodářskou hodnotu. Ve srovnání se SMP (ale i s dalšími jehličnany jako MD, SM) příznivě ovlivňuje lesní půdu (Ulbrichová et al. 2005) a v nižších polohách 6. a 5. LVS může plnit i funkci produkční.
Většina současných březových porostů v zájmové oblasti je již silně proředěná a optimální věk pro zahájení přeměn, tj. kdy porosty dosáhnou maximální očekávané funkční účinnosti spočívající především ve vytvoření příznivějšího mikroklimatu pro vnášení cennějších cílových dřevin, byl již překročen. Pokud však jsou ještě k dispozici březové porosty druhého věkového stupně, lze doporučit výchovné selektivní zásahy, úrovňové s negativním výběrem.
Cílem výchovy je podpora funkčních účinků porostů. Potřebné je zamezit celoplošnému prořeďování. Pro podmínky 5. a 6. LVS jsou vhodnými úrovňové zásahy s pozitivním výběrem zaměřeným na ca 200 nejkvalitnějších jedinců, zahájené při horní porostní výšce 7 až 10 m. Při zásazích je nutno podpořit veškerou příměs MZD a cílových dřevin. Pěstební perioda je 10 let. Přeměny takových porostů lze odložit. Pokud zakmenění samovolně pokleslo pod 0,8 doporučuje se bezzásahový režim a přeměny s využitím krycího efektu zbytkových stromových skupin, a to zvláště při výsadbách BK a JD.
U březových porostů v 7. a 8. LVS se zvyšuje potřeba a efekt ekologického krytu porostů. Porosty břízy zde vykazují většinou horší zdravotní stav a další prořeďování porostů výchovou je spíše škodlivé. Doporučuje se bezzásahový režim a přeměny s využitím krycího efektu zbytkových stromů a stromových skupin.

8.2.3. Porosty smrku pichlavého

Smrk pichlavý (SMP) je třetí nejvíce zastoupená dřevina v PLO 1. Porostů s dominancí SMP 70 a více procent je v současnosti podle studie ÚHÚL (2015) v zájmové oblasti 1 789 ha. Je také dřevinou směsí, kde je zastoupen na dalších 4 056 ha jako hlavní dřevina směsi a na 4 481 ha jako dřevina přimíšená k cílovým nebo náhradním dřevinám.

SMP byl ze všech introdukovaných dřevin nejdříve používaný k obnově imisních ploch. Vysazován byl hlavně ve východním Krušnohoří, a to od počátku 60. let, výjimečně jsou zde i jeho porosty z konce 40. let (ÚHÚL 2005). Jako náhradní dřevina byl vysazován vzhledem k velké toleranci k různorodosti půdních podmínek (vyjma půd zamokřených), schopnosti snášet vysoké imisní zatížení působené oxidem siřičitým a to i v kombinaci s klimatickými stresy. Byl také méně poškozován spárkatou zvěří (Kubelka et al. 1992).

Na rozdíl od předchozí studie (Slodičák et al. 2008) došlo k zásadní změně zdravotního stavu porostů SMP. Podle studie ÚHÚL (2015) a šetření poškození PND biotickými škůdci (viz kapitola 3) vykazují porosty SMP neuspokojivý zdravotní stav a plošně se rozpadají. Hlavním škodlivým činitelem je houbový patogen kloubnatka smrková (*Cucurbitaria piceae* Borthw.) a SMP je tak v současnosti nejohroženější dřevinou PND s předpokladem dožití nejvíce napadených porostů pouze několik let. Přesto lze (především v méně poškozených porostech) využít současné porosty SMP jako ochranné prvky pro zavádění dalších funkčně účinnějších dřevin (SM, BK, MD, BŘ, JŘ). Krycí efekt porostů SMP na podsazené cílové dřevině byl experimentálně doložen (Balcar 2000, Balcar, Kacálek 2001).

Jednorázová a kompletní rekonstrukce porostů SMP není vzhledem jejich rozloze vhodná. Je tedy třeba přístup diferencovat a nejprve rekonstruovat porosty s nejhorším zdravotním stavem. V porostech mladších a méně poškozených lze ještě počítat s výchovu, avšak tu je třeba vždy podřídit potřebám přeměn nebo rekonstrukcí. V následující kapitole je popsán doporučovaný postup právě pro mladší porosty SMP do 2. věkového stupně (podle studie ÚHÚL se v současnosti jedná o 1400 ha) a méně poškozené tj. ca do zastoupení 50 % poškozených jedinců. V porostech starších a s vyšším zastoupením poškozených jedinců je třeba postupovat s využitím doporučení pro přeměny (viz kap. 8.3. Přeměny).

8.2.3.1. Výchova porostů SMP

Výchova porostů SMP se zakládá na poznatku, že se jedná o slunnou dřevinu, která nesnáší zastínění. Při výchozí hustotě ca 2,5 tisíc sazenic na jeden hektar jsou porosty při horní porostní výšce 5 m (věk 15 - 20 let) již značně diferencovány (výčetní tloušťka se pohybuje od 2 do 15 cm). Přes již zmíněnou nízkou kvalitu porostů zakrytí porostní plochy korunovými projekcemi přesahuje 90 %, a proto lze v takových porostech zahájit výchovu a přeměny (Novák, Slodičák 2006B).

Vzhledem k tomu, že SMP jako náhradní dřevina má nízkou hospodářskou hodnotu a relativně omezené další funkční účinky (zejména negativní vliv na lesní půdu), s výchovou a přeměnami je třeba začít v době, kdy ještě porosty dosáhnou očekávané funkční účinnosti spočívající především ve vytvoření příznivějšího mikroklimatu pro vnášení cennějších cílových dřevin. Optimální doba pro zahájení výchovy je tedy v době zapojování porostů, tj. na většině stanovišť, v průběhu druhého věkového stupně. Výchovné zásahy jsou selektivní, podúrovňové s negativním výběrem. Vzniklé mezery se doplňují cílovými dřevinami odpovídajícími stanovišti. Při zásazích se podporují přimíšené cílové dřeviny (SM, BK, MD). Další výchovné zásahy se opakují v souladu s potřebami přeměn.

Výchova porostů SMP se diferencuje podle zastoupení SMP v porostech a klimatických a stanovištních podmínek.

Porosty se zastoupením SMP 71 až 100 %

V příznivějších poměrech 5. a 6. LVS je možné tyto porosty přeměňovat velmi intenzivně. Prvním zásahem při horní porostní výšce ca 5 m se negativním výběrem odstraní až 50 % jedinců (20 – 25 % výčetní kruhové základny G) vzhledem k tomu, že v těchto porostech převládají kompetiční vztahy před ekologickým krytem. Pokud se nejedná o plochy po buldozerové přípravě, lze materiál po výchovných zásazích využít pro výrobu energetické štěpky. Odstranění části biomasy však může způsobit nedostatek některých živin, zejména vápníku a hořčíku. Dvojnásob to platí pro půdy ochuzené o humusové horizonty buldozerovou přépravou, kde je proto nutné rozštěpkovaný materiál po výchovných zásazích ponechávat na místě.
Po zásazích se do mezer vysadí dřeviny cílové skladby. Další zásahy se opakují podle potřeby ve prospěch následné výsadby.

V méně příznivých poměrech 7. a 8. LVS se zvyšuje potřeba ekologického krytu porostů SMP pro následné cílové dřeviny. Síla prvního zásahu by neměla překročit 30 % N a 15 % G. Zásahy jsou selektivní s negativním výběrem v podúrovni. Hlavním kritériem je zdravotní stav SMP. Vytěžený materiál by měl být rozštěpkován a na plochách po buldozerové přípravě ponechán v porostu. Další zásahy se podobně jako v 5. a 6. LVS opakují podle potřeby ve prospěch následné výsadby.

8.2.4. Směsi BR a SMP

Výchova těchto směsí se diferencuje podle zastoupení břízy a smrku pichlavého v porostech a podle klimatických a stanovištních podmínek.

8.2.4.1. Smíšené porosty BR a SMP se zastoupením břízy 51 až 70 %

Porosty se zastoupením břízy 51 až 70 % jsou v zájmové oblasti častou směsí. Hlavní dřevinou v těchto směsích je bříza bělokorá. Vzhledem k jednotlivému mísení lze tyto porosty v závislosti na jejich zdravotním stavu výchovou postupně převádět na vhodnější porosty cílové druhové skladby.

V příznivějších imisně ekologických poměrech 5. a 6. LVS je možné postupovat jako v čistých porostech břízy, tj. zamezit celoplošnému prořeďování a úrovňovými zásahy s pozitivním výběrem od horní porostní výšky 7 až 10 m podpořit ca 200 nejkvalitnějších jedinců a příměs MZD a cílových dřevin. K příměsi SMP se nepřihlíží a je v ní prováděn pouze zdravotní výběr. Pěstební perioda je 10 let. Přeměny takových porostů lze odložit.

V méně příznivých poměrech 7. a 8. LVS březové patro většinou chřadne a životnost porostu je závislá na zdravotním stavu příměsi SMP, která pokud je její stav uspokojivý, přejímá plnění porostotvorných funkcí, především funkce hydrické a klimatické. Pokud zakmenění pokleslo již pod 0,8, výchovu neprovádět a případné zásahy soustředit na podporu ekologicky cennějších přimíšených dřevin. Prořeďování porostů vzhledem k současnému stavu březové složky je nežádoucí. Prosazovat tyto porosty cílovými dřevinami lze přímo do korunového prostoru SMP. Další výchovné zásahy se řídí potřebami přeměn.

8.2.4.2. Smíšené porosty BR a SMP se zastoupením břízy do 50 %

Porosty se zastoupením břízy 31 až 50 % je třeba opět vychovávat diferencovaně podle klimatických a stanovištních podmínek.

V příznivějších imisně ekologických poměrech 5. a 6. LVS je nutno výchovou zvyšovat podíl břízy a příměsi MZD a cílových dřevin. U příměsi SMP je třeba uplatňovat negativní výběr v podúrovni. V čistých skupinách břízy pozitivním výběrem v úrovni je nutno uvolnit 1 až 2 stromy na 100 m^2. Materiál je možné z porostů vyklízet nebo ponechat k zetlení. Opakování zásahu je navrhováno v desetiletých periodách podle potřeb přeměn. Přeměny takových porostů lze v případě uspokojivého stavu SMP odložit. Tyto porosty však neplní funkce meliorační a může zde docházet k produkčním ztrátám (malý podíl břízy).

V méně příznivých poměrech 7. a 8. LVS březové patro většinou chřadne a životnost porostu je závislá na zdravotním stavu příměsi SMP, která pokud je její stav uspokojivý, přejímá plnění porostotvorných funkcí, především funkce hydrické a klimatické. Případné zásahy je vhodné soustředit na podporu ekologicky cennějších přimíšených dřevin. Doporučuje se bezzásahový režim a přeměny s využitím krycího efektu zbytkových stromů a stromových skupin.

8.2.5. Modřínové porosty

Porostů s dominancí modřínu 70 a více procent je v současnosti podle studie ÚHÚL (2015) v zájmové oblasti 875 ha. Je však také dřevinou směsí, kde je zastoupen na dalších 1 306 ha jako hlavní dřevina směsi a na 2 495 ha jako dřevina přimíšená k cílovým nebo náhradním dřevinám. Modřín opadavý byl v oblasti Krušných hor na devastované plochy vysazován jako dřevina poměrně tolerantní k dlouhodobé imisní zátěži oxidem siřičitým (Materna 1978). Kromě lokalit s extrémními stresy prostředí se u modřínu počítalo rovněž s funkcí dřevoprodukční, a to na méně exponovaných svahových lokalitách pod tzv. „zelenou čarou“, tj. ca do 6. LVS (Kubelka et al. 1992).
Modřín je považován za cennou domácí dřevinu vyžadující minerální půdy, která nesnáší zástin a vodou ovlivněná stanoviště. V mládí vyžaduje ochranu proti zastínění buření a vytloukání zvěří.
Jako dřevina náhradních porostů má modřín oproti jiným dřevinám několik nesporných výhod: vykazuje rychlý růst a tvorbu biomasy a propouští pod koruny větší množství srážek a světla (např. Lang 1971). Na druhou stranu byl zjištěn jeho negativní vliv na půdní chemismus a procesy v organické vrstvě půdy (Podrázský, Ulbrichová 2004). Navíc, pokud jsou náhradní porosty modřínu založeny nevhodným krytokořenným materiálem nebo prostokořenným materiálem s nevhodnou biotechnikou výsadby, dochází k velmi závažným odchylkám přirozené architektoniky kořenových systémů - nevytvoří se typický kůlový, všestranně rozvinutý kořenový systém, ale pouze povrchový a deformovaný do strboulu (Mauer et al. 2004b). U takových porostů pak lze předpokládat výraznou mechanickou nestabilitu (Balcar, Navrátil 2006).
V současnosti mají porosty MD na většině lokalit dobrý až velmi dobrý zdravotní stav (viz kapitola 3). Zhoršení zdravotního stavu vykazují spíše porosty založené na stanovištích neodpovídajících ekologickým nárokům této dřeviny, tj. v terénních depresích a uzavřených údolních polohách. Důležitým zjištěním z pohledu plánování pěstebních opatření je také poznatek o pozitivním vlivu proředění porostů na omezení napadení MD houbovými patogeny.

Hospodářská doporučení pro výchovu modřínu je proto třeba diferencovat jednak podle zastoupení této dřeviny v porostu (příměs, monokultura), současného stavu porostu (kvalita, stabilita, zdravotní stav) a hospodářských cílů pěstitele (produkce dřeva, přeměna náhradních porostů, apod.).

8.2.5.1. Výchova porostů MD

Modřínové porosty založené výsadbou 3 – 4 tisíc sazenic na jeden hektar se zapojují na bohatších stanovištích (pod zelenou čarou) při horní porostní výšce 8 – 9 m (přibližně ve věku 10 let). Porosty jsou v tomto věku již značně diferencovány a přežívá zde značný počet podúrovňových jedinců s výčetní tloušťkou 2 – 5 cm.

Experimentálně byly doloženy značné rozdíly ve spádnosti kmenů (štíhlostní kvocient nejslabších stromů 150 a nejsilnějších stromů 50) v mladých modřínových porostech, které naznačují, že stromy nižších stromových tříd se snaží udržet kontakt s horní stromovou třídou výškovým přírůstem na úkor přírůstu tloušťkového (Novák, Slodičák 2006c).

Na velmi silné výchovné zásahy negativním výběrem v podúrovni i v úrovni reagují MD porosty již v prvním roce po zásahu zvýšeným tloušťkovým přírůstem (resp. přírůstem na výčetní kruhové základně G). Navíc je na proředěných plochách zpomalen výškový přírůst, což se promítá do zastavení nárůstu štíhlostního kvocientu (zvýšení odolnosti proti zlomu).

Pokud jde o dřevoprodukční funkci, modřínové porosty v příznivějších poměrech vykazují v současné době nadprůměrný růst výčetní kruhové základny přesahující tabulkové hodnoty.

Současné poznatky potvrzují vhodnost včasných silnějších zásahů v mladých modřínových porostech. Pro výchovu monokultur modřínu lze doporučit včasně provedený negativní výběr zejména v úrovni. Na lokalitách určených k přeměně se nabízí spojit tyto zásahy již s podsadbou cílových dřevin.

Porosty modřínu v méně příznivých poměrech 7. a 8. LVS

Náhradní porosty modřínu byly zakládány zpravidla po celoplošné přípravě půdy jako menší monokulturní porosty. Většinou jsou doprovázeny břízou. Modřín jako původní dřevina je vcelku přizpůsobivý a relativně odolný i proti vysokému imisnímu zatížení, i přes nepříznivé podmínky vytváří poměrně rychle vhodné lesní prostředí. Pominutím genetické vhodnosti a výsadbou až do 7. – 8. LVS vznikly porosty značně kvalitativně diferencované. K této diferenciaci bude při rozhodování o případné přeměně nutno přihlédnout. Určitým vodítkem je již zpracovaná klasifikace modřínových porostů v Krušných horách, členící tyto porosty na rostoucí ve výškově vhodných a nevhodných podmínkách (hranice je tvořena tzv. zelenou čarou, zhruba odpovídající pásmu v nadmořských výškách 650 – 700 m).

Pěstební zásahy jsou zaměřeny především na zachování a zlepšení jejich mimoprodukčních funkcí a na zvýšení jejich stability, popřípadě kvality produkce v případech kdy se jedná o porosty produkčně funkční. Pěstební zásahy je potřebné provádět tak, aby nedocházelo k celoplošnému prořeďování a tím ke snižování funkčnosti porostů. Nejvhodnější se proto jeví úrovňové zásahy s pozitivním výběrem (v kvalitních porostech) nebo s negativním výběrem (v méně kvalitních porostech) a jejich kombinace (Novák, Slodičák 2006c). Při tomto způsobu výchovy je péče zaměřena na určitý počet **nejkvalitnějších**, popřípadě nejvitálnějších jedinců, kteří budou tvořit kostru budoucího porostu. Současně se podporují všechny přimíšené cenné dřeviny. Úrovňové a podúrovňové stromy, které neomezují růst vybraných jedinců se ponechávají a vytvářejí potřebné porostní klima. Výchovné zásahy je potřebné přednostně provádět buď v zimě nebo časně na jaře. K obecným zásadám patří rovněž rozčlenění rozsáhlejších porostů na pracovní pole. Tím se usnadní pozdější případné vyklizování materiálu a kontrola

provedených prací. Při rozčleňování je vhodné využít soustavu linek také jako střelecké linie pro myslivecké hospodaření.
Ve vazbě na podmínky růstového prostředí a současnou druhovou skladbu je možné modřínové náhradní porosty rozdělit na 2 následující kategorie.

Porosty geneticky kvalitní, které plní všechny funkce lesa včetně produkční
Lze sem zařadit i porosty, u kterých je předpoklad plnění všech funkcí v budoucnosti (dostatečná hustota jedinců více méně rovnoměrně po ploše).
Výchova těchto porostů je zaměřena na udržení a zlepšení mimoprodukčních funkcí a rovněž na zvýšení kvality produkce. S výchovou je nutno započít při horní porostní výšce 5 m, ve věku 7 – 10 let. Součástí prvního výchovného zásahu je rozčlenění rozsáhlejších porostů linkami o šířce ca 4 m (vyklízení materiálu). Šířka pracovního pole se může pohybovat kolem 20 m. Výchovné zásahy jsou úrovňové s negativním výběrem, popřípadě s výběrem kombinovaným (záporným i kladným). Z úrovně se tím odstraní geneticky nevhodní netvární jedinci a uvolní stromy nadějné v počtu 300 – 400 na 1 hektar (3 – 4 na 1 ar). Při zásazích se šetří přimíšené dřeviny, které mají v podúrovni modřínových porostů příznivé podmínky k růstu.
Při horní porostní výšce 10 m, ve věku přibližně 15 let se úrovňový zásah opakuje s kladným výběrem. Porosty lze již od II. věkové třídy podsazovat bukem, popřípadě jedlí. Pěstební opatření směřují k vytvoření smíšených porostů s modřínem v nadúrovni a s BK, JD a SM v úrovni a podúrovni.

Porosty, které nejsou produkčně funkční avšak plní funkce mimoprodukční
Jsou to porosty zpravidla geneticky nevhodné a nekvalitní, avšak s dostatečnou hustotou stromů rostoucích více méně rovnoměrně po ploše.
Pěstebním cílem je zde zachování a prohloubení ekologických funkcí a zvýšení stability porostů vůči abiotickým škodlivým činitelům a imisím. Po rozčlenění rozsáhlejších porostů se výchova zaměří na negativní výběr v úrovni, při němž se odstraní nejvíce poškozené stromy. Mezery se doplňují SM, BŘ, OL, popř. JŘ. Pěstební zásahy směřují k vytvoření smíšeného porostu s co nejvyšším ekologickým účinkem. Další úrovňové výchovné zásahy s pozitivním výběrem se opakují v 5 – 10letých intervalech a jsou zaměřeny na podporu individuálně nejtolerantnějších a vitálních jedinců v porostní směsi.
Při přeměnách mladých MD porostů vnášením stabilizační a meliorační dřevinné příměsi lze i zde počítat s krycí účinností stávajících porostů tlumením mikroklimatických extrémů. Výsadba BK je doporučována do porostních skupin, výsadby dřevin s pionýrskou strategií do porostních mezer a světlin, případně maloplošných holosečných prvků.

8.2.6. Porosty listnatých dřevin (bez BR)

Kromě již zmiňované břízy je v zájmové oblasti zastoupen jeřáb s dominancí 70 a více procent na 715 ha (ÚHÚL 2015). Větší význam JR je ve směsích, kde je zastoupen na dalších 1820 ha jako hlavní dřevina směsi a zejména na 3 042 ha jako dřevina přimíšená k cílovým nebo náhradním dřevinám.
Další listnaté dřeviny (zejména BK a dále DB, KL, JV, JS, HB, LP) jsou v zájmové oblasti zastoupeny ve vzájemné směsi (různé poměry a zastoupení) na 1 060 ha (ÚHÚL 2015). Ve směsích s jehličnany, BR, JR nebo exoty jsou zastoupeny na dalších 930 ha jako hlavní dřevina směsi a na 1 647 ha jako dřeviny přimíšené.

Porosty jmenovaných listnáčů vykazují poměrně dobrý zdravotní stav. Významnější škodlivinou pro listnaté dřeviny je ozon (viz kapitola 1), jehož působení může zvyšovat jejich citlivost vůči dalším biotickým a abiotickým stresovým faktorům.
Zásadním faktorem pro zdravotní stav listnáčů v zájmové oblasti je v kulturách působení myšovitých a v kulturách, nárostech a mlazinách působení spárkaté zvěře. Pokud se podaří tento faktor eliminovat, lze při výchově listnatých porostů v zájmové oblasti uplatňovat i produkční cíle.

8.2.6.1. Výchova listnatých porostů (bez BR)

V listnatých porostech většinou nehrozí, že vynechání výchovy ohrozí jejich stabilitu. Zásadně se to však projeví na kvalitě a částečně i na kvantitě produkce. V případě směsí znamená většinou vynechání výchovy postupnou dominanci jedné dřeviny nad ostatními a tím prakticky vznikají monokultury. V podmínkách zájmové oblasti Krušných hor je udržení smíšených porostů důležitým cílem vzhledem k silnému působení klimatických a biotických faktorů a přetrvávajícím depozicím škodlivin. V lokalitách s příznivějšími podmínkami a alespoň průměrným zdravotním stavem také není třeba rezignovat i na parametry produkce porostů.
Doporučení pro výchovu jsou členěna jednak pro porosty buku, jako z uvedených listnáčů nejvíce zastoupené dřeviny a jednak obecně pro hospodaření ve směsích.

Výchova bukových porostů

Z hlediska výchovy je jednou z nejvýznamnějších pěstebních vlastností buku schopnost snášet zastínění; přitom je velmi citlivý na světelné podmínky. Z těchto skutečností a s ohledem na jeho biologické vlastnosti lze sestavit obecné zásady pěstování bukových porostů do následujících bodů :

- cílem pěstování je dosažení maximálního podílu cenných sortimentů,
- buk je pěstebně nejtvárnější dřevina reagující bezprostředně na výchovné zásahy,
- ve stádiu mlazin a tyčkovin převládá negativní výběr (v úrovni),
- od stádia tyčovin se uplatňuje výběr pozitivní,
- buk výrazně reaguje na světlostní přírůst až do pozdního věku.

Péče o nejmladší porosty (zejména nárosty) je soustředěna na odstraňování obrostlíků a předrostlíků. Ve věkově rozrůzněných nárostech je vedle toho mimořádně důležitá úprava spádných okrajů obnovených skupin; ty musí na sebe plynule „střechovitě“ navazovat. V bukových nárostech není nutné po odstranění obrostlíků a předrostlíků dále redukovat jejich hustotu. I v přehoustlých bukových nárostech dochází velmi záhy k autoredukci jejich hustoty, potlačení štíhlí jedinci záhy a snadno odumírají.
Mezernaté bukové nárosty i kultury je třeba co nejrychleji doplnit vyspělým sadbovým materiálem dřevin cílové skladby, tak jako nárosty jiných dřevin. Použijí se dřeviny s výraznou dynamikou růstu v mládí.

Modely výchovy buku

Prvořadým předpokladem kvalitních porostů buku je jejich dostatečná hustota ve fázi kultur, nárostů a mlazin. Prvé pročistky zasahují výhradně do nadúrovně (odstranění obrostlíků a předrostlíků), jsou velmi mírné, nesmí se narušit plný zápoj porostů.
Zejména v kvalitních porostech se pracuje od fáze tyčovin kladným výběrem, životaschopná podúroveň se z porostů neodstraňuje – kryje půdu a je zárukou kvality cílových stromů. Modely výchovy bukových porostů v CHS 43 a 45 jsou shrnuty v tab. 8.9 a 8.10.

Prvním zásahem se porost rozčlení a odstraní se předrostlíci a obrostlíci, druhým zásahem se upraví rozestup stromů na ca 1,3 × 1,3 m negativním výběrem. Třetí zásah se realizuje v úrovni již kladným výběrem, rozestupová vzdálenost potenciálních nadějných stromů je ca 3 × 3 m. Pěstební interval prvých tří zásahů se pohybuje podle kvality porostů v rozpětí 5 – 10 let. Při čtvrtém až sedmém

zásahu činí pěstební interval 10 let; nutná je intenzivní péče kladným výběrem o 400, později 200 až 250 cílových stromů.

Tab. 8.9: Model výchovy bukových porostů v CHS 43 - bukové hospodářství kyselých stanovišť středních poloh

Pořadí zásahu	Stáří porostu (let)	Horní výška (m)	Počet stromů na ha po zásahu (tisíc ks)	Pěstební interval (let)
1.	15 - 20	5	9,0	10
2.	25 - 30	9	6,5	10
3.	40 - 45	15	2,8	15
4.	55 - 60	20	1,5	15
5.	70 - 75	22	1,0	15
6.	85 - 90	25	0,8	15

Tab. 8.10: Model výchovy bukových porostů v CHS 45 - bukové hospodářství živných stanovišť středních poloh

Pořadí zásahu	Stáří porostu (let)	Horní výška (m)	Počet stromů na ha po zásahu (tisíc ks)	Pěstební interval (let)
1.	10 - 15	3-4	10,0	5 - 10
2.	20	8	6,0	5 - 10
3.	25 - 30	12	4,8	5 - 10
4.	40	18	400 nadějných	10
5.	50	21	200 - 250 cílových	10
6.	60	24	200 - 250 cílových	10
7.	70	26	200 - 250 cílových	10

Výchova smíšených porostů

Při výchově smíšených porostů je nutné obdobně jako u porostů stejnorodých respektovat vlastnosti dřevin a stanovištní poměry. Směsi dřevin s rozdílnými nároky (např. buk a smrk) je proto méně vhodné zakládat jednotlivým smíšením. Pro úspěšný vývoj buku je nutné včasné odstranění předrostů a hustý zápoj v mládí. Naopak ve starším věku snese buk vzhledem ke své odolnosti vůči větru uvolnění korun, na které reaguje světlostním přírůstem. Pro stabilizaci smrku je bezpodmínečně nutný vývoj ve volném zápoji v mládí a ochrana proti větru hustým zápojem ve druhé polovině doby obmýtní.

Výchova porostních směsí smrku a buku je proto závislá zejména na způsobu založení porostu. Při vhodnějším skupinovém smíšení se obě dřeviny vychovávají odpovídajícím specifickým způsobem, tj. smrkové skupiny v mládí silně, později slabě a skupiny buku v mládí méně s individuálním uvolněním ve věku pozdějším. V případě méně vhodného jednotlivého smíšení je nutno prořezávkou podpořit zachování směsi, tj. např. co nejdříve (při horní výšce 3 – 4 m) vybrat určitý počet (200 – 300 ks na ha)

nejkvalitnějších jedinců smrku a ty individuálně úplně uvolnit. Zbytek porostu se ponechá bez zásahu a vytvoří prostředí pro vývoj buku a smrk zde plní funkci výplňové dřeviny.
Jak bylo naznačeno na příkladu smrku a buku, problémy výchovy porostních směsí jsou mnohem komplikovanější a vyžadují vyšší lesnickou odbornost a cit než výchova porostů stejnorodých. Zanedbání výchovy může mít i ve smíšených porostech nepříznivé následky. Například smíšené porosty smrku a buku jsou sice odolnější vůči větru, avšak odolnost vůči sněhu je závislá pouze na individuální statické stabilitě každého jednotlivého stromu. V oblastech ohrožovaných sněhem může tedy nerespektování požadavků smrku na volný růst v mládí vést ke snížení jeho odolnosti vůči sněhu s následnými polomy.

8.3. Přeměny

Přeměny jsou zásadní změnou druhové skladby porostů předčasnou nebo urychlenou obnovou na cílové zastoupení dřevin. Jako zvláštní pěstební a lesohospodářský systém mají své odůvodnění tam, kde dosavadní porosty ztratily funkční účinnost, tzn. nejsou produktivní nebo nedokáží v požadované míře plnit jiné určené funkce (Tesař in Korpeľ et al. 1991).
V PLO Krušné hory jsou většinou přeměňovány PND vzniklé v důsledku imisní kalamity druhé poloviny dvacátého století. Rovněž zde mají být přeměňovány i porosty cílových dřevin ve špatném zdravotním stavu (labilní a nefunkční). Bližší aktuální informaci o PND, jejich kategorizaci a naléhavosti přeměn uvádí kapitola 6.
Při přeměnách se většinou jedná o změnu druhové skladby umělou (případně přirozenou) obnovou. K vytvoření druhové skladby odpovídající optimálnímu plnění požadovaných funkcí v daných růstových podmínkách dochází buď přímým zaváděním dřevin požadovaných pro „Základní CDS“, nebo volbou „Přechodné biomeliorační DS“ mající za cíl usnadnění přeměn z technického, ekonomického případně biologického hlediska (revitalizace a stabilizace narušených ekotopů).

Východiska k návrhu postupů při přeměnách:

- Parametry současného porostu: druhová skladba, věk a vzrůst, struktura prostorová, zdravotní stav a jeho předpokládaná dynamika (APD).
- Růstové podmínky (APD): přirozené stanovištní podmínky (SLT, HS), změny antropogenního původu – znečištění ovzduší (koncentrace, depozice), půdní změny, stav zvěře, gradace biotických škůdců.
- Požadavky na lesní porost: lesy hospodářské, zvláštního určení, ochranné, OP, rekreace, atp.
- Navrhovaný porost: cílová druhová skladba a prostorová struktura, druhové skladby přechodného rázu.
- Naléhavost přeměny vzhledem k požadavkům na porost a rizikům z odkladu: narušení ekosystémů erozí, nepříznivými půdními změnami, ztráty na plnění funkcí.

8.3.1. Pěstební postupy při přeměnách

Při přeměnách lesních porostů v horských oblastech je doporučováno využití příznivého ovlivnění růstového prostředí současnými porosty, a proto zde bývá použito metod **prosadeb** a **podsadeb**. Za příznivý vliv stávajících porostů je považováno zvláště tlumení klimatických extrémů a ochrana půdy před erozí, vysychání a zamokření. V závislosti na ekologických nárocích nově vysazovaných dřevin a

současném stavu přeměňovaných porostů jsou při prosadbách a podsadbách uplatňovány i clonné a maloplošné holosečné obnovní prvky.

Prosadby jsou prováděny v mladých porostech (zhruba do výšky 4 m), u kterých se jeví i možnost začlenění vhodných části stávajících porostů do nově vznikajících porostních struktur. Za optimální se považuje výška přeměňovaných porostů 1,5 – 2,5 m. Případné proředění stávajících porostů a vkládání obnovních prvků je kromě nároků vysazovaných dřevin limitováno i výškou stávajících porostů, v nižších porostech jsou doporučovány zásahy mírnější. Podle současných poznatků je krycího efektu – zmírnění klimatických extrémů – při prosadbách dosahováno více u sazenic vysazených na zastíněné (severní) straně stávajících stromů přeměňovaného porostu (Balcar, Kacálek 2003).

Pro přeměny realizované prosadbami přeměňovaných porostů se doporučuje snížení normovaného počtu sazenic pro obnovu v daných podmínkách (OPRL) o 50 % (rozpětí) v nižších polohách (do 6. LVS) a o 20 - 30 % v polohách vyšších (od 7. LVS). Při použití maloplošných holosečných prvků se normovaný počet sazenic nesnižuje.

Podsadby jsou používány v porostech starších s vyšším vzrůstem, kde se s využitím částí stávajícího porostu v nově vznikající porostní struktuře zpravidla nepočítá. Pokud nejde o porosty silně proředěné, měl by být jejich zápoj v místech s podsadbami snížen na 40 – 60 %. Za optimální východiska obnovy jsou přitom považovány plochy o velikosti 0,03 - 0,08 ha (plochy shora nezastíněné korunami). Optimální prostředí pro růst se ve všech případech vytváří citlivým výběrem místa pro výsadbu. Sazenice pod korunami stromů a zejména pod jejich okrajem (pod okapem) jsou mechanicky a v oblastech se znečištěným ovzduším i fyziologicky poškozovány.

Při přeměnách podsadbami se doporučuje:

- Vysazovat mimo dosah okraje korunových projekcí.
- Vysazovat do blízkosti pařezů a pahýlů, tj. k vyvýšeným kořenovým náběhům a zásadně pod ně při nebezpečí plazivého sněhu.
- Počet sazenic vysazovaných na 1 ha plochy odpovídá standardnímu počtu pro dané podmínky podle SLT.
- Spon sazenic je však nezbytné přizpůsobit účelu a podmínkám prostředí. Docílí se tím rychlejšího zapojení skupinek a zvýší se jejich odolnost.
- Kde došlo k rovnoměrnému celoplošnému narušení zápoje porostu je možné přistoupit i k celoplošným několikafázovým podsadbám. V tom případě je účelné odumřelé stromy vytěžit.
- Pokud není ekonomické, uskutečnitelné nebo z hlediska ochrany půdy či jiných aspektů ochrany přírody vhodné dřevo vyklidit, kmeny se zkrátí na menší kusy a zajistí se jejich styk s půdním povrchem. Těžební zbytky se upravují jen tak aby nepřekážely při výsadbě a v další péči o porosty.
- Pro výsadbu sazenic je potřebné vyhledávat příznivější prostředí na vyvýšených místech a seskupovat je do hloučků.

8.3.2. Diferenciace přeměn PND

Předkládané návrhy postupů přeměn počítají výhradně s přeměnami obnovou. Přeměny výchovou jsou řešeny v kapitole Výchova. Proto byly při stanovení postupů uvažovány porosty se zastoupením ND zpravidla nad 30 %. Kromě ohledu na významně odlišné ekologické (klimatické) poměry ve vyšších a nižších polohách území přihlížejí doporučení dále (tab. 8.11):

- **k převládajícímu zastoupení dřevin v přeměňovaných PND:**

- smrkových a borových exot skupiny PND a jejich směsí (v tabulce výměr porostních směsí v kap. 6 směsi EX a SM),
- bříz, jeřábu a modřínu: (v tabulce výměr porostních směsí v kap. 6 směsi BR, JR, LD, MD),
- kleče a blatky, (v tabulce výměr porostních směsí v kap. 6 směsi BL),

Tab. 8.11: Doporučené obnovní prvky a postupy při přeměnách

PND	Lokality	BK, KL, JD	SM	KOS, BL	BR, OL, OS, VR, JR	MD	CHS
SMX, BOX	Vyšší polohy ohrožené extrémními klimat. stresy	-	Prosadby do porostních mezer, postupné uvolňování kultur	Odstraňování ND, případné prosadby	Výsadba do porostních mezer a holosečných prvků, podpora přirozené obnovy	-	část 01, 02, 79
	Vyšší polohy ohrožené půdní erozí	Prosadby BK a JD do těsné blízkosti jedinců a do skupin ND, KL do mezer, pozdější uvolňování a odstranění ND					část 01, 71
	Vyšší polohy ostatní		Prosadby do por. mezer, kotlíky, koridory, postupné uvolňování kultur	-		-	část 02, 71, 73, 77, 79
	Nižší polohy	Kotlíky, pozdější uvolňování a odstranění ND		-		Kotlíky, postupné odstraňo-vání ND	51, 53, 55, 57, 59
BR, JR, MD	Vyšší polohy	Prosadby BK a JD do těsné blízkosti jedinců a do skupin ND, KL do mezer, pozdější uvolňování a odstranění ND		-		-	02, 71, 73
	Nižší polohy	Kotlíky, pozdější uvolňování a odstranění ND	Kotlíky, koridory, postupné odstraňování ND	-		-	51, 53, 55, 57
KOS, BL	Vyšší polohy, klimaticky exponované	-	Prosadby bez podstatných zásahů do PND	-		-	01, 02, 71, 73, 77, 79

- **k vysazovaným dřevinám, jedná se o výsadby:**
    - stinných listnáčů (buku, javoru klenu) a jedle bělokoré,
    - smrku ztepilého,
    - slunných (pionýrských) listnáčů (jeřáb, bříza, osika, olše, vrby),
    - kleče horské.
- **ke stavu zatížení lokality přeměňovaných porostů**

V předchozí studii (Slodičák et al. 2008) byl stav zatížení lesních ekosystémů charakterizován depozicí vodíkových iontů, pro území Krušných hor modelově vyhodnocených Hadašem a Matějkou na základě výsledků modelové studie pro rok 2003. Za kritickou hranici pro narušení vývoje smrkových porostů byla přitom považována hodnota nad 1 600 mol H^+ ha^{-1} rok^{-1} (Hadaš 2006). Vzhledem k tomu, že v zájmovém území jsou nadále tyto kritické dávky překračovány (viz kapitola 1) je nyní doporučována přeměna porostů přes přechodnou biomeliorační DS. PND a jejich směsí by na území s těmito vysokými depozicemi měly být v rámcích skupin naléhavosti 3 - 5 přeměňovány přednostně (a to především porosty s neopadavými jehličnany a tím i vysokými podkorunovými depozicemi) a výsadby na živiny náročných cílových dřevin by měly být podpořeny melioračními opatřeními – chemicky či biologicky. Alternativní přechodnou biomeliorační DS si vyžadují i některé porosty ZCHÚ, např. v ptačích oblastech, lesy rekreační (požadující někdy i vynechání alergizujících dřevin) aj.

8.3.3. Přeměny ve vyšších polohách

V důsledku větší imisně ekologické zátěže a následného poškození a odumírání lesů je ve vyšších horských polohách i podstatná část porostů náhradních dřevin. Lesní porosty jsou zde vystavovány větším klimatickým stresům, obnovují se obtížněji a plní v prvé řadě mimoprodukční funkce. Dříve bývaly označovány porosty nad tzv. „zelenou čarou“ a zhruba vymezovány 7. – 8. LVS (Smejkal et al. 1994, Slodičák 2001). I když podle současných poznatků depozice znečišťujících látek zde nejsou vyšší, než na lokalitách níže položených jejich dopad na lesní ekosystémy je v důsledku drsnějších růstových podmínek větší.

8.3.3.1. Porosty smrkových a borových exot a jejich směsi

Porosty smrkových a borových exot a jejich směsí s dalšími dřevinami tvoří značnou část (10 326 ha) výměry PND v zájmovém území. Většina se vyskytuje ve vyšších polohách Krušných hor. Ve studii z roku 2008 bylo konstatováno, že ve srovnání s jinými PND jsou porosty SM a BO exot většinou v poměrně dobrém stavu. Podle aktuálního šetření se situace významně změnila. Porosty SMP vykazují zcela neuspokojivý zdravotní stav a plošně se rozpadají. Také borové exoty (zejména borovice pokroucená) nevykazují příliš dobrý zdravotní stav. V této skupině tvoří výjimku pouze další smrkové exoty (tedy bez SMP), které naopak vykazují velmi dobrý stav. Zastoupení těchto druhů je však ve srovnání s výměrou porostů SMP zanedbatelné. Při stanovení naléhavosti přeměn druhové skladby by měl být brán v úvahu i většinou negativní vliv těchto introdukovaných dřevin na půdy a vysoké podkorunové depozice vznikající „vyčesáváním“ kyselých složek z ovzduší.

8.3.3.1.1. Použití buku lesního, javoru klenu a jedle bělokoré

Buk lesní, javor klen a jedle bělokorá zde mají tvořit stabilizační a meliorační složku porostů. Pro jejich vnášení do druhových skladeb ve vyšších horských polohách (navrhovány jsou do CHS 71, 73, 75, 77 a 79) platí následující pěstebně-technologická pravidla:

- Výsadby uspořádat do ucelených skupin, nejlépe do oplocených kotlíků o výměře 6 – 8 arů. Skupiny elipsovitého nebo oválného tvaru orientovat delší stranou proti převládajícímu – ekologicky účinnému směru větru. Při použití individuální ochrany proti zvěři (například plastové tubusy na listnáče) lze doporučit i menší obnovní prvky o výměře 2 – 6 arů. Výsadba sazenic v tubusech by měla být uplatněna hlavně při přeměnách porostů borových exot, které vzhledem ke struktuře větvení méně tlumí klimatické extrémy než smrky.
- Při prosadbách PND ve vyšších polohách se doporučuje použití 70 - 80 % normy sazenic navrhovaných při výsadbě do holosečných prvků pro zastoupení 100 %, (tj. např. při plánovaném zastoupení BK 10 % vysazovat 560 - 640 sazenic na 1 ha). Snížení počtu sazenic jen na 70 - 80 % normy (místo 50 % navrhovaných OPRL v nižších polohách) se doporučuje z důvodů vyšší mortality při vysoké imisně ekologické zátěži a pomalejšího růstu a vývoje kultur včetně vyššího ohrožení hlodavci, především hrabošem mokřadním.
- Před výsadbou se doporučuje proředění porostu na zápoj 60 – 80 %, pokud je zápoj současného přeměňovaného porostu vyšší.
- Výsadba BK a JD do těsné blízkosti korun (tj. v PND první věkové třídy zhruba 50 – 130 cm od kmene, podle šířky korun). Vhodnější je výsadba ze severní než jižní strany, kde je větší kolísání teplot a radiace. Vzhledem k vyšším nárokům javoru klenu na světlo se jeho výsadba doporučuje do porostních mezer.
- Pro výsadbu použít silnější sadební materiál (výška 50 – 70 cm) než bývá v horách doporučováno (již od 30 cm výše, Lokvenc et al. 1992)**,** případně obalované sazenice s dobře vyvinutým kořenovým systémem.
- Po překročení výšky výsadeb 2 m se doporučuje jejich postupné uvolňování odstraněním nebo jen komolením okolních stromů přeměňovaného porostu.
- Vzhledem k půdním nárokům buku a klenu lze u těchto dřevin na živinami chudších stanovištích (CHS 73 a 71) doporučit podporu nových výsadeb meliorací – přihnojením dolomitickým vápencem (1 kg/sazenice) při výsadbě nebo biomelioraci předchozí výsadbou olše zelené (2 roky předem). Meliorační opatření by měla být doporučena na základě předchozích ověření výživy listovými a půdními analýzami (viz kapitola 1).
- Jako ochranu před myšovitými hlodavci je doporučováno odstranit travní porost i s drnem v okruhu 0,5 m okolo sazenice nebo použití dostupných schválených rodenticidů.

8.3.3.1.2. Použití smrku ztepilého

Smrk ztepilý má jako hlavní cílová dřevina nahradit většinu ND, a to zejména ve vyšších polohách, kde se v základních CDS má jeho zastoupení pohybovat v rozmezí 50 – 90 % a v přechodných biomelioračních DS 30 – 80 %. I když jsou výsadby smrku ztepilého v Krušných horách poškozovány zvěří méně než druhy předchozí, i jejich ochrana proti okusu, vytloukání a loupání je na většině lokalit nezbytná.

Při přeměnách PND ve vyšších polohách zájmového území výsadbou smrku ztepilého lze použít metodu prosadeb do porostních mezer (případně po předchozím rozvolnění) i obnovní prvky.

- Obnovní prvky – naholo vytěžené kotlíky a pruhy – by měly mít šířku až dvojnásobku výšky PND, tj. ca do 10 m a měly by být delší osou orientovány kolmo na směr převládajících větrů s předpokládaným postupem proti jejich směru. Je nutno zdůraznit, že ani při přeměnách druhové

skladby smrkem ztepilým nesmí dojít při zakládání obnovních prvků k narušení mikroklimatického účinku PND a vzniku prostředí holé seče.

- Holosečné obnovní prvky se nedoporučují na lokalitách s klimatickými extrémy a ohrožených půdní erozí, kde je narušení porostního prostředí zvláště nevhodné. (Klimatické extrémy: CHS 02 a CHS 79 - mělká údolí vodotečí a prohlubně na náhorním plató, silné ohrožení půdní erozí: část CHS 71 - kamenité svahy, sutě).
- Přeměny prosadbami jsou z biologického hlediska vhodnější než přeměna holosečnými obnovními prvky. Sazenice smrku ztepilého mají být vysazovány ve vzdálenosti ca 1 m a větší od stávajících jedinců ND, a to především na osluněnou (!) stranu kotlíků a pruhů (narozdíl od výsadeb buku). Při následné péči o smrkové kultury je rovněž nutno respektovat jejich nároky na světlo.
- Pro výsadbu smrku ztepilého do holosečných obnovních prvků se (v závislosti na cílovém CHS) doporučuje 3 - 4 tis. sazenic na 1 ha, při výsadbách do porostních mezer počty poloviční. Za optimální se považuje návratná doba 7 - 10 let, obnovní doba 20 - 40 let.
- Na stanovištích s předpokládanou deficitní výživou v CHS 71 a 73 lze i u výsadeb smrku doporučit meliorační opatření přihnojením při výsadbě.

8.3.3.1.3. Použití slunných (pionýrských) listnáčů

Z pionýrských listnáčů připadá ve vyšších horských polohách do úvahy především BRP, BRK, OLS, OLZ, OL, OS, JR, VR. U pionýrských listnáčů se předpokládá pozitivní stabilizační a meliorační vliv na nově zakládané porosty. Ke stresům z výkyvů teplot jsou tyto dřeviny poměrně tolerantní, na trofnost půdy méně náročné. Do základních CDS jsou doporučovány v zastoupení až do 20 % a do přechodných biomelioračních DS do 30 %.

Při výběru sadebního materiálu bříz je nutná volba správného druhu podle místa výsadby. Bříza bělokorá je doporučována pro výsadbu do 850 m n. m., bříza pýřitá do 1 000 m n. m. a bříza karpatská výše.

- V souladu se současnými provozními směrnicemi (OPRL 1999) navrhujeme přeměny prosadbami (je-li třeba s předchozím proředěním zápoje současného porostu na ca 50 - 70 %). Nutno přitom zdůraznit vyšší požadavky pionýrských listnáčů na světlo než u předchozích druhů, a proto by měly být vysazovány vždy mimo dosah a zástin korun přeměňovaných PND.
- Na lokalitách méně ohrožených klimatickými stresy a půdní erozí se rovněž doporučuje výsadba do pruhových sečí o šířce do 10 m nebo přípravu porostu prosvětlením.
- U sečí se počítá s výsadbou 6 tis. sazenic na ha u BRP a JR, 4 tis. u OS a OL, u prosadeb s počtem polovičním.
- Vzhledem k poměrně nízkému zastoupení těchto dřevin v cílové druhové skladbě by měla být výsadba realizována jedním zásahem a dle potřeby později vylepšena.
- V současných poměrech Krušných hor je nezbytná důsledná ochrana kultur jeřábu a břízy před zvěří a vhodná je i kontrola výskytu poškození myšovitými hlodavci, aby se včas přistoupilo k případným obranným zásahům.
- Podle místních podmínek lze doporučit i vnášení pionýrských listnáčů do přeměňovaných porostů pouhou podporou jejich přirozeného zmlazení, a to zejména u bříz, vrb, jeřábu a osiky. Podporu lze zajistit oplocením, případně i narušením půdního krytu (plošky, brázdy, …).

8.3.3.1.4. Použití blatky a kleče horské

Blatka a kleč horská jako cílové dřeviny mají v zájmovém území své opodstatnění jako hlavní dřevina jen v SLT 9R, jako příměs (v zastoupení pod 10 %) v CHS 79, 01 a 02. Plní pouze funkce mimoprodukční.

Jejich současná příměs v PND může plnit i funkci přípravnou pro další obnovu lesa (tlumení klimatických stresů na extrémních stanovištích. Pokud se v porostech smrkových a borových exot již vyskytuje, její větší uplatnění v CDS je zpravidla možno zajistit výchovnými zásahy.

- Pro své velké nároky na světlo se vysazuje zásadně do porostních mezer a její další růst se zajišťuje uvolňováním – odstraňováním stromků ND.
- Doporučovaný počet sazenic je 2,5 tis. na ha (OPRL 1999).

8.3.3.2. Přeměny porostů břízy, jeřábu a modřínu

Porosty BR, JR, MD a jejich směsí s dalšími dřevinami tvoří také značnou část (10 953 ha) výměry PND v zájmovém území. Zhruba polovina se vyskytuje ve vyšších polohách. Na rozdíl od jehličnatých exot se s jeřábem a břízou počítá i ve skladbě cílové, a mají-li možnost (podle vzrůstu a prostorového uspořádaní) zastávat funkci zpevňující a meliorační i v nově zakládaných porostech není nutno je zcela odstraňovat. Je-li v přeměňovaných porostech zastoupen modřín v dobré kvalitě pro produkci užitkových sortimentů, měl by být v porostech ponechán.

8.3.3.2.1. Použití buku lesního, javoru klenu a jedle bělokoré

Stejně jako při přeměnách jehličnatých PND i zde se doporučuje výsadby do oplocených kotlíků o výměře 6 – 8 arů a v případě použití plastových tubusů i menší obnovní prvky (2 – 6 arů), a při prosadbách snížení počtu sazenic na 70 – 80 % (z normy pro výsadbu na holosečné prvky) místo 50 % navrhovaných OPRL v nižších polohách a silnější sadební materiál.

- Současné výsledky výzkumu potvrzují nižší účinnost ekologického krytu (tlumení mrazových extrémů) opadavých dřevin na výsadby cílových listnáčů. Přesto i tyto dřeviny (bříza, jeřáb, modřín) působí na kultury citlivé ke klimatickým extrémům pozitivně a v podmínkách vyšších poloh mohou být významné. Proto by kultivace buku, klenu a jedle měla být prováděna prosadbami stávajících porostů, a to výsadbou do skupin jedinců stávajících porostů. Přitom by měla být respektována vyšší citlivost na mikroklimatické extrémy u buku a jedle a poněkud vyšší nároky na světlo u klenu.
- Po překonání kritické výšky ovlivňované pozdními přízemními mrazy (ca 2 m) se počítá s uvolněním kultur prořeďováním PND.
- Pokud lze předpokládat i v porostech uvedených dřevin nedostatečnou výživu (podle charakteru stanoviště a imisního zatížení), i zde by mohlo být využito meliračních opatření aplikovaných při výsadbě (CHS 73, CHS 71).

8.3.3.2.2. Použití smrku ztepilého

Při přeměnách porostů břízy, jeřábu a modřínu smrkem ztepilým je nutno v prvé řadě respektovat větší nároky smrku ztepilého na světlo než tomu je u předchozích cílových dřevin (buk, klen, jedle). I zde doporučujeme diferenciaci pěstebních postupů při přeměnách podle stanovištních podmínek. Stejně jako při přeměnách jehličnatých exot, i v porostech pionýrských listnáčů nebo MD lze použít metodu prosadeb do porostních mezer (případně po předchozím rozvolnění) i obnovní prvky. V porovnání s exoty lze však očekávat rychlejší růst pionýrských listnáčů a tím i kratší návratnou dobu.

- Obnovní prvky – naholo vytěžené kotlíky a pruhy na šířku do dvojnásobku výšky PND, tj. ca 10 m a delší osou jsou orientovány kolmo na směr převládajících větrů s předpokládaným postupem proti jejich směru.
- Ani při použití smrku ztepilého nesmí dojít při zakládání obnovních prvků k narušení mikroklimatického účinku PND a vzniku prostředí holé seče.

- Při prosadbách sazenice smrku ztepilého vysazovat ve vzdálenosti 1 m a větší od stávajících jedinců ND, a to především na osluněnou stranu kotlíků a pruhů (na rozdíl od výsadeb buku).
- I při následné péči o kultury nutno respektovat nároky smrku na světlo.
- Pro výsadbu do holosečných obnovních prvků (v závislosti na cílovém HS) se doporučuje 3 – 4 tis. sazenic na 1 ha, při výsadbách do porostních mezer počty poloviční.
- Podle růstových podmínek a odrůstání se při přeměnách PND břízy, jeřábu a modřínu počítá s návratnou dobou 3 – 5 let.
- Jako podpůrné opatření při zakládání smrkových kultur možno (podle půdních podmínek) použít i přihnojení horninovými moučkami.
- Podobně jako u porostů jehličnatých exot i zde je smrk ztepilý často zastoupen a jeho podíl lze zvýšit protěžováním při výchově.

8.3.3.3. Přeměny porostů kleče horské a blatky

Kleč horská a blatka byly na kalamitních holinách v Krušných horách vysazovány na klimaticky zvláště nepříznivá stanoviště. Porosty BL a KOS a jejich směsí s dalšími dřevinami tvoří pouze malou část (817 ha) výměry PND v zájmovém území. Většina se vyskytuje ve vyšších polohách a počítá se s jejich postupnou přeměnou v převážné míře smrkem ztepilým.

Z posledního šetření v roce 2015 vyplývá, že tyto porosty dále plní nejdůležitější ekologické funkce, jsou ekologicky stabilní a vzhledem k daným růstovým podmínkám zpravidla ani nezabírají místo produkčně výnosným porostům. Proto není z výnosových ani ekologických důvodů jejich přeměna naléhavá.

Zdůvodněná je v zájmu ochrany přírody v porostech, kde nepůvodní provenience blatky a introdukovaná kleč ohrožuje genofond domácích populací. Pokud se jedná o stanoviště zatížená extrémními klimatickými stresy, kde i smrk vyžaduje pro zdárné odrůstání účinný ekologický kryt, měl by být smrk při přeměnách vysazován do těsné blízkosti klečových keřů. Z dosavadních empirických výsledků je zřejmé, že smrkové sazenice prorůstají klečí snadno a bez újmy na růstu a lze očekávat, že kleč po zastínění smrkem postupně zanikne. Při přeměnách porostů blatky a kleče není doporučeno současné porosty prořeďovat. Hektarový počet smrkových sazenic je navrhován 1,5 tis. (= 50 % počtu doporučeného LHP pro holosečné obnovní prvky). Vzhledem k tomu, že přeměny probíhají na stanovištích, na kterých se nepočítá s plněním produkční funkce a intenzivní péčí o nové výsadby, doporučujeme prosadby aplikovat jednorázově.

8.3.4. Přeměny v nižších polohách

Výměra porostů náhradních dřevin je v nižších polohách podstatně menší (zhruba 1/3) než v polohách vyšších. Hlavní funkce lesa je dřevoprodukční. Dříve bývaly označovány jako porosty pod tzv. „zelenou čarou“ lokalizované zhruba v 6. a nižších LVS (Smejkal et al. 1994, Slodičák 2001).

8.3.4.1. Přeměny porostů jehličnatých exot a jejich směsí s dalšími dřevinami

Rozloha porostů jehličnatých exot a jejich směsí je v nižších polohách menší a jejich přeměna je zde naléhavá vzhledem k jejich současnému rozpadu (SMP) a také negativnímu vlivu na lesní ekosystémy (zejména půdní podmínky) a zanedbatelné produkční schopnosti.

8.3.4.1.1. Použití buku lesního, javoru klenu a jedle bělokoré

V níže položených CHS plní bukové (klenové a jedlové) výsadby i funkci produkční. Celkový podíl těchto dřevin po ukončení přeměn se má pohybovat u základní CDS až do zastoupení 50 %, u přechodné biomeliorační do 70 %. Kromě BK, KL a JD jsou do příznivých podmínek CHS 51, 55, 57 a 59 doporučovány i příměsi JS, JL a LP, a to pouze do výše 10 %. (viz kapitola 7).

- Vzhledem k tomu, že na níže položených lokalitách jsou klimatické extrémy mírnější, (na rozdíl od vyšších, klimaticky exponovaných poloh, v nižších polohách převažuje negativní vliv kompetice stíněním nad pozitivním vlivem ekologického krytí) lze pro přeměny doporučit použití holosečných obnovních prvků. Kotlíky nebo koridory by měly být orientovány kolmo na převládající směr větru, šířka maximálně na 1,5násobek výšky porostu, nejvíce však 15 m. Šířka ponechaných pásů porostů by neměla v počátku přeměn klesnout pod 10 - 12 m, aby nebyl narušen efekt ekologického krytu (Smejkal et al. 1994, Kubelka 1992).
- Při výsadbě se doporučuje sazenice umisťovat nejméně 1 m od průmětu koruny stromů stávajících porostů. Po dosažení výšky 2 m musí být výsadby uvolňovány odstraněním stromků ND a obnovní prvek může být rozšířen.
- Prosadby/podsadby do mezer rozptýlených po porostu, případně po předchozím prosvětlení porostu (na zápoj 60 – 80 %), jsou vhodné, jen když jejich individuální ochrana před zvěří bude účinná.
- Pro přeměny PND jsou doporučovány hektarové počty 8 tis. sazenic BK, 6 tis. KL a 5 tis. JD pro výsadbu na holosečné obnovní prvky, v prosadbách o polovinu méně. Při výsadbě do kotlíků a koridorů je možno použít více druhů dřevin (například BK a JD se SM). Při jejich rozmístění by měly být respektovány odlišné ekologické nároky dřevin (např. výsadba BK a JD na zastíněné okraje a SM na slunné okraje kotlíků).
- Vzhledem k charakteru obnovních prvků lze počítat se 2 - 3 zásahy po 7 letech, ve kterých by do PND byly BK, případně KL a JD vysazovány (obnovní doba 20 let, LHP pro CHS 51, 53, 55).

8.3.4.1.2. Použití smrku ztepilého

Podíl smrku ztepilého se má pohybovat u základní CDS v rozmezí 40 – 70 %, u přechodné biomeliorační DS 20 - 50 %, u přechodné 70 – 80 %. Pokud netvoří smrk ztepilý součást porostní směsi v porostech jehličnatých exot a nelze jej při přeměnách využít výchovnými zásahy, sází se do porostních mezer a připravených obnovních prvků. Je nutné přitom respektovat, že kultury smrku mají větší požadavky na světlo než výše zmíněné dřeviny.

8.3.4.1.3. Použití modřínu opadavého

Výsadba modřínu při přeměnách PND v nižších polohách je doporučována do základní a přechodných DS, a to pouze do zastoupení 10 %, kde má funkci stabilizační a dřevoprodukční.

- Vzhledem k vysokým nárokům na světlo, má být výsadba prováděna do holosečných obnovních prvků. Doporučuje se i jednotlivá příměs do výsadeb dřevin, u kterých je předpoklad, že budou již v průběhu první věkové třídy pod úrovní modřínů.
- Na 1 ha se vysazuje 3 tis. sazenic.
- Nezbytná je ochrana proti vytloukání zvěří a kontrola případného poškození myšovitými hlodavci.

8.3.4.1.4. Použití slunných (pionýrských) listnáčů

Z pionýrských listnáčů připadá pro výsadbu do nižších horských poloh do úvahy především bříza bělokorá, osika, olše šedá a olše lepkavá a předpokládá se u nich především funkce biomeliorační,

případně stabilizační a produkční. Ke stresům z výkyvů teplot jsou tyto dřeviny poměrně tolerantní, na trofnost půdy méně náročné. Do základních CDS jsou doporučovány v příměsi až do 20 %, do přechodných biomelioračních DS do 40 %.

Při výběru sadebního materiálu bříz je nutná volba správného druhu podle místa výsadby v nižších polohách je to bříza bělokorá, pouze na podmáčená stanoviště (CHS 59) je doporučována bříza pýřitá.

- Při výsadbách je nutno respektovat především vysoké nároky na světlo uvedených druhů a výsadbu orientovat do holosečných obnovních prvků a porostních mezer.
- U sečí se počítá s výsadbou 6 tis. sazenic na ha u BR, 4 tis. u OS a OL, u prosadeb s počtem polovičním.
- Vzhledem k poměrně nízkému zastoupení slunných listnáčů v cílové druhové skladbě by měla být výsadba realizována jedním zásahem a dle potřeby později vylepšena.
- V současných poměrech Krušných hor je nezbytná důsledná ochrana kultur jeřábu a břízy před zvěří a vhodná je i kontrola výskytu poškození myšovitými hlodavci, aby se včas přistoupilo k případným obranným zásahům.
- Podle místních podmínek lze doporučit i vnášení pionýrských listnáčů do přeměňovaných porostů pouhou podporou jejich přirozeného zmlazení, a to zejména u bříz a osiky. Podporu lze zajistit oplocením, případně i narušením půdního krytu (plošky, brázdy, …).

8.3.4.2. Přeměny porostů břízy, jeřábu, modřínu, olše a jejich směsí

Pro přeměny náhradních listnatých a MD porostů v nižších polohách jsou v zásadě doporučovány stejné postupy jako při přeměnách porostů jehličnatých exot. Specifikem opadavých dřevin je současný dřevoprodukční potenciál, u modřínu i určitý potenciální podíl na cílové druhové skladbě. Zpravidla rychleji odrůstají a vyžadují proto kratší časové rozestupy opakovaného uvolňování kultur dřevin cílových. Podle růstových podmínek a odrůstání se při přeměnách těchto PND počítá s návratnou dobou 3 – 5 let.

8.4. Specifika pěstebních opatření v porostech v ochranném pásmu vodních zdrojů

Jedná se především o lesy v ochranných pásmech prvního a druhého stupně ve smyslu vyhlášky MŽP č. 137/1999 Sb.

Hlavním cílem pěstebních opatření v lesních porostech v ochranných pásmech vodních zdrojů a vodárenských nádrží je kromě stabilizace plnění všech funkcí lesa (s důrazem na funkce hydrické). Ve smrkových porostech a ve směsích s převládajícím smrkem je navíc požadováno zamezení hromadění humusových horizontů s možným rizikem kontaminace vody humínovými kyselinami. Hlavním opatřením k omezení tohoto nepříznivého stavu je udržování zakmenění těchto porostů na úrovni přibližně 0,7 (podle výčetní kruhové základny G). To znamená redukci hustoty smrkových porostů podle počtu stromů o 40 % ve srovnání s tabulkovými hodnotami. Toto opatření povede ke snížení celkového množství opadu a ke zlepšení podmínek (především teplotních) k jeho průběžné dekompozici.

S výchovou smrkových porostů v ochranném pásmu vodárenských nádrží se začíná obdobně jako v porostech 7. a 8. LVS nejpozději po dosažení h_0 7 m (tj. ve věku ca 20 let). Výchovné zásahy jsou podúrovňové s negativním výběrem. Materiál z výchovných zásahů by měl být z porostů odstraňován (velmi žádoucí je rozčlenění porostů na přibližně 20 m pracovní pole s linkami o šířce 4 m).

Vzhledem k trvajícímu překračování kritické dávky kyselých depozic v zájmovém území (viz kapitola 1) je potřebné i při výchově porostů v ochranných pásmech vodárenských nádrží přihlížet k většímu riziku rozpadu porostů. Proto je, že žádoucí, aby v porostech zůstávalo po výchovných zásazích více stromů jako rezerva pro případný další výběr.

Po prvním výchovném zásahu by mělo zůstat v porostu na kyselých stanovištích ca 2 100 až 2 200 jedinců. Na růstově příznivějších živných, oglejených a podmáčených stanovištích lze při tomto zásahu snížit počet jedinců až na 1 800 – 1 900 na 1 hektar.

Další zásahy (podúrovňové s negativním výběrem) se opakují při h_0 15, 17,5 20 a 25 m a počet stromů při nich postupně klesá na ca 650 na kyselých stanovištích a na 500 na stanovištích bohatších a oglejených (tab. 8.12). Při zhoršení zdravotního stavu pod stupeň II se provádí pouze zdravotní výběr. V případě, že se zdravotní stav porostů dlouhodobě (alespoň 5 let po sobě) zlepšuje a jsou reálné prognózy dalšího zlepšování, lze tyto další zásahy provádět pozitivním výběrem v úrovni a pokračovat ve výchově i po dosažení h_0 20 m s cílem využít rovněž dřevoprodukční funkce porostů. Na živných, oglejených a podmáčených stanovištích se rozvolňování zápoje po dosažení h_0 20 m vzhledem k ohrožení větrem nedoporučuje.

Tab. 8.12: Výchovné programy pro smrkové porosty v ochranném pásmu vodárenských nádrží

h_0 (m)*		CHS	71, 73, 51, 53	75, 77, 79, 55, 57, 59
Modelový počet jedinců na 1 ha	7	Po zásahu	2 100 – 2 200	1 800 – 1 900
	15	Po zásahu	1 200	1 100
	17,5	Po zásahu	1000	800
	20	Po zásahu	800	650
	25	Po zásahu	650	500

* Horní porostní výška h_0 v metrech (průměrná výška 100 nejvyšších jedinců na 1 ha)

V zájmovém území se v ochranných pásmech vodárenských nádrží vyskytují také porosty SMP. Vzhledem k aktuálnímu stavu porostů, které se ve velké míře rozpadají je třeba přistoupit k jejich přeměně. Pokud však vykazují alespoň průměrný zdravotní stav, lze tyto porosty SMP vychovávat podle modelů pro SM v tab. 8.12. Všechny zásahy jsou však podúrovňové s negativním výběrem a podřizují se potřebám přeměn. V ochranných pásmech vodárenských nádrží, kdy by v druhové skladbě měly převládat jehličnany, bude zřejmě k přeměně nejvíce používán smrk ztepilý.
V porostech listnatých dřevin nedochází ke zvýšené akumulaci opadu a horizonty surového humuse se zde netvoří. Proto lze tyto porosty v ochranných pásmech vodárenských nádrží vychovávat podle běžných pravidel.

8.5. Specifika pěstebních opatření v porostech soustavy NATURA 2000

Ptačí oblast Východní Krušné hory byla vyhlášena nařízením vlády č. 28/2005 ze dne 15. prosince 2004. Předmětem ochrany je zde populace tetřívka obecného (*Tetrao tetrix*) a jeho biotop. Cílem ochrany je zde zachování a obnova ekosystémů významných pro tento druh v jeho přirozeném areálu rozšíření a zajištění podmínek pro zachování populace tohoto druhu ve stavu příznivém z hlediska ochrany. Celková výměra ptačí oblasti ve východní část Krušných hor je 16 368 ha, z toho je 10 362 ha na lesních pozemcích a výměra druhé oblasti v západní části Krušných hor (Novodomské rašeliniště – Kovářská) je 15 963 ha, z toho na lesních pozemcích 14 045 ha.
V minulém období již na Lesní správě Litvínov byla zahájena změna managementu při revitalizaci rašelinišť, prakticky šlo o zastavení obnovy odvodňovacích systémů a tím rozšíření vhodných podmínek pro populaci tetřívka. Zároveň je potřeba, aby se v těchto oblastech nevytvářely podmínky pro rekreaci (turistické a lyžařské trasy) případně pozitivní propagací jiných lokalit byly turistické aktivity vedeny mimo tyto lokality.
Přes poměrně značnou celkovou výměru ptačích oblastí jsou specifické požadavky OP směřovány především do lesních porostů na edafických kategoriích R (převládají SLT 7R a 8R), kterých je v zájmové oblasti ca 3 tis. ha. V menším rozsahu se týkají také porostů na kategoriích G, Q a K.

8.5.1. CHS 01o

V CHS 01o jsou zařazeny porosty na SLT 8R (podle OPRL 2 449 ha).
Požadavky orgánů ochrany přírody lze splnit docílením navržené biomeliorační DS:

	SM	JR	BRP	KOS
BMDS	7 - 8	1 - 2	1 - 2	+

Zakmenění porostů snížit na 0,7 pouze redukcí SM (pokud je zastoupen tak přednostně SMP). Pokud je podíl meliorační složky dostačující, dále platí bezzásahový režim. Jinak je nutné doplnění požadované MZD a dále postupovat bez zásahu.

8.5.2. CHS 79

V CHS 79 jsou zařazeny porosty na SLT 7G, 7R, 8G, 8Q (podle OPRL 13 006 ha).

Požadavky orgánů ochrany přírody na vyšší podíl MZD lze splnit docílením navržené biomeliorační DS pro tento CHS:

	SM	**JR**	**BRP**	**JD**	**OL**	**VR**	**BL**
BMDS	5 - 6	+	1	±1	2	1	+

Oproti CHS 01o je druhová skladba vzhledem k příznivějším růstovým poměrům obohacena o OL a VR, možná je zde příměs JD a KOS lze zaměnit za BL.
Po dosažení BMDS zakmenění porostů udržovat na 0,7 pouze redukcí SM. Zásahy je nutno podpořit hloučkovitou strukturu porostů. Pokud je struktura porostů hloučkovitá a podíl meliorační složky dostačující, na stanovištích 7R dále udržovat bezzásahový režim. Jinak je třeba doplnění požadované MZD a dále postupovat bez zásahu.
Na stanovištích 7G, 8G, 8Q po dosažení BMDS a členité struktury porostů je nutno udržovat zakmenění na 0,7. V případě stabilizovaného zdravotního stavu lze od věku 50 let podporovat pozitivním výběrem nejkvalitnější stromy v porostu s cílem využít také produkční potenciál těchto stanovišť. Další postup směřuje ke skupinovitě až jednotlivě výběrnému hospodářství s nepřetržitou dobou obnovní.

8.5.3. CHS 73

V CHS 73 jsou zařazeny porosty na SLT 7K,7M, 8K (podle OPRL 24 245 ha). Do zón se zvláštním režimem jsou navrhovány pouze malé části porostů přiléhající k lokalitám s optimálními podmínkami pro biotop tetřívka.
Požadavky orgánů ochrany přírody lze splnit docílením navržené biomeliorační DS pro tento CHS:

	SM	BK	JR	BRP	JD	OS	VR
BMDS	4 - 5	2 - 3	1 - 2	1	+	0 - 1	+

Po dosažení BMDS zakmenění porostů je nutno udržovat na 0,7 pouze redukcí SM. Zásahy je třeba podpořit hloučkovitou strukturu porostů.
Po dosažení BMDS a požadované struktury porostů je nutno udržovat zakmenění na 0,7. V případě stabilizovaného zdravotního stavu lze od věku 50 let podporovat pozitivním výběrem nejkvalitnější stromy v porostu s cílem využít také produkční potenciál těchto stanovišť. Další postup směřuje ke skupinovitě až jednotlivě výběrnému hospodářství s nepřetržitou dobou obnovní.

8.6. Souhrn za kapitoly Obnova, Výchova a přeměny

Předložená studie je aktualizací doporučení publikovaných v knize „Lesnické hospodaření v Krušných horách“ (Slodičák et al. 2008). Byly zohledněny nové poznatky jednak o zdravotním stavu a výměře porostů PND (ÚHÚL 2015) a jednak výsledky šetření prezentované v dalších kapitolách této studie, tj. vývoj klimatických a imisních charakteristik, ohrožení porostů PND biotickými škůdci a analýzy mysliveckého hospodaření.

Výsledkem je následující souhrn doporučení, přičemž některé postupy obnovy, výchovy a přeměn z velké části zůstávají v platnosti tak, jak byly uvedeny v předchozí studii z roku 2008. Naopak některá doporučení musela být zrevidována, např. přístup k porostům SMP nebo dělení území podle kritické dávky depozic.

Pro přeměny současných PND byly navrženy dvě varianty druhových skladeb:

- **Základní CDS** vychází ze současných zlepšených imisně klimatických podmínek projevujících se revitalizací cílových dřevin a nastupující přirozenou obnovu.
- **Přechodná biomeliorační DS (BMDS)** je založena na poznatcích o schopnosti některých, především listnatých dřevin meliorovat prostředí a na poznatcích o nižší podkorunové kyselé depozici pod listnatými dřevinami.

Obmýtí se navrhuje snížit u jehličnatých porostů ohrožených kyselými depozicemi (u porostů bukových se naopak zvyšuje) a u porostů rozvrácených kalamitami. Snižuje se také u porostů poškozených hnilobami, především v důsledku loupání porostů a v těch porostech, kde nelze předpokládat, že se dožijí do přirozeného mýtního věku.

Jednotlivá opatření jsou platná pro zájmové území a nejsou diferencována podle úrovně imisní zátěže, protože na celém zájmovém území je trvale překračována pro dřeviny kritická dávka podkorunové kyselé depozice.

Pro CHS s výměrou nad 1 000 ha (CHS 53, CHS 55, CHS 73, CHS 77, CHS 79 a CHS 01o tvořících 95 % výměry zájmové oblasti) byly navrženy varianty druhových skladeb a dalších pěstebních rozhodnutí.

Návrh postupů výchovy je navržen pro hlavní hospodářské dřeviny – SM, BK, MD a jejich směsi a také pro nejvíce zastoupené náhradní dřeviny SMP a BR.

Porosty smrku ztepilého v zájmové oblasti je třeba vychovávat s cílem:

- prodloužení životnosti stromů hlavního porostu, a tím i životnosti celých porostů,
- zvýšení kvality a bezpečnosti produkce (odolnost vůči námraze a sněhovým polomům),
- snížení kyselých podkorunových depozic z přetrvávající imisní zátěže,
- vytvoření mikroklimatu příznivého pro plynulou dekompozici opadu (zlepšení půdních podmínek, zabránění hromadění surového humusu).

Předpokladem kvalitního provedení výchovných zásahů je včasné řádné rozčlenění porostů na pracovní pole. Širší linky (4 m) umožní snížit rozsah poškození při případném vyklízení těženého dřeva a přitom nedochází k produkčním ztrátám. Vzhledem k nutnosti snížení stavů spárkaté zvěře je vhodné při plánování a realizaci rozčleňování mladých porostů zohlednit jejich využití jako střeleckých linek.

Porostní výchova SM se diferencuje podle stanovištních podmínek (CHS a SLT) a úrovně kyselých depozic. V souladu s předchozím doporučením jsou uvedeny postupy pro dvě diferencované skupiny porostů SM: v polohách 5 a 6. LVS a v polohách 7. a 8. LVS. Odlišně jsou upraveny návrhy na výchovu SM porostů s opožděnou výchovou a porostů poškozených zvěří.

Většina současných **březových porostů** v zájmové oblasti je již silně proředěná a optimální věk pro zahájení přeměn, tj. kdy porosty dosáhnou maximální očekávané funkční účinnosti, byl již překročen. Pokud však jsou ještě k dispozici březové porosty druhého věkového stupně, lze doporučit výchovné selektivní zásahy, úrovňové s negativním výběrem.

Výchova porostů břízy se diferencuje podle podílu BR v porostech, imisní zátěže, klimatických a stanovištních podmínek. Výchovná opatření je nutno plánovat v souladu s potřebami pokračujících přeměn.

U porostů **smrku pichlavého** došlo na rozdíl od předchozí studie k zásadní změně zdravotního stavu. Hlavním škodlivým činitelem je houbový patogen kloubnatka smrková a SMP je tak v současnosti nejohroženější dřevinou PND s předpokladem dožití nejvíce napadených porostů pouze několik let. Přesto lze (především v méně poškozených porostech) využít současné porosty SMP jako ochranné prvky pro zavádění dalších funkčně účinnějších dřevin.

Jednorázová a kompletní rekonstrukce porostů SMP není vzhledem jejich rozloze vhodná. Je tedy třeba přístup diferencovat a nejprve rekonstruovat porosty s nejhorším zdravotním stavem. V porostech mladších a méně poškozených lze ještě počítat s výchovu, avšak tu je třeba vždy podřídit potřebám přeměn nebo rekonstrukcí.

Výchova **směsí BR a SMP** se diferencuje podle zastoupení břízy a smrku pichlavého v porostech a podle klimatických a stanovištních podmínek.

V současnosti vykazují porosty **modřínu opadavého** na většině lokalit dobrý až velmi dobrý zdravotní stav s lokálním zhoršením zdravotního stavu pouze na stanovištích neodpovídajících ekologickým nárokům této dřeviny, tj. v terénních depresích a uzavřených údolních polohách. Hospodářská doporučení pro výchovu modřínu je proto třeba diferencovat jednak podle zastoupení této dřeviny v porostu (příměs, monokultura), současného stavu porostu (kvalita, stabilita, zdravotní stav) a hospodářských cílů pěstitele (produkce dřeva, přeměna náhradních porostů, apod.).

V **listnatých porostech** většinou nehrozí, že vynechání výchovy ohrozí jejich stabilitu. Zásadně se to však projeví na kvalitě a částečně i na kvantitě produkce. V případě směsí znamená většinou vynechání výchovy postupné převážení jedné dřeviny a prakticky vznik monokultury. V podmínkách zájmové oblasti Krušných hor je udržení smíšených porostů důležitým cílem vzhledem k silnému působení klimatických a biotických faktorů a přetrvávajícím depozicím. V lokalitách s příznivějšími podmínkami a alespoň průměrným zdravotním stavem také není třeba rezignovat i na parametry produkce porostů. Doporučení pro výchovu jsou tak členěna jednak pro porosty **buku**, jako z uvedených listnáčů nejvíce zastoupené dřeviny a jednak obecně pro hospodaření ve **směsích**.

Přeměny jsou zásadní změnou druhové skladby porostů předčasnou nebo urychlenou obnovou na cílové zastoupení dřevin. Jako zvláštní pěstební a lesohospodářský systém mají své odůvodnění tam, kde dosavadní porosty ztratily funkční účinnost, tzn. nejsou produktivní nebo nedokáží v požadované míře plnit jiné určené funkce.

Při přeměnách se většinou jedná o změnu druhové skladby umělou (případně přirozenou) obnovou. K vytvoření druhové skladby odpovídající optimálnímu plnění požadovaných funkcí v daných růstových podmínkách dochází buď přímým zaváděním dřevin požadovaných pro „Základní CDS“ nebo volbou „Přechodné biomeliorační DS“ mající za cíl usnadnění přeměn z technického, ekonomického případně biologického hlediska (revitalizace a stabilizace narušených ekotopů).

Na základě dosavadních poznatků lze doporučení pro lesnickou praxi shrnout do následujících bodů:

- Je třeba podrobněji diferencovat pěstební postupy při přeměnách PND ve vyšších polohách podle území (od 7. LVS výše) a upřesnit technologické postupy při použití cílových listnáčů, smrku ztepilého nebo pionýrských listnáčů a kleče.

- Je třeba podrobněji diferencovat pěstební postupy při přeměnách PND podle imisního zatížení a stavu půd.
- Diferencovat postupy kultivace buku, klenu a jedle pro vyšší a nižší polohy zájmového území. Ve vyšších polohách se jejich úspěšné odrůstání neobejde bez ekologického krytí.
- Podle růstových podmínek lze příměs slunných (pionýrských) listnáčů v přeměňovaných porostech zajistit podporou přirozeného zmlazení.
- Snížit normované hektarové počty sazenic buku, klenu a jedle při prosadbách PND ve vyšších SLT (od 7. LVS výše) o 20 – 30 %, v nižších SLT (od 6. LVS níže) o 40 - 50 %. (Pozn.: OPRL doporučuje při přeměnách PND prosadbami snížení hektarového počtu o 50 %.).

Použitá literatura:

BALCAR, V., KACÁLEK, D., 2003: Výzkum optimálního prostorového uspořádání bukových výsadeb při přeměnách porostů náhradních dřevin v Jizerských horách. Zprávy lesnického výzkumu, 48, č. 2/3, s. 53 – 61.

BALCAR, V., KACÁLEK, D., 2001: Prosadby porostů náhradních dřevin bukem lesním v horách. In: Současné otázky pěstování horských lesů. Sborník z 3. česko-slovenského vědeckého sympozia ... Opočno, 13. 9. – 14. 9. 2001. Ed. M. Slodičák, J. Novák. Jíloviště-Strnady, Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, s. 193 – 202. – ISBN 80-86461-13-0

BALCAR, V., NAVRÁTIL, P., 2006: Význam, postavení a druhové složení porostů náhradních dřevin v Krušných horách. In: Lesnický výzkum v Krušných horách. Recenzovaný sborník z celostátní vědecké konference. Teplice 20. 4. 2006. Sest. M. Slodičák a J. Novák. Jíloviště-Strnady, VÚLHM – Výzkumná stanice Opočno, s. 91 – 110. – ISBN 80-86461-66-1.

BALCAR, V., 2000: Ekologické krytí výsadeb buku lesního náhradním porostem smrku pichlavého. In: Výsledky a postupy výzkumu v imisní oblasti SV Krušnohoří. Sborník referátů z celostátního semináře konaného v rámci Phare-programu přeshraniční spolupráce ... Teplice, 4. 2. 2000. Sest. M. Slodičák, J. Novák. Jíloviště-Strnady, VÚLHM, s. 85 - 88. - ISBN 80-902615-7-4

HADAŠ, P., 2006: Potenciální depoziční toky síry, dusíku, iontů vodíku a jejich vliv na zdravotní stav lesních porostů na území PLO Krušné hory. In: Slodičák M., Novák J. (Ed), Lesnický výzkum v Krušných horách 2006. Sborník referátů z celostátní konference, Teplice, 20.4., VÚLHM Jíloviště-Strnady, LČR s.p. Hradec Králové, FLE ČZU Praha, LDF MZLU Brno: str. 17 - 38 ISBN 80-86461-66-1.

HADAŠ, P., 2006: Stanovení depozičních toků síry, dusíku iontů vodíku na území PLO Krušné hory v roce 2004, Závěrečná zpráva, 34 s.

KORPEĽ, Š. ET AL., 1991: Pestovanie lesa. Príroda, Bratislava, 465 s.

KUBELKA, L., KARÁSEK, A., RYBÁŘ, V., BADALÍK V., SLODIČÁK, M., 1992: Obnova lesa v imisemi poškozované oblasti severovýchodního Krušnohoří. Praha, MZe ČR. 133 s.

LANG, W., 1971: Ökologische und hydrologische Untersuchungen in verschieden stark durchforsteten Fichten- un Lärchenbeständen des Schwarzwaldes. Stuttgart, Landesverwaltung Baden-Württemberg. 87 s.

LOKVENC, T. ET AL., 1992: Zalesňování Krkonoš. Vrchlabí, Správa KRNAP, Opočno VÚLHM VS, 111 s.

MATERNA, J, 1978: Práce a výsledky výzkumu v krušnohorské kouřové oblasti. In: Sborník z konference o zajištění úkolů státních lesů v Krušných horách. Fláje u Litvínova, MLVH, s. 40 – 54.

MAUER, O., PALÁTOVÁ, E., RYCHNOVSKÁ, A., 2004b: Kořenový systém a vitalita modřínu opadavého (*Larix decidua* Mill.) v severovýchodním Krušnohoří. In: Novák, J., Slodičák, M., Výsledky lesnického výzkumu v Krušných horách v roce 2003, s. 102 - 112.

NOVÁK, J., SLODIČÁK, M., 2006b: Možnosti ovlivnění stability náhradních porostů smrku pichlavého (*Picea pungens* Engelm.). In: Lesnický výzkum v Krušných horách. Recenzovaný sborník z celostátní vědecké konference. Teplice 20.4.2006. Sest. M. Slodičák a J. Novák. Jíloviště-Strnady, VÚLHM – Výzkumná stanice Opočno, s. 347 – 357. – ISBN 80-86461-66-1

NOVÁK, J., SLODIČÁK, M., 2006c: Development of young substitute larch (*Larix decidua* Mill.) stands after first thinning. Journal of Forest Science, 52, 4, s. 147 – 157.

NOVÁK, J., SLODIČÁK, M., 2004: Structure and accumulation of litterfall under Norway spruce stands in connection with thinnings. Journal of Forest Science, 50, č. 3, s. 101 – 108.

PODRÁZSKÝ, V., ULBRICHOVÁ, I., 2004: Restoration of forest soils on reforested abanodoned agricultural lands. Journal of Forest Science, 50, s. 249 – 255.

SLODIČÁK, M., NOVÁK, J., 2007: Výchova lesních porostů hlavních hospodářských dřevin. Strnady, Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti 46 s. Recenzované metodiky. Lesnický průvodce 4/2007. – ISBN 978-80-86461-89-2

SLODIČÁK, M. ET AL., 2008: Lesnické hospodaření v Krušných horách. Hradec Králové, Lesy České republiky; Strnady, Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti. 480 s. – ISBN 978-80-86945-04-0

SLODIČÁK, M., 2001: Diferenciace pěstebních opatření v porostech náhradních dřevin. In: Výsledky lesnického výzkumu v Krušných horách. Sborník z celostátní konference ... Teplice, 1. 3. 2001. Sest. M. Slodičák a J. Novák. Jíloviště-Strnady, VÚLHM, s. 151 – 162.

SMEJKAL, J. ET AL., 1994: Generel rekonstrukcí porostů náhradních dřevin v imisní oblasti východního Krušnohoří. Jablonec nad Nisou, Lesprojekt, 90 s. + příl.

ÚHÚL, 2005: Integrované údaje ÚHÚL za PLO 01. Jablonec nad Nisou, ÚHÚL. Nestr.

ÚHÚL, 2015: Aktualizace informací o porostech náhradních dřevin v Krušných horách. ÚHÚL. 15 s.

ULBRICHOVÁ I., PODRÁZSKÝ, V., SLODIČÁK, M., 2005: Soil forming role of birch in the Ore Mts. Journal of Forest Science, 51, Special issue. s. 54 – 58.

9. Variantní řešení pěstebních opatření

Marian Slodičák

9.1. Vymezení území

Území, pro které je zpracována předkládaná rozvaha vychází jednak z podpůrné studie ÚHÚL „Šetření stavu porostů v Krušných horách“ zadané MZe v roce 2005, a jednak z aktuální studie „Aktualizace informací o porostech náhradních dřevin v Krušných horách“ zadané MZe v roce 2015, jejichž cílem bylo zjistit stav porostů na Krušných horách v území s převahou porostů náhradních dřevin (PND).

Do detailního šetření bylo zařazeno území na náhorní plošině východního Krušnohoří s převahou souvislých porostů náhradních dřevin a doplněno ucelenými částmi porostů náhradních dřevin ze západního Krušnohoří. Na takto vymezeném území byly do šetření zahrnuty i porosty smrkové a tvořené dřevinami přirozené dřevinné skladby, v kterých se v době kalamity nehospodařilo a staly se krytem pro zvěř. Doplňkovým šetřením v roce 2007 byly přiřazeny navazující porosty náhradních dřevin v horní části svahů Krušných hor. Celková výměra šetřeného území činila **41 060 ha** z celkových 115 tis. ha porostní půdy PLO 1. (tab. 9.1).

Podle modelové studie depozic z roku 2004 (Hadaš 2007) se na celém šetřeném území vyskytují nadkritické dávky kyselých depozic (kritická úroveň podkorunové kyselé depozice byla stanovena na základě studie Zapletala et al. (2001) na 1,6 kmol H^+ ha^{-1} rok^{-1}). Většina šetřených porostů (ca 30 tis. ha) se nachází v rozmezí jedno až dvojnásobku kritické dávky. Více než 11 tis. ha šetřených porostů je však podle této studie nadále ohrožováno kyselou depozicí větší než 3,2 kmol H^+ ha^{-1} rok^{-1} tedy větší než je dvojnásobek kritické dávky.

Podle výsledku aktuálních šetření uvedených v kapitole Imisní zatížení Krušných hor (kap. 1), překračují kyselé depozice stále hodnoty kritických zátěží.

Tab. 9.1: Výměra porostů (ha) pro přeměny a rekonstrukce podle studií ÚHÚL z let 2007 a 2015 členěná podle kategorie porost (podklady ÚHÚL 2015)

Kategorie šetřených porostů		Výměra (ha)		Rozdíl 2007 - 2015	Rozdíl 2007 - 2015
		2007	2015	v ha	v %
A	Cílové dřeviny v dobrém zdravotním stavu	14 006	18 148	4 142	30
B	Směs cílových a PND (lze přeměnit výchovou)	3 875	6 855	2 980	77
C	Cílové dřeviny ve špatném ZS a řediny	1 541	1 140	-401	-26
D	Směs cílových a PND (nelze přeměnit výchovou)	6 313	5 653	-660	-10
E	Dobrý stav porostů náhradních dřevin	14 500	4 684	-9 816	-68
F	Poškozené porosty náhradních dřevin	570	4 325	3 755	659
G	Nešetřeno (první zalesnění)	255	255	0	0
Celkem šetřené porosty		**41060**	**41 060**		
Celkem přeměny C+D+E+F		**22924**	**15 802**	-7 122	-31
Naléhavé přeměny C+F		**2111**	**5 465**	3 354	159
Méně naléhavé přeměny D+E		**20813**	**10 337**	-10 476	-50
Celkem výchova A+B+D+E		**38694**	**35 340**	-3 354	-9

Vysvětlivky: Charakteristiky skupin šetřených porostů jsou uvedeny v textu

9.2. Diferenciace šetřených porostů

Šetřené porosty byly diferencovány podle zdravotního stavu, dřevinné skladby, hustoty porostu a způsobu míšení. (Podrobněji v kap. 9. Kategorizace PND, naléhavost jejich přeměn a perspektivy dalšího vývoje).

Na základě členění podle těchto parametrů byly vylišeny následující kategorie porostů:

A. **Cílové dřeviny v dobrém zdravotním stavu** jsou porosty se zastoupením cílových dřevin 70 % a více, se zakmeněním vyšším než 6, bez poškození vedoucího k proředění porostů (18 148 ha).

B. **Směsi cílových a náhradních dřevin,** které **lze** řešit výchovou ve prospěch cílových dřevin jsou porosty s podílem náhradních dřevin v dobrém zdravotním stavu v rozmezí **30 až 70 %,** které lze postupnými výchovnými zásahy přeměnit na porost cílových dřevin (6 855 ha).

C. **Cílové dřeviny ve špatném zdravotním stavu a řediny** jsou porosty se zastoupením cílových dřevin 70 % a více, se zakmeněním pod 7, a nebo s podílem silně poškozených jedinců snižující zakmenění pod 7 (1 140 ha).

D. **Směsi cílových a náhradních dřevin**, které **nelze** řešit výchovou ve prospěch cílových dřevin, jsou porosty s podílem náhradních dřevin v dobrém zdravotním stavu v rozmezí **30 až 70 %,** které pro podíl náhradních dřevin v porostu, nebo pro jejich seskupení, nelze postupnými výchovnými zásahy přeměnit na porost cílových dřevin (5 653 ha).

E. **Porosty náhradních dřevin v dobrém zdravotním stavu** (ZS) jsou porosty s podílem náhradních dřevin 70 % a více se zakmeněním vyšším než 6 a porosty v současné době nevykazující odumírání, které by způsobilo ředinu nebo velké porostní díry (4 684 ha).

F. **Poškozené porosty náhradních dřevin** jsou porosty a porostní směsi s podílem náhradních dřevin nad 30 %, kde je zakmenění nižší než 7, a nebo podíl odumírajících jedinců snižuje zakmenění pod 7 (4 325 ha).

G. Lesní kultury prvního věkového stupně ve kterých šetření neproběhla (255 ha).

9.3. Variantní řešení lesnického hospodaření v PND

Vzhledem k tomu, že na celém území s PND se doposud vyskytují nadkritické dávky kyselých depozic a lesní půda byla v minulých desetiletích narušena vysokými dávkami depozic, se pro přeměny PND navrhuje použití biomeliorační druhové skladby (BMDS). Při vnášení na živiny náročnějších listnatých dřevin bude potřebné upravit půdní prostředí a tuto příměs na přechodnou dobu ochránit oplocením v rozsahu dvakrát 1 500 m^2 na 1 ha přeměňované plochy. Ve druhém věkovém stupni se předpokládá intenzivnější výchova s cílem podpory žádoucí příměsi, tj. dva zásahy za decennium. V porostech třetí, čtvrté a páté věkové třídy se počítá s jedním zásahem za decennium.
Lesnická opatření jsou navržena a kalkulována ve dvou variantách zpracovaných pro horizont 10 let a 20 let:

Varianta 1. Přeměna celé výměry PND v horizontu 10 let

Varianta 2. Přeměna rozpadajících se PND kategorií F a C do 10 let a ostatních porostů kategorie D a E do 20 let

9.4. Varianta 1 - Přeměna celé výměry PND v horizontu 10 let

9.4.1. Přeměny a rekonstrukce včetně úpravy půdního prostředí

1. Z hlediska naléhavosti je potřebné nejdříve přeměnit porosty kategorie F „Poškozené porosty náhradních dřevin“ (celkem 4325 ha) a rekonstruovat porosty kategorie C „Cílové dřeviny ve špatném ZS a řediny“ (celkem 1 140 ha).
2. Proto se doporučuje PND těchto kategorií (C a F) přeměnit nebo rekonstruovat v prvních pěti letech. Celkově se jedná o 5 465 ha porostů (tab. 9.1).
3. Vzhledem k 5letému výhledu se tedy jedná o 1093 ha přeměn a rekonstrukcí ročně.
4. Při přeměnách budou používány postupy specifikované v kapitole „Optimální pěstební postupy pro lesní porosty Krušných hor“.
5. Ročně se jedná o **189 mil. Kč.**
6. Celkové náklady na přeměny a rekonstrukce porostů kategorií C a F (tab. 9.2) vycházejí z cenových kalkulací provedených v roce 2006 v rámci studie Lesnické hospodaření v Krušných horách. (odečteny náklady na porostní výchovu a upraveny a sjednoceny náklady na oplocení) dosahují **945 mil. Kč**.
7. Přeměny a rekonstrukce porostů s lepším zdravotním stavem kategorií D a E lze odložit na dalších pět let. Celkově se jedná o výměru 10 337 ha.
8. Porosty kategorie D již obsahují příměs cílových dřevin min. 30 %, proto byla do kalkulací jejich výměra snížena o 30 % (Cekem výměra obou kategorií 8 641 ha). Vzhledem k 5letému výhledu se tedy jedná o 1 728 ha přeměn a rekonstrukcí ročně.

9. Přeměna porostů těchto kategorií je kalkulována na **1 494 mil. Kč**, tj. při pětiletém období **299 mil. Kč ročně** (tab. 9.3).

Tab. 9.2: Výpočet nákladů pro přeměny podle varianty 1 pro kategorie C a F

Výměra (ha)	Cena přeměny (tis. Kč)	Cena oplocení (tis. Kč)	Cena celkem za 1 ha (tis. Kč)	Cena za 5 let (mil. Kč)	Ročně (mil. Kč)
5 465	131	41	173	945	189

Náklady na 1 ha vycházejí z cenových kalkulací provedených v roce 2006 v rámci studie Lesnické hospodaření v Krušných horách (odečteny náklady na výchovu a náklady na oplocení kalkulovány pro dva kruhové prvky po 15 arech na 1 ha, běžný metr plotu výšky 180 cm kalkulován na 150 Kč . Celková délka oplocení 276 m na 1 hektar, tj. celkem 41 448 Kč na 1 hektar přeměňované plochy).

Tab. 9.3: Výpočet nákladů pro přeměny podle varianty 1 pro kategorie D a E (výměra kategorie D snížena o 30 % vzhledem k existující příměsi cílových dřevin)

Výměra (ha)	Cena přeměny (tis. Kč)	Cena oplocení (tis. Kč)	Cena celkem za 1 ha (tis. Kč)	Cena za 5 let (mil. Kč)	Ročně (mil. Kč)
8 641	131	41	173	1 494	299

Náklady na 1 ha vycházejí z cenových kalkulací provedených v roce 2006 v rámci studie Lesnické hospodaření v Krušných horách (odečteny náklady na výchovu a náklady na oplocení kalkulovány pro dva kruhové prvky po 15 arech na 1 ha, běžný metr plotu výšky 180 cm kalkulován na 150 Kč . Celková délka oplocení 276 m na 1 hektar, tj. celkem 41 448 Kč na 1 hektar přeměňované plochy).

9.4.2. Výchova

1. Rozpracované nebo přeměněné porosty kategorie A a B (Cílové dřeviny v dobrém zdravotním stavu a Směsi cílových a ND, které lze přeměnit výchovou) a také porosty kategorií D a E (Směs cílových a PND, které nelze přeměnit výchovou a PND v dobrém ZS) v případě, že nebudou přeměňovány v desetiletém horizontu, je potřebné náležitě vychovávat. Předpokládá se intenzívnější péče spočívající ve dvou zásazích ve druhém věkovém stupni (lepší péče o žádoucí příměs, lepší stabilizace porostů) a jednom zásahu ve stupních 3. až 5. za decennium.
2. Při porostní výchově budou používány postupy specifikované v kapitole „Optimální pěstební postupy“. Výměry porostů k výchově jsou uvedeny v tab. 9.1. Po odečtení výměry porostů, kde se doporučuje bezzásahový režim, je plocha k výchově celkem 2 411 ha ročně (tab. 9.4).
3. Při nákladech na výchovu 7 908 Kč na 1 ha porostu budou roční náklady představovat **19,1 mil. Kč.**
4. Celkové náklady na výchovu přeměňovaných porostů v následujících 10 letech budou tedy představovat **191 mil. Kč.**

Tab. 9.4: Výměra porostů (ha) k výchově v následujících deseti letech členěná podle kategorie porostů

Výměra PND kategorií A, B, D a E podle studie ÚHÚL 2015	35340
Bezzásahový režim CHS 79, 01 a 02	8449
Porosty 1. věkového stupně podle studie ÚHÚL 2015	8843
Porosty 2. věkového stupně + 6058 ha druhý zásah za decennium	6058
Porosty k výchově za decennium (2. věkový stupeň 2 zásahy, 3. až 5. stupeň 1 zásah)	24106
Porosty k výchově ročně (ha)	2411
Náklady na výchovu ročně podle RV 8 (mil. Kč při 7 908 Kč na 1 ha)	19,1
Náklady na výchovu za 10 let (mil. Kč)	191

Vysvětlivky: Plocha výchovy byla určena jako součet výměry porostů kategorií A, B, D a E po odečtení výměry CHS kde se předpokládá bezzásahový režim Porosty 1. věkové třídy bez zásahu, porosty 2. věkové třídy 2 zásahy za decennium, porosty 3. - 5. věkové třídy 1 zásah za decennium.

9.4.3. Souhrnné náklady pěstební péče při variantě 1 - Přeměna celé výměry PND v horizontu 10 let

Souhrnné náklady pěstební péče v mil. Kč při této variantě a 10letém období představují:

Náklady na přeměny a rekonstrukce porostů kategorií C a F	**945 mil. Kč**
Náklady na přeměny a rekonstrukce porostů kategorií D a E	**1 494 mil. Kč**
Náklady na porostní výchovu v kategoriích A, B, D, E	**191 mil. Kč**
Celkem náklady na pěstební péči	**2 630 mil. Kč**

9.5. Varianta 2 - Přeměna rozpadajících se PND kategorií F a C do 10 let a ostatních porostů kategorie D a E do 20 let

Tato varianta pracuje se stejnými výchozími kalkulacemi jako varianta předchozí. Vzhledem k delšímu časovému prostoru umožní lépe naplánovat prováděné lesnické práce a především umožní školkařským provozům napěstování požadovaného sadebního materiálu v odpovídající skladbě a kvalitě.

Celkové náklady na přeměny a rekonstrukce zůstávají stejné jako u předchozí varianty, zvyšují se však náklady na porostní výchovu v důsledku prodloužení plánované péče z deseti na dvacet let.

Relativně příznivý zdravotní stav porostů kategorie D a E umožňuje odložit přeměny o 10 let a soustředit se v prvních deseti letech na přeměny rozpadajících se PND, tedy kategorií C a F.

9.5.1. Přeměny a rekonstrukce včetně úpravy půdního prostředí

1. Celkové náklady na přeměny a rekonstrukce porostů kategorie C a F (tab. 9.2) Kalkulace nákladů na pěstební opatření spojená s přeměnami, rekonstrukcemi a další pěstební péči v porostech PND vychází z cenových kalkulací provedených v roce 2006 v rámci studie Lesnické

hospodaření v Krušných horách (odečteny náklady na porostní výchovu a upraveny náklady na oplocení) dosahují stejně jako u předchozí varianty **945 mil. Kč**.

2. Celková výměra porostů těchto kategorií je stejná jako v předchozí variantě (5 465 ha), tj. roční výměra pro přeměny klesá na ½ a dosahuje ca **547 ha**.
3. Při desetiletém horizontu jsou náklady na přeměny a rekonstrukce kalkulovány na **94,5 mil. Kč ročně**.

9.5.2. Výchova

Celkové náklady na přeměny a rekonstrukce zůstávají stejné jako u předchozí varianty, zvyšují se však náklady na porostní výchovu v důsledku prodloužení plánované péče z deseti na dvacet let.

1. Na nákladech porostní výchovy se promítá prodloužení plánovacího období z deseti na dvacet let. Vzhledem k potřebě dvou zásahů v porostech druhého věkového stupně a opakování výchovy každých deset let dochází ke zdvojnásobení výměry porostů, které je nutno vychovávat a tím i ke zvýšení celkových nákladů na výchovu.
2. Ve druhém decenniu jsou do výměry porostů k výchově zahrnuty současné porosty 1. věkového stupně (8 843 ha). Kalkulace je zřejmá z tab. 9.5. Ostatní podmínky pro výchovu zůstávají v platnosti.
3. Po odečtení výměry porostů, kde se doporučuje bezzásahový režim, je plocha k výchově ve druhém decenniu celkem 30 269 ha ročně (tj. 3 027 ha ročně).
4. Při nákladech na výchovu 7 908 Kč na 1 ha mlazin budou roční náklady představovat **23,9 mil. Kč.**
5. Celkové náklady na výchovu přeměňovaných porostů v následujících 20 letech budou tedy představovat **430 mil. Kč.**

Tab. 9.5: Výměra porostů (ha) k výchově ve druhém decenniu členěná podle kategorie porostů

Výměra PND kategorií A, B, D a E podle studie ÚHÚL 2015		35340
Bezzásahový režim	CHS 79, 01 a 02	8449
Porosty 1. věkového stupně (současné C+F)		5465
Porosty 2. věkového stupně + 8843 ha druhý zásah za decennium		8843
Porosty k výchově za 2. decénnium (2. věkový stupeň 2 zásahy, 3. až 6. stupeň 1 zásah)		30269
Porosty k výchově ročně (ha)		3027
Náklady na výchovu ročně podle RV 8 (mil. Kč při 7 908 Kč na 1 ha)		23,9
Náklady na výchovu za 10 let (mil. Kč)		239

Vysvětlivky: Plocha výchovy byla určena jako součet výměry porostů kategorií A, B, D a E po odečtení výměry CHS kde se předpokládá bezzásahový režim Porosty 1. věkové třídy bez zásahu, porosty 2. věkové třídy 2 zásahy za decennium, porosty 3. - 5. věkové třídy 1 zásah za decennium.

9.5.3. Souhrnné náklady pěstební péče při variantě 2 - Přeměna rozpadajících se PND kategorií F a C do 10 let a ostatních porostů kategorie D a E do 20 let

Souhrnné náklady pěstební péče v mil. Kč při této variantě a 20letém období představují:

Náklady na přeměny a rekonstrukce porostů kategorií C a F	**945 mil. Kč**
Náklady na přeměny a rekonstrukce porostů kategorií D a E	**1494 mil. Kč**
Náklady na porostní výchovu v kategoriích A, B, D, E	**191 mil. Kč**
Náklady na porostní výchovu v kategoriích A, B, D, E ve 2. decenniu	**239 mil. Kč**
Celkem náklady na pěstební péči	**2869 mil. Kč**

9.6. Souhrn

Kalkulace nákladů na pěstební opatření spojená s přeměnami, rekonstrukcemi a další pěstební péči v porostech PND vychází z cenových kalkulací provedených v roce 2006 v rámci studie Lesnické hospodaření v Krušných horách. Dalším podkladem byla především studie ÚHÚL: „Aktualizace informací o porostech náhradních dřevin v Krušných horách“ (Dílčí zpráva k 15.9.2015). Vycházelo se dále ze studie o imisním zatížení a zdravotním stavu PND ke konci roku 2015.

Z výsledků studií vyplynulo, že za posledních 8 let došlo k výrazným změnám ve výměrách jednotlivých kategorií porostů, spočívajících především v nárůstu podílu kategorie A (Cílové dřeviny v dobrém stavu) a kategorie B (Směs cílových a PND, které lze přeměnit výchovou). Na druhou stranu, se více než zdvojnásobila výměra porostů ve špatném zdravotním stavu, kde je potřeba přeměn velmi naléhavá (především kategorie F - Poškozené porosty náhradních dřevin).

Vzhledem k poklesu výměry porostů k přeměnám a nárůstu výměry velmi naléhavých přeměn a také vzhledem k pokračující nadkritické kyselé depozici a narušenému půdnímu prostředí byly navrženy dvě varianty pěstebních postupů: Varianta 1 - Přeměna celé výměry PND v horizontu 10 let a Varianta 2 - Přeměna rozpadajících se PND kategorií F a C do 10 let a ostatních porostů kategorie D a E do 20 let. V obou případech se doporučuje využít biomeliorační druhové skladby v souladu s doporučením v kapitole „Optimální pěstební postupy pro lesní porosty Krušných hor“.

Souhrnné náklady opatření byly vykalkulovány pro desetileté období na 2 630 mil. Kč a pro dvacetileté období na 2 869 mil. Kč. Vyšší náklady pro dvacetileté období zahrnují opakované výchovné zásahy.