

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta lesnická a dřevařská

Katedra pěstování lesa



**Přestavba lesních porostů na přírodě  
bližší skladbu na Lesní správě Jablonec  
nad Nisou**

**(Reconstruction of Forest Stands on Nature Closer  
Composition at the Forest Administration Jablonec nad Nisou)**

Doktorská disertační práce

Autor práce: Ing. Jiří Slanař

Vedoucí práce: prof. RNDr. Stanislav Vacek, DrSc.

Praha 2020

## ZADÁNÍ DISERTAČNÍ PRÁCE

Ing. Jiří Slanař

Lesní inženýrství  
Pěstování lesa

Název práce

**Přestavba lesních porostů na přírodě bližší skladbu na Lesní správě Jablonec nad Nisou**

Název anglicky

**Conversion of forest stands on close-to nature structure at the Forest Administration Jablonec nad Nisou**

---

### Cíle práce

Získat poznatky o struktuře a vývoji modelových porostů v přestavbě na přírodě bližší skladbu z hlediska optimalizace jejich druhové, věkové a prostorové struktury na Lesní správě Jablonec nad Nisou.

### Metodika

- Rozbor problematiky o přestavbě lesních porostů na přírodě bližší skladbu z hlediska optimalizace jejich druhové, věkové a prostorové struktury obecně a se zaměřením na nižší horské polohy.
- Charakteristika zájmové oblasti Jizerských hor a zejména pak stanovištních a porostních poměrů na Lesní správě Jablonec nad Nisou.
- Výběr a charakteristika modelových výzkumných ploch v lesních porostech v různém stupni přestavby ve vztahu k porostům kontrolním.
- Standardní biometrická měření stromového patra a přirozené obnovy na vybraných TVP o velikosti 50×50 m.
- Aplikace standardních biometrických a matematicko-statistických metod.
- Vyhodnocení postupů přestavby na vybraných TVP z hlediska optimalizace jejich druhové, věkové a prostorové struktury.

## Doporučený rozsah práce

100 stran textu

## Klíčová slova

Přestavba lesních porostů, druhová, věková a prostorová skladba, smrkové porosty, smíšené porosty, Jizerské hory

---

## Doporučené zdroje informací

- BÍLEK L. – REMEŠ J. – ŠVEC O. (2013): On the way to continuous cover forest at middle elevations – the question of forest structure and specific site characteristics. *Journal of Forest Science*, 59: 10: 391–397.
- POLENO, Z. – VACEK, S. et al. (2007): Pěstování lesů II. Teoretická východiska pěstování lesů. Kostelec nad Černými lesy, Lesnická práce, s. r. o., 464 s.
- POLENO, Z. – VACEK, S. et al. (2009): Pěstování lesů III. Praktické postupy pěstování lesů. Kostelec nad Černými lesy, Lesnická práce, s.r.o., 952 s.
- POLENO, Z. – VACEK, S. et al. (2011): Pěstování lesů I. Ekologické základy pěstování lesů. Kostelec nad Černými lesy, Lesnická práce, s. r. o., 320 s.
- ŠVEC, O. – BÍLEK, L. – REMEŠ, J. – VACEK, Z. (2015): Analysis of operational approach during forest transformation in Klokočná Range, Central Bohemia, *Journal of Forest Sciences*, 61:148–155.
- VACEK, S. – SIMON, J. – REMEŠ, J. et al. (2007): Obhospodařování bohatě strukturovaných a přírodě blízkých lesů. Kostelec nad Černými lesy, Lesnická práce, s.r.o., 447 s.
- VACEK, S. – VACEK, Z. – BULUŠEK, D. – BÍLEK, L. – SCHWARZ, O. – SIMON, J. – ŠTÍCHA, V. (2015): The role of shelterwood cutting and protection against game browsing for the regeneration of silver fir. *Austrian Journal of Forest Science*, 132: 1: 81–102.
- VACEK, S. – VACEK, Z. – SCHWARZ, O. et al. (2009): Obnova lesních porostů na výzkumných plochách v národních parcích Krkonoš. *Folia forestalia Bohemica*. Kostelec nad Černými lesy, Lesnická práce, s.r.o., č. 11 288 s.
- VACEK, S. – VACEK, Z. – SCHWARZ, O. et al. (2010): Struktura a vývoj lesních porostů na výzkumných plochách v národních parcích Krkonoš. Kostelec nad Černými lesy, Lesnická práce, s. r. o., 567 s.

---

**Předběžný termín**

2018/19 LS – FLD – Obhajoba DisP

**Vedoucí práce**

prof. RNDr. Stanislav Vacek, DrSc.

**Garantující pracoviště**

Katedra pěstování lesů

**Konzultant**

doc. Ing. Jiří Remeš, Ph.D.

Elektronicky schváleno dne 27. 10. 2015

**prof. Ing. Vilém Podrázský, CSc.**

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 27. 10. 2015

**prof. Ing. Vilém Podrázský, CSc.**

Předseda oborové rady

Elektronicky schváleno dne 7. 5. 2020

**prof. Ing. Róbert Marušák, PhD.**

Děkan

V Praze dne 02. 11. 2020



## **Prohlášení**

Prohlašuji, že jsem předloženou disertační práci na téma **Přestavba lesních porostů na přírodě bližší skladbu na Lesní správě Jablonec nad Nisou** vypracoval samostatně, pod vedením prof. RNDr. Stanislava Vacka, DrSc. s použitím pramenů, které uvádím v seznamu použité literatury.

V Praze dne 2.11. 2020.....

## **Poděkování**

Tato práce vznikla za podpory mnoha lidí, kterým bych tímto velice rád poděkoval. Velké poděkování patří mému vedoucímu práce prof. RNDr. Stanislavu Vackovi, DrSc. za jeho neskutečnou pomoc, obětavost a nasměrování správným směrem.

Další velké poděkování patří také Ing. Janu Královi, Ph.D., Ing. Zdeňku Vackovi, Ph.D., prof. Ing. Vilému Podrázskému, CSc. a mé rodině – rodičům, a především manželce a dětem za trpělivost, psychickou podporu a všestrannou pomoc během celé doby tvorby této práce.

## Abstrakt

Práce hodnotí stadia přestavby stejnověkých smrkových bučin na porosty různověké a bohatě strukturované v oblasti Jizerských hor v severních Čechách. Provozní systém hospodaření podle zásad podrostního nebo výběrného hospodářského způsobu je zde v pokročilých přestavbách aplikován od roku 1975 a ve v počátečních přestavbách od roku 2000. V rámci práce bylo zhodnoceno jak stromové patro, tak i přirozená obnova. Byly hodnoceny struktura, biodiverzita, zásoba a přírůst porostů v počátečním stadiu přestavby na 4 trvalých výzkumných plochách (TVP) v pokročilých přestavbách a na 4 trvalých výzkumných plochách v počátečních přestavbách. Výsledná porostní zásoba se na studovaných lokalitách pohybovala v pokročilých přestavbách v r. 2015 pohybovala v rozmezí 497–604 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup> (po silném uvolňovacím obnovním zásahu na TVP 2 byla jen 262 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>) a v počátečních přestavbách v rozmezí 441–731 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>. Změřená zásoba reflektuje dobré produkční schopnosti porostů, které jsou patrné i z dalších porostních charakteristik. Poměrně výrazný byl i objem odumřelého dřeva, který v pokročilých přestavbách dosahoval až 39,8 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup> (v průměru 15,1 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>) a v počátečních přestavbách 29,8 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup> (v průměru 14,4 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>). Na studovaných TVP se jednalo o porosty dvou až tří etážové s počátečním vertikálním zápojem. Vertikální struktura studovaných porostů byla u stromového patra středně až velmi silně rozrůzněná. Horizontální porostní struktura podle užitých indexů byla u stromového patra převážně pravidelná a u přirozené obnovy pak slukovitá. Celková diverzita porostu měla převážně nerovnoměrnou strukturou. Párovou korelační funkcí byl potvrzen negativní vliv stromového patra na přirozenou obnovu. Na základě rozdílného zastoupení dřevin ve stromovém patře a přirozené obnově se pak potvrdilo, že za použití výběrných principů podporujících vtroušené a přimíšení dřeviny přirozené druhové skladby by se do budoucna měla porostní struktura částečně diferencovat směrem k přírodě bližší druhové, prostorové i věkové skladbě. Je však nutné nadále pokračovat v nastoupené cestě přestavby porostů po relativně dlouhou dobu. Přestavba je totiž v počátcích svého vývoje a výsledek tohoto procesu je závislý na dlouhodobém úsilí a cílech lesních hospodářů i na prioritních funkcích jednotlivých lesních porostů.

**Klíčová slova:** smrkové bučiny, přestavba lesních porostů, porostní struktura, vývoj porostů, pěstování lesa, výběrné principy

## **Abstract**

In the present thesis the stages of transformation of even-aged spruce-beech forests to uneven-aged multi-layered stands are evaluated in the area of the Jizerské hory Mts. in northern Bohemia. A management system based on the principles of shelterwood or selection system has been applied there since 1975 in the advanced stage of transformation and since 2000 in the initial stage of transformation. Both the tree layer and natural regeneration were evaluated in this thesis. Structure, biodiversity, stand volume and stand increment were evaluated on 4 permanent research plots (PRP) in the initial stage of transformation and on 4 PRP in the advanced stage of transformation. The resultant stand volume on the studied localities ranged in 2015 from 497 to 604 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup> in the advanced stage of transformation (after a strong thinning on PRP 2 only 262 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>) and from 441 to 731 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup> in the initial stage of transformation. Such stand volume indicates good productivity of stands that is also evident from other stand characteristics. The volume of dead wood amounting to 39.8 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup> in the advanced stage of transformation (on average 15.1 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>) and to 29.8 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup> (on average 14.4 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>) in the initial stage of transformation were quite high. On the studied PRP there were two- or three-storeyed stands with the incipient vertical canopy. The tree layer in the studied stands had medium to highly diversified vertical structure. Horizontal structure of these stands according to the used indices was mostly regular in the tree layer and clumpy in natural regeneration. Total diversity of the stand showed uneven structure. The pair correlation function confirmed a negative influence of the tree layer on natural regeneration. Based on different proportions of tree species in the overstorey and natural regeneration it was proved that the use of selection principles supporting interspersed and admixed tree species of the natural species composition should lead in future to partial diversification of stand structure toward closer-to-nature species, spatial and age structure. However, the started transformation of stands must continue for a relatively long time. It is to note that transformation is in its initial stage of development and the result of this process depends on long-term efforts and objectives of forest managers and on crucial functions of particular forest stands.

**Keywords:** spruce-beech stands, transformation of forest stands, stand structure, stand development, silviculture, selection principles

## Obsah:

<b>1. Úvod .....</b>	<b>11</b>
<b>2. Rozbor problematiky.....</b>	<b>13</b>
2.1. Monokultury a jejich problémy.....	13
2.2. Potřeba přestavby labilních porostů na porosty ekologicky stabilnější .....	15
2.3. Přestavba labilních porostů na porosty ekologicky stabilnější a jejich opodstatnění.....	18
2.4. Přestavba – možné přístupy k tvorbě přírodě blízkého lesa.....	29
2.5. Přestavby porostů pro zvýšení jejich ekologické stability v kontextu klimatických změn.....	31
<b>3. Cíl práce.....</b>	<b>38</b>
<b>4. Materiál a metodika.....</b>	<b>39</b>
4.1. Charakteristika zájmové přírodní lesní oblasti 21 – Jizerské hory a Ještěd .....	39
4.1.1. Geomorfologie, geologie a pedologie .....	39
4.1.2. Klimatologie a hydrologie.....	41
4.1.3. Vegetační stupňovitost a soubory lesních typů.....	42
4.1.4. Porostní poměry .....	44
4.1.5. Ochrana přírody .....	48
4.2. Charakteristika revíru Peklo.....	49
4.3. Charakteristika trvalých výzkumných ploch v revíru Peklo na LS Jablonec .....	56
4.4. Sběr dat .....	67
4.5. Analýza dat .....	68
<b>5. Výsledky.....</b>	<b>71</b>
5.1. Pokročilá přestavba .....	71
5.1.1. Obnova .....	71
5.1.1.1. Druhová skladba a početnost obnovy.....	71
5.1.1.2. Druhová diverzita obnovy.....	71
5.1.1.3. Výšková vyspělost obnovy .....	72
5.1.1.4. Horizontální struktura obnovy .....	73
5.1.1.5. Škody zvěří .....	74
5.1.1.6. Vztah obnovy a stromového patra.....	76
5.1.2. Struktura stromového patra .....	78
5.1.2.1. Růstové parametry stromového patra.....	78
5.1.2.2. Tloušťková a výšková struktura .....	80
5.1.3. Biodiverzita stromového patra .....	84
5.1.4. Radiální růst porostů .....	92
5.1.5. Vztahy mezi porostními charakteristikami .....	96
5.2. Počáteční přestavba.....	97
5.2.1. Obnova .....	97

5.2.1.1. Druhová skladba a početnost obnovy.....	97
5.2.1.2. Druhová diverzita obnovy.....	97
5.2.1.3. Výšková vyspělost obnovy .....	98
5.2.1.3. Horizontální struktura obnovy .....	99
5.2.1.4. Škody zvěří .....	100
5.2.1.5. Vztah obnovy a stromového patra.....	100
5.2.2. Struktura stromového patra .....	101
5.2.2.1. Růstové parametry stromového patra.....	101
5.2.2.2. Odumřelé dřevo.....	102
5.2.2.3. Tloušťková a výšková struktura.....	102
5.2.2.4. Biodiverzita stromového patra .....	104
5.2.2.5. Radiální růst dřevin stromového patra .....	111
5.2.2.6. Vztahy radiálního růstu dřevin ke klimatu a imisím.....	114
<b>6. Diskuze .....</b>	<b>116</b>
6.1. Pokročilá přestavba .....	116
6.1.1. Obnova.....	116
6.1.2. Stromové patro .....	119
6.2. Počáteční přestavba.....	122
6.2.1. Obnova.....	122
6.2.2. Stromové patro .....	123
<b>7. Závěr .....</b>	<b>127</b>
<b>8. Literatura .....</b>	<b>129</b>
<b>9. Seznam zkratek .....</b>	<b>157</b>
<b>10. Přílohy.....</b>	<b>158</b>
10.1. Porostní mapy TVP 1-8.....	158
10.1.1. Porostní mapa TVP 1 .....	158
10.1.2. Porostní mapa TVP 2 .....	159
10.1.3. Porostní mapa TVP 3 .....	160
10.1.4. Porostní mapa TVP 4 .....	161
10.1.5. Porostní mapa TVP 5 .....	162
10.1.6. Porostní mapa TVP 6 .....	163
10.1.7. Porostní mapa TVP 7 .....	164
10.1.8. Porostní mapa TVP 8 .....	165

## 1. Úvod

Zásahy člověka do přírodních ekosystémů jejich vývoj narušují a les se tak mění na les hospodářský, který se zpravidla stále více vzdaluje výchozímu lesu přírodnímu, poněvadž vyžaduje stále více dodatečné energie (MÍCHAL et al. 1992). Tento stav je určen zejména změnou druhovou skladbou i prostorovou a věkovou strukturou ekosystémů, a to na různé úrovni, odpovídající způsobu dosavadního využívání a obhospodařování (PODRÁZSKÝ, VACEK 2000; VACEK 2002; POLENO et al. 2007b). Ve vyšším stadiu, které představují různé plantáže, dochází již i k zúžení genetické diverzity. V nejvyšším stadiu kulturního lesa dochází k iniciativnímu zpracování půdy, k hnojení a k profylaktické (preventivní) chemické ochraně rostlin (např. topolové plantáže, rekultivační zakládání lesů).

V Evropě se přírodní lesy vyskytují již jen velmi vzácně a ve střední Evropě již vůbec ne. V podobných klimatických podmínkách Severní Ameriky jsou dosud rozsáhlé plochy přírodních lesů, takže lesníci zde mohou sledovat vývoj od přírodního lesa k lesu hospodářskému a hledat optimální cesty k této přeměně. Evropský lesník zná zpravidla již jen les hospodářský a přírodní les se pokouší rekonstruovat pouze teoreticky (POLENO et al. 2007b).

Je přitom nepopiratelnou skutečností, že dnešní lesy hospodářské (v naprosté většině kulturní lesní ekosystémy) vznikaly právě v dobách zhruba posledních 250 let jako součást civilizačních procesů. Podrobně bylo již vysvětleno, že agrotechnickými postupy uměle zakládané monokultury borovice a později smrku vnesly v 18. a 19. století hospodářský řád do lesů, převážně zdevastovaných nijak neregulovanou nadměrnou těžbou dřeva, pastvou dobytka, hrabáním steliva apod. Začaly proto poskytovat nebývalou produkci dřeva – suroviny, která byla podmínkou hospodářského rozvoje (POLENO 1993).

Pod dojmem těchto počátečních úspěchů docházelo k podstatným přeměnám druhové a prostorové skladby. Monokulturní hospodaření proto pokračovalo takřka po celé 19. století jako jediný hospodářský způsob a mnohde ještě i ve 20. století. Dělo se tak v dobré víře, že jedině monokulturní lesní hospodářství a zvýšení podílu jehličnatých dřevin vede k dosažení maximálního a trvale možného výnosu z lesa. Poznatky vědy i praxe již dlouhou dobu signalizovaly i negativní stránky tohoto způsobu hospodaření. Přírodovědná a biologická argumentace dosahovala jen nepatrné výsledky proti tlaku ekonomickému. Výsledkem tohoto pojetí v zacházení s lesem jako s továrnou na dřevo (lignikulturou) je současný pasečný les s odpovídajícím prostorovým uspořádáním, les

upravovaný soustavou věkových tříd a tomu vyhovujícím lesním plánováním s kontrolou trvalosti hospodaření (POLENO et al. 2007b).

Takto upravený les, obhospodařovaný podle kritérií trvalosti, vyrovnanosti a nepřetržitosti produkce lesních hospodářských celků byl dlouhodobě funkční, jak z hlediska produkce a výnosů, tak z hledisek environmentálních, a to i při určitém, vždy zastoupeném stupni ekologické nestability lesních ekosystémů hospodářského lesa (POLENO 1994, 2000). Nestabilita byla v přijatelných mezích hospodářských zájmů vlastníka lesa řešena hospodářskými opatřeními pěstování, ochrany a hospodářské úpravy lesů, zejména z hlediska přiměřené bezpečnosti produkce. Bylo to zejména vytváření mýtních článků, určitý směr těžebního postupu (proti převládajícím nebezpečným větrům), rozčleňovací a zajišťovací seče (rozluky a odluky) apod. (POLENO et al. 2009).

Po dlouhém období pěstování stejnověkových monokulturních lesních porostů při aplikaci holosečného způsobu hospodaření dochází v posledních letech v České republice k opětovnému návratu k jemnějším pěstebním formám (cf. POLENO 1993, 1994; TRUHLÁŘ 1995; ŠACH 1996; SOUČEK 2002; TESAŘ et al. 2004; VACEK et al. 2007; BÍLEK et al. 2013; ŠVEC et al. 2015; VACEK et al. 2015b). Tento trend v lesním hospodářství je evidentní také i v jiných státech Evropy i Severní Ameriky (REININGER 1992; KORPEL, SANIGA 1993; BERGERON, HARLEY 1997; SCHÜTZ 2001; O'HARA 2001; STERBA, ZINGG 2001; GRASSI et al. 2003; NYLAND 2003).

Tato změna přístupu k hospodaření v lesích sebou ovšem přináší řadu otázek a problémů, které souvisí především s definováním cílového stavu lesa (struktury a výstavby lesních porostů) a způsobu, jakým bude tento les obhospodařován. Vzhledem k výrazně pozměněné druhové, věkové i prostorové skladbě lesních porostů je třeba v závislosti na stanovištních podmínkách a podle funkčního zaměření provádět postupnou přestavbu porostů. V té bude zahrnuta jednak přeměna porostů (úprava druhové skladby) a jednak také změna hospodářského způsobu (POLENO et al. 2007a; REMEŠ et al. 2007).

Přirozená obnova lesa přitom hraje velmi důležitou úlohu ve všech jemných pěstebních formách. Pro výběrný les je například neustálá, dynamická a kontinuální obnova jednou ze základních podmínek jeho dlouhodobé existence (KORPEL, SANIGA 1993). Pro porosty ve fázi přestavby porostů je nezbytná nepravidelná přirozená obnova, která postupně umožní autoregulaci těchto porostů (SCHÜTZ 1989; VACEK et al. 2007). Právě maximální využívání autoregulačních mechanismů je považováno za jeden z nejdůležitějších parametrů a ekologických i pěstebních předností přírodě blízkého pěstování lesů (VACEK et al. 2009; 2010, 2015).



## 2. Rozbor problematiky

### 2.1. Monokultury a jejich problémy

Teprve bohaté ekonomické zkušenosti s četnými rozvrácenými monokulturami dovedly přemýšlející lesníky k poznání, že vedle požadavku na zachování lesní půdy a výpočtů trvale možné maximální výše těžeb existují ještě biologické předpoklady produkčního potenciálu, které spočívají především v zachování harmonie přírodních produkčních faktorů. Prvním významným lesníkem, který se v Německu postavil na odpovídající úrovni proti neblahým důsledkům teorie čistého výnosu z půdy byl Bernhardt (1872–1875). Ten v uvedených letech ve třísvazkovém díle důrazně upozornil na chyby dosavadního způsobu hospodaření v lese věkových tříd a doporučil jednoznačně přechod k výběrnému lesu. Poněvadž však Bernhardt byl pouze teoretik, který své myšlenky nemohl doložit praktickými výsledky, nevyvolal takové nadšení a takové množství následovníků jako jen o málo později Gayer (1878–1895), který pracoval ve státní lesnické službě jako nadlesní a později jako profesor pro obor lesní produkce na univerzitě v Mnichově, kde byl současně i vedoucím provozu univerzitního lesního závodu. V uvedených letech vydal nejprve své nejvýznamnější dvousvazkové dílo „Die Waldbau“ (Pěstování lesů) – 1878 a 1880, na které pak navazovaly monograficky pojaté další práce (1886, 1895), zaměřené na hodnocení smíšených lesů a nejvhodnějších hospodářských způsobů (skupinovitě clonná seč pomístná) jak lze nejlépe přeložit termín „Femelschlagbetrieb“). Gayer sice vyhlásil také požadavek „Zpět k přírodě“, nesdílel však nadšení pro výběrný les jako Bernhardt-Ney (1885) aj. Dokládá to i citát z jeho hlavního díla (1878): „Ztratil se nám chodník přírody. Chceme-li jej najít, musíme zpět po vlastní stopě pracovat až k lesu výběrnému; teprve odtud přirozeným budováním tvaru porostního dostaneme se opět na cestu správnou“. Též GAYER (1886) má zřejmě na mysli později jednoznačně favorizovaný způsob skupinovitý, který nejen pregnantně zdůvodnil, ale důsledně i v praxi realizoval (POLENO et al. 2009).

Jeho učení i praktické výsledky získaly až překvapivě příznivý ohlas nejen v Německu, ale především ve Švýcarsku, kde se k jeho myšlenkám hlásili mnozí významní lesníci (např. i Biolley). Také na území České republiky byly Gayerovy myšlenky – byť i s určitým zpožděním – úspěšně realizovány v praxi (FRIČ 1925; VALDHAUSER 1926; SIGMOND 1929; KONŠEL 1931 aj.). Převládajícím způsobem hospodaření byl však i nadále způsob holosečný (POLENO et al. 2007b).

Nesoulad mezi stavem kulturních lesů a ekologickými požadavky začal rychle narůstat v druhé polovině 20. století. Ekologické znalosti se rychle šířily a současně rychle narůstala i antropická zátěž lesů. Spolu se stoupajícími nároky člověka na užitky z lesů se ukázala potřeba změn ve skladbě lesů a v zacházení s ním – jako se zdrojem ekologicky vhodných produktů, jako homeostatickým článkem krajiny i jako nenahraditelnou složkou životního prostředí v kulturní krajině (MÍCHAL et al. 1992).

Z důvodů neuspokojivého současného stavu lesů v ČR je třeba pro zvýšení ekologické stability, respektive bezpečnosti produkce, přistoupit k přeměnám ekologicky labilních kulturních lesů na porosty ekologicky stabilnější a s větší biodiverzitou (VACEK et al. 2012).

Analýza příčin tohoto stavu sahá do dávné minulosti, kdy došlo k výrazné změně druhové skladby (cf. POLENO et al. 2007b) a též spočívá ve změnách, které se udály v rámci největšího správce lesů v naší zemi, a to na počátku 90. let 20. století. Tyto změny se do historie zapsaly pod pojmem transformace státních lesů. Vše bylo pochopitelně silně umocněno složitostí doby a výraznými celospolečenskými a ekonomickými změnami nejen na úrovni našeho státu, ale i přirozeným vývojem celé euroatlantické civilizace.

Je zcela přirozené, že prosperita či úpadek každého odvětví, jako celku, bytostně stojí a padá se vzestupem či pádem největších stavebních kamenů, jež daný obor spoluutvářejí, či dokonce z velké části ztělesňují. V duchu překotných změn, stejně jako ve jménu mnoha výkřiků své doby, že finanční zisk je až na prvním místě, bylo obhospodařování lesa zaměřeno za výrobu lesa, pěstění lesa v celé své komplexnosti bylo negováno na soubor několika málo výrobních úkonů (cf. BEDNÁŘ 2016). Tento trend se však již mění, avšak bude trvat ještě dlouhou dobu, než lesnictví v naší zemi opět nabude ztracenou váhu a prestiž, že hospodaření v lesích bude vždy ku prospěchu lesa i lidské společnosti a že odbornost i organická sounáležitost lesnické praxe a lesnické vědy se stanou pevným základem rozvoje celého odvětví.

Z výše uvedeného pak vyplývá, že k výraznému posílení komplexity lesních ekosystémů zajisté přispěje přestavba ekologicky labilních kulturních lesů, a to na porosty ekologicky stabilnější, které budou lépe plnit nejen produkční, ale zejména pak mimoprodukční (ekologické a environmentální funkce).

## 2.2. Potřeba přestavby labilních porostů na porosty ekologicky stabilnější

Potřeba přestavby, především pak přeměn, smrkových monokultur není myšlenka nová. V širokých diskusích se objevuje již od druhé poloviny 19. století, kdy byl u nás již doporučován odklon od pěstování borových a později zejména smrkových monokultur, na jejichž místě začala lesnická věda i zkušení praktičtí lesníci propagovat lesy smíšené, odpovídající svou skladbou lesům přirozeným (ČÍŽEK 1959; PEŘINA 1960). Bohužel však neměly tyto snahy ještě patřičný ohlas v nejširší lesnické praxi.

K praktické realizaci přeměny monokultur a k zakládání smíšených porostů došlo u nás až krátce po první, a ještě výrazněji po druhé světové válce, jak to vyplývá jednak z údajů statistických ročenek o zalesňování podle dřevin, jednak z přehledů plošného zastoupení dřevin ve věkových stupních, jak je uváděly souhrnné hospodářské plány. Toto druhé hodnocení je vhodnější, poněvadž dokládá, nejen kolik bylo jednotlivých dřevin vysázeno, ale kolik se jich skutečně v lese udrželo. Je totiž známo, že ztráty listnatých dřevin při obnově lesa jsou větší než ztráty smrku a borovice (cf. plošné zastoupení vybraných dřevin v ČR podle věkových stupňů – stav k 31. 12. 1991; POLENO et al. 2007b). Jsou vedeny pouze do 12. věkového stupně, poněvadž v tomto věku nastávají již úbytky těžbou u většiny dřevin (obmýtní doba bývala podstatně kratší) a také vliv imisí je patrný. Nemohou proto vysoké věkové stupně charakterizovat stav v době obnovy lesa. U břízy se tento úbytek dožíváním a těžbou projevuje zřetelně již od 7. věkového stupně.

Je překvapivé, že v 1., 4., 5. a 6. věkovém stupni je v ČR nyní hlavní listnatou dřevinou ve vysokokmenném lese bříza. Její vysoké zastoupení v porostech 1. věkového stupně souvisí s úmyslnou obnovou břízy sítí a sadbou a její podporou na imisních holinách vzniklých v období 1970–1990. V porostech 4., 5. a 6. věkových stupňů byla bříza silně zastoupena v pomníškovinách. Její podíl byl postupně výchovou po roce 1960. Vyšší zastoupení má sice dub, u něj však je značný podíl pařezin. Zřejmé je také, že k největšímu poklesu zastoupení smrku došlo v letech 1942 až 1961, a to o více než 10 % za dvacet let. K poklesu však došlo také po první světové válce – v dnešním 7. věkovém stupni (o 3,9 % za 10 let). Bohužel však od roku 1962 – přes všechny proklamace o snižování zastoupení smrku – dochází opět k výraznému zvýšení jeho podílu. Nemusí to být zvýšeným zalesňováním (i když ani to nelze vyloučit), ale jeho vyšším přežíváním (menšími ztrátami). Nelze ani vyloučit, že ve 3. věkovém stupni došlo navíc k určitému snížení imisní těžbou, takže nárůst mohl být ještě větší.

Je zajímavé, že v době maximálního poklesu zastoupení smrku (1942–1961) se úměrně tomu nezvýšilo zastoupení buku (dosáhlo v tomto dvacetiletí zvýšení pouze 0,9

%). V poválečné době se totiž dbalo na zvyšování pestrosti druhové skladby (zvyšování diverzity). Výrazně se proto zvýšilo zastoupení dalších listnatých dřevin. Na prvním místě to je olše (u které dochází jen k nepatrným ztrátám při obnově lesa). Ve 3. věkovém stupni dosahuje její zastoupení 3,8 %, ve 4. dokonce 5,8 %. Tento podíl olše souvisí především se zalesňováním nelesních půd. Významné je zvýšené zastoupení lípy (jako významné meliorační dřeviny): ve 3. věkovém stupni 2,3 %, ve 4. věkovém stupni 1,8 %, což je vysoko nad průměr ostatních věkových stupňů (v 1. věkovém stupni pouze 0,3 %). Pozoruhodné je zvýšené zastoupení další meliorační dřeviny – habru: ve 4. věkovém stupni 1,5 %, v 5. dokonce 2,4 % (v 1. stupni pouze 0,1 %). Zvýšené zastoupení habru ve 4. a 5. věkovém stupni zřejmě souvisí se zahájenými převody pařezin po roce 1945 a se zpřesněním popisu 2–3 etážových porostů dubu s etážemi habru a lípy. V těchto věkových stupních kulminuje také zastoupení javoru: ve 3. věkovém stupni 1,5 %, ve 4. stupni 1,6 % (v prvním pouze 0,8 %).

Hlavními důvody pro přestavbu smrkových monokultur je jejich selhávání na stanovištích smrku nepřiměřených. V poslední době k tomu přistoupilo znečištění ovzduší a poškození lesního prostředí (především půdy) – (SIMON, VACEK 2000). Pro nejbližší budoucnost je nutno se připravit na očekávaný účinek globální klimatické změny, který může výrazně ovlivnit mnohé dřeviny, především pak, smrk od nížin až po nižší montánní polohy.

Přestavba lesa je velmi dlouhodobý proces přizpůsobování umělých, člověkem nevhodně vytvořených lesních ekosystémů určité konstelaci ekologických faktorů (POLENO 2000a, 2001). V tomto procesu se musí monokultury smrku přetvářet v druhově bohatší, prostorově více členěný les s růstově i vývojově rozdílnými částmi lesních porostů i lesů ve větších celcích. Cílem je autoregulační fungování lesa, vyšší ekologická stabilita lesních ekosystémů i větší efektivnost v získávání užitků lesa ve smíšených porostech (VACEK 2006b). Pro dosažení brzkého účinku této přestavby je účelné začít a důsledně ji dovést v těch lesních ekosystémech, kde je zvláště výrazný veřejný zájem, např. v územních systémech ekologické stability. V nich je kladen úkol zvýšit ekologickou stabilitu od nejmenších celků až po celoevropské síť.

Úspěšnost přestavby smrkových monokultur na porosty smíšené závisí do značné míry na kapitálu, který je nezbytný na úhradu s přestavbou spojených více nákladů vlastníků a správců lesa. Tyto zvýšené náklady jsou zatížením pro přítomnost, ale i nadějí pro budoucnost (BURSCHEL 1990).

Z důvodu velkého významu a naléhavé potřeby přeměn sekundárních smrkových porostů v Evropě bylo v roce 2000 založeno mezinárodní „Regionální projektové centrum“ Evropského lesnického ústavu (RPC EFI) – CONFOREST, které je speciálně zaměřené na problematiku přeměn druhotných smrkových porostů na stanovištích s přirozeně převládajícími listnatými dřevinami za účelem obnovy trvalo udržitelného plnění společenských potřeb v těchto porostech. V r. 2005 bylo podepsáno „Memorandum porozumění“, tj. vstupní dokument do této organizace s ca 30 institucemi ze 17 států včetně České republiky. Již v r. 2004 byla z této problematiky vydána poměrně komplexní monografie (SPIECKER et al. 2004), na které spolupracovali i čeští odborníci.

V posledních letech je i v ČR problematice přeměn sekundárních smrkových porostů věnována zvýšená pozornost (např. SIMON, VACEK 2000; KLIMO, KULHAVÝ 2003; KRAUS et al. 2003; SOUČEK 2003; TESAŘ, KRAUS 2004; TESAŘ et al. 2004; REMEŠ et al. 2006; REMEŠ 2006; REMEŠ et al. 2007; BÍLEK et al. 2013; ŠVEC et al. 2015; VACEK et al. 2015a).

Po dlouhém období pěstování stejnověkých monokulturních lesních porostů při aplikaci holosečného způsobu hospodaření dochází v posledních letech v České republice k opětovnému návratu k jemnějším pěstebním formám (cf. POLENO 1993, 1994; TRUHLÁŘ 1995; ŠACH 1996; SOUČEK 2002; TESAŘ et al. 2004; VACEK et al. 2007; BÍLEK et al. 2013; ŠVEC et al. 2015; VACEK et al. 2015b). Tento trend v lesním hospodářství je evidentní také i v jiných státech Evropy i Severní Ameriky (REININGER 1992; STERBA, ZINGG 2001; SCHÜTZ 2001; GRASSI et al. 2003; O'HARA 2001; NYLAND 2003; BERGERON, HARLEY 1997; KORPEL, SANIGA 1993).

Tato změna přístupu k hospodaření v lesích sebou ovšem přináší řadu otázek a problémů, které souvisí především s definováním cílového stavu lesa (struktury a výstavby lesních porostů) a způsobu, jakým bude tento les obhospodařován. Vzhledem k výrazně pozměněné druhové, věkové i prostorové skladbě lesních porostů je třeba v závislosti na stanovištních podmínkách a podle funkčního zaměření provádět postupnou přestavbu porostů. V té bude zahrnuta jednak přeměna porostů (úprava druhové skladby) a jednak také změna hospodářského způsobu (POLENO et al. 2007b; REMEŠ et al. 2007).

Přirozená obnova lesa přitom hraje velmi důležitou úlohu ve všech jemných pěstebních formách. Pro výběrný les je například neustálá, dynamická a kontinuální obnova jednou ze základních podmínek jeho dlouhodobé existence (KORPEL, SANIGA 1993). Pro porosty ve fázi přestavby porostů je nezbytná nepravidelná přirozená obnova, která postupně umožní autoregulaci těchto porostů (SCHÜTZ 1989; VACEK et al. 2007). Právě maximální využívání autoregulačních mechanismů je považováno za jeden z

nejdůležitějších parametrů a ekologických i pěstebních předností přírodě blízkého pěstování lesů (VACEK et al. 2009, 2010; VACEK 2015).

### 2.3. Přestavba labilních porostů na porosty ekologicky stabilnější a jejich opodstatnění

Lesy střední Evropy se vyznačují širokou škálou stanovištních a porostních podmínek, často silně ovlivněných někdejší nevhodným užíváním krajiny a v neposlední řadě i nedávné minulosti významnými atmosférickými depozicemi (KENK, GUEHNE 2001). Abiotičtí činitelé, určující obecně dynamiku lesa, se mění právě dle stanovištních podmínek a globálních klimatických změn. Nyní disponujeme novými pohledy a přístupy k pěstování lesů z pohledu moderních poznatků soudobé vědy, jež vycházejí z rychlého rozvoje poznání mnoha vědních oborů, které v sobě pěstění lesů integruje (PRŮŠA 2001; POLENO et al. 2007a, 2007b, 2009; FONTES et al. 2010). Limitujícím abiotickým faktorem je v případě severních boreálních lesů a vysokých horských poloh teplota; v případě přechodu ke kontinentálnímu klimatu a v mediteránní oblasti voda. K tomu je nutno napříč Evropou připočítat vliv větrných polomů (např. HERING, IRRAGANG 2005; PELTOLA 2006; JÖNSSON et al. 2007; NILSSON 2008) a působení biotických faktorů – hlavně hmyzích kalamit (např. SKUHRAVÝ 2002; KLOPCIC et al. 2009). I riziko změn klimatu mohou mít široký rozsah dopadů na lesy v rámci Evropy (LINDNER et al. 2010; REYER et al. 2010; CAMPIOLI et al. 2011; HANEWINKEL et al. 2013). Tím vzniká ekonomické riziko, doplňující obecnou potřebu opětovného návratu listnatých lesů, a to v úzké vazbě na biodiverzitu, adaptabilitu k možné klimatické změně i zájem o řešení celkové nestability obecně převažujících sekundárních monokultur smrku (SPIECKER et al. 2004; KNOKE et al. 2005; FRITZ 2009).

Lesy podléhají vlivům životního prostředí, které se mění v rychlejším tempu, než tomu bylo během posledních několika staletí, přitom lesní hospodářství napříč tak velkým geografickým územím, jako je Evropa, se potřebuje vyznačovat vysokou mírou adaptability k potenciálně se měnícím přírodním podmínkám (FONTES et al. 2010). S klesající celospolečenskou tolerancí vůči homogenním monokulturám lesních dřevin až lignikulturám a naopak narůstajícím veřejným zájmem o otázky ochrany přírody vzniká podpora snah o přeměny monokultur na lesní společenstva více odpovídající přirozeným skladbám (SPIECKER et al. 2004).

V posledních desetiletích se moderní, trvale udržitelné obhospodařování lesů zaměřuje na přeměny jehličnatých monokultur, zvláště monokultur borovice lesní a smrku ztepilého na přirozené listnaté a smíšené lesní porosty (cf. MONSANDL, KÜSNER 1999; POLENO et al.

2009). Pěstební koncepty, které se až dosud vyvíjely, byly orientovány především směrem k optimalizaci pouze jedné jediné funkce a potřeby – kterou zpravidla byla dřevní produkce (SCHÜTZ 1999). Strategie soudobého evropského lesnictví kladou důraz na rozvinutí takových alternativ způsobů a forem hospodaření v hospodářských lesích, jak postupně narůstá význam mimoprodukčních funkcí lesů a trvale udržitelného hospodaření v nich (HUMPHREY 2005). Od lesů tak je, či bude, požadováno poskytování celé škály mimoprodukčních (ekologických a environmentálních) funkcí, jakými jsou např. ovlivnění vodního cyklu v krajině, ochrana biodiverzity, ochrana před riziky eroze půdy, degradace stanovišť a celá řada dalších (FONTES et al. 2010).

V budoucnu se budou muset přehodnotit dosavadní lesopolitické koncepty a pojmout skutečně pravou polyfunkčnost hospodaření zohledňující širokou škálu rozličných funkcí, a to nikoliv pouze na úrovni velkých měřítek, ale také na úrovni jednotlivých lesních porostů. To platí jak pro výchovu lesních porostů, tak i pro jejich obnovu (SCHÜTZ 1999). Přírodní a přirozené lesy mohou napomoci jako referenční modelové porosty pro tvorbu trvale udržitelných způsobů obhospodařování lesů (ANGERMEIER 2000; FERLIN 2002; VRŠKA et al. 2002; WESOŁOWSKI 2005; VACEK et al. 2007; KENDERES et al. 2008, 2009, VACEK et al. 2012).

SPIECKER et al. (2004) rozlišil čtyři klíčové hybné síly přeměn lesních porostů, a to obecně platné v minulosti i nyní: 1) (socio)-ekonomická (např. vlivy měnících se požadavků trhu, obchodu se dřevem, skláren, hutí, nárůstu populace atd.); 2) ekologická (dosavadní druhová skladba lesa, hmyzí kalamity, zvěř, pastva v lesích atd.); 3) politická (vlastnická struktura, hustota osídlení, války a jejich vliv, globální trh atd.); 4) hospodářská (hospodářské způsoby, pěstební systémy neodpovídající charakteru stanoviště, potřeby půdy pro produkci potravin, lov atd.).

Nutnost akceptovat přechod od pěstování monokultur smrku ztepilého (nebo obecně jehličnatých monokultur) směrem ke smíšeným listnatým lesům konstatuje a diskutuje celá řada autorů (např. OTTO 1986; KOCH 1990; SEITSCHENK 1991; SCHÄFFNER, GÜRTH 1992; SCHWANECKE 1992; SPELLMANN, WAGNER 1993; HULLEN et al. 1994; KAZDA 1994; ZERBE 1994; SCHÜTZ 1999, 2002; LÄHDLE et al. 1999, 2010; GRASSI et al. 2003). Stejně tak se celá řada autorů zabývá konkrétními obnovními postupy a specifickými metodami přeměn (např. MONTAGNINI et al. 1997; HARRINGTON 1999; MATIC et al. 2000; KENK, GUEHNE 2001; GREENE et al. 2002; VON LÜPKE et al. 2004; GARDINER et al. 2004; OLESKOG, LÖF 2005; SOUČEK, TESAŘ et al. 2008; REMEŠ 2006; AMMER et al. 2008; LÖF et al. 2010; KERR et al. 2010). Detailně jsou pak řešeny možnosti použití a uplatnění přirozené obnovy (např.

PETERKEN 1981; ACKZELL 1994; GÖTZ 1994; RATCLIFFE, PETERKEN 1995; MONSANDL, KLEINERT 1998; MALCOLM et al. 2001; KENK, GUEHNE 2001; ZERBE 2002; JONÁŠOVÁ 2006, VACEK et al. 2014, 2015, 2016); nebo jsou dále řešena i další specifika jako jsou hlediska ekonomická (např. SCHULTE, BUONGIORNO 1998; KANT 1999; WIKSTRÖM 2000; TARP et al. 2000; HANEWINKEL 2001; KNOKE, PLUSZYK 2001; ANDREASSEN, ØYEN 2002; MÖHRING 2004; SPELLMANN 2005; PRICE, PRICE 2006; PUKKALA et al. 2010; TAHVONEN et al. 2010; ROESSIGER et al. 2011; AMBROŽ et al. 2015); či otázky biodiverzity, vodní bilance, rekreace či sekvestrace uhlíku (ELMER et al. 2004; HOLGÉN, BOSTEDT 2004; SPIECKER et al. 2004; HUMPREY 2005; SOHNGEN, BROWN 2006; PAILLET et al. 2010; WINTER 2012).

Přeměna sekundárních porostů, hlavně smrkových porostů, na listnaté poroty nebo smíšené jehličnato-listnaté poroty je hlavním úkolem pěstění lesů v posledních několika desetiletích (LÖF et al. 2010). Požadavek na transformaci lesních porostů ve smyslu uplatnění náležitých pěstebních systémů, staví před provozní lesníky i výzkumníky významné ekologické, pěstební i praktické úkoly (MALCOLM et al. 2001). Přestavba (transformace) je velmi dlouhodobý proces přizpůsobování umělých, člověkem nevhodně vytvořených lesních ekosystémů určité konstelaci ekologických faktorů (POLENO 2001). V tomto procesu se musí monokultury smrku přetvářet v druhově bohatší, prostorově více členěný les s růstově i vývojově rozdílnými částmi lesních porostů i lesů ve větších celcích (POLENO et al. 2007b). PRŮŠA (1999) považuje přestavby smrkových monokultur za investici do zlepšení stavu lesa a obnovení jeho plné tvořivosti. Pro pěstební techniku přeměn (i přestaveb) je prioritní stanovení cílového zastoupení dřevin (KANTOR 2003). POLANSKÝ et al. (1966) uvádí, že stanovený výhledový cíl musí být nejen výhodný z hlediska výnosového, ale také pěstebně účelný. Každá dřevina musí mít v porostu svou funkci, 1 – 2 dřeviny by měly být hlavní, další 1 – 2 dřeviny pomocné (meliorační, ochranné, zápojně).

Snahou lesních hospodářů tedy není, nebo nemusí být, dosažení přirozené skladby, ale cílové, pro jejíž stanovení slouží jako základ produkční možnosti jednotlivých dřevin na daných stanovištích, stabilita lesních porostů a zachování genetické hodnoty porostů při současné podpoře mimoprodukčních funkcí. Proto na stanovištích sekundárních smrkových monokultur, kde v přirozené dřevinné skladbě byl původní i smrk, je možné počítat s jeho vyšším zastoupením po dokončení přeměn, jakožto dřeviny, která je významným nositelem objemové produkce, a tedy dřevinou ekonomicky výhodnou. Ovšem POLANSKÝ et al. (1966) zdůrazňuje, že také jedle je velmi produktivní (mj. i díky



své výrazné schopnosti světlostního a aditivního přírůstu). Navíc má příznivý účinek na půdu a porostní směs smrku, jedle a buku (kdy postačí i menší zastoupení buku) předčí svou produkcí smrčiny a jsou na vhodných stanovištích ideální porostní směsí (POLANSKÝ et al. 1966).

Přeměna lesního porostu je zásadní změna dřevinné skladby předčasnou nebo urychlenou obnovou na cílové zastoupení dřevin. Důvodem pro přeměnu je zásadní nesoulad mezi produkčním potenciálem stanoviště (popř. druhotně dlouhodobě změněnými růstovými podmínkami, např. imisemi) a současnou dřevinnou (nebo i ekotypovou) skladbou porostů (nejčastěji smrkové a borové monokultury) – (POLENO 1993, 1994). Převod hospodářského způsobu je záměrná změna určitého hospodářského způsobu na způsob jiný. Jeho výsledkem je změna výstavby porostů a lesa. Převod hospodářské formy pasečného způsobu na podrovní nebo pasečného hospodářského způsobu na výběrný je odůvodněn snahou o lepší, dokonalejší a dlouhodobě hospodárnější využití růstového potenciálu stanoviště a dosažení ekologické stability takových převodů používá především obnovních sečí využívajících ekologického vlivu převáděného porostu a spíše dlouhou obnovní dobu, přičemž uplatňuje zásady péče o porostní zásobu. Optimální je připravit porosty pro převod ve středním věku. Převody hospodářského způsobu se obvykle spojují s přeměnami porostů a společně jsou hlavním nástrojem uplatňování přírodě blízkého pěstění lesa (POLENO et al. 1994). Přestavba je souběžně prováděná přeměna i převod hospodářského způsobu sledující dosažení všech uvedených cílů obou procesů (TESAŘ et al. 2004; SOUČEK et al. 2008).

Problematika přestaveb se vyznačuje mnohými charakteristickými úskalími. Celý pěstební systém i otázka ochrany lesa je při přestavbách obtížnější a složitější. Nově zaváděné dřeviny jsou většinou značně ohroženy zvěří. Přitom výsledek zalesňovacích prací (podsadeb) rozhoduje o úspěchu přestaveb, jejichž těžiště je v obnovních opatřeních. Zavádění dřevin podle výhledových cílů klade zvláštní nároky na časovou a prostorovou úpravu obnovních sečí. Ty musí vyhovovat ekologickým nárokům dřevin cílové skladby se zřetelem na stupeň ohrožení a aktuální stav přeměňovaných porostů. Zvýšení podílu dřevin přirozené druhové skladby vede k posílení ekologické i mechanické stability lesních porostů a zabezpečení trvalosti produkce (POLANSKÝ et al. 1966).

Podrovním způsobem hospodaření lze oproti holosečnému způsobu hospodaření přímo i nepřímo přispět ke zvýšení produkce dřeva. Nepřímo hlavně tím, že umožňuje vytvořit odolnější lesní porosty (tj. smíšené a nestejnověké) než holosečné hospodářství. Přímý vliv na zvýšení produkce je dán lepším využitím produkční plochy dočasným

etážovým uspořádáním porostů nejstarších a nejmladších věkových stupňů. Podrobní hospodářství umožňuje využít individuálních rozdílů v přirůstavosti a jakosti stromů nejen při výchově, ale i během obnovy lesních porostů, namísto hromadné těžby mýtních porostů u holosečného způsobu. Dále je při podrobním hospodářství možné uplatňovat při péči o porostní zásobu principy jakostního přírůstného hospodářství (POLANSKÝ et al. 1966).

Vyšší přirůstavost smíšených porostů se odvozuje nejen z lepšího využívání prostoru (nadzemního i podzemního), ale také z příznivého ovlivňování půdy (například bukem) a zlepšeného teplotního režimu. Samotná teplota půdy a její teplotní režim je významným, byť nedoceňovaným faktorem, který ovlivňuje růst a vitalitu stromů (MARTIN et al. 1989, LYR 1996) a rozličná teplotní optima pro celou řadu dřevin, včetně buku a smrku, prokázali např. VAPAAVOURI et al. (1992), LYR (1996). U smíšených porostů hraje významnou roli rozdílnost nároků na světlo u jednotlivých dřevin, která může přispět k vyšší intenzitě asimilačního procesu a k větší produkci dřeva, tzv. aditivní přírůst (POLENO et al. 2007b). To vše tím více, čím je plošná disperze dřevin porostní směsi maloplošnější a heterogennější (ROTHER 1997). Cílem celého procesu je dosažení bezpečnosti a trvalosti produkce. Vlastní pěstební řešení spočívá v kombinaci okrajové clonné seče pro dosažení zmlazení smrku s obnovou buku lesního (*Fagus sylvatica* L.) a jedle bělokoré (*Abies alba* Mill.) ve skupinkách, které jsou vnášeny do porostu v prostorovém, a hlavně časovém předstihu před víceméně liniovým obnovním postupem smrku ve směru proti bořivému větru. Mají-li buk a jedle posílit mechanickou stabilitu budoucích porostů, musí v nich dosahovat minimálně do hlavní úrovně smrku. S ohledem na pozdější kulminaci výškového přírůstu buku a jedle to znamená nezbytnou nutnost časového předstihu před smrkem. V poměrech bukového a jedlobukového lesního vegetačního stupně to představuje minimálně 10, lépe 15 let (SOUČEK et al. 2008). Obnova a založení porostu jsou kritickými fázemi, během kterých často dojde značným ztrátám na druhové diverzně porostní skladby (PEET, CHRISTENSEN 1987, CLARK et al. 1999). Při použití přirozené obnovy nebo při jejím kombinovaném využití jsou její počáteční fáze charakteristické vysokým počtem malých semenáčků; v průběhu postupného růstu a zaplnění disponibilního růstového prostoru dochází k zintenzivnění kompetičních vztahů mezi jedinci a tím jisté homogenizaci; původní počty jedinců (tzv. „semenáčkových bank“) prudce klesají a během tohoto procesu jsou také eliminovány v daných podmínkách (tj. i světelných podmínkách) méně kompetičně schopné druhy dřevin (COLLET et al. 2008). Proto je při obnově stávajících, ale i budoucích smíšených porostů hlavním pěstebním úkolem naplno využít počáteční

druhovou pestrost přirozeně obnovených i uměle vnesených dřevin a cílenou podporou každé z nich zajistit udržení druhové diverzity až po dospělé růstové fáze porostu.

Snahám o přeměny porostů napomáhá i skutečnost, že například velká většina smrkových monokultur od 3. – 6. LVS je ve stádiu reversibilním. Zvýšením podílu listnatých dřevin můžeme tyto lesy postupně navrátit do biologické rovnováhy a plné tvořivosti. Ze srovnávacích šetření změn fytoocenózy plyne, že průměrně 30 % zastoupení buku postačuje k dosažení relativní biologické rovnováhy v závislosti na rovnoměrnosti rozptýlení listnaté příměsi po porostu (PRŮŠA 1999). Složení aktuálních fytoocenóz považuje také ZERBE (2002) za vhodný indikátor o aktuálním výchozím stavu lesních porostů a pro rozhodování o nejvhodnějších možnostech přeměn.

Při historickém hodnocení důvodů zavádění smrkových i borových monokultur je zřejmé, že tento proces byl spojen s prudkým nárůstem spotřeby dřeva, dříve především energetické suroviny a lze je časově zasadit do období přelomu 18. a 19. století a později do průběhu 19. století (POLENO et al. 1994; KAZDA, PICHLER 1998; LÄHDE et al. 1999, 2010; KLIMO et al. 2000; ZERBE 2002; AMMER, MOSANDL 2007). Spotřeba dřeva narůstala přímo úměrně s intenzivním rozvojem průmyslu. A tak v době, kdy byla značná část původních smíšených lesů v důsledku jejich silného nadužívání, především kořistnické těžby, ale i pastvy dobytka, hrabání steliva a dobývání pařezů, ve velmi špatném až úplně zdevastovaném stavu, byla právě vidina vysoké dřevní produkce jehličnatých monokultur velmi lákavá. Docházelo k odstraňování posledních zbytků prořídilých původních porostů a jejich umělé obnově – zpočátku borovicí, později v naprosté většině případů smrkem (NOVOTNÝ, HORÁK 1968; POLENO et al. 1994). Právě výsadba relativně rychle rostoucích jehličnatých dřevin s vysokou produkční schopností byla příslibem vyřešení hrozící energetické, potažmo celospolečenské krize z nedostatku dřeva (TESAŘ et al. 2004). Umělé zakládání jehličnatých monokultur také zavedlo určitý řád do lesního hospodářství, toto řádné hospodaření pak spolu s počátečním rychlým růstem monokultur výrazně zvýšilo ve velice krátké době produkci dřeva (SOUČEK 2006). Lze říci, že smrkové i borové monokultury splnily to, co se od nich očekávalo. Objemová produkce se díky jejich zavedení zvýšila minimálně o 50 % (ASSMANN 1961; POLENO et al. 1994, 2009) uvádějí dokonce navýšení v intervalu 50–100 %. Ruku v ruce s druhovou přeměnou lesů šla i změna jejich struktury. Vznikaly uspořádané lesní kultury s cílem zavedení organizovaného lesního hospodářství. Zcela nejextrémnější byla původní představa napodobení systému polních kultur s důrazem na jednoduchou soustavu, přehlednost, časový a prostorový pořádek smrkového lesa věkových tříd s pracovním schématem založit

– sklidit. Tyto představy byly umocněny propracováním matematických kalkulací časově vyrovnaného výnosu podle principů čistého výnosu z půdy. Naše území nejvíce zasáhl tento myšlenkový proud ve druhé třetině 19. století jako tzv. saské porostní hospodářství, kdy poznatky racionalizace výroby získané v průběhu průmyslové a agrární revoluce byly přijaty jako moderní a racionální principy pro obhospodařování lesů (TESAŘ et al. 2004; POLENO et al. 2009).

Všechna ohrožení stejnověkových smrkových monokultur přírodními kalamitami lze souhrnně vysvětlit tak, že se jedná o přirozené mechanismy sekundární sukcese. Uměle vzniklý ekosystém neodpovídá svou strukturou ani druhovou skladbou klimaxovému stádiu. Právě působení biotických i abiotických faktorů stanoviště slouží jako přirozené nástroje k postupnému rozvratu takového ekosystému (např. ZUMR 1994; NYKÄNEN et al. 1997; VALINGER, FRIEDMEN 1999; KENK, GUEHNE 2001; MALCOLM et al. 2001, JÖNSSON et al. 2007) a jeho následnému (dlouhé období trvajícím) návratu ke klimaxu (LAŠTŮVKA, KREJČOVÁ 2000; POLENO et al. 2007b). Pro velmi silné ohrožení smrkových monokultur (a s tím související hospodářskou nejistotou spočívající v nejisté trvalosti a bezpečnosti produkce) se záhy hledalo východisko ze vzniklé situace. Opomenout nešlo ani nepříznivý vliv na již zmíněný produkční potenciál stanoviště (POLANSKÝ et al. 1966; PRŮŠA 1999; ZERBE 2002). Jde v prvé řadě o rychlou degradaci lesních půd pod smrkovými i borovými monokulturami (PEŘINA 1960; ŠÁLY 1978; LHOTSKÝ 1987, AUGUSTO, RANGER 2001; TESAŘ, KLIMO 2004). Dochází tak k mnohdy významnému poklesu bonit. Systém smrkového lesa věkových tříd tak při svém opakování ohrožuje samotný produkční základ lesa (TESAŘ et al. 2004). Během procesu přeměn či přestaveb proto nové porosty vznikají za nepříznivých podmínek, a to na degradovaných půdách, kryté navíc silnou vrstvou surového humusu při značné aciditě svrchních půdních horizontů (POLANSKÝ et al. 1966). Naopak humusová forma a acidita půdy jsou ve smíšeném porostu příznivější než v nesmíšeném (KAUTZ, TOPP 1998; KAZDA, PICHLER 1998; AUGUSTO, RANGER 2001). Schopnost snížit aciditu půdy projevuje hlavně buk (ELMER et al. 2004; POLENO et al. 2007b). Dosažení uvedených efektů je o to příznivější, čím maloplošnější a heterogennější je rozdělení dřevin ve směsi (ROTHER 1997).

Oba protichůdné pěstební směry, tedy preference stejnověkových, stejnorodých, homogenních vs. nestejnověkových, různorodých, strukturně bohatých lesních porostů, jsou dlouhou dobu stále znovu a znovu diskutovány (SCHÜTZ 1999; LÄHDE et al. 1999), a to mnohdy velmi ostře (HANEWINKEL 2001).

Koncem 20. století však začal narůstat počet kritiků schematických a strukturu porostů homogenizujících pěstebních systému, a to jak ve střední Evropě, tak i v Severní Americe. Holosečný hospodářský způsob se tak dostal do konfliktů (HELSTRÖM 2001; POLENO et al. 2009). Staletí uplatňování holosečného hospodářství a stejnověkových lesních monokultur bylo odmítnuto mnoha lesnickými autoritami (SIISKONEN 2007). V Německu došlo po poválečném rozdělení státu na rozštěpení lesnických názorů. V SRN se vytvořilo Pracovní společenství pro lesní hospodářství sledující přírodu (ARBEITSGEMEINSCHAFT FÜR NATUGEMÄSSE WALDWIRTSCHAFT – ANW), které mělo za cíl pokračovat v přeměně jehličnatých monokultur a opustit plošný způsob hospodaření. Organizace se postupně rozšířila i do Rakouska a Švýcarska. Přestože vliv organizace ANW nebyl v Německu plošně významný, poskytl důležité poznatky o vývoji lesních porostů na dlouhodobě obhospodařovaných vzorových objektech (SOUČEK 2006). V Rakousku vzbudil zaslouženou pozornost na majetku kláštera Schlägl v severovýchodní části Rakouska lesní hospodář H. Reininger, a to přestavbou pasečně obhospodařovaných smrkových porostů a uplatněním mýtní zralosti metodou cílové tloušťky (STERBA, ZINGG 2001; SOUČEK 2006; POLENO et al. 2009). Členové ANW se koncem 90. let výrazně podíleli na založení hnutí PRO SILVA. V NDR bylo po roce 1951 celostátně zavedeno přírodu sledující lesní hospodářství označené jako „péče o porostní zásobu“. Oficiální odklon hospodaření od péče o porostní zásobu nastal přesně deset let poté, v roce 1961, kdy bylo schváleno použití holých sečí a umělé obnovy. Snahy o změny hospodaření nastaly až koncem 80. let se všeobecným nárůstem zájmu o ekologii; skutečné změny však byly zahájeny až po opětovném sloučení Německa (SOUČEK 2006, POLENO et al. 2007b). V Severní Americe se východiskem obdobných myšlenkových a odborných názorových proudů stal, především od počátku 90. let 20. století, nově vzniklý přístup k obhospodařování lesů nazvaný jako „new forestry“ ~ „nové lesnictví“ (O’HARA 2002; LÄHDE et al. 2010), který se tam zformoval v téže době, jako to bylo ve střední a severní Evropě v případě založení hnutí PRO SILVA (POMMERING, MURPHY 2004; LÄHDE et al. 2010). Iniciátorem a organizátorem ustanovení evropského sdružení PRO SILVA byl profesor D. Mlinšek (profesor pěstování lesa na univerzitě v Ljubljani), kterému se v září 1989 podařilo ve Slovinsku shromáždit 35 lesníků z deseti evropských zemí; na závěr diskuzí bylo vydáno prohlášení známé jako „Výzva z Robanov Kot“. Byla ustanovena evropská organizace, PRO SILVA EUROPA, do jejíhož čela se postavil vynikající francouzský lesník Brice de Turckheim, majitel rodinného lesního majetku v Alsasku, na kterém se již po generace hospodaří podle zásad blízkých PRO SILVA (TESAŘ 2006).

Aktuálně, v roce 2015, toto hnutí zastřešuje celkem 26 národních poboček, působících na celostátních úrovních v celkem 25 evropských zemích a v části USA (New England, USA). Ve stejném období, jako bylo založeno hnutí PRO SILVA v Robanov Kot, vykrytalizoval totožný myšlenkový směr v založení obdobného uskupení na britských ostrovech, které bylo nazváno CONTINUOUS COVER FORESTRY GROUP (LÄHDE et al. 2010). Tedy přesně 39 let poté, co průkopník tohoto myšlení na britských ostrovech, profesor Anderson, vyslovil své přesvědčení, že lesnictví v Británii bude vyžadovat více poznatků a praktických zkušeností s obhospodařováním strukturně bohatých lesů a založil proto výzkumný objekt Glentress, se v roce 1991 zrodila CONTINUOUS COVER FORESTRY GROUP (KERR et al. 2010). „Continuous cover“ (~ nepřetržitě pokrývající – tj. trvale lesním zápojem pokrývající) je odborný směr v lesnictví, který je naplněn škálou nepasečných pěstebních systémů, tedy vyloučením obnovy holou sečí (MASON et al. 1999). Tento směr je tedy jedním z celosvětových trendů směřujících k přírodě bližším formám hospodaření na úrovni samotného porostu (MLINSEK 1996; O'HARA 1998; KOCH, SKOVSGAARD 1999), jenž je navíc podpořen usneseními Rio – Helsinského procesu a požadavky na certifikaci lesů (KERR et al. 2010). Praktická doporučení pro aplikaci „continuous cover“ lesnictví byla pro britské lesy a lesnictví definována mnoha autory (např. MASON et al. 1999; KERR et al. 2002; MASON, KERR 2004; KERR et al. 2010).

Systémy různověkových a výběrných lesů jsou často zaváděny z celé řady důvodů, přičemž jedním z nich je jejich, v jistém smyslu, stálá strukturní a funkční stabilita v průběhu času v porovnání s lesem věkových tříd (O'HARA et al. 2007). Panuje také obecná shoda při vnímání toho, že tyto pěstební systémy jsou přírodě bližší (LARSEN 1995). Z toho důvodu jsou nestejnověké pěstební systémy (a hospodářská opatření, jež k nim vedou) nazývána jako „close-to-nature“ (~přírodě blízké) – (MLINSEK 1996; SCHÜTZ 1999; KLIMO et al. 2000; SPIECKER 2000; PARVIAINEN 2005; SZYMURA 2005; PETRITAN et al. 2007; JAWORSKI et al. 2007; CAMERON, HANDS 2010); „back-to-nature“ (~k přírodě se navracející) – (GAMBORG, LARSEN 2003); „diveristy-oriented“ (~orientované na biodiverzitu) – (LÄHDE et al. 1999); „near-natural“ (~přírodě blízké) – (SCHÜTZ 2002; BENECKE 1996; FERLIN 2002; ROESSIGER et al. 2011); „nature-based“ (~na přírodě založený) – (EMBOG 1998; GÁLHIDY et al. 2006); či „nature-oriented“ (~k přírodě orientovaný) – (KOCH, SKOVSGAARD 1999).

Trvalost i trvalá udržitelnost je hlavní zásada lesnictví, a proto středem úsilí všech pěstebních systémů. Trvalost obhospodařování každého konkrétního porostu je důležitá, neboť porosty jsou základním rozdělením lesa, a tudíž uzemní jednotkou lesnického

hospodaření. Stejnověké porosty se vyznačují širokou fluktuací porostních charakteristik v průběhu svého obmýetí, protože každý stejnověký porost v holosečném hospodářském způsobu má svůj počátek i konec v holé seči. Avšak potenciální trvalá udržitelnost různověkých porostů může být hodnocena na základě opakovaných měření a hodnocení čtyř hlavních ukazatelů a hledisek, jimiž jsou: 1) porostní zásoba, 2) běžný přírůstek, 3) druhová porostní diverzita a 4) porostní struktura. Setrvávání těchto ukazatelů na konstantní úrovni může zajistit onu žádanou trvalou udržitelnost různověkých pěstebních systémů, a to i navzdory jistým výkyvům, které jsou zvláště v případě těch souvisejících s těžebními cykly, předpokládány (O'HARA et al. 2007). Dodržení těchto podmínek s sebou ovšem nese nutnost použití vhodných metod kontroly požadovaných ukazatelů, neboť u strukturně bohatých lesů si s hospodářskou úpravou lesa věkových tříd nelze vystačit. Znamená to tedy uplatnění a rozvoj (nebo znovuobjevení) vhodných hospodářsko-úpravnických přístupů. V této souvislosti např. KERR et al. (2010) zdůrazňuje nezastupitelnou úlohu a nutnost neměnného přístupu k opakovanému zjišťování porostního stavu užitím správných kontrolních metod a nutnost monitorování vývoje struktury porostů, zvláště ve vazbě na stanovené provozní cíle během transformace porostů. Kontrolní metoda musí být jasná, správně zvolená, neměnná, metodicky správně získaná a s vysokou vypovídající a informační hodnotou (KERR et al. 2010). Stále rostoucí zájem i praktické uplatnění pěstění strukturně bohatých smíšených porostů s sebou přináší potřebu většího počtu studií v oblasti nauky o produkci těchto forem lesů, neboť dřevní produkce i nadále zůstává nejdůležitějším zdrojem příjmů v lesním hospodářství (GRAYSON 2002). Toto vše představuje komplikaci pro tradiční přístupy a pohledy nauky o produkci, jako jsou růstové tabulky a vyžaduje proto mnohem větší zřetel na dynamiku daného lesního porostu (ADAMS et al. 2011). Avšak lesní hospodářství má bohatou tradici v oblasti poznání a aplikovaných měření směřujících následně k porozumění a obhospodařování lesních společenstev (LARSEN 1991; OLIVER, LARSON 1996). Zatímco toto úsilí bylo původně orientováno na dřevní produkci, během posledních let narůstá zájem ke zdokonalování metod měření různověkých porostů z pohledu posílení biodiverzity (O'HARA 2001). Také modelování lesů proto nabízí možnost podpory lesního hospodářství v oblasti predikce vývoje lesa (FONTES et al. 2010), a to v mnoha směrech a ohledech. Stejně tak otázka jednorozměrných ukazatelů produkčního potenciálu stanoviště, jako jsou obecně užívané stanovištní indexy (odvozené od porostní výšky; tedy v české hospodářské úpravě lesa charakteristiky absolutní a relativní výškové bonity) nejsou podle práce SKOVSGAARD, VANCLAY (2013) vždy dostatečně výstižné k charakterizování produkčního potenciálu

stanoviště, obzvláště lesů strukturně bohatých. Z tohoto důvodu vzniká potřeba znovu definovat některé dosud tradiční určení stanovištní produktivity v souladu se soudobou úrovní poznání a možností (SKOVSGAARD, VANCLAY 2013).

Hovoříme-li o opačné alternativě k strukturně homogenním stejnověkým porostům, pak nás zajímají porosty strukturně diferencované, a to nejprve jejich definování a posléze dosažení. Musíme se proto zabývat dynamickou definicí strukturní bohatosti, protože existuje dlouhodobá snaha o definování heterogenních nebo tzv. strukturovaných lesů. Současně je nutné se zaměřit na to, jak můžeme strukturní bohatosti dosáhnout z pohledu trvalé udržitelnosti a kterých požadavků strukturní bohatosti může být efektivně docíleno (SCHÜTZ 2002). Cílovým stavem je dosažení vysoké různorodosti a heterogenity ve věku, tloušťkách a nepravidelné prostorové struktury, což společně vede k nehomogenním interakcím mezi jednotlivými stromy porostu a z nich plynoucím vývoji jednotlivých stromů (ADAMS et al. 2011). Klíčovou otázkou však je, jak docílit vytvoření heterogenních, strukturně bohatých lesů; nebo za jakých okolností lesy takové struktury spontánně vznikají. Bylo by příliš zjednodušené se domnívat, že kýžená heterogenita se dostaví automaticky. Z pohledu současných přírodě blízkých snah je nutné definovat rozdíl mezi přechodnými porostními strukturami a trvale udržitelnými, strukturně bohatými pěstebními systémy (SCHÜTZ 2002). Zároveň je však nutné uvědomit si i skutečnosti (a odlišnosti) od strukturní heterogenity v pralesích (CAMERON, HANDS 2010), neboť ta se v nich navzdory obecným představám spontánně vyskytuje relativně zřídka (SCHÜTZ 2002). Pokud může být někde heterogenita přirozeně očekávána, děje se tak, například, v přirozených smíšených lesích, jako jsou podhorské jedlobukové lesy; a to proto, že přírodní lesy mají tendenci k jisté stejnorodosti a homogenitě, a to alespoň pokud jde o pralesy centrální části temperátního pásma v Evropě (tzn. v dubovém, bukovém a smrkovém vegetačním pásmu) – (SCHÜTZ 2002). To je na jedné straně způsobeno přírodními vývojovými procesy v rámci lesa (tedy integrovaným cyklickým vývojem a jeho vývojovými fázemi lesa), tj. schopností stromů akumulovat biomasu, což ve finále vede k uzavření porostního zápoje (POLENO et al. 2007b). Na druhé straně je to v důsledku dominance několika málo mimořádně konkurenčně schopných druhů dřevin, jako jsou buk, dub nebo smrk. Tyto tendence k porostní homogenitě přírodních lesů (stádium optima vývojového cyklu) bývají dokonce ještě více významné při těch stanovištních podmínkách, které jsou co nejpríznivější. Z důvodu relativně omezeného počtu dřevinných druhů temperátního klimatu střední Evropy jsou zde výše popsané tendence ještě více patrné než v případě výzkumů lesů na americkém



kontinentu, anebo v tropech. Evropské pralesy tak vykazují relativně homogenní strukturu s poměrně malým počtem dřevinných druhů, které zde dominují (SCHÜTZ 2002).

#### 2.4. Přestavba – možné přístupy k tvorbě přírodě blízkého lesa

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

Na opačném konci spektra lesních ekosystémů stojí výběrný les. O výběrné struktuře, resp. o výběrném lese hovoříme tehdy, když celý nadzemní produkční prostor (nahore vymezený nejvyššími stromy) je vyplněn jedinci stinných dřevin nebo jen jedné dřeviny. Dynamika lesa přitom rámcově kopíruje malý vývojový cyklus, avšak výběrnými pěstebními zásahy se předchází fázi rozpadu, fázi stárnutí se dá průchod jen do dopěstování cílových stromů. Jejich dimenze přitom vychází z charakteru stanovištních a porostních poměrů. Těžbou se tak navozuje stav, který by měl být mezi fází zralosti a zmlazováním. Tak se při principiálním zachování dřevinné složky ekosystému jednorázově sníží akumulací úroveň biomasy, přičemž procesy tvorby a odbourávání biomasy v podstatě zůstávají stále provázány. Fáze rozpadu plně nastává jen v územích ponechaných samovolnému vývoji a v ostatních částech porostů jen na zanedbatelné ploše (VACEK et al. 2012).

Porozumět výběrnému lesu, jeho fungování a užitkům, které nám může poskytnout, znamená si uvědomit, že je to les obhospodařovaný, i když strukturu výběrného lesa můžeme pomístně najít též v přírodním lese. Výběrný les je přitom přírodě nejbližším hospodářským útvarem, není však myslitelný bez systematických zásahů při respektování zásad výběrného principu. Pěstebně opuštěný výběrný les by mohl ještě nějaký čas fungovat, spíš by však ztroskotal na nedostatečné obnově, která by musela být zajištěna pasečnými postupy nebo ponechána přirozené dynamice (TESAŘ 1999).

Rozsáhlejší ukázky výběrného lesa v českých zemích nemáme. Ovšem tvářnost výběrného lesa byla inspirující pro generace lesníků a řada z nich cílevědomě usilovala o

převod pasečného lesa na výběrný. V 50. a 60. letech byla učiněna řada pokusů o převod pasečného lesa na výběrný. Z tohoto úsilí, za nímž stojí především H. Konias, B. Polanský, V. Zakopal, se však zachovaly jen útržky, které si tím spíš zaslouží důkladnou analýzu a pokračování (SOUČEK 2001).

Již dnes můžeme říci, že v lesích je střednědobým nástrojem přestavby těchto ekosystémů obhospodařování podrostním způsobem. Dosažení přestavby lesa za pomoci tohoto postupu též znamená vysoce odborný, dlouhodobě důsledný a trpělivý přístup k danému území, avšak riziko zklamání je podstatně menší než u převodu na výběrný les. Ostatně většina uskutečňovaných převodů na výběrný les v příznivých případech v podrostní les vyústila (POLENO et al. 2007b).

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

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

Jinak je tomu při úrovňových probírkách, při kterých se střetávají dvě kritéria. Zatímco kvalita kmene je přírodě naprosto cizím kritériem, vitalita je veskrze přírodním výběrovým kritériem. Pěstební intervence je však, v lesích se zvýšeným zájmem ochrany přírody, z různých důvodů často uplatňována i tam, kde se nepojí vysoká vitalita a s vysokou jakostí stromů. S tímto jevem se však v přírodním lese nesetkáme. Vytínání

úrovňových a nadúrovňových stromů s technologickými nedostatky kmene, které snižují jejich zhodnocení, absolutně není přírodě blízké opatření. Jsou to totiž jedinci, kteří by se s vysokou pravděpodobností prosadili až do nejpokročilejších vývojových stadií. Naproti tomu jedinci podporovaní odstraněním výše uvedených stromů by pravděpodobně v dalším vývoji zanikli (VACEK et al. 2007).

## 2.5. Přestavby porostů pro zvýšení jejich ekologické stability v kontextu klimatických změn

V současné době se trvale udržitelnému lesnímu hospodářství a ochraně biologické rozmanitosti věnuje celá řada studií (PRETZSCH et al. 2008; PIMM et al. 2014; SCHULZE et al. 2016; CORREIA et al. 2017), přičemž na podporu tohoto trendu byly vypracovány i národní strategie např. Strategie ochrany biologické rozmanitosti České republiky 2016–2025 (MACH et al. 2016). Rovněž je silný tlak na rekonstrukce porostů, které byly v minulosti degradovány (STANTURF et al. 2014) nebo prošly za posledních 70 let velkými a závažnými změnami, což se týká zejména lesních regionů v bývalých socialistických zemích východní a střední Evropy. Zde došlo ke znárodňování lesních majetků, k rozsáhlé výsadbě jehličnanů a následným restitucím v 90. letech 20. století (BOURIAUD et al. 2015), což výrazně ovlivnilo současné druhové složení a věkovou strukturu porostů (SCHULZE et al. 2014). Kromě toho antropogenní změny globálních ekosystémů (KAREIVA et al. 2007; ELLIS et al. 2013) a předpokládané dopady změn klimatu potřebu rekonstrukcí porostů ještě umocňují (STEFFEN et al. 2007; ZALASIEWICZ et al. 2010; KULLA, SITKOVÁ 2012). Na druhou stranu jehličnaté monokultury negativně ovlivňují schopnost přeměn na lesní ekosystémy, které se lépe adaptují na změny klimatu (SPIECKER et al. 2004). Rekonstrukce se tak stávají součástí širší strategie boje proti změnám klimatu, ztrátě biologické rozmanitosti či dalším závažným ekologickým problémům naší doby (THOMAS et al. 2014). Jedním z klíčových faktorů, které ovlivňují úspěšnost uskutečňovaných rekonstrukcí je přirozená obnova, která je produktivnější a odolnější proti vnějším vlivům životního prostředí ve srovnání s umělou obnovou (HASANOV et al. 2016). Je též důležitou součástí lesních ekosystémů a je zároveň ukazatelem lesní vitality a stability (ŠTÍCHA et al. 2010). Přirozená obnova je rovněž nezbytnou součástí přirozené lesní dynamiky a spadá tak do obecné koncepce přizpůsobení lesů na základě lesní dynamiky a jejího řízení včetně aktivních a pasivních strategií řízení lesních ekosystémů (MILLAR et al. 2007).

Téměř všechny evropské lesy byly výrazně změněny různou intenzitou obhospodařování (VANBERGEN et al. 2005). Přírodní lesy nyní představují méně než 1 % evropských lesů, zatímco ve srovnání se západním pobřežím USA je to 13 % a v Kanadě

je to přes 40 % (PARVIAINEN et al. 2000). Pouze 0,2 % opadavých lesů střední Evropy je v relativně přirozeném stavu (HANNAH et al. 1995). V rámci Evropy se mimo areál svého přirozeného výskytu nachází 6–7 milionů ha čistých smrkových monokultur, a to převážně na stanovištích původně listnatých a smíšených lesů (TEUFFEL et al. 2004). V Evropě tak poklesla výměra listnatých lesů z původních 66 % na 33 % plochy lesů (KENK, GUEHNE 2001). V Evropě je cca 0,3 milionů ha pralesů (0,4 % z celkové výměry lesů), které se vyskytují v chráněných územích různého stupně a intenzity ochrany přírody (PARVIAINEN 2005). Ani tato skutečnost nic nemění na výrazně změněné strukturní, druhové a funkční podobě evropských lesů (WINTER 2012; BARBATI et al. 2014). Podobně je tomu i v České republice, která patří ke státům s výrazně změněnou druhovou, věkovou a prostorovou skladbou lesů (VACEK et al. 2012). Přitom vedle Slovenska, Bulharska, Albánie a Slovenska patříme k zemím s nejvyšším podílem chráněných území v nejvyšším stupni ochrany (MŽP 2014). Zvýšení podílu listnatých dřevin a optimalizace jejich druhové, věkové a prostorové skladby je proto jedním ze stěžejních úkolů moderního lesního hospodářství v ČR i v zahraničí (TESAŘ et al. 2004) a vyplývá to i z posledních tří ministerských konferencí o ochraně lesů v Evropě (MCPFE 2015).

Na 7. Ministerské konferenci o ochraně lesů v Evropě (Madrid, 20–21 října 2015), byla deklarována zásadní úloha lesů v boji proti změně klimatu v úzké vazbě na trvale udržitelné obhospodařování lesů se značnou ekologickou stabilitou, biodiverzitou a adaptabilitou na globální klimatické změny (MCPFE 2015). Z tohoto hlediska se v lesním hospodářství v Evropě stále větší důraz vedle hodnotové produkce klade na ekologické a environmentální funkce lesů s akcentem na jejich stanovištní diferenciaci a přizpůsobení managementu postupujícím globálním klimatickým změnám (FOSTER et al. 2010; BARBATI et al. 2014). Z těchto důvodů je třeba důkladně poznat dynamiku a adaptabilitu lesních ekosystémů při postupujících globálních klimatických změnách (LINDENMAYER et al. 2000; EFI 2013), abychom tomu přizpůsobili postupy trvale udržitelného a přírodě blízkého managementu lesních ekosystémů (COOTE et al. 2012; OXBROUGH et al. 2014). Vzhledem ke komplexnosti této problematiky je nezbytné se zabývat možnostmi maximálního využití přirozených procesů, ať již se jedná o přirozenou obnovu, autoredukci či další aspekty autoregulace pro minimalizaci vstupních pěstebních nákladů obnovy (POLENO et al. 2009; VACEK et al. 2012; MESSIER et al. 2013).

Vzhledem k často velkým oblastem, které potřebují porostní rekonstrukce, mohou být více prospěšné přístupy, které zdůrazňují ekosystémovou funkčnost oproti tradičním postupům se zaměřením na historickou druhovou skladbu a maloplošné měřítko (LAMB et

al. 2012; OLIVER 2014). Určujícím znakem funkčních rekonstrukcí je pak zaměření na trvalou udržitelnost v multifunkčních ekosystémových procesech, včetně hydrologických cyklů a ekosystémové produktivity (STANTURF et al. 2014).

V minulosti byly rovněž zaznamenány rekonstrukce lesních ekosystémů, které dosáhly jen omezených výsledků či zcela selhaly (WUETHRICH 2007). Proto je důležité, aby aktuální a budoucí projekty, které zpravidla vyžadují značné úsilí a mnohdy i nemalé investice, byly prováděny takovým způsobem, který je trvale udržitelný a relativně pružný. Práce WAGNER (2004) v této souvislosti prezentuje adaptivní lesní management, který má za cíl zachování a rozvíjení funkčnosti lesů, jako předpokladu pro splnění budoucích potřeb lesních ekosystémů. Tento management pak lze definovat jako dynamický přístup k lesnímu hospodářství, ve kterém účinky zásahů a jednotlivých rozhodnutí jsou neustále sledovány a používány společně s výsledky výzkumu, přičemž tento postup pak průběžně ovlivňuje management za účelem optimálního plnění managementových cílů (BOLTE et al. 2009). Nicméně v rámci poměrně složitého managementu porostních rekonstrukcí a s tím spojeným adaptivním managementem je třeba se vyvarovat řady fatálních chyb, neboť důvodů závažných selhání rekonstrukcí lesních ekosystémů v praxi není mnoho. Jedná se zejména o geneticky nevhodný reprodukční materiál dostatečně nepřizpůsobený podmínkám daného prostředí a dále pak o nevhodné pěstební postupy a techniky (GODEFROID et al. 2011; WENYING et al. 2013). Reprodukční materiál je v rámci přestavby velmi důležitý, neboť má vliv na úspěšnost obnovy jak z krátkodobého, tak i dlouhodobého hlediska (THOMAS et al. 2014). Genetická vhodnost pozitivně ovlivňuje nejen jednotlivé populace stromů (BREED et al. 2012), nýbrž také celkovou ekosystémovou funkci a odolnost (THOMPSON et al. 2010; KETTENRING et al. 2014).

V rámci porostních rekonstrukcí smrkových bučin a probíhajících klimatických změn je nutné vzít v potaz, že dlouhodobé oteplování je považováno za zvýšení konkurence schopnosti buku ve srovnání se současným často dominantním postavením smrku (GRUNDMANN et al. 2011). Smrk je totiž více náchylný k vlnám tepla a sucha kvůli jeho mělkému kořenovému systému (SCHMID 2002, BOLTE et al. 2014) a jeho přizpůsobení se na studené a vlhké klima (LATOŁOWA, VAN DER KNAAP 2006). Na základě tohoto lze předpokládat zvyšující se podíl buku do budoucna jak na zkoumaných lokalitách, tak i na řadě míst nejen ve středoevropském regionu, ve kterém se vyskytují velké plochy smrkových monokultur, jež nejsou dobře přizpůsobeny daným stanovištím (MENŠÍK et al. 2009).

Globální klimatickou změnu a jí způsobené jevy, jež mají dramatické následky, potvrzuje situace v posledních 20 letech doložená velkou množstvím studií (KONÔPKA 2007; SEIDL et al. 2014). V rámci Evropy mezi nejdramatičtější změny patří výrazná fluktuace teplot v letních obdobích, zvyšování teploty a sucha způsobující intenzivnější evapotranspiraci, jež vede ke zhoršení vodní bilance, a výskyt extrémních meteorologických jevů (SENEVIRATNE et al. 2006). S touto hrozbou je spojen stále častější výskyt požárů, povodní, sněhových a větrných disturbancí (DALE et al. 2001), které by mohly při současném pokračování významně ovlivnit zásobu uhlíku v lesích (SEIDL et al. 2014). Porosty mohou být v důsledku oslabení náchylnější k destrukci kořenového systému houbovými patogeny, viry a bakteriemi (ALLEN et al. 2010). Změny klimatu přispívají také ke zhoršení zdravotního stavu, spolu s příznivými podmínkami pro populace hmyzu, zvyšující riziko gradace výskytu podkorního i listožravého hmyzu (TEMPERLI et al. 2013); z našich dřevin bude nejvíce postižen smrk ztepilý. Vzhledem k tomu, že alochtonní smrkové monokultury na stanovištích smíšených a listnatých porostů patří k ekologicky nejlabilnějším lesním ekosystémům, se jejich labilita bude v důsledku globálních klimatických změn ještě výrazně zhoršovat (Vacek et al. 2020).

Ve srovnání s kulturními lesy mají přírodě blízké smíšené porosty vyšší odolnost a stabilitu při změnách klimatu (KNOKE et al. 2008). Také dojde k výrazné změně areálů výskytu dřevin s nimi i spojeným s posunem lesních vegetačních stupňů. Na druhou stranu v simulacích vývoje porostů po zvýšení teploty při postupující klimatické změně vzrostla produkce lesů mírného pásma a Skandinávie (BUGMANN 1997; LINDNER et al. 1997). Podobná studie pro lesy Německa naopak ukázala pokles produkce lesů v důsledku sucha při klimatické změně (LASCH et al. 2002). Tyto komplexní a nelineární interakce mezi lesy a atmosférou mohou tlumit nebo zesilovat antropogenní klimatické změny (BONAN et al. 2008). Neustále se zvětšuje množství poznatků o této problematice, jež je poměrně rozsáhlé (CAMPIOLI et al. 2012; LINDER et al. 2014; SPATHELF et al. 2014) a některé studie již potvrdily změny v růstu (PIAO et al. 2011), úmrtnost vlivem sucha (ALLEN et al. 2010), či změnu druhové distribuce (DELZON et al. 2013).

V zájmovém území probíhají a budou probíhat velmi závažné změny struktury lesních ekosystémů, které se projevují i změnou ekologické stability a biodiverzity a často jejich snížením pod mez, která ohrožuje plnění jejich produkčních, ekologických a environmentálních funkcí lesa (ANGERMEIER, KARR 1994; ALLEN et al. 2002; RAFTOYANNIS et al. 2013). Zvláště důležité proto je zachování rozvíjení jednotlivých funkcí lesa jako předpokladu pro splnění budoucích potřeb lesních ekosystémů (BOLTE et

al. 2009). Tyto problémy je nutné řešit aktuálně tváří v tvář stávajícím a vznikajícím silným procesům probíhajících změn. Jsou to globální fenomény a nepatří sem jen změny klimatu, ale i introdukce druhů, antropogenně vyvolané změny v biogeochemických cyklech, které ovlivňují růst (ALLEN et al. 2010). Před lesním hospodářstvím tak stojí nelehký úkol, zachování schopnosti produkce dřeva s aspektem na ekologii lesních ekosystémů v budoucnu (RIST, MOEN 2013).

Jedním ze způsobů možného řešení je optimalizace pěstebních postupů v rámci přestavby kulturních lesních porostů na porosty s přírodě bližší skladbou. V posledních desetiletích se totiž moderní, trvale udržitelné obhospodařování lesů zaměřuje na přeměny kulturních lesů na přirozené listnaté a smíšené lesní porosty (cf. MONSANDL, KÜSNER 1999; POLENO et al. 2009). Pěstební koncepty, které se až dosud vyvíjely, byly orientovány především směrem k optimalizaci pouze jedné jediné funkce a potřeby, kterou zpravidla byla dřevní produkce (SCHÜTZ 1999). Strategie soudobého evropského lesnictví kladou důraz na rozvinutí takových alternativ způsobů a forem hospodaření v hospodářských lesích, jak postupně narůstá význam mimoprodukčních funkcí lesů a trvale udržitelného hospodaření v nich (HUMPHREY 2005; OXBROUGH et al. 2014). Od lesů tak je, či bude, požadováno poskytování celé škály mimoprodukčních (ekologických a environmentálních) funkcí, jakými jsou např. ovlivnění vodního cyklu v krajině, ochrana biodiverzity, ochrana před riziky eroze půdy, degradace stanovišť a celá řada dalších (VACEK, BALCAR 2004; FONTES et al. 2010; VACEK et al. 2015a).

V současnosti jsou rozhodujícími faktory, které ovlivňují lesní ekosystémy ve střední Evropě v největší míře, zejména klimatické extrémny (zimní mrazy, letní sucho), zněčišťující látky ( $\text{SO}_2$ ,  $\text{NO}_x$ ,  $\text{O}_3$ ), kůrovcové disturbance, škody způsobené zvěří či nevhodný management (FLECHARD et al. 2011; KREJČÍ et al. 2013; VACEK et al. 2017a). Vzhledem k tomu v posledních letech dochází ve střední Evropě k postupným změnám v přístupech lesního managementu. Postupně dochází k odklonu od preference jehličnatých monokultur směrem k podpoře smíšených porostů, podpoře přirozené obnovy a listnatých druhů obecně (PETRITAN et al. 2009; SIMON et al. 2010; SLANAŘ et al. 2017). Začínají se tak více prosazovat managementové způsoby lesního hospodaření, které jsou ze své podstaty přírodě blízké a trvale udržitelné (FAO 2006; BARBATI et al. 2014). Tyto alternativní managementové strategie obvykle zahrnují opomíjení holosečeného hospodářského způsobu na úkor maloplošného hospodaření, které podporuje porostní strukturu, biodiverzitu a přirozenou obnovu (PUETTMANN et al. 2015). Zvyšování podílu listnatých druhů dřevin a optimalizace jejich druhové, věkové a prostorové skladby s tímto

managementem úzce souvisí a je proto jedním ze stěžejních úkolů moderního lesního hospodářství (TESAŘ et al. 2004). Tento trend pak rovněž vyplývá z nedávných konferencí o ochraně lesů v Evropě (MCPFE 2015) a zároveň se stal dominantním lesnickým paradigmatem v mnoha zemích (BUTLER, KOONTZ 2005). Skrze tyto aktuální přístupy by se pak mělo docílit zvýšení rezistence porostů k disturbancím a zlepšení schopnosti přežívání jednotlivých stromů (JÖNSSON et al. 2012; NEUNER et al. 2014; VACEK et al. 2015b), což je zvláště důležité v oblastech se vzrůstajícími porostními disturbancemi (HLÁSNÝ et al. 2017). Rovněž se v rámci tohoto trendu lesníci snaží o snížení rozdílu mezi variabilitou přírodních a hospodářských lesů a o soulad mezi ekologickými a socioekonomickými funkcemi lesa (CARDINALL et al. 2004; URLI et al. 2017).

Buk lesní jako jeden z nejdůležitějších listnatých druhů v Evropě (PACKHAM et al. 2012; CHIANUCCI et al. 2016) hraje v tomto trendu trvale udržitelného lesního hospodaření důležitou roli (BOLTE et al. 2007; BARNA, BOŠELA 2015), přičemž velký význam má jak z ekonomického hlediska (SHAHVERDI et al. 2013), tak i ekologického (DROBYSHEV et al. 2014). Ve střední Evropě pak buk představuje potenciálně dominantní druh přírodní vegetace ve vlhkých až mírně suchých oblastech, submontánních nadmořských výšcích za aktuálních klimatických podmínek (ELLENBERG 1996). Nicméně jeho vitalita a konkurenceschopnost může být zhoršena (FOTELLI et al. 2003) předpokládanými změnami klimatu (BILELA et al. 2012; MACHAR et al. 2017). Neboť předpokládané regionální oteplování a s tím spojená snížená dostupnost vody je považována za významný negativní faktor s dopadem na vitalitu a produktivitu lesních ekosystémů ve střední Evropě (IPCC 2007). Na druhou stranu buk zejména ve středu areálu svého rozšíření je poměrně výrazně úspěšnou dřevinou ve vazbě na globální klimatické změny (LEUSCHNER et al. 2006; BOLTE et al. 2010; KRÁLÍČEK et al. 2017). Pro lepší specifikaci pak práce GESSLER et al. (2007) prezentuje z protilehlých svahů, svah severovýchodní jako relativně studený a vlhký, který reprezentuje aktuálně většinu bučin ve střední Evropě. Zatímco svah jihozápadní, který je poměrně teplý a suchý, považuje zmíněná práce za potenciální budoucí klima v oblastech s bukovými lesy ve střední Evropě. Z prací KRÁLÍČEK et al. (2017) či KOLÁŘ et al. (2017) pak vyplývá, že v návaznosti na klimatické změny jsou více příznivější podmínky pro růst buku lesního ve srovnání se smrkem ztepilým. Přírodě blízké managementové strategie by tak měly řešit jak ekologická rizika, tak rovněž s tím související rizika ekonomická (SEIDL et al. 2014; SCHELHAAS et al. 2015).

Práce VACEK et al. (2014) a REMEŠ et al. (2015) pak v souvislosti s výše uvedeným předpokládají, že prostory, které projdou procesem přestavby směrem k přírodě bližším,



budou podstatně lépe plnit ekologické, environmentální a socioekonomické funkce lesa. Výsledný lesní porost by měl mít také daleko větší rezistenci k dopadům klimatických změn, oproti lesním porostům bez této strategie.

### 3. Cíl práce

1. Získat poznatky o druhové, věkové a prostorové skladbě modelových porostů a jejich vývoji.
2. Zhodnotit proces přestavby na přírodě bližší skladbu z hlediska optimalizace jejich druhové, věkové a prostorové struktury.
3. Návrh pěstebních opatření a doporučení pro porosty v obdobných stanovištních a porostních poměrech na LS Jablonec nad Nisou v CHKO Jizerské hory.

Při hodnocení obnovy ve starších přestavbách dílčími cíli bylo vyhodnocení přirozené obnovy (u jedle i kombinované obnovy) ve vztahu ke stromovému patru v rámci jejich přestavby v průběhu 35 let na přírodě bližší skladbu s akcentem na ekologickou stabilitu a biodiverzitu při postupujících globálních klimatických změnách. Práce by měla odpovědět na následující otázky:

- jaké změny se uskutečnily z hlediska druhové skladby obnovy,
- jaké změny se uskutečnily z hlediska vyspělosti a prostorového uspořádání obnovy,
- jaké změny se uskutečnily z hlediska biodiverzity obnovy,
- jaké jsou vztahy přirozené obnovy a stromového patra.

Při hodnocení struktury a vývoje porostů v rámci jejich dlouhodobé přestavby v průběhu 35 let dílčími cíli bylo vyhodnocení posunu na přírodě bližší skladbu s akcentem na produkci, ekologickou stabilitu a biodiverzitu při postupujících globálních klimatických změnách. Práce by měla odpovědět na následující otázky:

- jaké změny se uskutečnily z hlediska druhové skladby stromového patra,
- jaké změny se uskutečnily z hlediska tloušťkové a prostorové struktury stromového patra,
- jaké změny se uskutečnily z hlediska biodiverzity stromového patra.

Při hodnocení struktury a vývoje porostů i jejich obnovy v počátečním stadiu přestavby na přírodě bližší skladbu s akcentem na produkci, ekologickou stabilitu a biodiverzitu při postupujících globálních klimatických změnách bylo odpovědět na následující otázky:

- jaká je druhová skladba stromového patra a přirozené obnovy v počátečním stadiu přestavby,
- jaká je prostorová struktura stromového patra a přirozené obnovy,
- jaká je biodiverzita stromového patra a přirozené obnovy,
- jaký je radiální růst buku lesního a smrku ztepilého.

Základní hypotézou přitom bylo, že tyto porosty s touto strategií budou mít větší ekologickou stabilitu a biodiverzitu ve srovnání s obdobím před zahájením přestaveb.

## 4. Materiál a metodika

### 4.1. Charakteristika zájmové přírodní lesní oblasti 21 – Jizerské hory a Ještěd

Charakteristika přírodní oblasti vychází z práce VACEK et al. (2003) a z OPRL pro PLO 21 z r. 2020 (ÚHÚL 2020).

Jizerské hory s Ještědským hřbetem jsou horskou oblastí Západních Sudet, náležející do Krkonošsko-jesenické soustavy. Na západě jsou Jizerské hory vymezeny úpatím zlomového svahu (cca 500 m n. m.) v linii Mníšek – Albrechtice – Dětrichov a na východě Novosvětským sedlem (889 m), které je odděluje od Krkonoš (Demek et al. 1987). Na hřbetech Jizerské hory dosahují výšky kolem 800 – 1 000 m. Nejvyššími vrcholy jsou Zadní kopa (1 127 m), která leží v Polsku a v ČR je to Smrk (1 124 m).

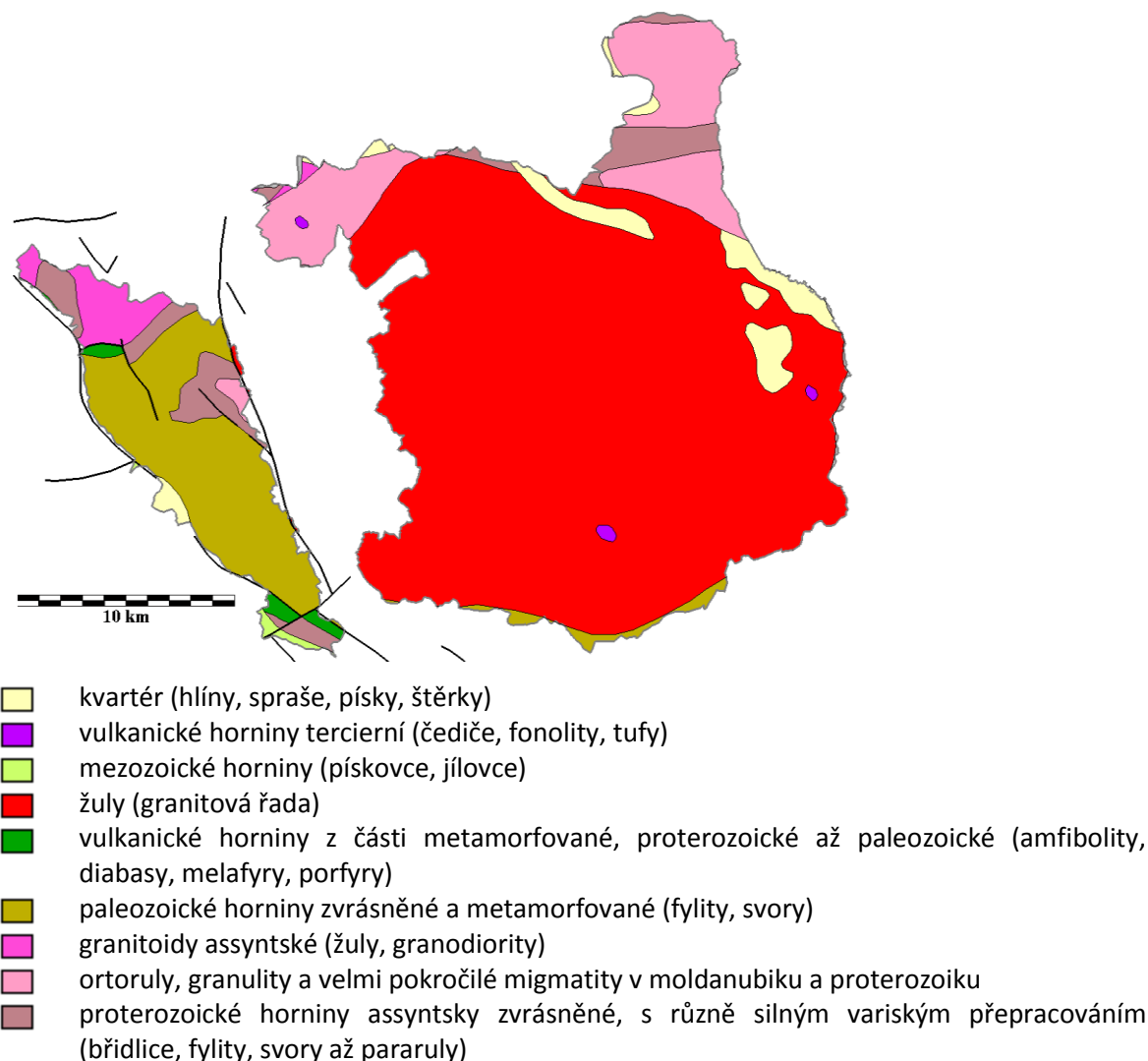
Ještěd, resp. Ještědský hřbet je též výrazný hřbet, který vystupuje mezi Ralskou pahorkatinou a Libereckou kotlinou. Největší výšky dosahuje vrcholem Ještědu (1010 m). Katastrální rozloha oblasti činí 53 680 ha a při lesnatosti 74 % plocha lesů má 39 561 ha. Horské lesy zaujímají 60,9 % lesů přírodní lesní oblasti.

Značná přírodovědná hodnota Jizerských hor souvisí především s výskytem rozsáhlých rašelinných ekosystémů (ca 1 500 ha – jsou nejrozsáhlejší v Sudetské soustavě) a největšího komplexu bučin (27 km<sup>2</sup>) v České vysočině (VACEK et al. 2003; ÚHÚL 2020).

#### 4.1.1. Geomorfologie, geologie a pedologie

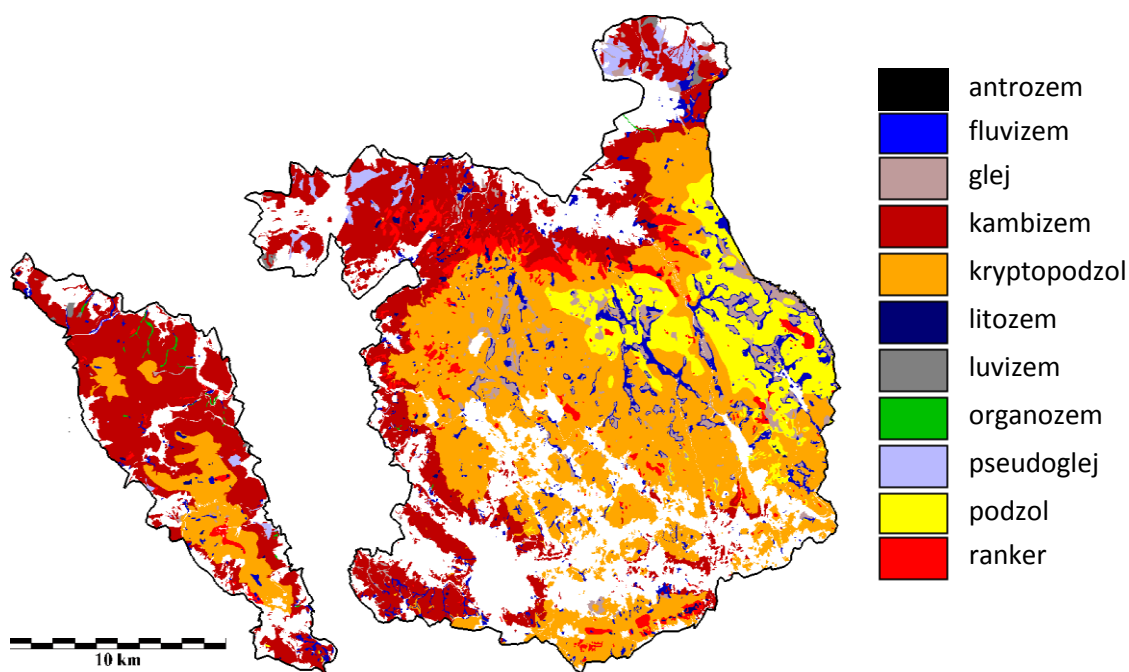
Geomorfologické, geologické a pedologické podmínky vytváří základní předpoklady pro rozvoj vegetace a režim spodních a povrchových vod. Jizerské hory jsou prvohorním pohořím modelovaným s výjimkou strmých severních svahů do parovinného tvaru (DEMEK et al. 1987). Z geomorfologického hlediska zde můžeme odlišit planinu s četnými rašeliništi a hřbety. Přestože Jizerské hory nebyly v pleistocenu zaledněny jsou zde nápadné mrazové sruby a balvanová moře. Ještědský hřbet je naproti tomu neotektonicky vyzdvižený hřbet podél lužického zlomu (KUNSKÝ 1968; VACEK et al. 2003; ÚHÚL 2020).

Téměř celé území Jizerských hor je tvořeno biotitickou krkonošsko–jizerskou žulou. Na severu a severozápadě lemuje žulový masív pás svorů a ortorul, ojediněle ho proráží čedičové kužely (CHALOUPSKÝ 1989). Ještědský hřbet tvoří převážně fylity. Roztroušeně se vyskytují křemence, krystalické vápence a diabasy (Obr. 1) – (VACEK et al. 2003).



Obr. 1: Geologická mapa Jizerských hor a Ještědu (data Český geologický ústav) – VACEK et al. (2003).

Z hlediska pedologie, v Jizerských horách i na Ještědském hřbetu je vyvinuta výšková půdní skupinovitost od podhorských až po horské půdy. V nejnižších partiích převládají kambizemě, výše přecházejí do kryptopodzolů a nejvyšší polohy pokrývají podzoly. V hřbetních partiích Jizerských hor jsou též relativně časté organozemě a gleje (Obr. 2). Díky dominantnímu žulovému podloží převládají na živiny chudé a kyselé půdy. Z procentuálního zastoupení půdních typů převládají kryptopodzoly dosahující zastoupení 41,5 %, následně kambizemě 33,2 % a podzoly 9,5 % (PRŮŠA 2001; VACEK et al. 2003; ÚHÚL 2020).



Obr. 2: Pedologická mapa Jizerských hor a Ještědu (data ÚHÚL Brandýs n. L., VÚLHM VS Opočno) – VACEK et al. (2003).

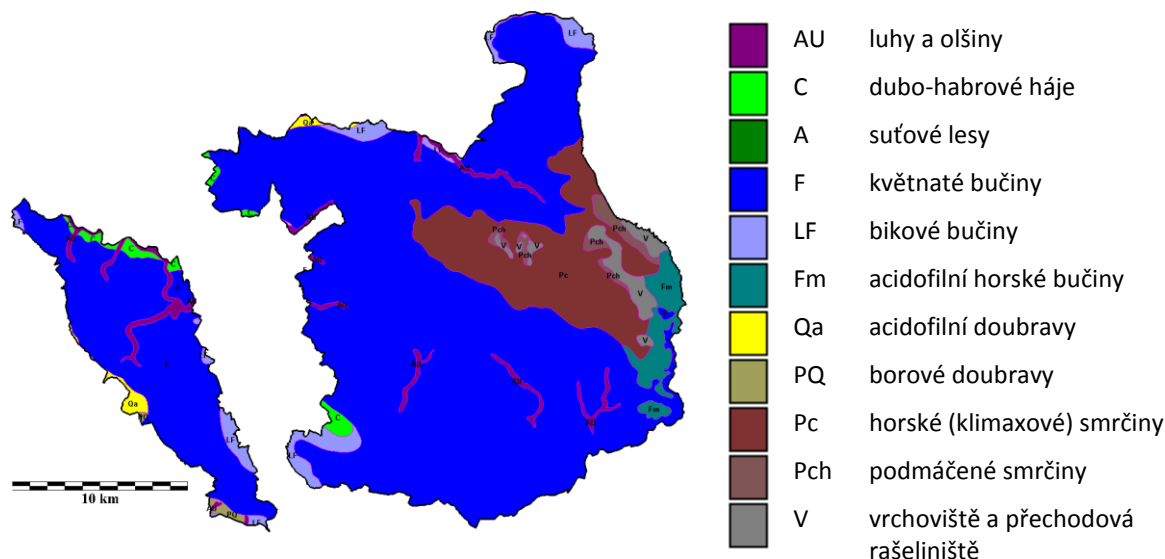
#### 4.1.2. Klimatologie a hydrologie

Jizerské hory a Ještěd náleží do klimatické oblasti mírně teplé a chladné. Vzhledem k poměrné blízkosti Atlantského oceánu a převládajícímu západnímu větrnému proudění tvoří hřbety Jizerských hor značnou překážku proudům vlhkého a chladného vzduchu od oceánu, což se projevuje především vysokým množstvím dešťových a sněhových srážek. Průměrná roční teplota se pohybuje od 4,4 do 7,1 °C a srážky jsou v rozmezí 800–1705 mm. Bílý Potok pod Smrkem je meteorologickou stanicí s nejvyššími srážkami v ČR. Délka vegetační doby v nejnižších polohách kolísá kolem 150 dnů, ve středních partiích okolo 130 dnů a na hřbetech kolem 100 dnů (PLÍVA, ŽLÁBEK 1986). Silnější vítr (5° Beauforta a více) je častější v zimním období. Vítr přichází nejčastěji z jihovýchodního a jižního sektoru a z protilehlého, tj. ze severozápadního a severního sektoru.

Říční síť zde vznikla v prvohorách až ve čtvrtohorách. Jsou to horní úseky toků, charakteru bystřin. Na hřbetech s mělkými sníženinami vznikla četná rašeliniště, která jsou většinou hlavními prameništi vodních toků (Jizery, Smědé, Kamenice, Černé a Lužické Nisy a Ploučnice). Oblast náleží do pomohí Severního a Baltského moře. Jizerské hory a Ještěd jsou bohatou pramennou oblastí. Jsou zde vymezeny dvě chráněné oblasti přirozené akumulace vod – Jizerské hory a Severočeská křída (VACEK et al. 2003; ÚHÚL 2020).

#### 4.1.3. Vegetační stupňovitost a soubory lesních typů

Z hlediska vertikálního členění vegetace se v nejnižších partiích mozaikovitě nacházely květnaté a bikové bučiny, na ně navazovaly acidofilní horské bučiny, na hřbetech se nacházely podmáčené a klimaxové horské smrčiny a vrchoviště s klečí horskou. Mozaikovitě se v menším rozsahu vyskytovala i další společenstva (Obr. 3).



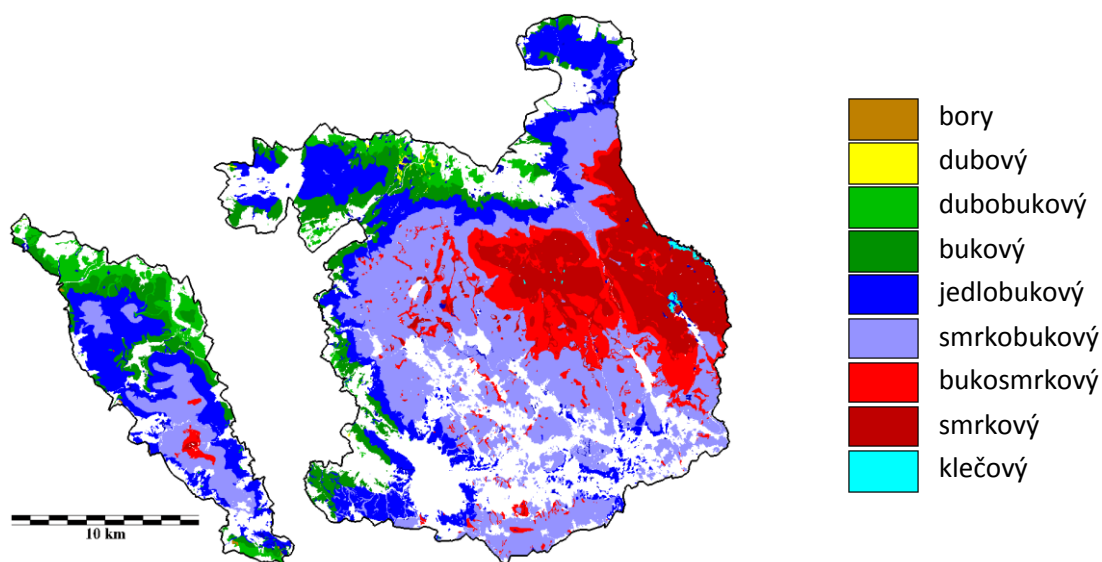
Obr. 3: Geobotanická mapa Jizerských hor a Ještědu (data MIKYŠKA et al. 1968) – VACEK et al. (2003).

Charakteristika zonálních lesních vegetačních stupňů je patrná z Tab. 1 a jejich uspořádání vyplývá z Obr. 4. Nejrozšířenější jsou LVS: 6. – smrkobukový (40,0 %) a 5. – jedlobukový (22,3 %). Dominantními soubory lesních typů jsou 6K – kyselá smrková bučina (17,6 %) a 5K – kyselá jedlová bučina (8,8 %). Výrazně převládají kyselá stanoviště (ekologická řada kyselá a extrémní) – 60 %, oproti živným (ekologická řada živná a obohacená humusem) – 26 % a ovlivněným vodou (ekologická řada obohacená vodou, oglejená, podmáčená, resp. rašelinná) – 14 % (SMEJKAL, SKOBLÍK et al. 1999). Rozmístění edafických kategorií je patrné z Obr. 5 (VACEK et al. 2003; ÚHÚL 2020).

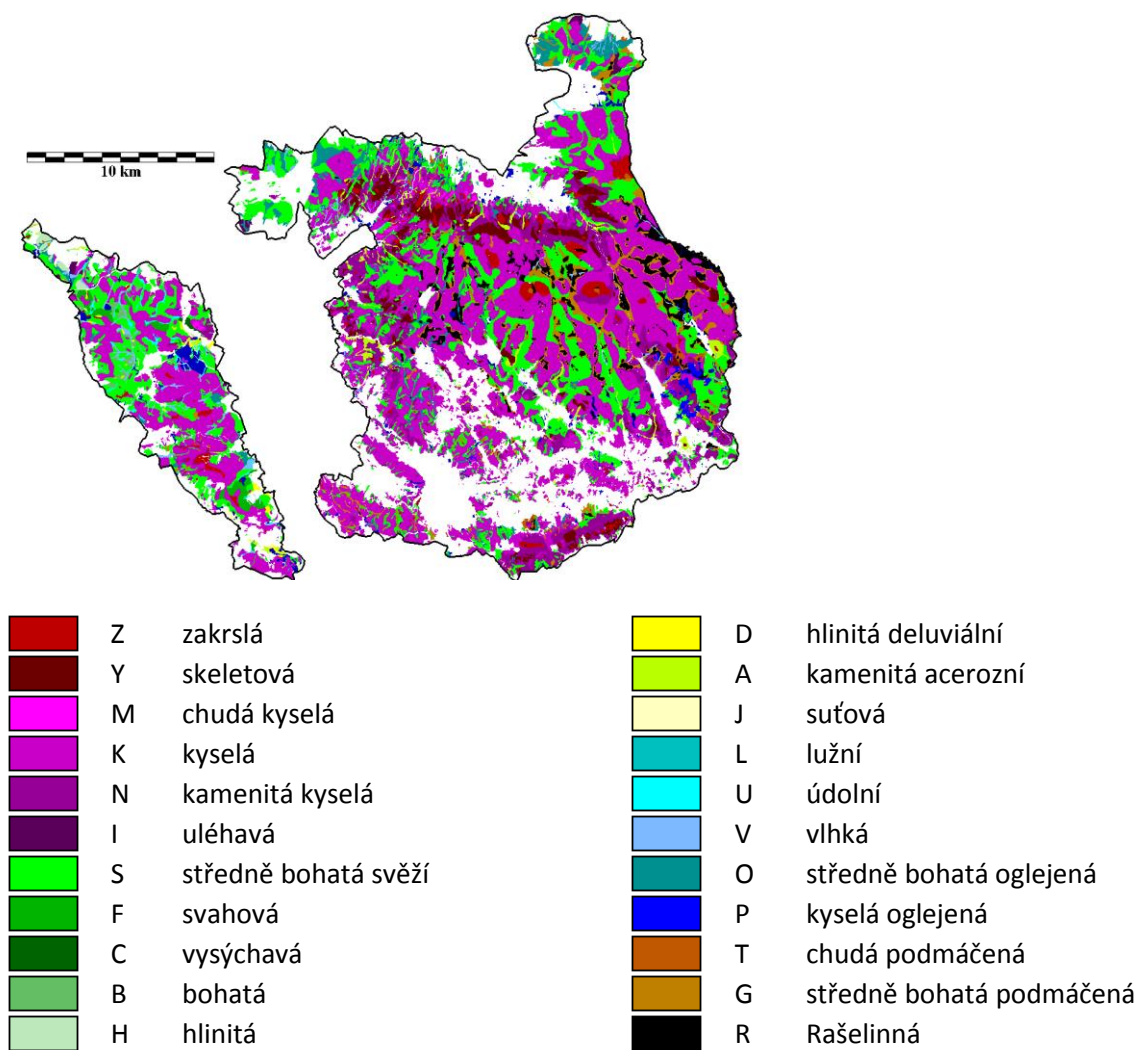
Tabulka 1: Charakteristika zonálních lesních vegetačních stupňů Jizerských hor a Ještědu.

Lesní vegetační stupně	Výměra	Zastoupení	Nadmořská výška	Průměrná teplota	Roční srážky	Vegetační doba
5   jedlobukový	8 816	22,3	480 – 590	6,4 – 5,8	800 – 1 300	130 – 140
6   smrkobukový	15 787	40,0	590 – 840	5,8 – 4,4	1 300 – 1 350	115 – 130
7   buk-smrkový	3 253	8,2	840 – 900	4,4 – 4,0	1 350 – 1 450	100 – 115
8   smrkový	5 032	12,7	>900	< 4,0	> 1 450	< 100

Údaje z OPRL – ÚHÚL Brandýs n. L.



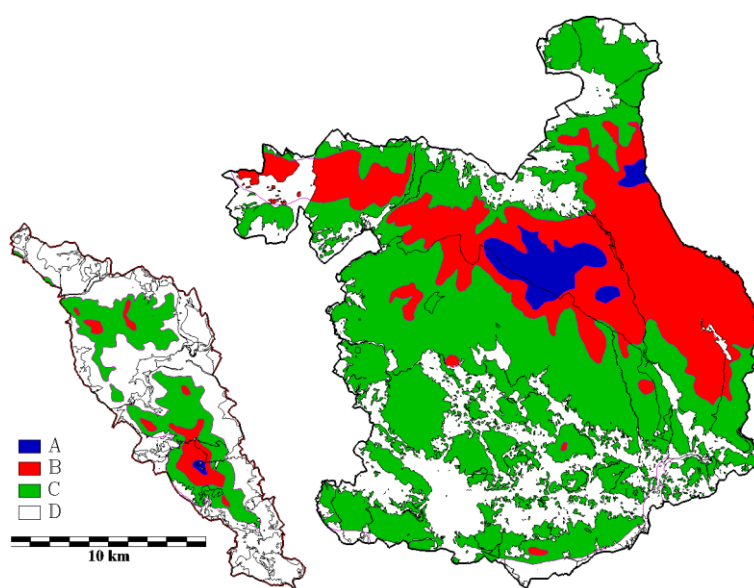
Obr. 4: Lesní vegetační stupně Jizerských hor a Ještědu (data ÚHÚL Brandýs n. L.; GIS K. Matějka – IDS) – VACEK et al. (2003).



Obr. 5: Edaфіcké kategorie Jizerských hor a Ještědu (data ÚHÚL Brandýs n. L.) – VACEK et al. (2003).

#### 4.1.4. Porostní poměry

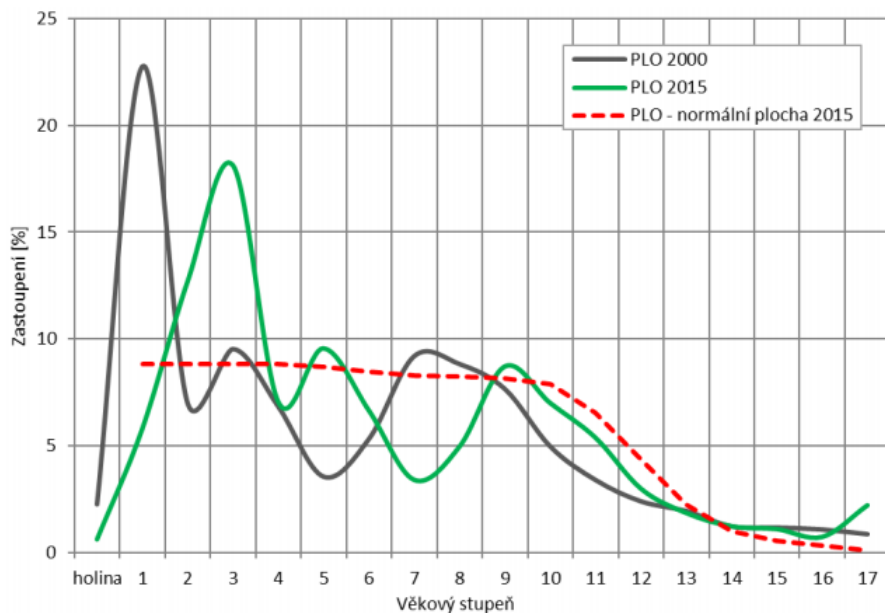
Stav lesních ekosystémů začal člověk v Jizerských horách výrazněji ovlivňovat od 15. století a na Ještědském hřbetu od 13. století, a to jak těžbou dřeva, tak i žďářením. Těžba dřeva pro milíře, sklárny a kovohutě výrazně stoupala v 16. století a pro export do Saska v 17. století. Počátkem 18. století již těžba dřeva zasáhla vrcholové partie hor, jelikož v nižších polohách byl značný nedostatek mýtných porostů. V 80. letech 20. století území značně postihla imisní a kůrovcová kalamita. Výrazný vzestup imisních škod nastal v letech 1977–1979, a to v souvislosti s klimatickými výkyvy – cf. BALCAR (1997). Postup destrukce lesních ekosystémů (převážně smrčin) značně urychlovalo následné přemnožení lýkožrouta smrkového. Nejvíce byly postiženy klimaticky exponované hřbetní partie v nadmořské výšce nad 900 m. Charakter poškození lesa v tomto období nepřímo vyplývá i z pásma ohrožení imisemi (Obr. 6). V průběhu imisně ekologické kalamity bylo vytěženo ca 12 000 ha lesa (VACEK et al. 2003; ÚHÚL 2020), z čehož ca 3 000 ha bylo zalesněno smrkovými a borovými exoty (cf. VACEK et al. 1997, VACEK et al. 2003). To výrazně ovlivnilo věkovou strukturu porostů (SMEJKAL et al. 1999). V současnosti je výrazně nadnormálně zastoupen 2. a 3. věkový stupeň (Obr. 7).



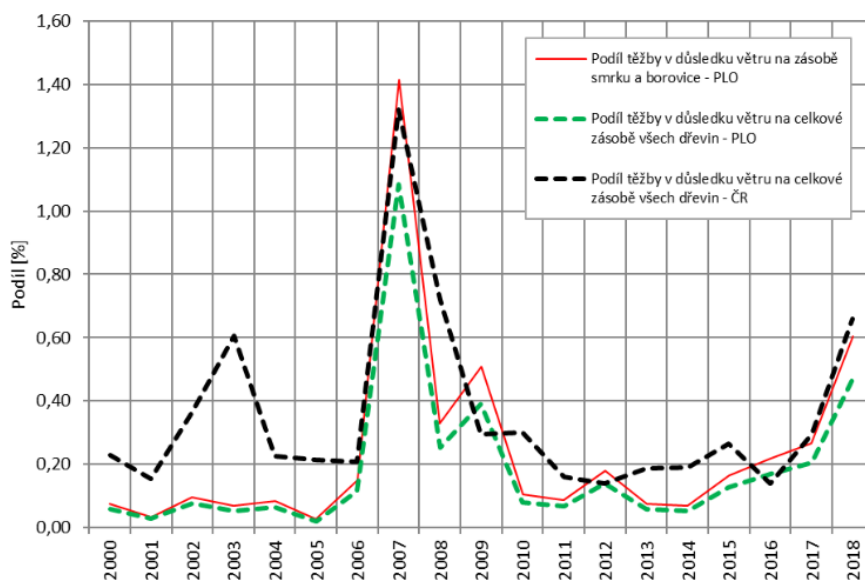
Obr. 6: Pásma ohrožení lesních porostů v Jizerských horách a na Ještědu k 1. 1. 2001 (data ÚHÚL Brandýs n. L.).

V PLO 21 jsou lesní porosty v současnosti nejvíce postiženy větrem (Obr. 8). Například celostátní průměr indexu škod větrem je 2,8 % a v PLO 21 je to 5,4 %. Výjimečný z hlediska podílu nahodilých těžeb v důsledku větru byl rok 2007 (orkán Kyril), kdy výše nahodilých těžeb přesáhla 1 % zásoby smrkových porostů (ÚHÚL 2020).





Obr. 7: Zastoupení věkových stupňů v roce 2000 a 2015 a porovnání s normálním rozdělením věkových stupňů za rok 2015 v % v PLO 21 (ÚHÚL 2020).



Obr. 8: Podíl nahodilých těžeb v důsledku větru na zásobách dřevin v % v letech 2000-2018 v PLO 21 (ÚHÚL 2020).

Lesy hospodářské v současné době zaujímají 86,5 %, lesy ochranné 2,3 % a lesy zvláštního určení 11,2 % (Tab. 2) – (VACEK et al. 2003; ÚHÚL 2020).

Tabulka 2: Přehled vyhlášených kategorií lesů v PLO Jizerské hory a Ještěd.

<i>Kategorie a subkategorie lesa</i>		<i>Plocha porostní</i>	
		ha	%
<b>Lesy hospodářské:</b>		33 378	86,5
<b>Lesy ochranné:</b>			
	– na mimořádně nepříznivých stanovištích	767	2,0
	– vysokohorské pod hranicí stromové vegetace	124	0,3
Celkem lesy ochranné		890	2,3
<b>Lesy zvláštního určení:</b>			
	– v pásmech hygienické ochrany I. stupně	1 376	3,6
	– v národních přírodních rezervacích	68	0,2
	– v přírodních rezervacích a přírodních památkách	123	0,3
	– příměstské a rekreační	385	1,0
	– se zvýšenou funkcí půdoochrannou a vodoochrannou	400	1,0
	– potřebné pro zachování biologické různorodosti	1 805	4,7
	– v nichž jiný důležitý veřejný zájem vyžaduje odlišný způsob hospodaření	156	0,4
Celkem lesy zvláštního určení		4 313	11,2
<b>Úhrnem lesy v oblasti</b>		38 582	100,0

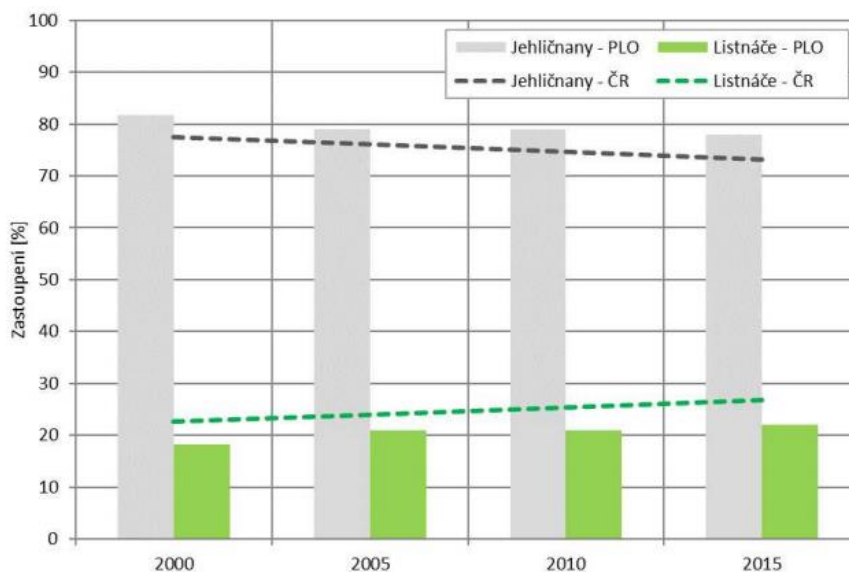
Údaje z DS SLHP – ÚHÚL Brandýs n. L.

Z hlediska druhové skladby, největší disproporce mezi přirozenou a současnou druhovou skladbou jsou u smrku ztepilého, jedle bělokoré a buku lesního (Tab. 3). Zastoupení jehličnatých a listnatých dřevin v PLO 21 v porovnání s hodnotami za ČR v % je znázorněn na Obr. 6. Vývoj dřevinné skladby je patrný z Obr. 7 (ÚHÚL 2020).

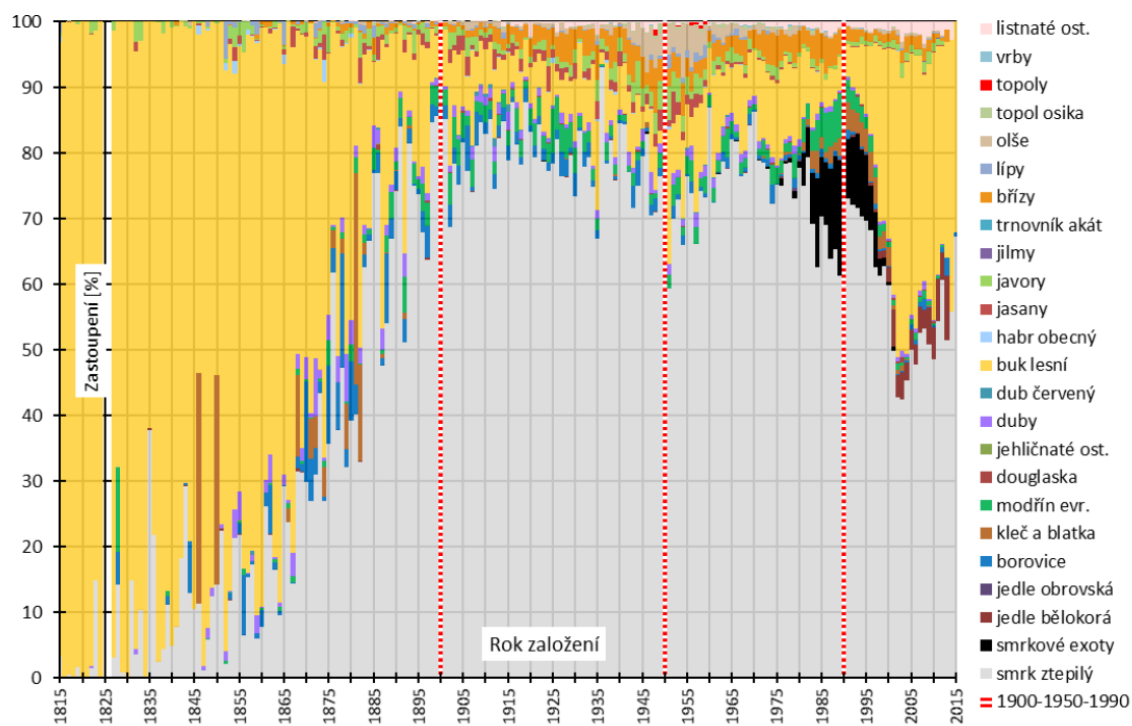
Tabulka 3: Porovnání přirozené, současné a cílové druhové skladby (%) v Jizerských horách a na Ještědu v r. 2020.

SM	SMx	JD	BO	MD	DG, JDo	KOS	jehl.	DB	BK	JV	JS	BŘ	LP	OL	TP	HB	ost.l.	list.
<b>Přirozená druhová skladba :</b>																		
35,5		19,4	+			0,2	55,1	2,3	38,9	1,7	0,3	0,3	0,2	0,3		+	0,9	44,9
<b>Současná druhová skladba :</b>																		
69,1	3,3	+	1,2	2,6	0,1	1,1	77,4	0,9	14,9	1,2	0,6	2,4	0,2	0,8	+	+	0,8	21,8
<b>Cílová druhová skladba :</b>																		
61,5		1,5	1,2	4,3	+	0,2	68,7	0,8	24,9	2,6	0,3	0,6	0,4	0,4		+	1,3	31,3

Údaje z OPRL 2020– ÚHÚL Brandýs n. L.



Obr. 7: Zastoupení jehličnatých a listnatých dřevin v PLO 21 v porovnání s hodnotami za ČR v % (ÚHÚL 2020).



Obr. 8: Dřevinná skladba dle roku založení porostu 1815–2015 v % v PLO 21 (ÚHÚL 2020).

Zastoupení cílových hospodářských souborů je uvedeno v Tab. 4. Specifika hospodaření v Jizerských horách a na Ještědském hřbetu vychází z existence podmínek ochrany přírody či přírodních zdrojů. Vyplývají především ze statutu CHKO Jizerské hory (48 % plochy PLO), okrajově i CHKO Lužické hory (0,5 %), 26 maloplošných zvláště chráněných území (7 %) a CHOPAV Jizerské hory a Severočeská křída (56 %) a genových

základen (10 %) – (VACEK et al. 2003; ÚHÚL 2020). V těchto částech se více méně uplatňují zásady přírodě blízkého obhospodařování lesů s důrazem na druhovou, ekotypovou, věkovou a prostorovou diferenciaci porostů a maximální využití přirozené obnovy (cf. VACEK 1999; VACEK et al. 2012).

Tabulka 4: Zastoupení cílových hospodářských souborů v PLO Jizerské hory a Ještěd (39 506 ha).

HS	13	29	41	43	45	47	51	53	55	57	59
Plocha (ha)	23	163	948	4 044	416	377	4 888	9 840	5 731	1 135	336
Podíl (%)	+	0,4	2,4	10,2	1,1	1,0	12,4	24,9	14,5	2,9	0,9
HS	71	73	77	79	01	02					
Plocha (ha)	389	2 142	564	2 361	2 493	3 656					
Podíl (%)	1,0	5,4	1,4	6,0	6,3	9,2					

Údaje z OPRL 2020– ÚHÚL Brandýs n. L.

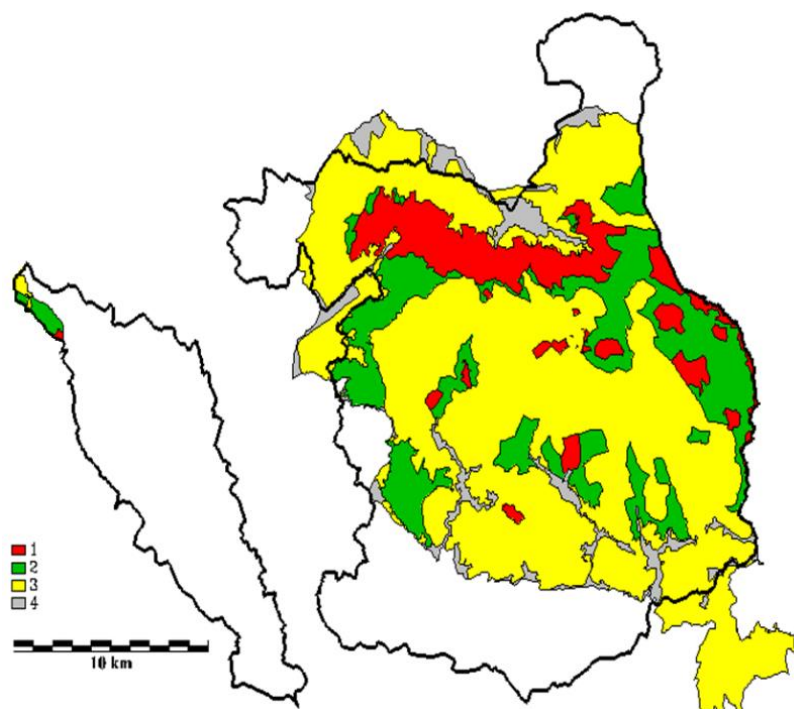
Z hlediska hospodářských způsobů dominuje hospodářský způsob nesečný (49,7 %) a způsob holosečný (47,1 %). Výběrný způsob zaujímá 2,5 % a podrostní způsob 0,7 % (ÚHÚL 2020).

#### 4.1.5. Ochrana přírody

Chráněná krajinná oblast Jizerské hory byla zřízena v r. 1967 na rozloze 366 km<sup>2</sup>. Její lesnatost je 73 %. V současné době je tato CHKO jedním z nejkontrastnějších území v ČR. Jsou zde jednak rozsáhlé, mnohdy ještě nezajištěné porosty náhradních dřevin vzniklé na místě vytěžených, odumřelých porostů v průběhu imisně ekologické kalamity a jednak mimořádně hodnotná území s přirozenými lesními společenstvy. Zejména jde o souvislý komplex bučin na severních svazích Jizerských hor a unikátní společenstva horských rašelinišť s významnou flórou a faunou. Podstatnou částí oblasti je rovněž zemědělská krajina (KOS, MARŠÁKOVÁ 1997, VACEK et al. 2012).

Management ekosystémů, resp. péče o ně je zde diferencovaná, vycházející především ze zonace CHKO, charakteru SLT a konkrétního stavu porostů. Zóny CHKO jsou znázorněny na Obr. 11. Nejcennější partie oblasti pokrývá 26 maloplošných zvláště chráněných území s celkovou rozlohou 4010 ha. V I. a II. zóně CHKO a v „m“ ZCHÚ je aplikován přírodě blízký management a v III. zóně jsou uplatňovány běžné zásady trvale udržitelného obhospodařování (PELC et al. 1997a). Po celkovém útlumu zemědělské výroby rozsáhlé plochy zůstávají neobhospodařovány, čímž dochází k degradaci podhorských luk a pastvin. Nejcennější luční ekosystémy jsou proto udržovány kosením,

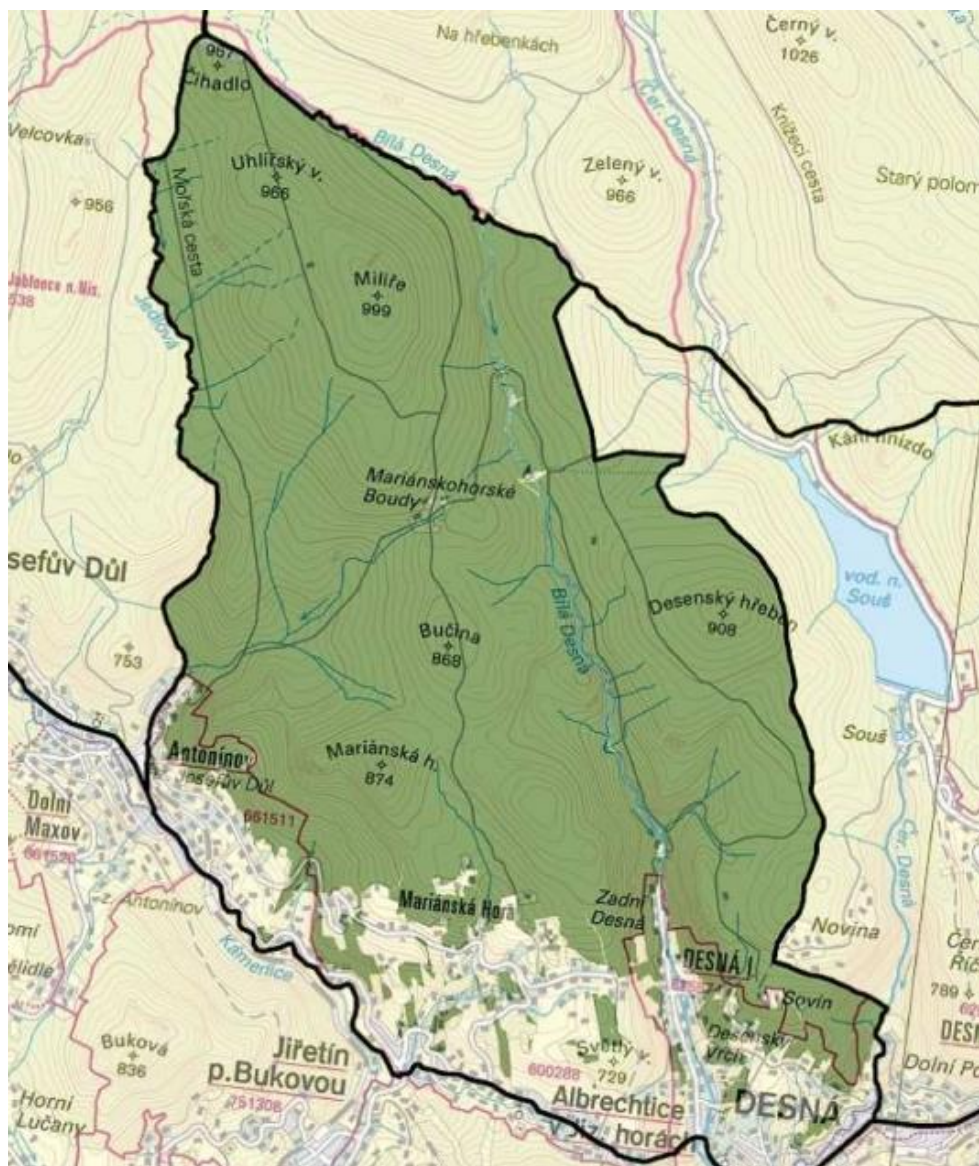
zajišťovaným z účelových prostředků programů Ministerstva životního prostředí (VACEK et al. 2012).



Obr. 11: Zonace CHKO Jizerské hory a CHKO Lužické hory na podkladě obrysu PLO 21 – Jizerské hory a Ještěd (data Správa CHKO ČR Praha; GIS K. Matějka – IDS).

#### 4.2. Charakteristika revíru Peklo

Revír spadá do přírodní lesní oblasti 21 – Jizerské hory a Ještěd a zaujímá severozápadní část LHC Tanvald (EKOLES-PROJEKT 2013; Obr. 12). Administrativně se území revíru nachází v Libereckém kraji, jehož krajský úřad je také příslušným orgánem státní správy schvalujícím LHP. V Libereckém kraji náleží území revíru do územní působnosti obce s rozšířenou působností Jablonec nad Nisou a Tanvald (Tab. 5). Rozkládá se celkem na 2099,02 ha porostní půdy ve výškovém gradientu od 520 do 999 m n. m. Revír Peklo zahrnuje oddělení 506–512, 526–528, 544–554, 678–686, 688. Zastoupení LVS v revíru Peklo je patrné z Tab. 6. a rozlohu pásem ohrožení imisemi uvádí Tab. 7. Kategorizace lesů a přehled pěstebních opatření dle subkategorií je v Tab. 8.



Obr. 12: Orientační mapa revíru Péklo (dle LHP pro LHC Tanvald - EKOLES-PROJEKT 2013).

Tabulka 5: Charakteristika pozemků revíru Péklo (dle LHP pro LHC Tanvald).

ORP	Porostní půda	Bezleší	Jiné pozemky	PUPFL celkem	Pozemky mimo PUPFL
Tanvald	2054,18	29,69	15,45	2099,32	7,27
Jablonec nad Nisou	44,84	1,13	1,20	47,17	0,29

Tabulka 6: Zastoupení LVS v revíru Peklo (dle LHP pro LHC Tanvald).

LVS	Lesní vegetační stupeň	plocha (ha)	%
0	bory		
1	dubový		
2	bukodubový		
3	dubobukový		
4	bukový		
5	jedlobukový	64,96	3,09
6	smrkobukový	1268,29	60,42
7	bukosmrkový	715,51	34,09
8	smrkový	50,26	2,39
9	klečový		
Celkem		2099,02	100

Tabulka 7: Plocha pásem ohrožení imisemi v revíru Peklo (dle LHP pro LHC Tanvald).

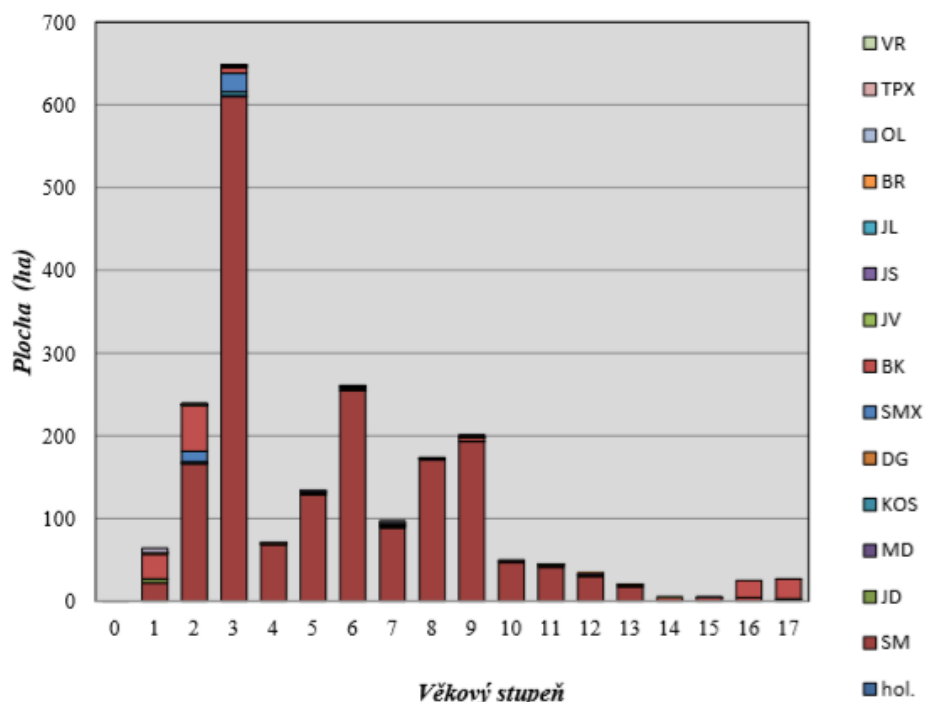
	porostní půda	bezlesí	jiné pozemky	PUPFL celkem	PUPFL celkem
pásmo ohrožení	(ha)	(ha)	(ha)	(ha)	%
A					
B	373,82	3,39	3,27	380,48	17,7
C	1725,20	27,43	13,38	1766,01	82,3
D					
Celkem	2099,02	30,82	16,65	2146,49	100

Tabulka 8: Kategorizace lesů a přehled pěstebních opatření dle subkategorií lesů v revíru Peklo (dle LHP pro LHC Tanvald).

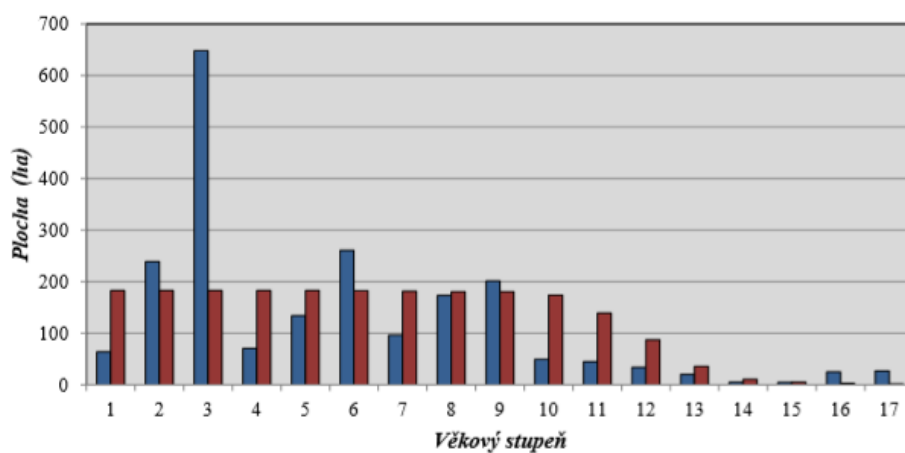
	Subkategorie	Porostní plocha	Zásoba	Celková výše těžeb			Výchova			Zalesnění		
				Z toho			probírký			holiny	z těžby	
				mýtní	předmýtní	celkem	celkem	naléhavé do 40 let	prořezávky			
				ha	m3 b.k.			ha				
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10		
	Les hospodářský	1	878,36	207300	24817	17237	7580	470,25	87,65	170,04	0,53	42,76
Les ochranný	§7 odst.1 písm.a)	2	44,34	13474	2825	2660	165	11,46	5,11	7,48		5,50
	§7 odst.1 písm.b)	3	39,15	2294	43		43	11,10	3,47	22,89		1,54
	§7 odst.1 písm.c)	4										
	Celkem	5	83,49	15768	2868	2660	208	22,56	8,58	30,37		7,04
Les zvláštního určení	§8 odst.1 písm.a)	6	108,41	13847	742	168	574	49,90	22,34	35,77		0,45
	§8 odst.1 písm.b)	7										
	§8 odst.1 písm.c)	8										
	§8 odst.2 písm.a)	9	59,01	19373	1687	1406	281	23,46	10,45	3,87		
	§8 odst.2 písm.b)	10										
	§8 odst.2 písm.c)	11										
	§8 odst.2 písm.d)	12										
	§8 odst.2 písm.e)	13	969,75	177982	19862	13233	6629	500,73	135,84	253,88		37,27
	§8 odst.2 písm.f)	14										
	§8 odst.2 písm.g)	15										
§8 odst.2 písm.h)	16											
	Celkem	17	1137,17	211202	22291	14807	7484	574,09	168,63	293,52		37,72
	Celkem (těžba umíst.)	18	2099,02	434270	49976	34704	15272	1066,90	264,86	493,93	0,53	87,52
	Maximální výše těžeb				0	0	0					



Věková struktura lesních porostů dle jednotlivých dřevin je uvedena na Obr. 13 a normalita věkových stupňů na Obr. 14. Z obrázků je patrné, že v Revíru Peklo výrazně převládá 3. věkový stupeň. Zastoupení dřevin v % je na Obr. 15 a dle zásoby a Obr. 16. Porovnání současné a cílové druhové skladby je na Obr. 17. V současné druhové skladbě nejvíce zastoupená dřevina smrk ztepilý zaujímá 88,0 % a z listnatých dřevin buk lesní 7,8 %. Buk má převládající zastoupení od 14 věkového stupně a jeho vysoký podíl je také patrný v nižších věkových stupních (Obr. 13).

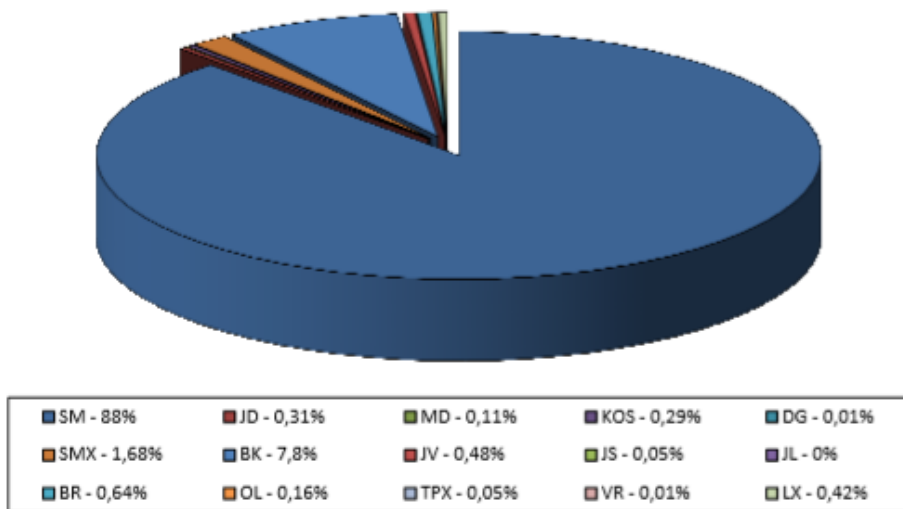


Obr. 13: Věková struktura porostů diferencovaně podle dřevin v revíru Peklo (dle LHP pro LHC Tanvald).

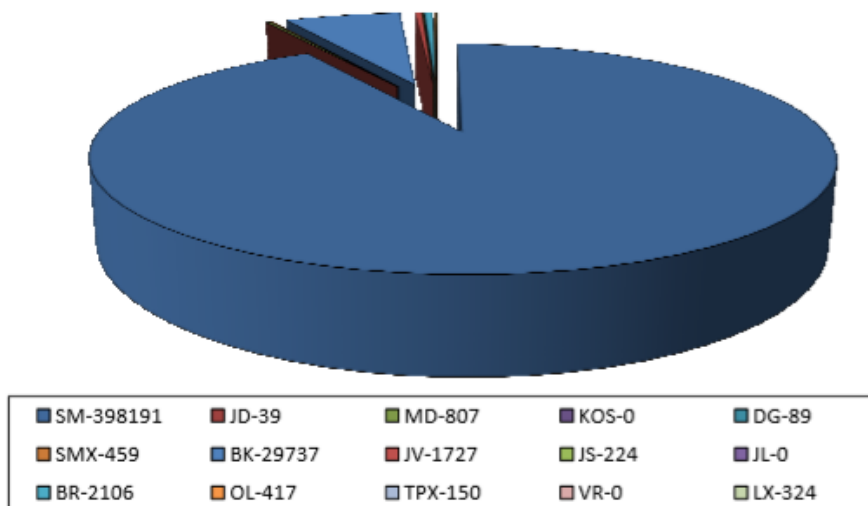


Obr. 14: Normalita věkových stupňů v revíru Peklo (dle LHP pro LHC Tanvald).

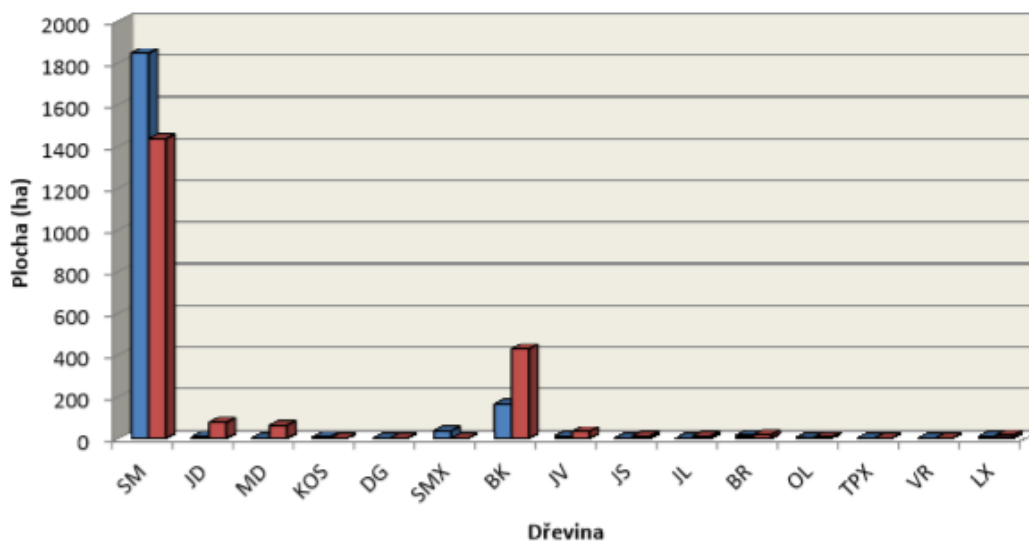




Obr. 15: Zastoupení dřevin v revíru Peklo v % (dle LHP pro LHC Tanvald).

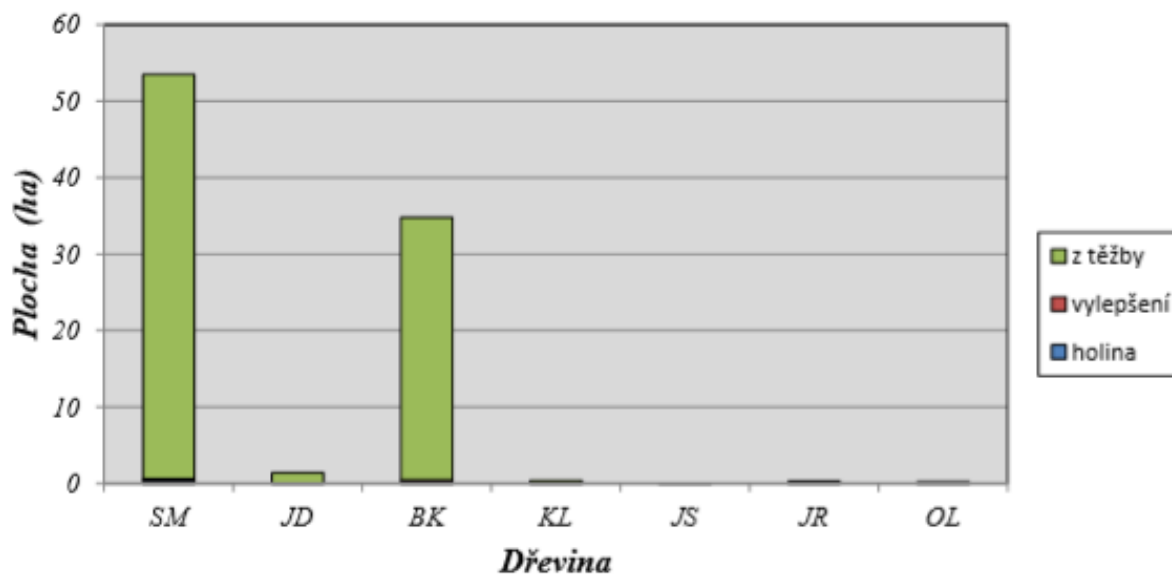


Obr. 16: Zastoupení dřevin v revíru Peklo dle zásoby v m<sup>3</sup> (dle LHP pro LHC Tanvald).

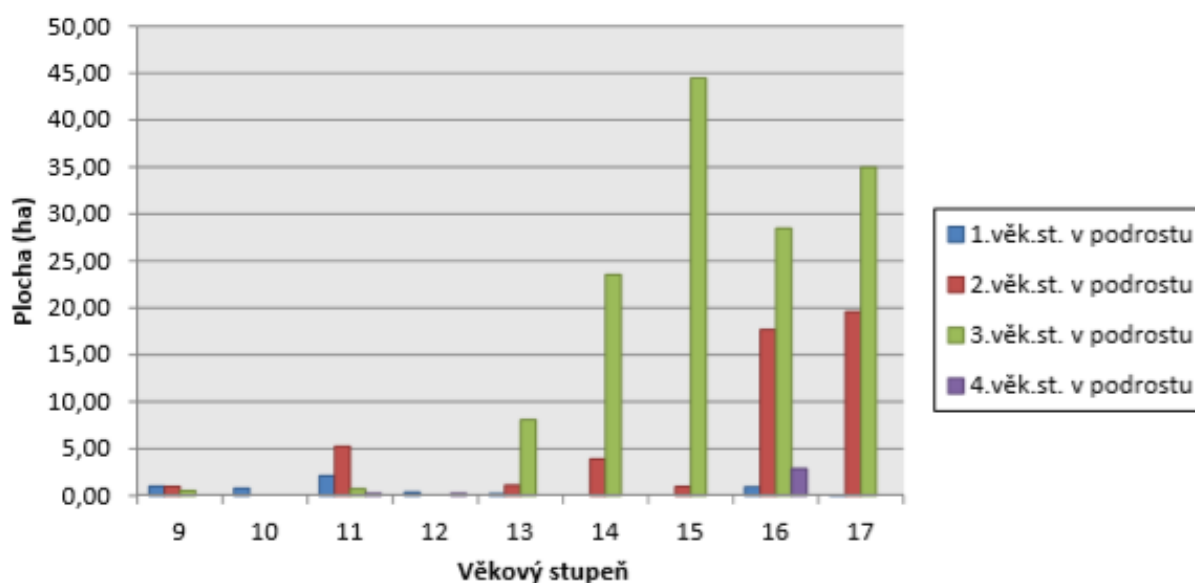


Obr. 17: Porovnání současné (modrá barva) a cílové (hnědá barva) druhové skladby v revíru Peklo dle zásoby v m<sup>3</sup> (dle LHP pro LHC Tanvald).

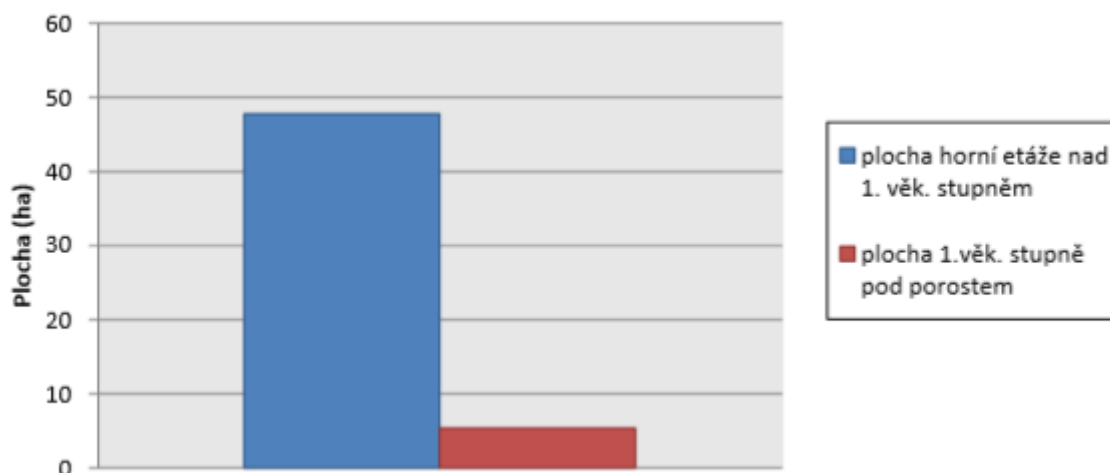
Obnova lesa dle dřevin a druhu zalesnění je znázorněna na Obr. 18. Z obrázku je patrné, že oproti současné druhové skladbě dochází k výraznému nárůstu podílu buku lesního a jedle bělokoré na úkor smrku ztepilého. Plošné zastoupení zmlazovacích tříd (1. – 4. věkový stupeň) etáží v porostech starších 80 let je na Obr. 19. Rozsah podrostního hospodaření (1. věkový stupeň pod horní etáží) je znázorněn na Obr. 20. Zastoupení hospodářských souborů je na Obr. 21 a porovnání vyhláškových a navržených procent melioračních a zpevňujících dřevin na Obr. 22.



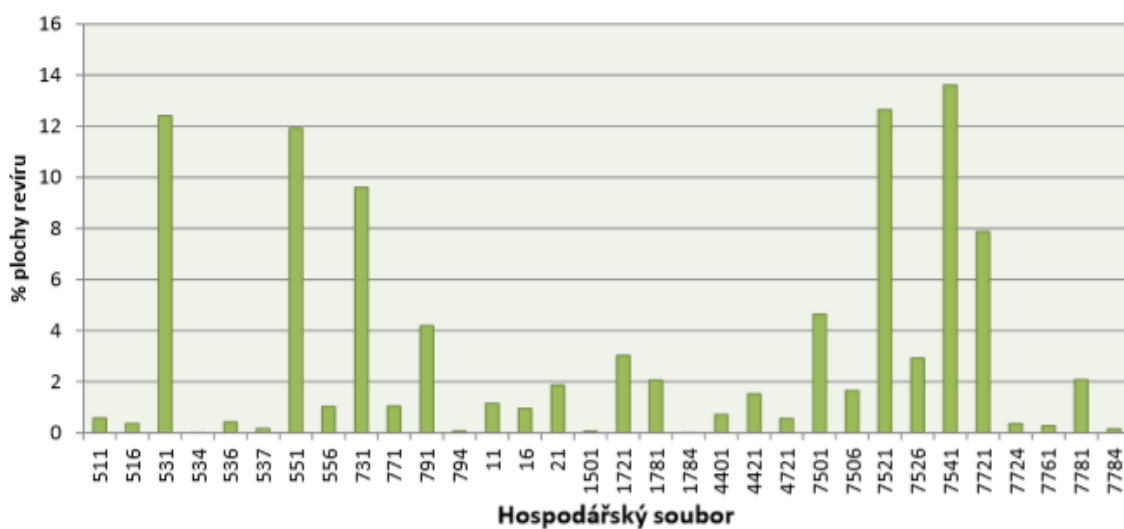
Obr. 18: Obnova lesa dle dřevin a druhu zalesnění v revíru Peklo (dle LHP pro LHC Tanvald).



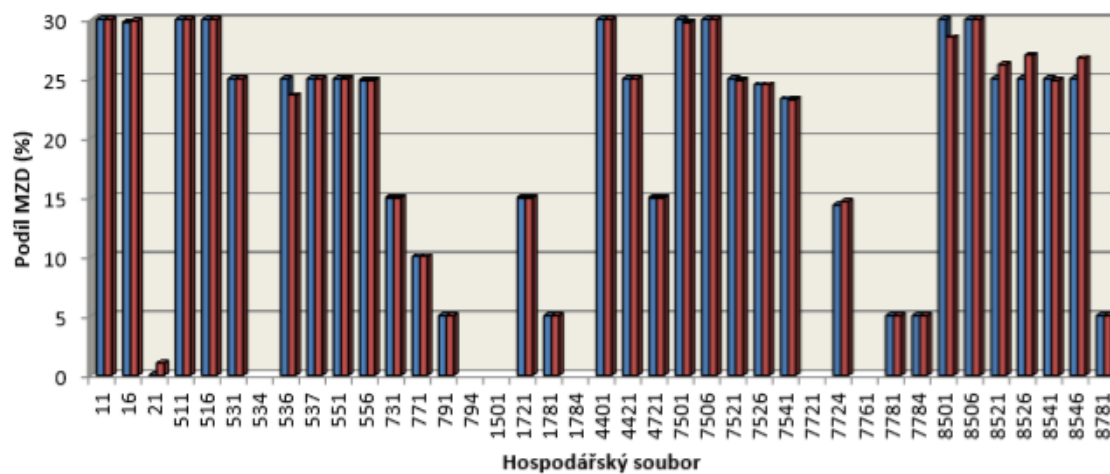
Obr. 19: Plošné zastoupení zmlazovacích tříd (1. – 4. věkový stupeň) etáží v porostech starších 80 let (dle LHP pro LHC Tanvald).



Obr. 20: Rozsah podrostního hospodaření (1. věkový stupeň pod horní etáží) v revíru Peklo (dle LHP pro LHC Tanvald).



Obr. 21: Zastoupení hospodářských souborů v revíru Peklo (dle LHP pro LHC Tanvald).



Obr. 22: Porovnání vyhláskových (modrá barva) a navržených (červená barva) procent melioračních a zpevňujících dřevin v revíru Peklo (dle LHP pro LHC Tanvald).

Z výše uvedeného přehledu stanovištních a porostních poměrů o revíru Peklo vyplývá, že jedná o pestré stanovištní poměry ve výrazném výškovém gradientu s vysokým podílem porostů obhospodařovaných přírodě blízkými postupy, které jsou vhodné pro dlouhodobý výzkum struktury, vývoje a managementu lesních porostů.

#### 4.3. Charakteristika trvalých výzkumných ploch v revíru Peklo na LS Jablonec

Zájmové území v oblasti Jedlového dolu v Jizerských horách tvoří Regionální biocentrum RC1265 Josefodol I, což je zároveň Genová základna Josefův důl. Toto území je zároveň součástí Chráněné krajinné oblasti Jizerské hory a Ptačí oblasti CZ0511008 Jizerské hory.

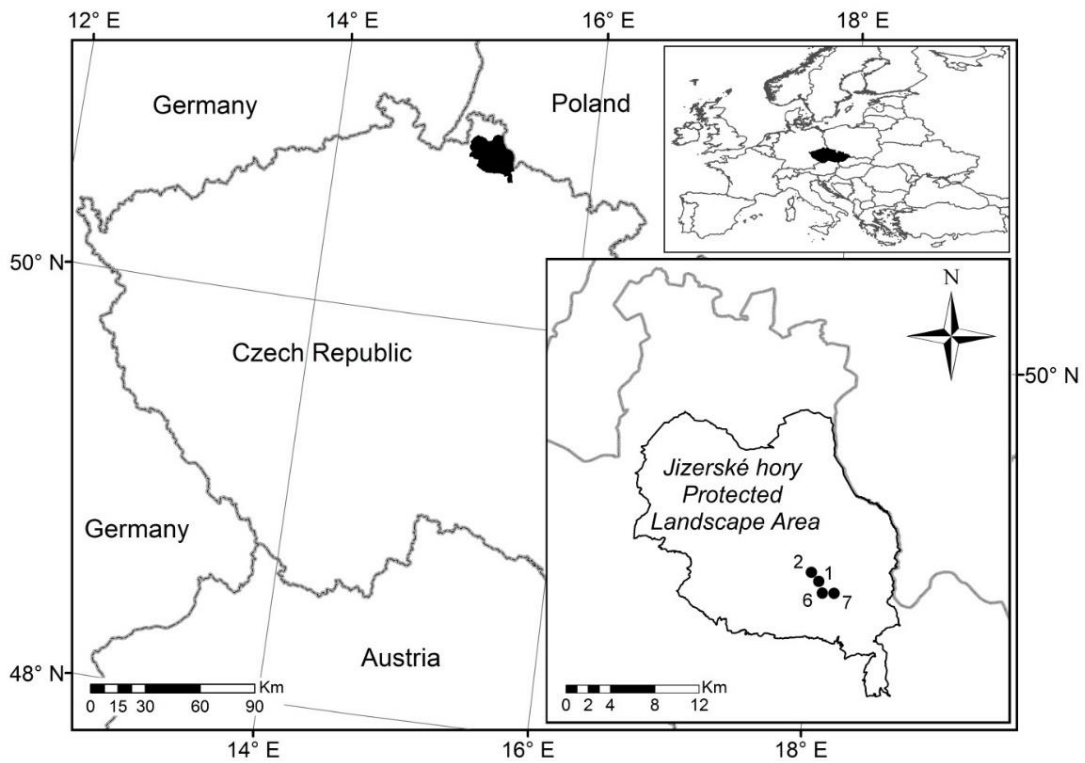
Dle geomorfologického členění ČR podle práce DEMEK et al. (1987) náleží zájmové území do Krkonoško-jesenické soustavy (subprovincie), Krkonošské podsoustavy (oblasti) a celku Jizerské hory a podcelku Jizerská hornatina. Horninové podloží tvoří porfyrická, středně zrnitá žula až granodiorit krkonoško-jizerského žulového plutonu (CHALOUPSKÝ 1989). Převládajícím půdním typem jsou zde kambizemě a kryptopodzoly (VACEK et al. 2003).

Podnebí oblasti má suboceanický charakter, což souvisí s výrazně návětrným postavením Jizerských hor. Průměrná roční teplota zde kolísá v rozpětí 5,2–6,5 °C v závislosti na nadmořské výšce. Srážkové roční úhrny dosahují hodnoty 1200–1300 mm. QUITT (1971) studované území řadí do chladné klimatické oblasti a do rajónu – CH 7.

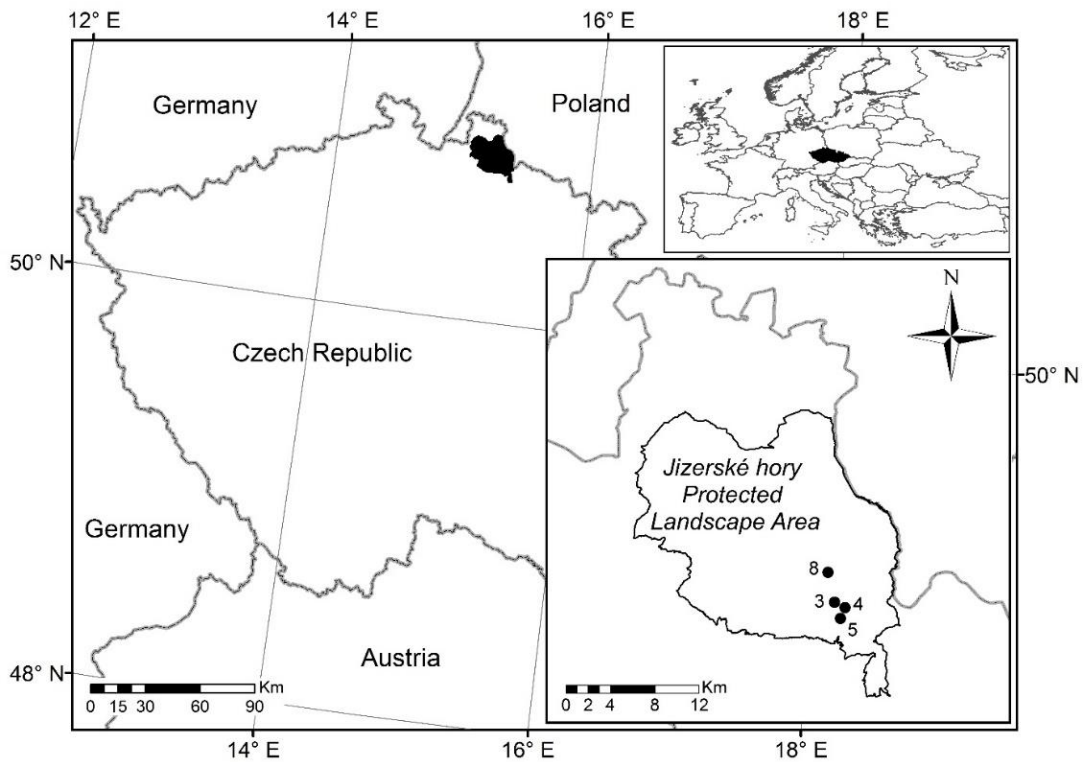
Studované území pokrývají podhorské smrkové bučiny víceméně přirozeného charakteru. Jedná se vesměs o strukturálně bohaté porosty buku lesního, smrku ztepilého, vtroušeně javoru klenu, jedle bělokoré, jeřábu ptačího a břízy bělokoré s probíhající přirozenou obnovou všech uvedených dřevin. Jedle do těchto porostů v 80. a 90. letech 20. století byla též vnášena systémem skupinovitých podsadeb. Fytocenologicky se převážně jedná o acidofilní podhorské bučiny (asociace *Luzulo luzuloidis-Fagetum sylvaticae* Meusel 1937, *Calamagrostio villosae-Fagetum* Mikyška 1972) a částečně i o ochuzené formy květnatých bučin (asociace *Dentario enneaphylli-Fagetum* Oberdorfer ex W. et A. Matuszkiewicz 1960).

Lokalizace TVP se staršími představami je uvedena na Obr. 23 a s mladšími představami na Obr. 24. Přehled základních údajů o TVP se staršími představami je uveden v Tab. 9 a s mladšími představami v Tab. 10. V těchto dvou tabulkách je uvedena dřevinná skladba celého porostu dle údajů z LHP. Na všech TVP se délka vegetačního období pohybuje kolem 131 dní, průměrná teplota ve vegetačním období se pohybuje okolo

10,7 °C a úhrn srážek ve vegetačním období je v průměru 646 mm. Geologické podloží všech TVP tvoří porfyrická, středně zrnitá žula a půdním typem je modální kambizem.



Obr. 23: Lokalizace TVP 1, 2, 6 a 7 se staršími přestavbami v Jizerských horách.



Obr. 24: Lokalizace TVP 3, 4, 5 a 8 s mladšími přestavbami v Jizerských horách.

Tabulka 9: Základní stanovištní charakteristiky TVP se staršími přestavbami v Jizerských horách.

TVP	GPS souřadnice	Nadmořská výška (m)	Expozice	Sklon (°)	Soubor lesních typů <sup>1</sup>	Dřevina	Věk (roky)	Zásoba porostu (m <sup>3</sup> .ha <sup>-1</sup> )
1	50°47'26" S 15°15'02" V	750	JV	9	6S	FS, PA, AA, SA	152/21	604
2	50°47'28" S 15°14'59" V	730	JV	8	6S	FS, PA, AA, AP	152/25	536
6	50°47'24" S 15°15'04" V	765	JV	7	6S	FS, PA, AA, SA, BP	152/25	530
7	50°47'25" S 15°15'11" V	725	JV	11	6S	FS, PA, AA, AP	152/21	497

Vysvětlivky: <sup>1</sup>6S – *Piceo-Fagetum oligomesotrophicum* reprezentuje vegetační asociace *Calamagrostio villosae-Fagetum* Mikyška 1972, dřeviny: FS – *Fagus sylvatica*, PA – *Picea abies*, AA – *Abies alba*, SA – *Sorbus aucuparia*, AP – *Acer pseudoplatanus*, BP – *Betula pendula*.

Zásahy do porostů ve starších přestavbách byly prováděny od r. 1975, i když TVP byly založeny v r. 1979. Tyto zásahy nejprve spočívaly zejména v likvidaci stromů smrku odumírajících a odumřelých v důsledku působení imisí a lýkožrouta smrkového a jednak v uvolňování růstově potlačených buků, jedlí, případně klenů a v péči o rozvoj jejich korun z hlediska plodivosti. Po ústupu imisního zatížení bylo pokračováno především v péči o cílové stromy, a to s důrazem na zvýšení zastoupení jedle a buku. Po vzniku přirozené obnovy jedle byla chráněna systémem malých oplocenek i individuální ochranou a současně bylo započato s intenzivním lovem spárkaté zvěře.

Tabulka 10: Základní stanovištní charakteristiky TVP s mladšími přestavbami v Jizerských horách.

TVP	GPS souřadnice	Nadmořská výška (m)	Expozice	Sklon (°)	Soubor lesních typů <sup>1</sup>	Dřevina	Věk (roky)	Zásoba porostu (m <sup>3</sup> .ha <sup>-1</sup> )
3	50°46'53" S 15°15'15" V	715	JZ	12	6S	FS, PA, BP	127/10	438
4	50°46'42" S 15°15'46" V	730	JV	15	6S (6A, 6Y)	FS, PA	164/10	512
5	50°46'28" S 15°15'40" V	640	JV	22	6S (6A)	FS, PA, SA,	162/10	532
8	50°47'48" S 15°15'41" V	810	JV	15	6S	FS, PA, AA, AP	166/10	327

Vysvětlivky: <sup>1</sup>6S – *Piceo-Fagetum oligomesotrophicum*, 6Y – *Piceeto-Fagetum saxatile*, represent vegetation associations of *Calamagrostio villosae-Fagetum* Mikyška 1972, 6A – *Aceri-Piceeto-Fagetum lapidosum* represent vegetation associations of *Aceri-Fagetum* J. et M. Bartsch 1940; dřeviny: FS – *Fagus sylvatica*, PA – *Picea abies*, AA – *Abies alba*, SA – *Sorbus aucuparia*, AP – *Acer pseudoplatanus*, BP – *Betula pendula*.

Interiéry studovaných porostů TVP 1–8 jsou znázorněny na Obr. 25a–28a (pokročilé přestavby), Obr. 29a–32a (mladší přestavby) a půdní sondy na těchto TVP na Obr. 25b–32b.





Obr. 25a: Interiér porostu na TVP 1 – pokročilé přestavby.



Obr. 25b: Půdní sonda (modální kambizem) na TVP 1.





Obr. 26a: Interiér porostu na TVP 2 – pokročilé přestavby.



Obr. 26b: Půdní sonda (modální kambizem) na TVP 2.





Obr. 27a: Interiér porostu na TVP 6 – pokročilé přestavby.



Obr. 27b: Půdní sonda (modální kambizem) na TVP 6.





Obr. 28a: Interiér porostu na TVP 7 – pokročilé přestavby.



Obr. 28b: Půdní sonda (modální kambizem) na TVP 7.





Obr. 29a: Interiér porostu na TVP 3 – mladší přestavby.



Obr. 29b: Půdní sonda (modální kambizem) na TVP 3.





Obr. 30a: Půdní sonda (modální kambizem) na TVP 4 – mladší přestavby.



Obr. 30b: Půdní sonda (modální kambizem) na TVP 4.



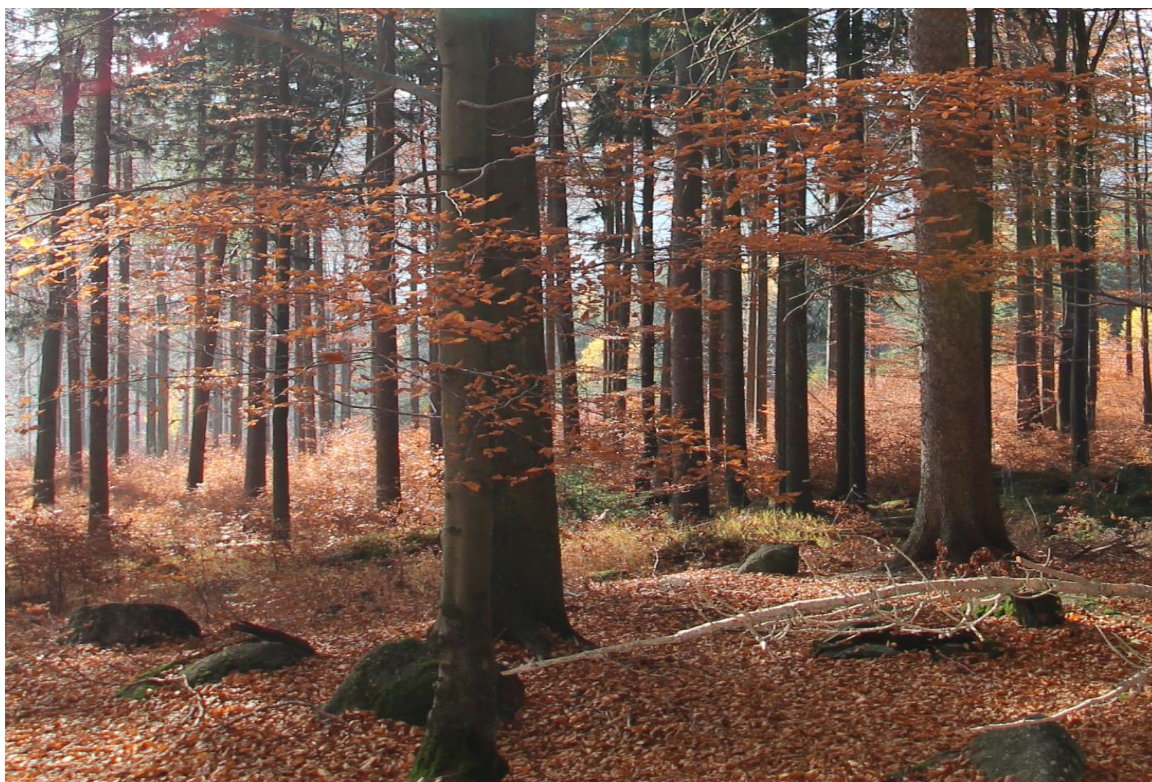


Obr. 31a: Interiér porostu na TVP 5 – mladší přestavby.



Obr. 31b: Půdní sonda (modální kambizem) na TVP 5.





Obr. 32a: Interiér porostu na TVP 8 – mladší přestavby.



Obr. 32b: Půdní sonda (modální kambizem) na TVP 8.

#### 4.4. Sběr dat

Pro stanovení struktury obnovy lesních ekosystémů byl při zakládání 4 trvalých výzkumných ploch (TVP 1, 2, 6, 7) o velikosti 50 × 50 m v r. 1979 použit teodolit a v r. 2015 byla již při studiu těchto starších přestaveb použita technologie FieldMap (IFER-Monitoring and Mapping Solutions Ltd.). Pomocí této sestavy byla zaměřena poloha všech jedinců stromového patra s výčetní tloušťkou > 4 cm a jejich korunové projekce, a to minimálně ve 4 směrech na sebe kolmých. U stromového patra byly též změřeny v letech 1979 a 2015 výčetní tloušťky, výšky a výšky nasazení zelené koruny. Výčetní tloušťky stromového patra byly měřeny kovovou průměrkou s přesností na 1 mm a výšky pomocí výškoměru laser Vertex s přesností na 0,1 m.

U jedinců obnovy (jedinci s výčetní tloušťkou < 4 cm a  $h \geq 50$  cm) byly měřeny vždy na celé ploše: pozice (od 150 cm výšky; pomocí technologie FieldMap), výška, výška nasazení zelené koruny a šířka koruny (výškoměrnou tyčí s přesností na cm) a tloušťka kořenového krčku s přesností na mm a byl určen druh. Stejně parametry obnovy byly též měřeny u obnovy do 150 cm, a to pouze na reprezentativních dílčích ploškách 10 × 50 m na každé TVP.

U všech jedinců obnovy byly na každé TVP hodnoceny strukturální a růstové parametry, početnost, horizontální a vertikální struktura a biodiverzita. U všech jedinců přirozené obnovy byl též diferencovaně podle dřevin sledován okus terminálního vrcholu (0 = bez okusu, 1 = první okus terminálního, 2 = opakovaný okus terminálního vrcholu) a stejným způsobem i okus boční.

U odumřelého dřeva (tloušťka  $\geq 7$  cm, délka  $\geq 1$  m) byla zjišťována pozice, dřevina, stupeň rozkladu (pětičlenná stupnice dle SPETICH et al. 2002; 1 – nenarušený kmen rozkladem, 5 – konečná fáze rozpadu) a objem dle metodiky HARMON et al. (1986). U jedinců přirozené obnovy (výška  $\geq 50$  cm, výčetní tloušťka < 4 cm) byla měřena pozice, výška a šířka koruny. U 30 úrovněvých stromů na každé TVP byly též pomocí Presslerova nebozezu odebrány vývrty ve výčetní výšce (130 cm) kolmo na osu kmene po svahu i proti svahu.

Stejně parametry u stromového patra, odumřelého dřeva i u obnovy jako u starších přestaveb se měřily a hodnotily i u mladších přestaveb na TVP 3, 4, 5 8.

Na všech TVP byly též v roce 2015 vykopány půdní sondy, odebrány půdní vzorky dle jednotlivých horizontů a určen půdní typ.

#### 4.5. Analýza dat

Z hlediska prostorového rozmístění stromového patra a obnovy byly spočítány Hopkins-Skellamův index  $A$  (HOPKINS, SKELLAM 1954), Pielou-Mountfordův index  $\alpha$  (PIELOU 1959, MOUNTFORD 1961), Clark-Evansův index  $R$  (CLARK, EVANS 1954) a Ripleyova L-funkce (RIPLEY 1981). Na grafických výstupech černá linie zachycuje L-funkci pro reálné vzdálenosti jedinců na TVP, silná modrá čára střední průběh pro náhodné rozdělení stromů v prostoru a dvě slabší středové křivky prezentují 95% interval spolehlivosti. Střední hodnoty L-funkce byly odhadnuty jako aritmetické průměry z L-funkcí spočítaných pro 1999 náhodně vygenerovaných bodových struktur. Když je černá linie rozdělení stromů na TVP pod tímto intervalem, tak indikuje tendenci jedinců k pravidelnému rozmístění, a pokud je nad tímto intervalem, tak tendenci ke shlukovitosti. Dále z hlediska distribučních indexů založených na frekvenci stromů v jednotlivých kvadrátech byl použit David-Moorův index  $ICS$  (DAVID, MOORE 1954). Velikost čtverců u TVP byla zvolena na  $10 \times 10$  m (25 kvadrátů). Pro výpočet těchto charakteristik popisujících horizontální uspořádání jedinců na ploše byl použit program PointPro 2.1 (Zahradník, ČZU). Test významnosti odchylek oproti hodnotám očekávaným pro náhodné uspořádání bodů byl proveden pomocí Monte Carlo simulací. Příslušné očekávané hodnoty těchto indexů byly spočítány pomocí numerických simulací pro každý jednotlivý případ zvlášť. Ve výsledcích statisticky významné hodnoty (přesahující konfidenční interval) jsou označeny hvězdičkou.

Pro zhodnocení druhové diverzity stromového patra a přirozené obnovy byly užity následující indexy: indexy druhové bohatosti  $D_1$  (MARGALEF 1958) a  $D_2$  (MENHINICK 1964), druhové heterogenity  $H'$  (SHANNON 1948) a  $\lambda$  (SIMPSON 1949) a indexy druhové vyrovnanosti  $E_1$  (PIELOU 1975) a  $E_2$  (HILL 1973). Kritéria pro hodnocení indexů biodiverzity a strukturálních indexů jsou uvedena v Tab. 11.

Prostorové vztahy přirozené obnovy a stromového patra byly hodnoceny párovou korelační funkcí  $g(r)$  - (STOYAN, STOYAN 1992).

U všech jedinců stromového patra byly na jednotlivých TVP zhodnoceny strukturální a růstové parametry, kvantita a kvalita produkce, horizontální a vertikální struktura a biodiverzita. Objem stromů byl kalkulovaný podle objemových rovnic publikovaných v práci PETRÁŠ, PAJTÍK (1991). Biometrie byla zhodnocena pomocí růstového simulátoru Sibyla (FABRIKA, ĎURSKÝ 2005). Též byla zhodnocena denzita stromového patra (taxační zápoj, biologický zápoj, zakmenění, index hustoty porostu) a jeho biomasa (FABRIKA,



ĎURSKÝ 2005). Výškové křivky byly konstruovány pomocí funkce Näslunda (NÄSLUND1936).

Tabulka 11: Přehled indexů popisujících strukturu a biodiverzitu obnovy a stromového patra a jejich interpretace.

Kritérium	Index	Označení	Reference	Hodnocení
Vertikální struktura	Arten-profil index	A (Pri)	Pretzsch 2006	rozpětí 0-1; vyrovnaná vertikální struktura $A < 0.3$ ; výběrný les $A > 0.9$
Diferenciace struktury	Tloušťková diferenciace	$TM_d$ (Fi)	Füldner 1995	rozpětí 0-1; nízká $TM < 0.3$ ; střední $TM = 0.3-0.5$ ; vysoká $TM = 0.5-0.7$ ; velmi vysoká diferenciace $TM > 0.7$
	Výšková diferenciace	$TM_h$ (Fi)	Füldner 1995	
Horizontální struktura	Index nenáhodnosti	$\alpha$ (P&Mi)	PIELOU 1959; MOUNTFORD 1961	střední hodnota $\alpha = 1$ ; shlukovitost $\alpha > 1$ ; pravidelnost $\alpha < 1$
	Index shluku	A (H&Si)	HOPKINS, SKELLAM 1954	střední hodnota $A = 0,5$ ; shlukovitost $A > 0,5$ ; pravidelnost $A < 0,5$
	Agregační index	R (C&Ei)	CLARK, EVANS 1954	střední hodnota $R = 1$ ; shlukovitost $R < 1$ ; pravidelnost $R > 1$
Celková diverzita	Index porostní proměnlivosti	B (J&Di)	Jaehne, Dohrenbusch 1997	monotónní $B < 4$ ; nerovnoměrná $B = 6-8$ ; velmi bohatá struktura $B > 9$
Druhová diverzita	Druhová bohatost	$D_1$ (Mai)	MARGALEF 1958	minimum $D = 0$ , vyšší $D =$ vyšší bohatost
		$D_2$ (Mei)	MENHINICK 1964	
	Druhová heterogenita	$H'$ (Si)	SHANNON 1948	rozpětí 0–1; minimum $H' (\lambda) = 0$ , maximum $H' = 1$ – pro 10 dřevin (Hertley míra)
		$\lambda$ (Sii)	SIMPSON 1949	
Druhová vyrovnanost		$E_1$ (Pii)	PIELOU 1975	rozpětí 0–1; minimum $E = 0$ , maximum $E = 1$
		$E_2$ (Hii)	HILL 1973	

Letokruhové přírůstové série byly jednotlivě křížově datovány (odstranění chyb spojené s výskytem chybějících letokruhů) s využitím statistických testů v programu PAST (KNIBBE 2007) a následně podrobeny vizuální kontrole podle práce YAMAGUCHI (1991). Jestliže byl nalezen chybějící letokruh, byl na jeho místo vložen letokruh s šířkou 0,01 mm. Jednotlivé křivky z TVP byly dále standardně detrendovány a byla z nich vytvořena průměrná letokruhové série v programu ARSTAN. Byla aplikována třicetiletá spline (GRISSINO-MAYER et al. 1992). Analýza negativních významných let byla provedena dle SCHWEIN-GRUBER (1990). Pro každý strom byl testován významný rok jako extrémně úzký letokruh, který nedosahuje 40 % z průměru přírůstků z předchozích 4 let. Výskyt negativního roku byl prokázán, pokud se tato silná redukce přírůstu vyskytla alespoň u 20

% stromů na ploše. Průměrné letokruhové série z TVP byly korelovány s klimatickými daty (srážky, teploty; 1900–2014 ze stanice ČHMÚ Bedřichov). Pro modelování tloušťkového přírůstu v závislosti na klimatických charakteristikách byl použit software DendroClim (BIONDI, WAIKUL 2004).

Statistické analýzy byly zpracovány v softwaru Statistica 12 (StatSoft, Tulsa). Data byla zlogaritmována pro získání normální distribuce (testováno Kolmogorov-Smirnovovým testem). Rozdíly v přírůstu průměru stromů na TVP byly testovány pomocí jednosměrné analýzy rozptylu (ANOVA). Významné rozdíly byly následně testovány post-hoc Tukeyho HSD testem. Kromě toho byla pomocí Pearsonova korelačního koeficientu testována získaná data z jednotlivých TVP. Vícerozměrná analýza hlavních komponent (PCA) v programu Canoco pro Windows 4.5 (TER BRAAK, ŠMILAUER 2002) byla použita k analýze vztahů mezi charakteristikou porostu, biodiverzitou, klimatickými a imisními údaji, aby se posoudila podobnost/variabilita posuzovaných dat. Data byla před analýzou transformována a standardizována. Výsledky analýzy PCA byly vizualizovány ve formě ordinačního diagramu.

## 5. Výsledky

### 5.1. Pokročilá přestavba

#### 5.1.1. Obnova

##### 5.1.1.1. Druhov $\acute{a}$ skladba a po $\acute{c}$ etnost obnovy

Na TVP se po $\acute{c}$ et jedinc $\acute{u}$  p $\acute{r}$ irozen $\acute{e}$  obnovy v r. 1979 pohyboval v rozmez $\acute{i}$  od 680 (TVP 7) do 1 152 (TVP 6) ks.ha $^{-1}$ . Zastoupen $\acute{i}$  buku na TVP tehdy bylo v rozp $\acute{e}$ t $\acute{i}$  13–26 %, smrku 67–83 %, jedle 0–1 %, je $\acute{r}$ abu 0–2 %, b $\acute{r}$ zy 0–5 % a klenu 0–4 %.

Po $\acute{c}$ et jedinc $\acute{u}$  p $\acute{r}$ irozen $\acute{e}$  obnovy (u jedle  $\acute{c}$ aste $\acute{c}$ n $\acute{e}$  i kombinovan $\acute{e}$  obnovy - podsadba jedle z hust $\acute{s}$ ich n $\acute{a}$ let $\acute{u}$  v dan $\acute{y}$ ch porostech byla prov $\acute{a}$ dn $\acute{a}$  v letech 1980–1984) v r. 2015 se pohyboval v rozmez $\acute{i}$  od 24 964 (TVP 1) do 77 036 (TVP 6) ks.ha $^{-1}$ . Zastoupen $\acute{i}$  buku na TVP bylo v rozp $\acute{e}$ t $\acute{i}$  43–84 %, smrku 15–52 %, jedle 0–6 %, je $\acute{r}$ abu 0–3 % a pod $\acute{i}$ l klenu a b $\acute{r}$ zy byl zanedbateln $\acute{y}$  (Tab. 12).

Tabulka 12: Zastoupen $\acute{i}$  jedinc $\acute{u}$  obnovy v p $\acute{r}$ epo $\acute{c}$ tu na hektar diferencovan $\acute{e}$  podle d $\acute{r}$ evin v r. 1979 a 2015.

TVP	Rok	<i>Fagus sylvatica</i>		<i>Picea abies</i>		<i>Abies alba</i>		<i>Sorbus aucuparia</i>		<i>Betula pendula</i>		<i>Acer pseudoplatanus</i>		Celkem kus $\acute{u}$
		ks	%	ks	%	ks	%	ks	%	ks	%	ks	%	
1	1979	248	26,1	640	67,2	4	0,4	12	1,2	48	5,1	0	0	952
	2015	19804	79,3	3852	15,4	644	2,6	660	2,6	4	0	0	0	24964
2	1979	136	13,9	816	83,3	8	0,8	4	0,4	16	1,6	0	0	980
	2015	13888	42,5	16968	51,9	1816	5,6	4	0	0	0	0	0	32676
6	1979	168	14,6	932	80,9	4	0,3	48	4,2	0	0	0	0	1152
	2015	58372	75,8	16824	21,8	496	0,6	1340	1,8	0	0	4	0	77036
7	1979	88	12,9	540	79,4	8	1,2	16	2,4	0	0	28	4,1	680
	2015	26896	84,1	5036	15,7	64	0,2	4	0	0	0	0	0	32000

##### 5.1.1.2. Druhov $\acute{a}$ diverzita obnovy

Indexy popisuj $\acute{i}$ c $\acute{i}$  druhovou diverzitu p $\acute{r}$ irozen $\acute{e}$  obnovy na TVP jsou uvedeny v Tab. 13. Druhov $\acute{a}$  bohatost hodnocen $\acute{a}$  podle indexu relativn $\acute{i}$  m $\acute{i}$ ry druhov $\acute{e}$  diverzity  $D_1$  (MARGALEF 1958) byla na v $\acute{s}$ ech TVP st $\acute{r}$ edn $\acute{i}$  a podle indexu  $D_2$  (MENHINICK 1964) minim $\acute{a}$ ln $\acute{i}$ . Druhov $\acute{a}$  r $\acute{u}$ znorodost p $\acute{r}$ irozen $\acute{e}$  obnovy dle indexu lambda (SIMPSON 1949) byla na v $\acute{s}$ ech TVP st $\acute{r}$ edn $\acute{i}$  a u indexu entropie  $H'$  (SHANNON 1948) byla na TVP 2 a 6 st $\acute{r}$ edn $\acute{i}$ , na TVP 1 vysok $\acute{a}$  a na TVP 7 n $\acute{i}$ zk $\acute{a}$ . Druhov $\acute{a}$  vyrovnanost p $\acute{r}$ irozen $\acute{e}$  obnovy dle indexu z pr $\acute{a}$ ce PIELOU (1975) byla mal $\acute{a}$  a $\acute{s}$  st $\acute{r}$ edn $\acute{i}$  a podle pr $\acute{a$ ce HILL (1973) byla st $\acute{r}$ edn $\acute{i}$  a $\acute{s}$  vysok $\acute{a}$ .

Tabulka 13: Indexy popisující druhovou diverzitu obnovy na TVP 1, 2, 6 a 7 v r. 2015.

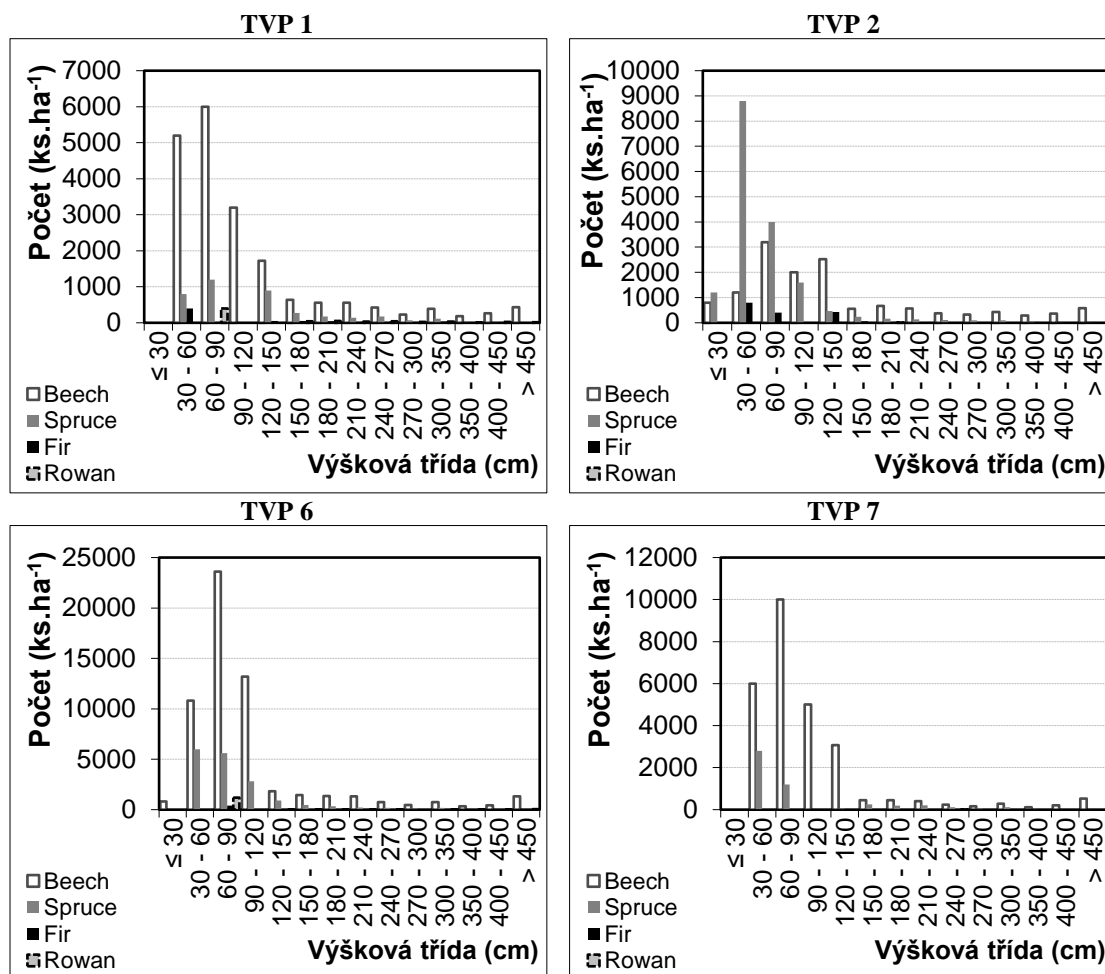
TVP	D <sub>1</sub> (Mai)	D <sub>2</sub> (Mei)	λ (Sii)	H' (Si)	E <sub>1</sub> (Pii)	E <sub>2</sub> (Hii)
1	0,466	0,068	0,454	0,856	0,532	0,615
2	0,349	0,054	0,354	0,631	0,455	0,624
6	0,433	0,049	0,306	0,562	0,349	0,583
7	0,365	0,066	-0,524	0,307	0,221	-0,958

Vysvětlivky:  $D_1$  a  $D_2$  – indexy druhové bohatosti,  $\lambda$  a  $H'$  – indexy druhové různorodosti,  $E_1$  a  $E_2$  – indexy druhové vyrovnanosti.

### 5.1.1.3. Výšková vyspělost obnovy

Zatímco v r. 1979 byla na TVP přirozená obnova vesměs nezajištěna (96 % jedinců bylo do 50 cm), tak do roku 2015 došlo ke značnému rozvoji a diferenciaci přirozené obnovy a u jedle částečně i kombinované zajištěné obnovy. Výšková struktura přirozené obnovy měla v r. 2015 převážně levostranný charakter. Nejvíce jedinců svou výškou náleží do tříd v rozmezí od 30 do 120 cm (67,7–82,6 %), u buku je to 46,1–81,5 % a u smrku 51,9–85,6 % (Obr. 33). Na všech TVP převažuje zajištěná obnova (nad 50 cm výšky). Podíl nezajištěné obnovy (do 50 cm výšky) na TVP kolísá v rozmezí 23,2–38,7 %, u buku je to 14,4–26,3 %, u smrku 20,8–58,9 % a u jedle 0–62,1 %.

Průměrná výška jedinců přirozené obnovy je na všech plochách srovnatelná a pohybuje se v rozmezí 97–169 cm, u buku je to 105–149 cm, u smrku 68–120 cm, u jedle 92–227 cm, u klenu 150 cm, u jeřábu 104–255 cm a u břízy 38–330 cm. U obnovy do 150 cm je to v rozmezí 69–82 cm, u buku 77–88 cm, u smrku 58–86 cm, u jedle 53–70 cm, u jeřábu 68–72 cm a u břízy 38 cm. U obnovy nad 150 cm je to v rozmezí 238–266 cm, u buku 285–314 cm, u smrku 222–232 cm, u jedle 204–232 cm, u klenu 150 cm a u jeřábu 190–391 cm. Na jednotlivých TVP má vyspělost přirozené obnovy diferencovaně podle dřevin podobný charakter.



Obr. 33: Histogram výškové struktury obnovy diferencovaně podle převládajících dřevin na TVP 1, 2, 6 a 7 v r. 2015.

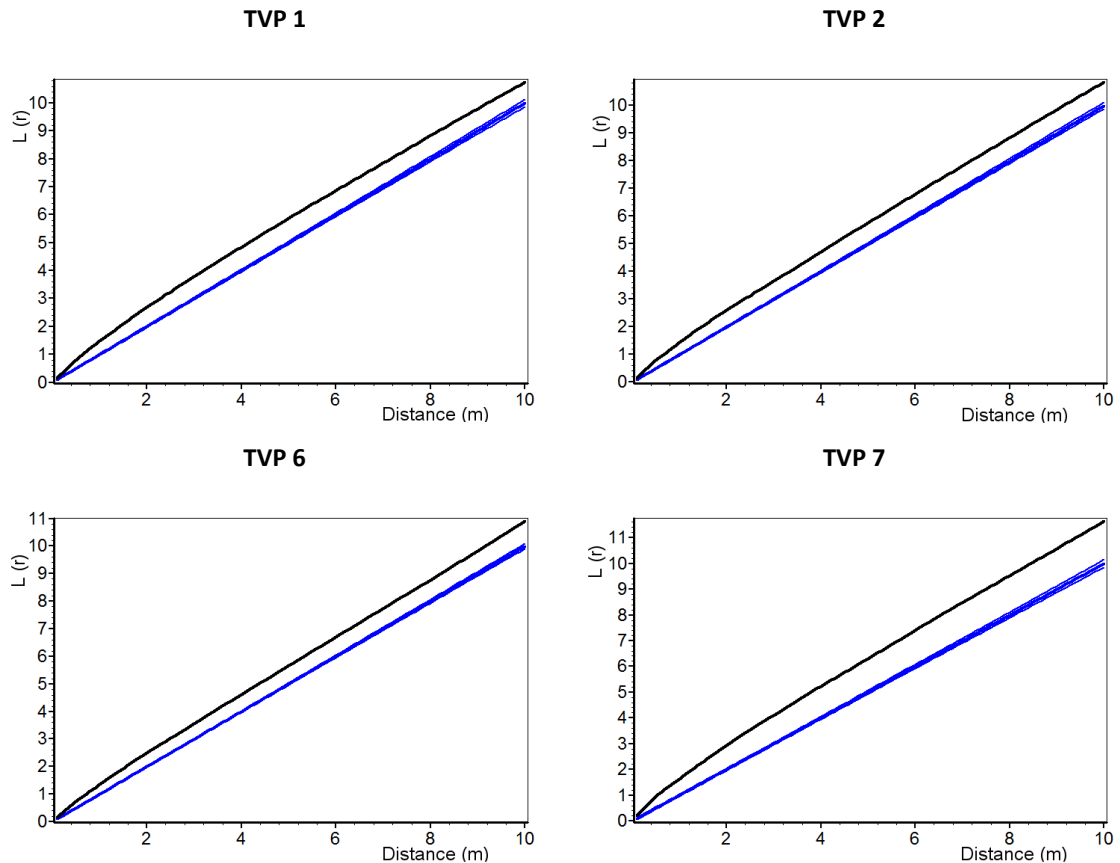
#### 5.1.1.4. Horizontální struktura obnovy

Prostorové rozmístění přirozené obnovy v r. 2015 je na všech plochách signifikantně agregované ( $A = 0,708-0,851$ ,  $\alpha = 1,997-3,796$ ,  $R = 0,714-0,832$ ,  $ICS = 5,516-8,477$ ) s nejvyšší tendencí k shlukovitosti na TVP 7 (Tab. 14). Přirozená obnova do výšky 1,5 m je na všech TVP ještě více agregovaná než veškerá obnova. Shlukovité uspořádání jedinců přirozené obnovy podle jejich vzdálenosti (rozestupu) vyplývá z Ripleyovi  $L$ -funkce (Obr. 34). Nejvýraznější shlukovitost je na TVP 7. Větší shlukovitost obnovy byla prokázána u buku než u smrku.

Tabulka 14: Indexy popisující horizontální strukturu obnovy na TVP 1, 2, 6 a 7 v r. 2015.

Index	TVP 1	TVP 2	TVP 6	TVP 7
Hopkins–Skellam	0,795*	0,815*	0,708*	0,851*
Pielou–Mountford	2,886*	3,715*	1,997*	3,796*
Clark–Evans	0,791*	0,832*	0,819*	0,714*
David–Moore	5,809*	5,516*	8,477*	5,926*

\* statisticky významné ( $p > 0,05$ )



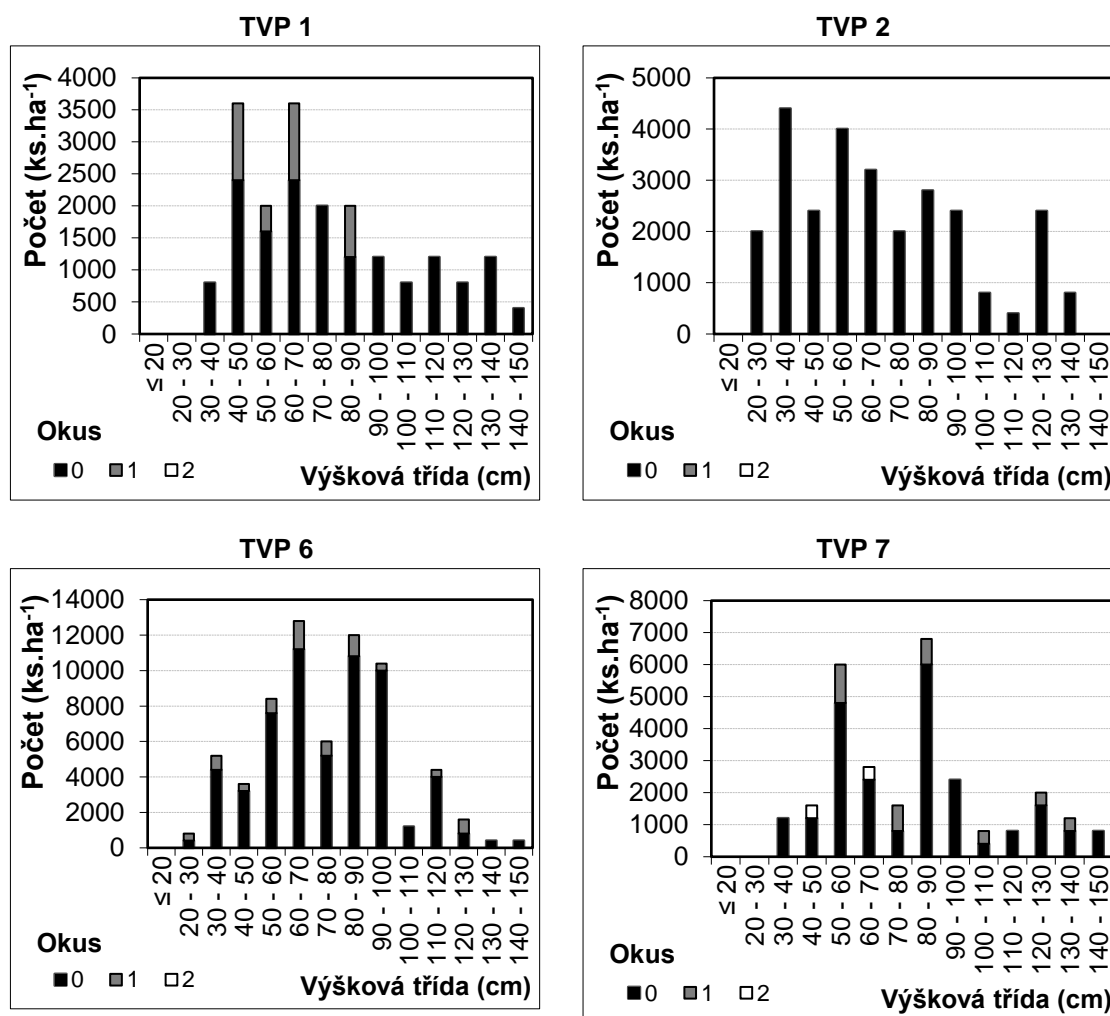
Obr. 34: Horizontální struktura obnovy na jednotlivých trvale výzkumných plochách v r. 2015.

#### 5.1.1.5. Škody zvěří

V r. 1979 byla přirozená obnova silně a opakovaně poškozována zvěří. Nejvíce a opakovaně byl okusem terminálního vrcholu poškozován javor klen, jeřáb a jedle (100 %), buk z 93 %, smrku z 69 % a bříza z 66 %. Okus bočních prýtů se u javoru kleny byl v průměru 100 %, u jeřábu 94 %, u jedle 90 % u buku 82 %, u smrku z 48 % a u břízy 45 %.

V r. 2015 se podíl jedinců poškozených okusem terminálního vrcholu pohyboval od 0 do 23 %. Prvním okusem terminálního vrcholu bylo na TVP 1 poškozeno 22,5 % jedinců, na TVP 2 0 %, na TVP 6 12,8 % a na TVP 7 17,2 % jedinců. Na TVP 7 bylo opakovaným okusem terminálního vrcholu poškozeno 0,7 % jedinců. Nejvíce je okusem poškozován klen (100 %), dále jeřáb (57 %), jedle (36 %), buk (12 %) a nejméně smrk (3 %). Rozložení okusu ve výškových třídách obnovy je patrné z Obr. 35. Nejvíce jsou spárkatou zvěří poškozováni jedinci o výšce 40–90 cm a s tloušťkou kořenového krčku 6–12 mm. Semenáčky kleny jsou zde téměř totálně likvidovány zajíci a u jeřábu z velké části.

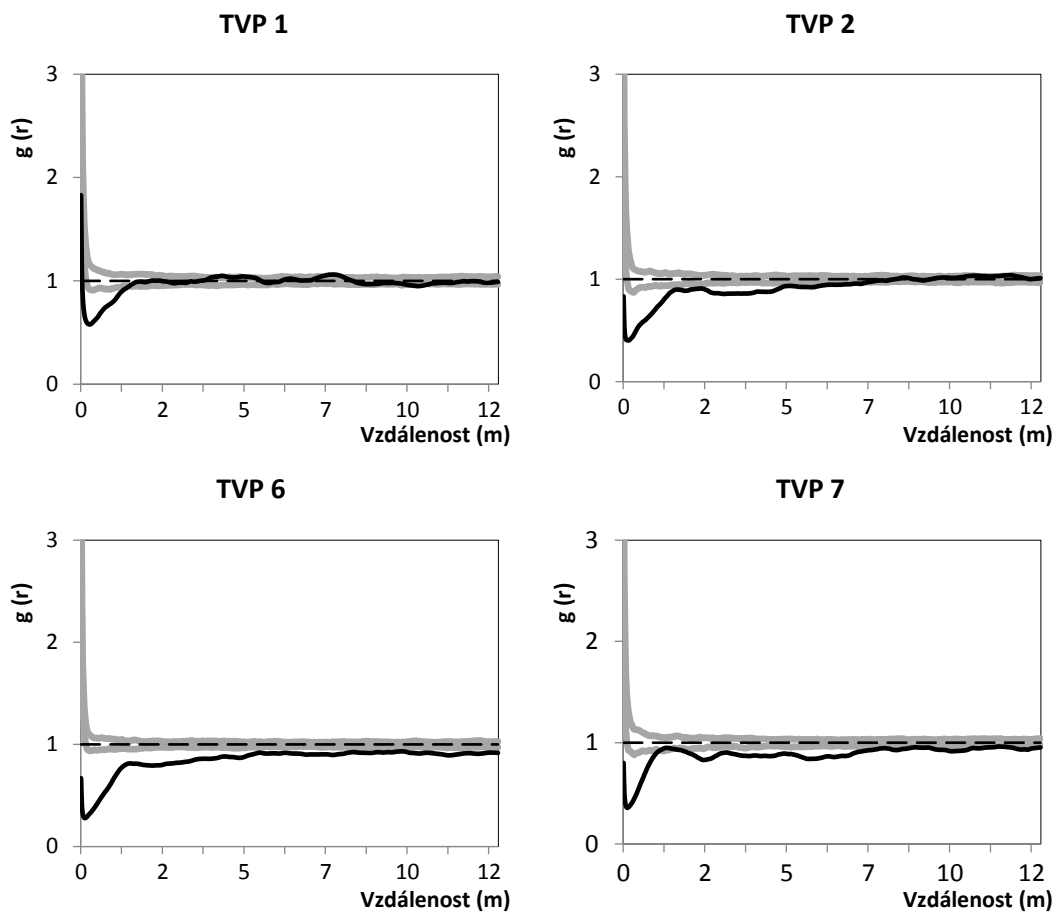
Okus bočních prýtů se na TVP pohyboval v rozmezí 1–18 %. Prvním okusem bočních terminálního vrcholu bylo na TVP 1 poškozeno 18,2 % jedinců, na TVP 2 0 %, na TVP 6 8,8 % a na TVP 7 14,4 % jedinců. Na TVP 7 bylo opakovaným okusem bočních prýtů poškozeno 0,4 % jedinců.



Obr. 35: Rozložení okusu terminálního vrcholu do výškových tříd obnovy na TVP v r. 2015.

### 5.1.1.6. Vztah obnovy a stromového patra

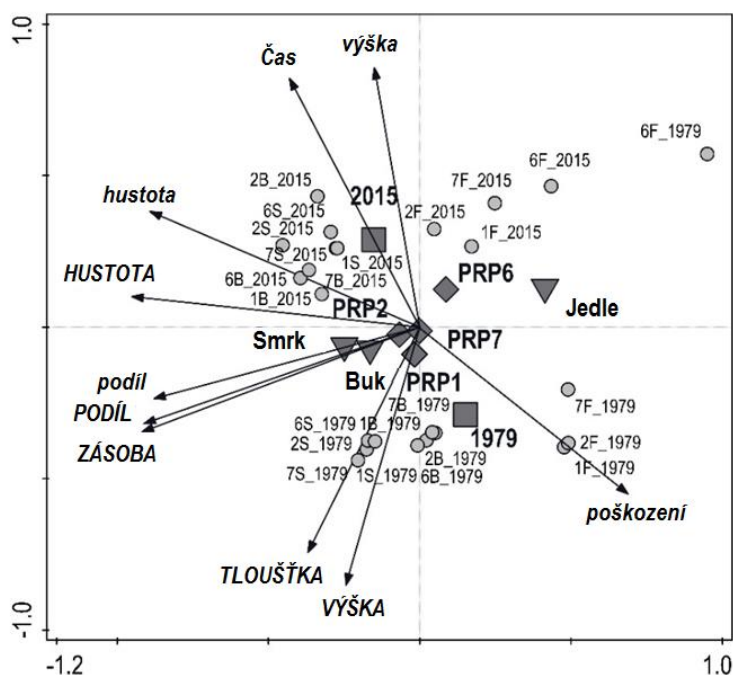
Prostorové vztahy přirozené obnovy a stromového patra v r. 2015 pomocí párové korelační funkce jsou znázorněny na Obr. 36. Na všech TVP bylo prostorové rozmístění obnovy vůči stromovému patru hodnoceno jako náhodné ve vzdálenostech větších než 5–7 m, pouze na TVP 1 od 1 m. U menších vzdáleností se jedná o pravidelné uspořádání, a zejména pak do 1 m o výrazně pravidelné uspořádání, které je na všech plochách signifikantní. Toto uspořádání vyjadřuje negativní vliv stromového patra na přirozenou obnovu.



Obr. 36: Vztah mezi přirozenou obnovou a stromovým patrem všech stromů ve smíšeném porostu na TVP 1, 2, 6 a 7; tučná černá čára představuje korelační párovou funkci křížového typu pro skutečné vzdálenosti jedinců obnovy; přerušovaná černá čára na úrovni  $g(r) = 1$  představuje střední průběh náhodného prostorového rozložení stromů a 95% interval spolehlivosti dvou šedých křivek; pokud pozorovaná hodnota překročí horní hranici simulačního intervalu, znamená to významnou agregaci - pozitivní vztah mezi dvěma testovanými skupinami, a pokud je pod tímto intervalem, vykazuje inhibiční - negativní vztah.



Vztahy mezi parametry přirozené obnovy, charakteristikou stromového patra, dřevinami a časem hodnocení jsou prezentovány formou ordinačního diagramu (PCA) na Obr. 37. První osa vysvětluje 49,1 % variability, první dvě osy společně 84,2 % a první čtyři osy společně vysvětlují 96,2 % variability dat. První osa x představuje zápoj stromové vrstvy. Druhá osa y představuje střední výšku stromového patra a přirozené obnovy. Složení obnovy bylo pozitivně korelováno s druhovým složením stromového patra. V průběhu času se střední výška obnovy zvyšovala, zatímco výčetní tloušťka a výška stromové vrstvy a poškození způsobené zvěří se v průběhu studovaných 36 let se snižovaly. Všechny TVP při porovnávání vykazovaly relativní podobnost (mimo TVP 6) avšak s velkými rozdíly mezi roky měření a dřevinami. Rozdíly mezi druhy byly u jedle pozoruhodné, protože značky každého záznamu byly od sebe relativně vzdálené, zatímco značky pro smrk a buk byly v diagramu poměrně blízko u sebe. Jedle s největším poškozením při poškození zvěří zabírala pravou část diagramu, zatímco pro buky a smrky (levá část) byly typické porosty s vyšší zásobou, podílem a hustotou.



Obr. 37: Ordinační diagram zobrazující výsledky PCA analýzy vztahů mezi parametry přirozené obnovy (hustota, počet jedinců, výška, podíl dřevin, poškození zvěří) a charakteristikami stromového patra (zápoj, počet stromů, výška stromů, výčetní tloušťka, podíl druhů dřevin v porostech) a čas; velké kódy: ▼ označují druh stromu (jedle, buk, smrk), ■ rok měření (1979, 2015), ◆ TVP (1, 2, 6, 7); malé kódy: ● TVP se dřevinami a rokem měření.

## 5.1.2. Struktura stromového patra

### 5.1.2.1. Růstové parametry stromového patra

#### Stav v r. 1979

Výsledky základních porostních charakteristik na TVP 1, 2, 6 a 7 v r. 1979 jsou uvedeny v Tab. 15. Počet živých stromů s  $DBH \geq 4$  cm se pohybuje v rozmezí od 380 do 444 ks.ha<sup>-1</sup> (u buku lesního je to 84–156 ks.ha<sup>-1</sup>) s indexem hustoty porostu (SDI) 0,58–0,84. Zásoba hroubí živých stromů v porostech je 400–604 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>, z toho připadá 143–208 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup> na buk lesní, 244–431 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup> na smrk ztepilý a zbytek je podíl přimíšených a vtroušených dřevin (*Abies alba*, *Acer pseudoplatanus*, *Sorbus aucuparia*, *Betula pendula*). Největší zásoba porostu byla zjištěna na TVP 2, kde dosáhla hodnoty 604 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup> a nejnižší na TVP 7 400 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>. Na TVP 6 byla zjištěna nejvyšší zásoba u buku lesního (208 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>) a nejnižší zásoba u smrku ztepilého (281 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>). Na TVP 2 byla zjištěna nejvyšší zásoba u smrku ztepilého (431 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>) a druhá nejnižší zásoba u buku lesního (149 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>). Produkční schopnosti porostů jsou vzhledem ke stanovištním a porostním poměrům dobré. Celkový běžný přírůst porostu kolísá v rozmezí 6,8–7,3 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>.rok<sup>-1</sup> (u buku je to 2,5–4,0 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>.rok<sup>-1</sup>) a celkový průměrný přírůst 3,5–4,8 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>.rok<sup>-1</sup> (u buku je to 1,3–1,8 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>.rok<sup>-1</sup>). Kruhová základna porostu se pohybuje v rozmezí 36,2–49,5 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup> (u klenu je to 10,3–15,4 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup>).

Výskyt odumřelého dřeva na jednotlivých PRP je uveden v Tab. 16. Objem hroubí stojícího dřeva byl 1,6–3,4 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>, u ležícího dřeva 1,6–2,6 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup> a celkem 3,8–6,0 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup> (v průměru 4.9 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>).

#### Stav v r. 2015

Výsledky základních porostních charakteristik na TVP 1, 2, 6 a 7 v r. 2015 jsou uvedeny v Tab. 15. Počet živých stromů s  $DBH \geq 4$  cm se pohybuje v rozmezí od 1032 do 1464 ks.ha<sup>-1</sup> (u buku lesního je to 240–532 ks.ha<sup>-1</sup>) s indexem hustoty porostu (SDI) 0,80–0,84. Zásoba hroubí živých stromů v porostech je 497–604 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>, z toho připadá 136–338 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup> na buk lesní, 191–356 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup> na smrk ztepilý a zbytek je podíl přimíšených a vtroušených dřevin (*Abies alba*, *Acer pseudoplatanus*, *Sorbus aucuparia*, *Betula pendula*). Největší zásoba porostu byla zjištěna na TVP 1, kde dosáhla hodnoty 604 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup> a nejnižší na TVP 7 (497 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>). Na TVP 6 byla zjištěna nejvyšší zásoba u buku lesního (338 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>) a nejnižší zásoba u smrku ztepilého (191 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>). Na TVP 2 byla zjištěna nejvyšší zásoba u smrku ztepilého (356 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>) a nejnižší zásoba u buku lesního (136 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>). Celkový běžný přírůst porostů v současnosti kolísá v rozmezí 5,8–7,3 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>.rok<sup>-1</sup> (u buku

je to 2,0–4,8 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>.rok<sup>-1</sup>) a celkový průměrný přírůst 2,2–2,6 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>.rok<sup>-1</sup> (u buku je to 0,9–2,1 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>.rok<sup>-1</sup>). Kruhová základna porostů se pohybuje v rozmezí 40.1–44.6 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup> (u buku je to 10.2–22.6 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup>).

Tabulka 15: Strukturální charakteristiky živých stromů na jednotlivých TVP v přepočtu na 1 ha v r. 1979 a 2015.

TVP	Dřevina	Rok	Věk	dbh <sub>1.3</sub>	h	v	N	G	V	CBP	CPP	CC	CPA	SDI	
		rok	rok	cm	m	m <sup>3</sup>	ks.ha <sup>-1</sup>	m <sup>2</sup> .ha <sup>-1</sup>	m <sup>3</sup> .ha <sup>-1</sup>	m <sup>3</sup> .ha <sup>-1</sup> .rok <sup>-1</sup>	%	ha.ha <sup>-1</sup>			
1	Smrk	1979	117	38,6	25,69	1,337	280	32,8	374	4,5	3,22	59,3	0,90	0,46	
		2015	153	21,1	8,3	0,435	708	24,7	308	2,3	1,05	62,7	0,99	0,44	
	Buk	1979	115	36,2	24,3	1,368	100	10,3	137	2,5	1,19	58,2	0,87	0,17	
		2015	142	30,6	16,0	1,111	240	17,5	267	3,8	1,55	76,4	1,44	0,32	
	Jedle	1979	117	65,2	36,71	4,981	4	1,3	20	0,3	0,17	2,6	0,03	0,02	
		2015	149	19,9	7,7	0,363	80	2,4	29	0,2	0,19	11,5	0,12	0,05	
	Celkem	1979	116	38,0	25,13	1,370	408	46,3	559	8,3	4,82	86,1	1,97	0,68	
		2015	140	23,5	10,1	0,585	1032	44,6	604	6,3	2,52	92,3	2,56	0,81	
	2	Smrk	1979	116	38,3	24,78	1,331	324	37,2	431	4,5	3,75	63,8	1,01	0,53
			2015	152	20,8	10,0	0,399	892	30,3	356	3,3	1,23	72,6	1,30	0,55
2015*			142	15,1	7,99	0,179	776	13,8	139	2,0	0,98	58,0	0,87	0,28	
Buk		1979	117	39,9	26,34	1,769	84	10,5	149	2,5	1,28	55,5	0,81	0,17	
		2015	148	16,3	9,8	0,277	492	10,2	136	2,0	0,92	74,7	1,37	0,24	
		2015*	148	14,6	9,55	0,212	428	7,2	91	1,5	0,61	68,3	1,15	0,17	
Jedle		1979	117	42,3	28,68	1,706	8	1,1	14	0,0	0,12	3,4	0,04	0,02	
		2015	151	19,8	8,7	0,419	76	2,3	32	0,1	0,21	11,6	0,12	0,05	
		2015*	151	21,5	9,52	0,498	64	2,2	32	0,6	0,21	11,0	0,12	0,04	
Celkem		1979	116	38,8	25,22	1,438	420	49,5	604	7,3	5,25	85,2	1,91	0,72	
	2015	149	19,5	9,9	0,366	1464	43,8	536	5,8	2,15	94,2	2,85	0,84		
	2015*	145	15,3	8,60	0,206	1268	23,2	262	4,1	1,81	88,2	2,13	0,50		
6	Smrk	1979	116	35,5	22,84	1,114	252	24,9	281	3,0	2,46	51,1	0,72	0,36	
		2015	151	14,9	7,3	0,193	988	17,3	191	2,0	0,67	64,2	1,03	0,36	
	Buk	1979	116	39,1	26,55	1,627	128	15,4	208	4,0	1,79	70,8	1,23	0,25	
		2015	151	26,4	12,5	0,813	416	22,6	338	4,8	2,10	85,2	1,91	0,43	
	Jedle	1979	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	
		2015	59	7,9	6,7	0,016	48	0,2	1	0,0	0,02	4,2	0,04	0,01	
	Celkem	1979	116	36,7	24,09	1,287	380	40,2	489	7,0	4,25	85,7	1,95	0,61	
		2015	153	18,7	8,8	0,362	1464	40,1	530	6,8	2,57	95,0	3,00	0,80	
	7	Smrk	1979	114	32,8	22,39	0,897	272	23,0	244	3,0	2,14	50,8	0,71	0,35
			2015	151	18,2	9,6	0,275	764	19,9	210	2,3	0,76	66,3	1,09	0,38
Buk		1979	113	31,5	21,86	0,918	156	12,1	143	3,5	1,27	69,9	1,20	0,21	
		2015	138	21,7	11,9	0,488	532	19,6	259	4,8	1,88	87,1	2,05	0,40	
Jedle		1979	117	47,7	30,86	2,310	4	0,7	9	0,3	0,08	2,0	0,02	0,01	
		2015	141	15,0	7,8	0,180	116	2,0	21	0,1	0,15	12,2	0,13	0,05	
Celkem		1979	113	32,2	22,11	0,901	444	36,2	400	6,8	3,54	86,4	2,00	0,58	
		2015	143	19,5	10,4	0,349	1424	42,5	497	7,3	2,47	96,4	3,33	0,84	

Vysvětlivky:  $dbh_{1,3}$  – výčetní tloušťka  $h$  – průměrná výška,  $v$  – průměrný objem stromu,  $N$  – počet stromů na hektar,  $G$  – výčetní kruhová základna,  $V$  – zásoba porostu,  $CBP$  – celkový běžný přírůst,  $CPP$  – celkový průměrný přírůst,  $CC$  – zápoj,  $CPA$  – plocha korunových projekcí,  $SDI$  – index hustoty porostu;

Poznámka: TVP 2\* – stav po těžebním zásahu;

Celkový běžný přírůst byl vypočítán jako rozdíl celkové objemové produkce v periodě 5 let děleno délkou periody.  $CBP$  byl vypočten v softwaru Sibyla za použití zadaných stanovištních (živiny a vlhkost převzaty s  $SLT$ ) a klimatických parametrů (srážky, teploty, délka vegetačního období) pro konkrétní TVP. Produkční charakteristiky v roce 1979 byly vypočteny z naměřených dat teodolitem a v roce 2015 vypočteny z naměřených dat Fieldmapem. Relativně nízký akumulovaný přírůst je způsoben těžbou, a to zejména souší v průběhu imisní kalamity, která zde není započtena.

Počet živých stromů s  $DBH \geq 4$  cm se na TVP 2 po těžebním zásahu na konci roku 2015 snížil o  $196 \text{ ks} \cdot \text{ha}^{-1}$  (nejvíce u smrku o  $116 \text{ ks} \cdot \text{ha}^{-1}$ ) a přitom index hustoty porostu ( $SDI$ ) poklesl z 0,84 na 0,50. Kruhová základna se snížila ze 43,8 na  $23,2 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$  a zásoba z  $536$  na  $262 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$  (u buku z 356 na  $139 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ , u smrku ze 136 na  $91 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$  a u jedle z 32 na  $1 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ ).

Výskyt odumřelého dřeva na jednotlivých PRP je uveden v Tab. 16. Objem hroubí stojícího dřeva byl  $0,0\text{--}4,7 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ , u ležícího dřeva  $1,7\text{--}35,1 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$  a celkem  $2,5\text{--}39,8 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$  (v průměru  $5,1 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ ).

Tabulka 16: Výskyt odumřelého dřeva na jednotlivých PRP v r. 1979 a 2015.

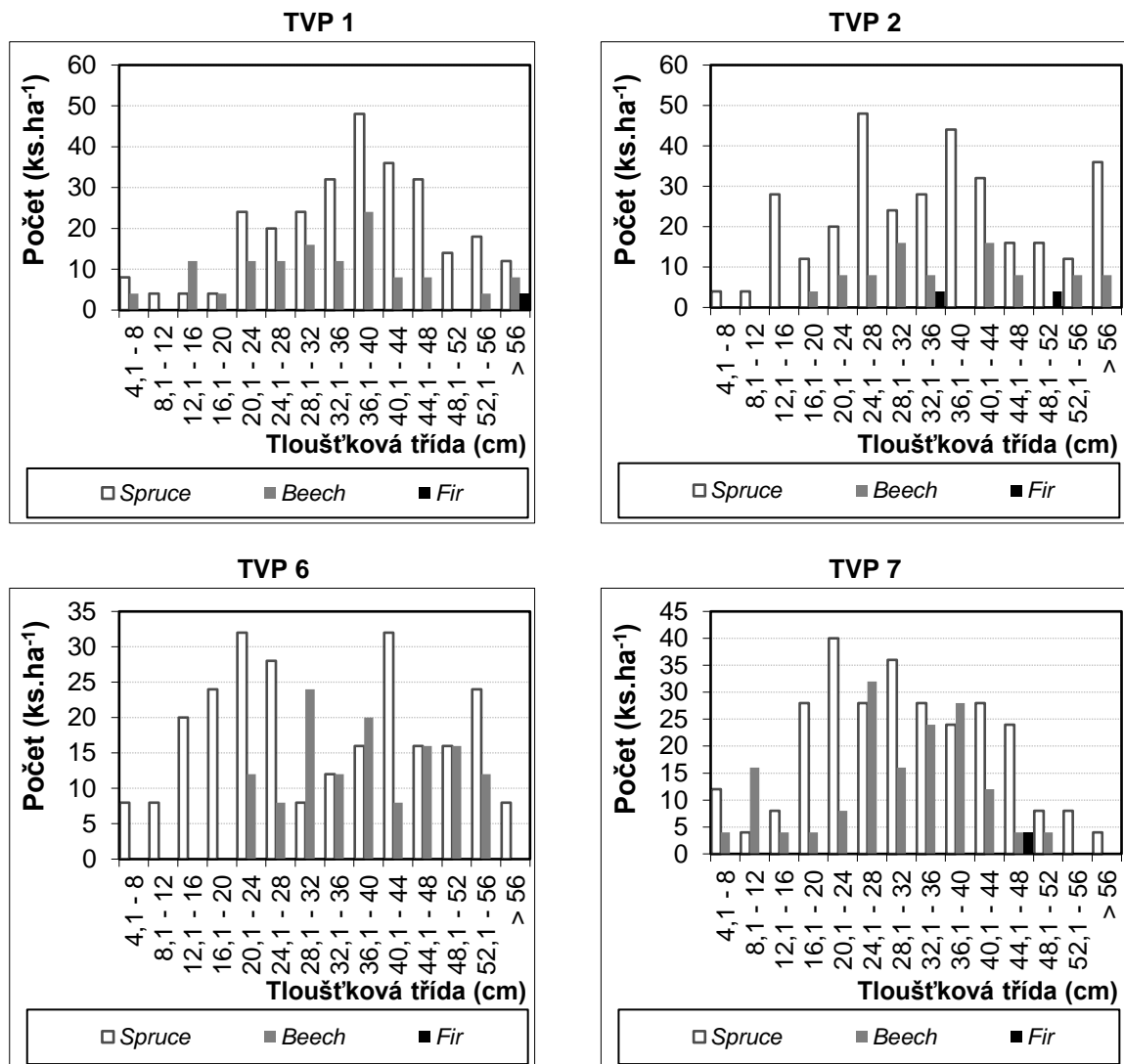
Typ	Rok	TVP				Průměr
		1	2	6	7	
		$\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$	$\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$	$\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$	$\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$	$\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$
Stojící	1979	1,6	2,9	2,7	3,4	2,7
	2015	0,0	0,8	0,0	4,7	1,4
Ležící	1979	2,2	1,6	2,4	2,6	2,2
	2015	4,6	1,7	13,2	35,1	13,7
$\Sigma$	1979	3,8	4,5	5,1	6,0	4,9
	2015	4,6	2,5	13,2	39,8	15,1

### 5.1.2.2. Tloušťková a výšková struktura

#### Stav v r. 1979

Frekvence tloušťkových četností hlavních dřevin stromového patra na jednotlivých TVP je uvedena na Obr. 38. Prostorově a věkově se jedná o středně diferencované smrkobukové porosty s dominantně zastoupeným smrkem ztepilým a relativně hojným bukem lesním. Porosty jsou složeny převážně z dvou etází s částečně diferencovaným vertikálním zápojem. Stupeň zápoje se pohybuje v rozmezí 85,2–86,4, index hustoty

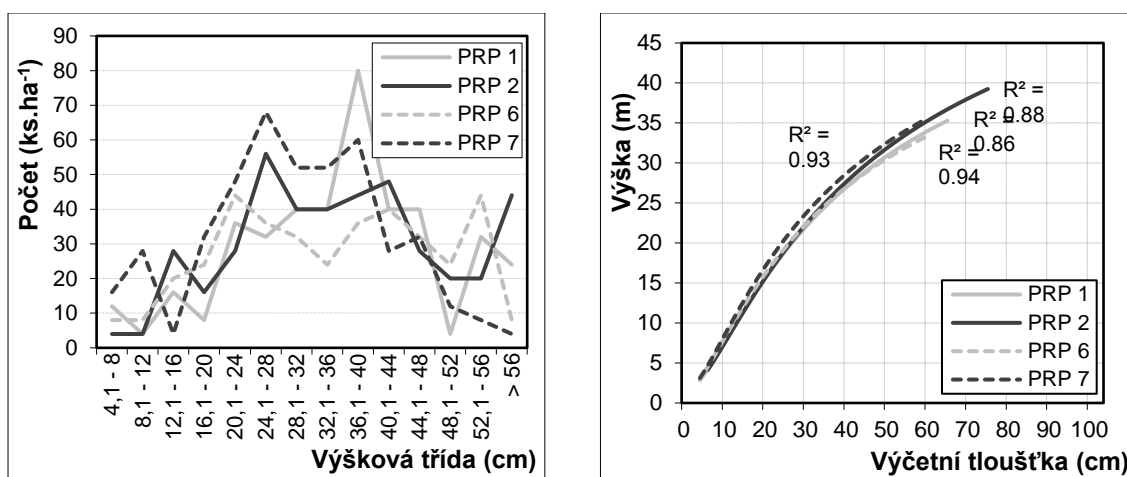
porostu v rozmezí 0,58–0,72 a projekční plocha korun stromů mezi 1,91–2,00. Horní etáž je tvořena kmenovinou převážně v růstové fázi nastávající a vyspělé kmenoviny.



Obr. 38: Histogram tloušťkových tříd diferencované podle hlavních dřevin ve smíšeném porostu na TVP 1, 2, 6 a 7 v r. 1979.

Na TVP stromy dosahují průměrné DBH 32,2–38,0 cm, u buku lesního je to 31,5–39,9 cm a u smrku ztepilého 32,8–38,6 cm. Na TVP jsou pak celkově nejvíce zastoupeny tloušťkové třídy 20,1–44 cm. Na všech plochách v těchto tloušťkových třídách převažuje smrk ztepilý a relativně hojně se též vyskytuje buk lesní. Tloušťková i výšková struktura porostů na TVP je středně diferencovaná. Vztah mezi výčetní tloušťkou a výškou stromů hlavních dřevin na jednotlivých plochách je uveden na Obr. 39. Z tohoto obrázku je zřejmé, že závislost mezi výčetní tloušťkou a výškou stromů na sledovaných plochách je velmi vysoká ( $R^2 = 0,86–0,94$ ).

Nejvyšší jedinci buku lesního na TVP dosahují výšky 32–36 m, u smrku ztepilého je to 33–38 m a u jedle bělokoré 31–36,5 m. Nasazení zelené koruny u buku, smrku i u jedle je značně variabilní. Ve spodním stromovém patře je to většinou v rozpětí 2–5 m a v horní etáži v 6–19 m. Štíhlostní kvocient u všech sledovaných dřevin klesá s výčetní tloušťkou, výraznější pokles lze sledovat u nejslabších jedinců buku lesního, přičemž rozptyl hodnot je minimální.



Obr. 39: Histogram tloušťkové struktury stromového patra a závislost výšky stromů na jejich výčetní tloušťce na TVP 1, 2, 6 a 7 v roce 1979.

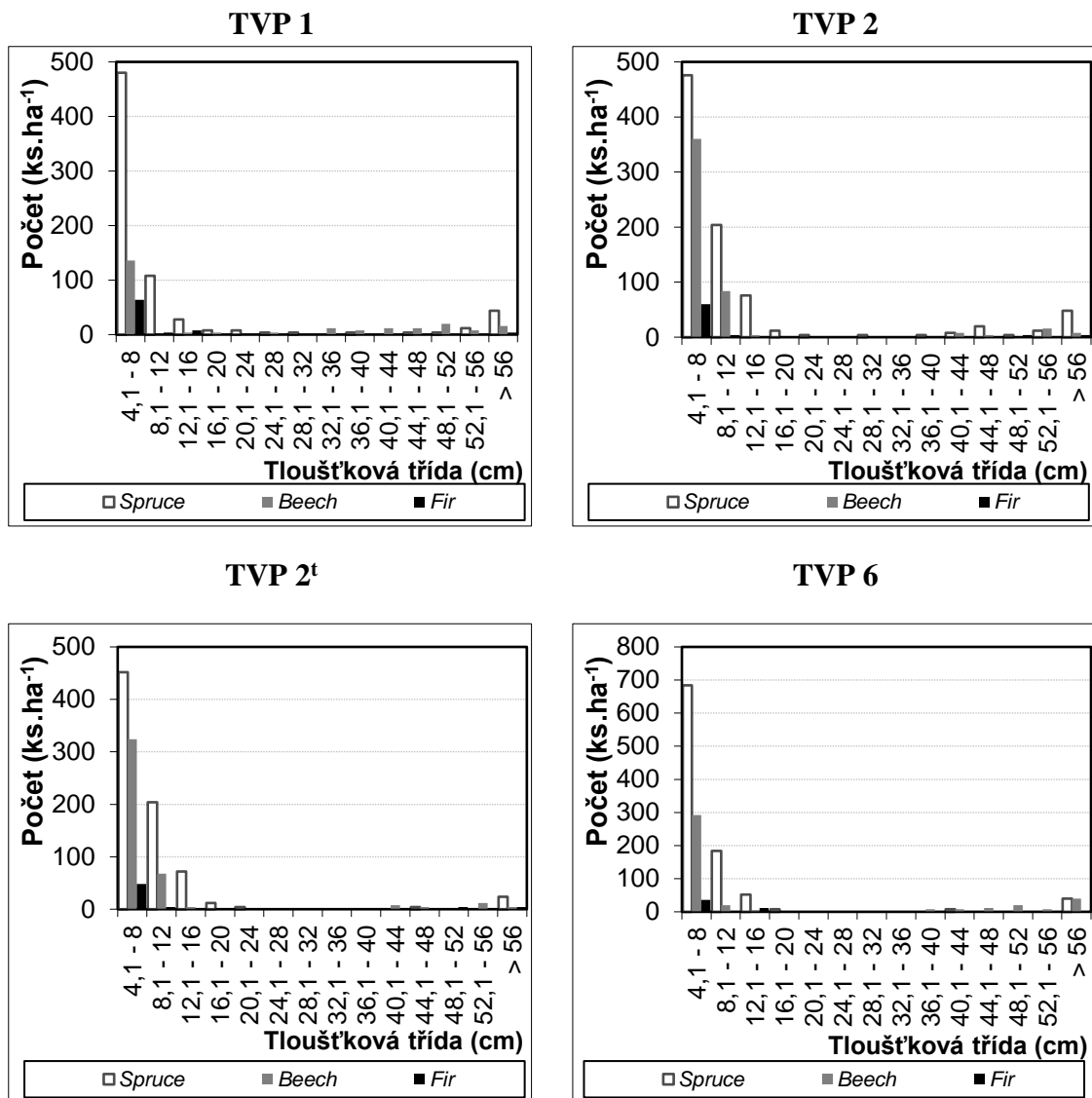
### Stav v r. 2015

Frekvence tloušťkových četností hlavních dřevin stromového patra na jednotlivých TVP je uvedena na Obr. 40. Prostorově a věkově se jedná o značně diferencované smrkobukové porosty s hojně až dominantně zastoupeným bukem lesním. Porosty jsou složeny převážně z dvou až tří etáží s různě diferencovaným vertikálním zápojem. Stupeň zápoje se pohybuje v rozmezí 90,7–97,0, stand density index v rozmezí 0,77–0,91 a projekční plocha korun stromů mezi 2,38–3,52. Horní etáž je tvořena kmenovinou převážně v růstové fázi vyspělé kmenoviny.

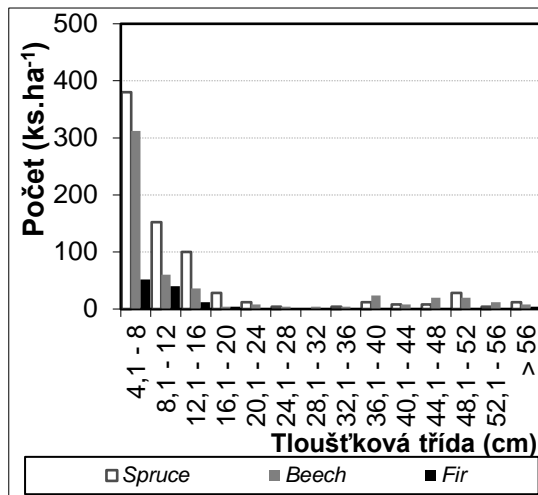
Na TVP stromy dosahují průměrné DBH 18,7–23,5 cm, u buku lesního je to 16,3–30,6 cm a u smrku ztepilého 14,9–21,1 cm. Na všech TVP je u hroubí nejvíce zastoupena tloušťková třída 8,1–12,0 cm. Na všech TVP je pak celkově nejvíce zastoupena tloušťková třída nehroubí 4,1–8 cm. Na všech plochách ve třídě nehroubí převažuje smrk ztepilý, hojně se též vyskytuje buk lesní. Tloušťková i výšková struktura porostů na TVP je značně diferencovaná s typickým vertikálním zápojem. Vztah mezi výčetní tloušťkou a výškou stromů hlavních dřevin na jednotlivých plochách je uveden na Obr. 41. Z tohoto obrázku

je zřejmé, že závislost mezi výčetní tloušťkou a výškou stromů na sledovaných plochách je velmi vysoká ( $R^2 = 0,80-0,90$ ).

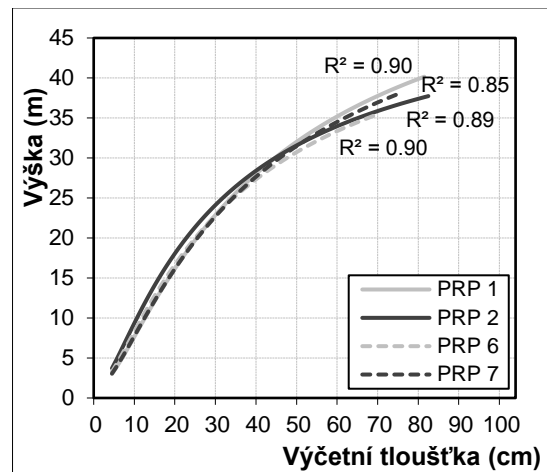
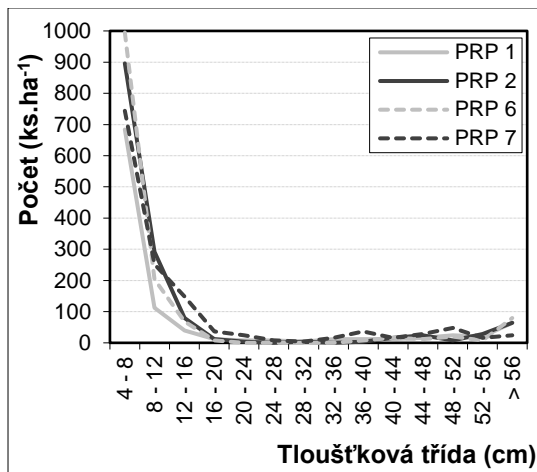
Nejvyšší jedinci buku lesního na TVP dosahují výšky 33–36 m, u smrku ztepilého je to 37–43 m a u jedle bělokoré 35–38 m. Nasazení zelené koruny u buku, smrku i u jedle je značně variabilní. Ve spodním stromovém patře je to většinou v rozpětí 1–4 m a v horní etáži v 8–17 m. Štíhlostní kvocient u všech sledovaných dřevin klesá s výčetní tloušťkou, výraznější pokles lze sledovat u nejslabších jedinců buku lesního, přičemž rozptyl hodnot je minimální.



## TVP 7



Obr. 40: Histogram tloušťkových tříd diferencovaně podle hlavních dřevin ve smíšeném porostu na TVP 1, 2, 6 a 7 (TVP 2<sup>t</sup> – stav po těžebním zásahu) v r. 2015.



Obr. 41: Histogram tloušťkové struktury stromového patra a závislost výšky stromů na jejich výčetní tloušťce na TVP 1, 2, 6 a 7 v roce 2015.

### 5.1.3. Biodiverzita stromového patra

Indexy popisující biodiverzitu stromového patra porostů v r. 1979 a 2015 jsou uvedeny v Tab. 17. Vertikální struktura je dle Arten profil indexu středně až velmi silně rozrůzněná (v r. 1979  $A = 0,524-0,683$ , 2015  $A = 0,473-0,716$ ). V průběhu času se příliš neměnila a nejvýrazněji stoupla na TVP 2. Tloušťková diferenciace struktury podle práce FÜLDNER (1995) byla v r. 1979 nízká až střední ( $TM_d = 0,229-0,355$ ) a v r. 2015 střední ( $TM_d = 0,384-0,429$ ). Výšková diferenciace struktury podle práce FÜLDNER (1995) byla v r. 1979 převážně nízká ( $TM_h = 0,138-0,291$ ) a v r. 2015 střední ( $TM_h = 0,328-0,357$ ). Druhová bohatost podle MARGALEFA (1958) byla v r. 1979 nízká až střední ( $D = 0,201-0,597$ ) a v r. 2015 střední ( $D = 0,412-0,549$ ). Z hlediska druhové různorodosti dle entropie  $H'$  se v r.



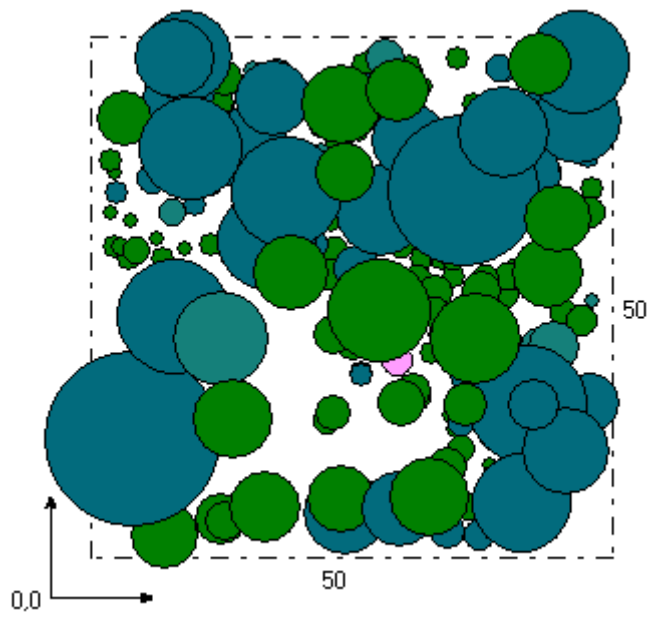
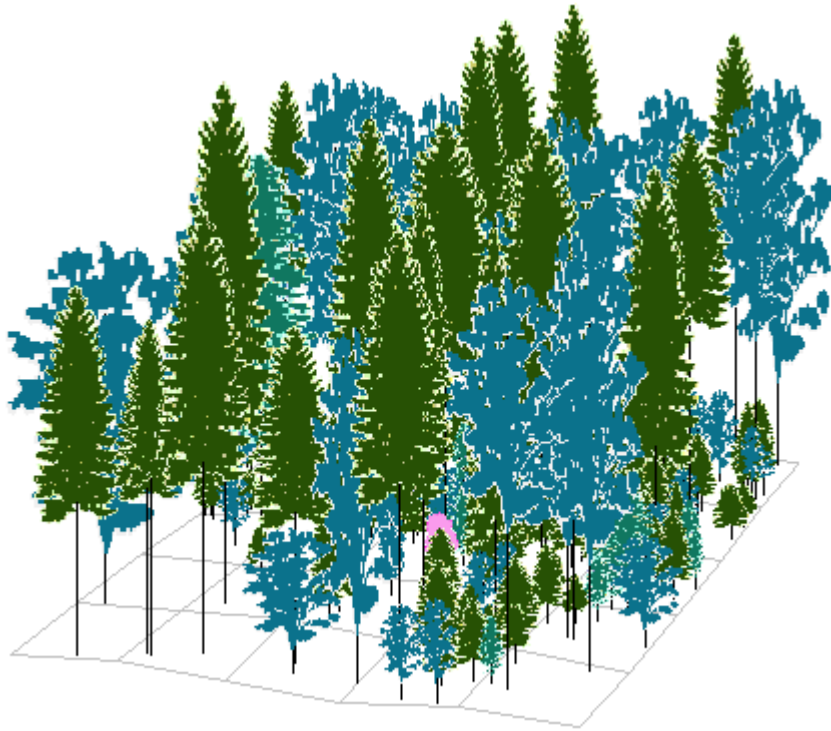
1979 jedná o nízkou až střední biodiverzitu ( $H' = 0,281-0,398$ ) a v r. 2015 o střední biodiverzitu ( $H' = 0,313-0,407$ ). Podle druhové vyrovnanosti se v r. 1979 jedná o vysokou až velmi vysokou biodiverzitu ( $E = 0,648-0,933$ ) a v r. 2015 o střední až vysokou biodiverzitu ( $E = 0,448-0,676$ ). Celková diverzita podle práce JAEHNE, DOHRENBUSCH (1997) v r. 1979 na TVP 6 značí monotónní strukturu ( $B = 3,189$ ) a na TVP 1, 2 a 7 nerovnoměrnou strukturu ( $B = 6,591-0,7127$ ), v r. 2015 na TVP 1, 2 a 7 značí různorodou strukturu ( $B = 8,308-8,643$ ) a na TVP 6 mimořádně různorodou strukturu ( $B = 9,033$ ). Po těžebním zásahu se na TVP 2 v r. 2015 mírně zvýšila vertikální struktura, druhová bohatost, druhová různorodost a druhová vyrovnanost a mírně se snížila tloušťková a výšková diferenciaci podle Fuldnera a celková diverzita.

Tabulka 17: Indexy biodiverzity smíšených porostů na TVP 1, 2, 6 and 7 v r. 1979 a 2015.

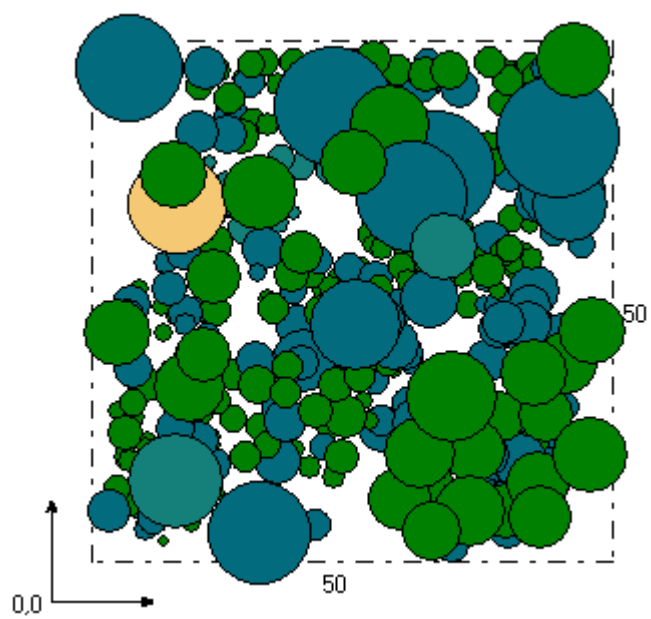
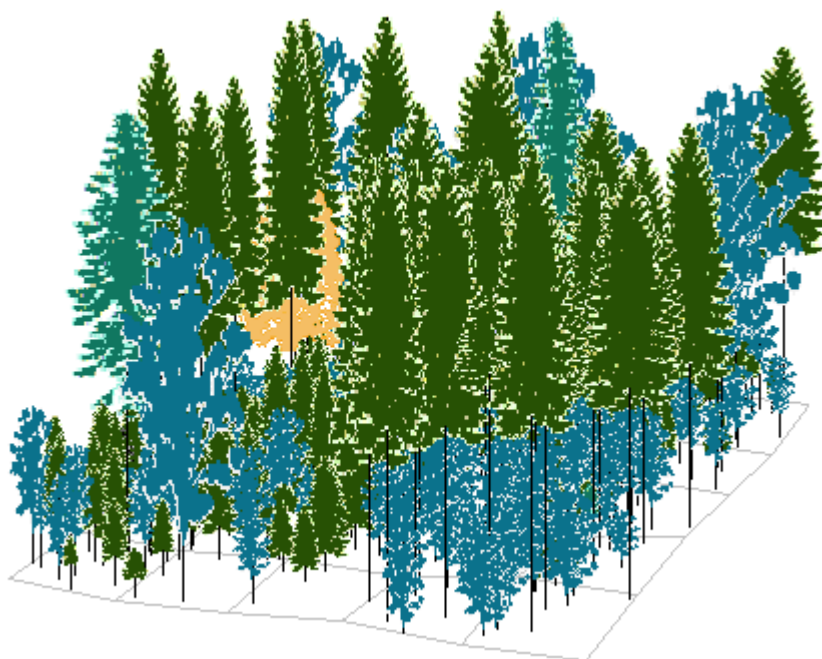
TVP	Rok	D (Mai)	H' (Si)	E (Pii)	A (Pri)	TM <sub>d</sub> (Fi)	TM <sub>h</sub> (Fi)	B (J&Di)
<b>1</b>	1979	0.382	0.377	0.790	0.674	0.355	0.291	7.127
	2015	0.432	0.371	0.616	0.638	0.384	0.357	8.308
<b>2</b>	1979	0.597	0.390	0.648	0.580	0.311	0.205	6.591
	2015	0.412	0.363	0.603	0.657	0.384	0.356	8.544
	2015*	0.486	0.390	0.817	0.805	0.326	0.309	8.214
<b>6</b>	1979	0.201	0.281	0.933	0.524	0.229	0.138	3.189
	2015	0.549	0.313	0.448	0.473	0.358	0.328	9.033
<b>7</b>	1979	0.554	0.398	0.661	0.683	0.320	0.276	7.116
	2015	0.413	0.407	0.676	0.716	0.429	0.357	8.643

Vysvětlivky: *D* – index druhové bohatosti, *H'* – index druhové různorodosti (entropie), *E* – index druhové vyrovnanosti, *A* – Arten-profile index, *TM<sub>d</sub>* – index tloušťkové diferenciaci, *TM<sub>h</sub>* – index výškové diferenciaci, *R* – agregační index, *B* – index celkové diverzity; \*těžební zásah na TVP 2.

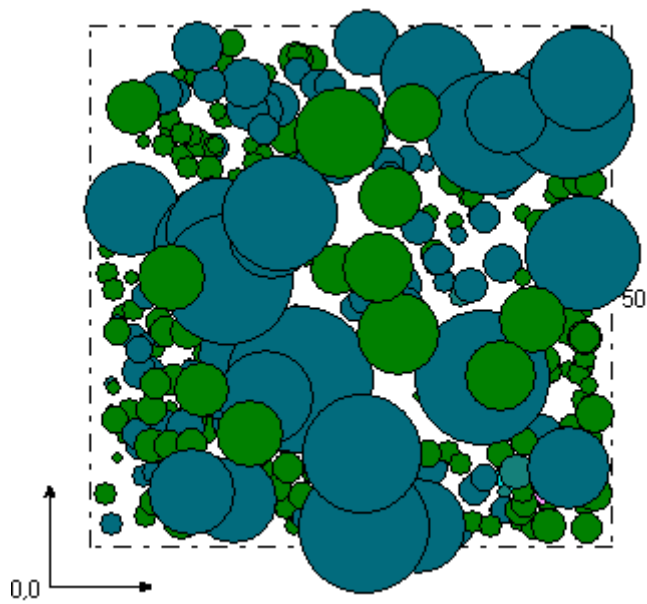
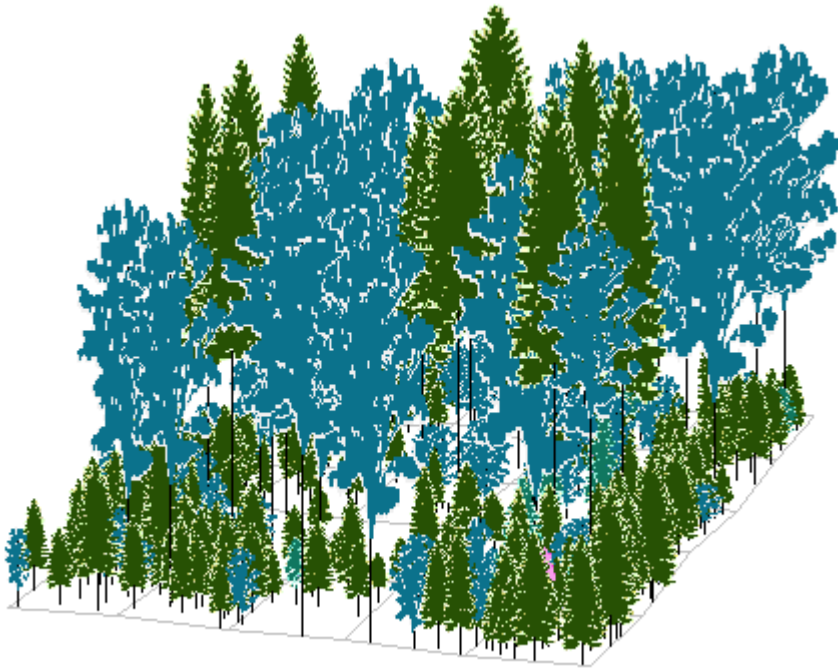
Vertikální i horizontální struktura porostů na TVP 1, 2, 6 a 7 v roce 2015 je znázorněna na Obr. 42–45.



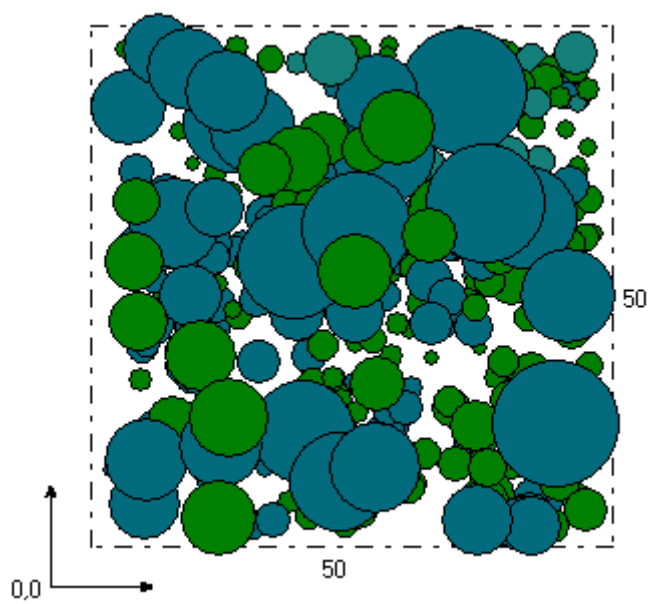
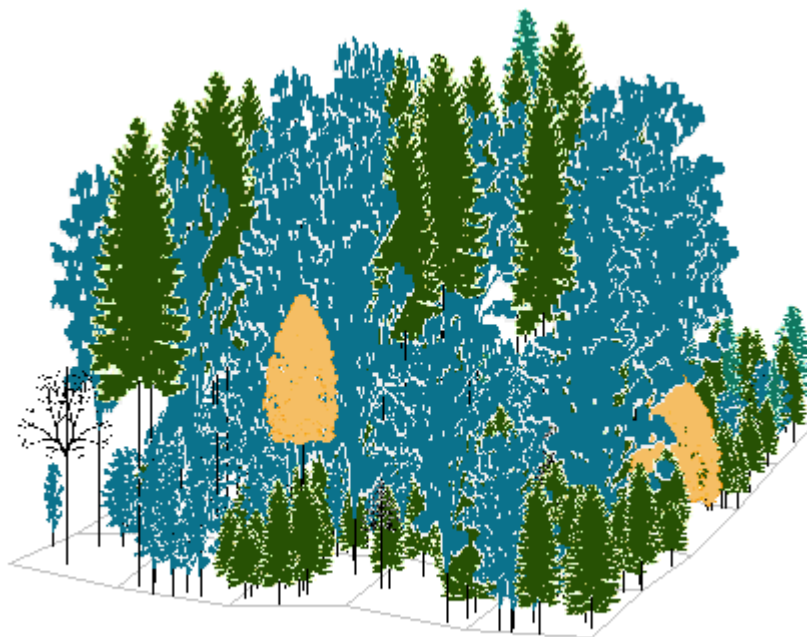
Obr. 42: Vertikální a horizontální struktura porostu na TVP 1 v roce 2015.



Obr. 43: Vertikální a horizontální struktura porostu na TVP 2 v roce 2015.



Obr. 44: Vertikální a horizontální struktura porostu na TVP 6 v roce 2015.



Obr. 45: Vertikální a horizontální struktura porostu na TVP 7 v roce 2015.

Horizontální struktura stromového patra smíšených porostů s dominantně zastoupeným bukem lesním a smrkem ztepilým je situačně znázorněna na Obr. 46 a pomocí indexů uvedena v Tab. 18 a Ripleyovou L-funkcí vyjádřena na Obr. 47. Všichni jedinci stromového patra jsou podle všech čtyř zjišťovaných strukturálních indexů (Hopkins–Skellamova, Pielou–Mountfordova, David–Moorova a Clark–Evansova) v r. 1979 a 2015 rozmístěni převážně shlukovitě. Výjimkou v r. 2015 je PRP 2, 6 a 7, kde podle Clark–Evansova indexu jsou jedinci stromového patra rozmístěni náhodně a PRP 7, kde jsou podle Hopkins–Skellamova indexu stromy rozmístěny též náhodně. Po těžebním zásahu na TVP 2 se podle všech indexů mírně zvýšila shlukovitost, přičemž podle Clark–Evansova indexu se i přesto jedná o náhodné rozmístění.

Tabulka 18: Indexy popisující horizontální strukturu stromového patra na TVP 1, 2, 6 a 7.

<b>Index</b>	<b>Rok</b>	<b>TVP 1</b>	<b>TVP 2</b>	<b>TVP 2<sup>t</sup></b>	<b>TVP 6</b>	<b>TVP 7</b>
Hopkins–Skellam	1979	0,742*	0,628*		0,631	0,532
	2015	0,650*	0,556*	0,664*	0,542	0,498
Pielou–Mountford	1979	2,218*	1,453*		1,313*	1,112
	2015	1,974*	1,380*	2,166*	1,296*	1,093
Clark–Evans	1979	0,817*	0,913		0,981	0,879
	2015	0,936*	1,070	1,035	1,059	0,993
David–Moore	1979	0,913*	0,587*		0,756*	0,474*
	2015	0,818*	0,530*	0,912*	0,696*	0,398*

Poznámky: <sup>t</sup>– stav po těžebním zásahu, \* statisticky průkazné ( $p > 0,05$ )

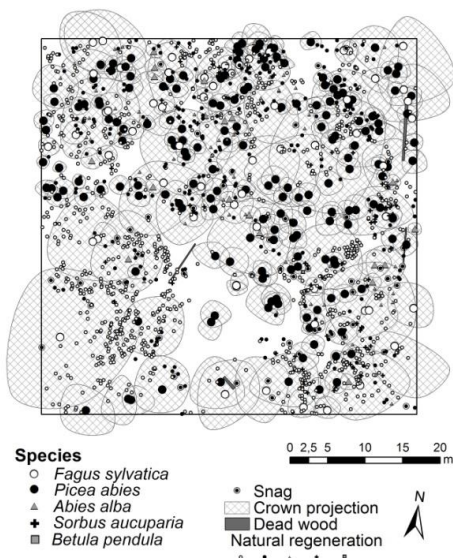
Podle všech čtyř zjišťovaných strukturálních indexů jsou též jedinci stromového patra buku lesního a smrku ztepilého rozmístěny převážně shlukovitě. Výjimku u obou dřevin tvoří PRP 6 a 7, kde jsou stromy podle Clark–Evansova a Hopkins–Skellamova indexu rozmístěny náhodně.

Převážně shlukovité uspořádání jedinců stromového patra podle jejich vzdálenosti (rozestupu) vyplývá z Ripleyovi *L*-funkce (Obr. 47). Na TVP 2 jsou stromy do 3 m uspořádány náhodně a při větším rozestupu shlukovitě. Po těžebním zásahu se na TVP 2 dle *L*-funkce od rozestupu 4 m mírně zvýšila shlukovitost stromového patra. Na TVP 6 a 7 sice převažuje nevýrazně shlukovité uspořádání stromů, které se však blíží náhodnému rozmístění a ojedinele při rozestupech do 3 m v náhodné uspořádání přechází. Stejně tak tomu je i buku lesního a smrku ztepilého.

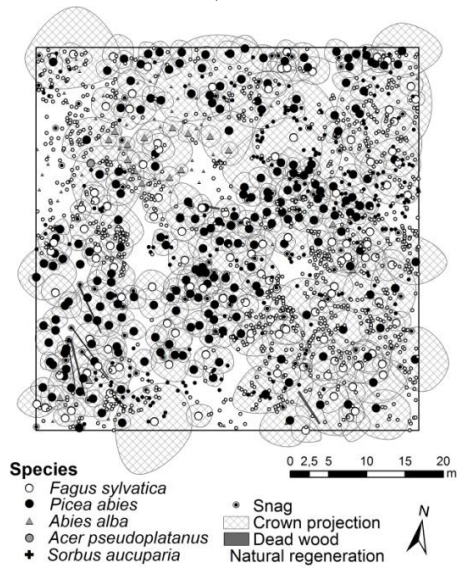
Ve srovnání s r. 1979 se typ uspořádání jedinců na TVP celkově i u buku a smrku v r. 2015 změnil jen minimálně.



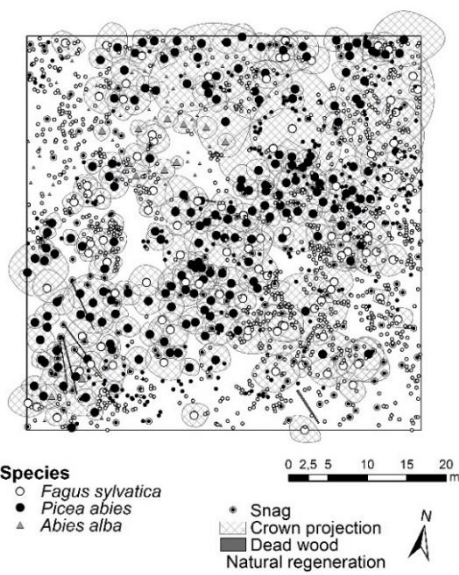
TVP 1



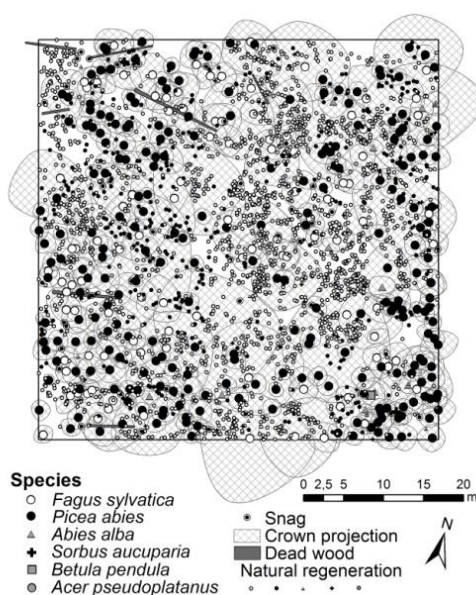
TVP 2



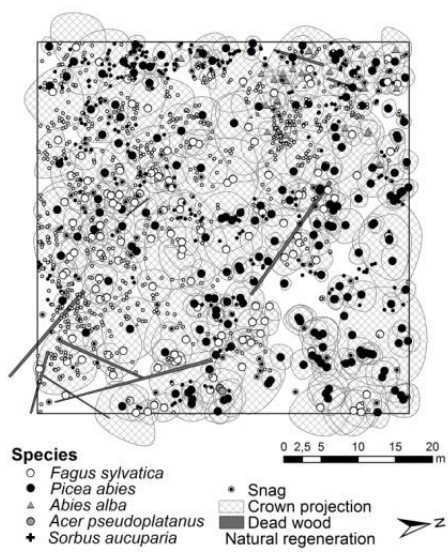
TVP 2<sup>t</sup>



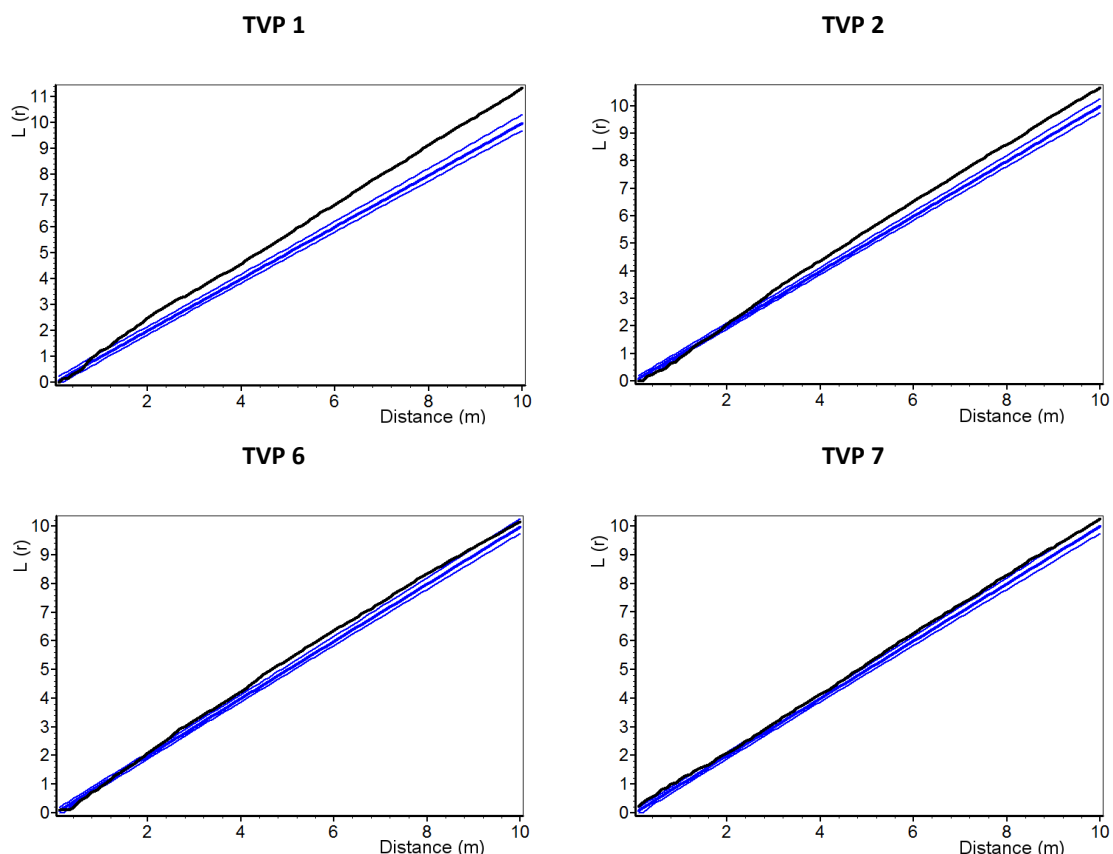
TVP 6



TVP 7



Obr. 46: Horizontální struktura smíšených porostů on TVP 1, 2, 6 a 7 v roce 2015. (TVP 2<sup>t</sup> – stav po těžebním zásahu).

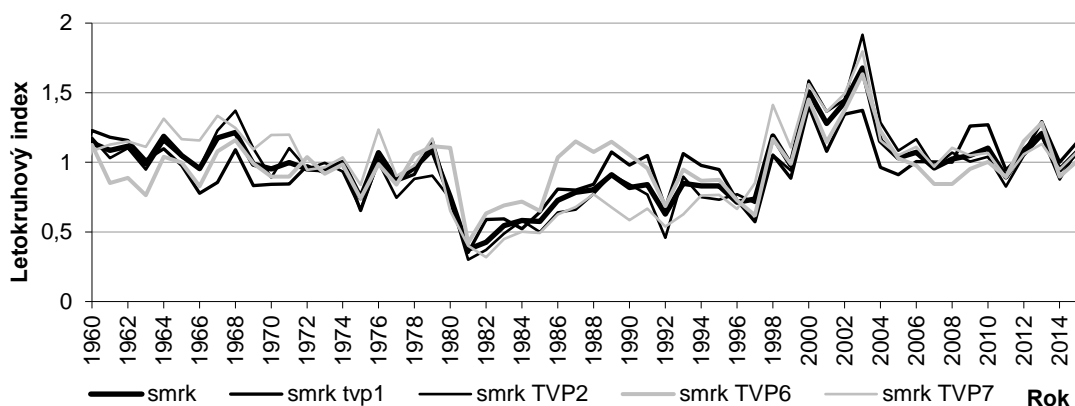


Obr. 47: Horizontální struktura stromového patra na jednotlivých trvalých výzkumných plochách v r. 2015.

#### 5.1.4. Radiální růst porostů

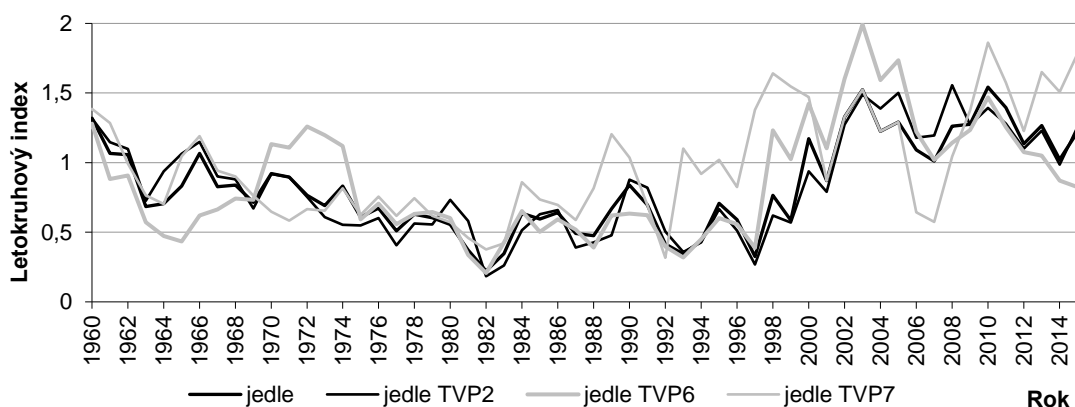
Výsledky letokruhových analýz smrku ztepilého, jedle bělokoré a buku lesního z TVP 1 a 6 i 2 a 7 jsou uvedeny na Obr. 48–50. Z Obr. 48 je patrná velmi silná růstová deprese smrku ztepilého v letech 1980–1986 s výraznými minimy v r. 1981 a 1982, která byla způsobena synergismem imisí, klimatu a žíru kůrovců. Atak kůrovců byl i v letech 1992, 1995–1997 a déle následoval vysoký světlostní přírůst, který byl zejména v letech 2005–2008 přerušen především klimatickými extrémami (markantní pokles srážek a nárůst teploty), což víceméně pokračovalo až do r. 2015. Růstově výrazně negativními byly roky 1981, 1982 a 1992.





Obr. 48: Standardizovaná průměrná stanovištní chronologie smrku ztepilého z TVP 1, 2, 6, 7 a průměr ze všech TVP z let 1960–2015 vyjádřena letokruhovým indexem.

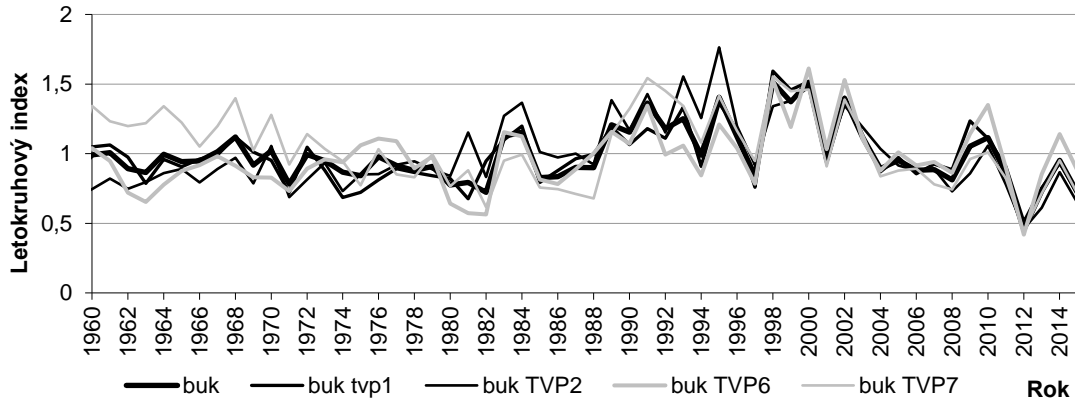
Z Obr. 49 je patrná velmi silná růstová deprese jedle bělokoré v letech 1975–1998 s výrazným minimem v l. 1982 a 1997, které byly způsobeny synergismem imisí, klimatu a sáním korovnice kavkazské. Od r. 1998 pak došlo k markantní regeneraci stromů jedle a následoval vysoký světlostní přírůst, který byl od r. 2005 přerušen klimatickými extrémny. V r. 2006 a 2007 byl navíc silný atak korovnice kavkazské a v letech 2012 až 2015 markantní pokles srážek a nárůst teploty. Růstově výrazně negativními byly roky 1982 a 1997.



Obr. 49: Standardizovaná průměrná stanovištní chronologie jedle bělokoré z TVP 2, 6, 7 a průměr z těchto TVP z let 1960–2015 vyjádřena letokruhovým indexem.

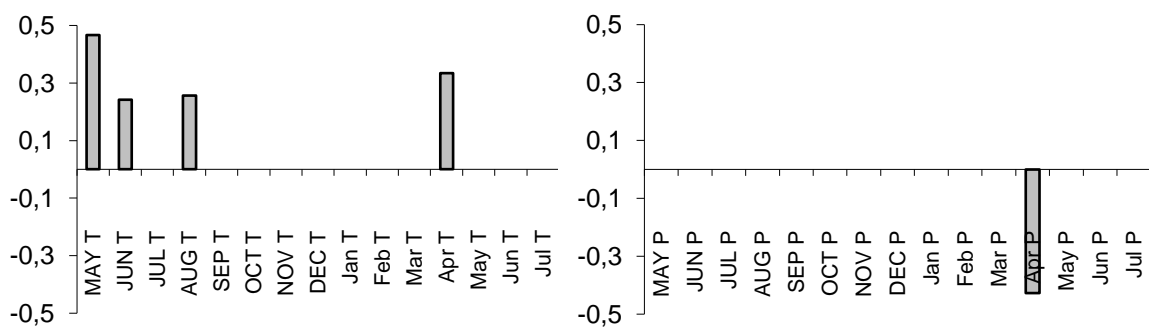
Z Obr. 50 jsou patrné výraznější růstové deprese buku lesního v letech 1980 a 1982 a 1985–1988 s výrazným minimem v r. 1982, které byly způsobeny synergismem imisí, klimatu a saní červce bukového. Výrazné růstové minimum v r. 2007 a 2012 bylo způsobeno poškozením korun buku námrazou a mokrým sněhem v zimních obdobích

2006/2007 a 2011/2012. Na jaře r. 2012 navíc došlo k poškození asimilačního aparátu pozdním mrazem a k následnému silnému přemnožení bejlmorky bukové. Růstově výrazně negativními byly roky 1982, 1997 a 2012.



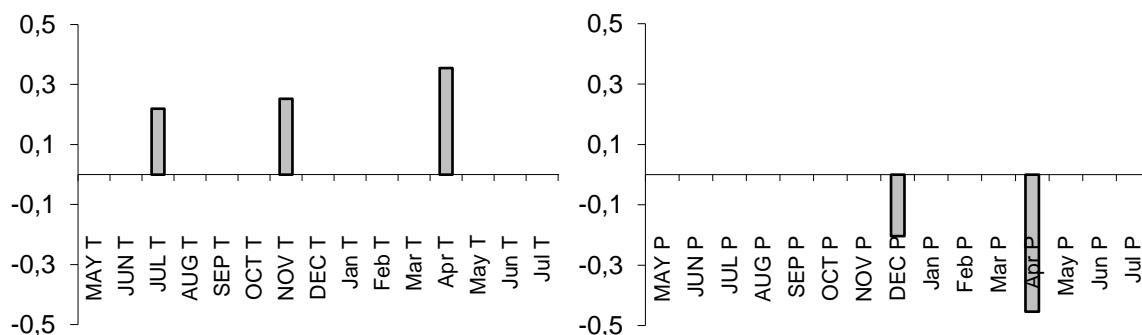
Obr. 50: Standardizovaná průměrná stanovištní chronologie buku lesního z TVP 1, 2, 6, 7 a průměr z těchto TVP z let 1960–2015 vyjádřena letokruhovým indexem.

Průměrný tloušťkový přírůst smrku ztepilého v letech 1960-2015 na TVP 1, 2, 6 a 7 pozitivně koreloval s teplotami předcházejícího roku: v květnu ( $r = 0,47$ ), v červnu ( $r = 0,24$ ), v srpnu ( $r = 0,26$ ) a pozitivně koreloval s teplotou v dubnu aktuálního roku ( $r = 0,33$ ). Kromě toho byl radiální růst v negativní korelaci se srážkami v dubnu aktuálního roku ( $r = -0,43$ ; Obr. 51).



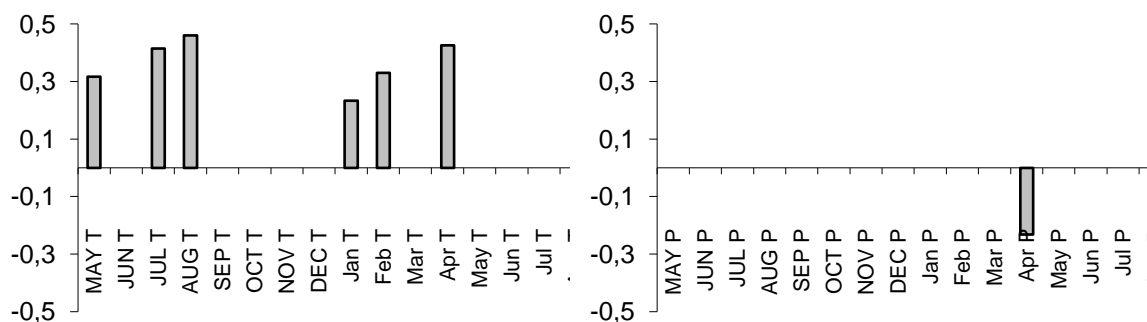
Obr. 51: Koeficienty korelace regionální chronologie indexu letokruhů smrku ztepilého s průměrnou měsíční teplotou (na obrázku vlevo) a úhrnem srážek (obrázek vpravo) od května do prosince minulého roku (velká písmena) a od ledna do srpna daného roku (malá písmena) v letech 1960–2015 na TVP 1 a 6 dohromady. Zobrazeny jsou pouze korelační koeficienty statisticky významných hodnot ( $\alpha = 0,05$  %).

Průměrný tloušťkový přírůst jedle bělokoré v letech 1960-2015 na TVP 2, 6 a 7 pozitivně koreloval s teplotami předcházejícího roku: v červenci ( $r = 0,22$ ), v listopadu ( $r = 0,26$ ) a pozitivně koreloval s teplotou v dubnu aktuálního roku ( $r = 0,36$ ). Kromě toho byl radiální růst v negativní korelaci se srážkami v prosinci předcházejícího roku ( $r = -0,20$ ) a v dubnu aktuálního roku ( $r = -0,45$ ; Obr. 52).



Obr. 52: Koeficienty korelace regionální chronologie indexu letokruhů jedle bělokoré s průměrnou měsíční teplotou (na obrázku vlevo) a úhrnem srážek (obrázek vpravo) od května do prosince minulého roku (velká písmena) a od ledna do srpna daného roku (malá písmena) v letech 1960–2015 na TVP 2, 6 a 7 dohromady. Zobrazeny jsou pouze korelační koeficienty statisticky významných hodnot ( $\alpha = 0,05$  %).

Průměrný tloušťkový přírůst buku lesního v letech 1960-2015 na TVP 1 a 6 pozitivně koreloval s teplotami předcházejícího roku: v květnu, v červenci a v srpnu ( $r = 0,32$ ,  $r = 0,41$ ,  $r = 0,46$ ) a pozitivně koreloval s teplotami aktuálního roku: v lednu, únoru a v dubnu ( $r = 0,23$ ,  $r = 0,33$ ,  $r = 0,43$ ). Kromě toho byl radiální růst v negativní korelaci se srážkami v dubnu aktuálního roku ( $r = -0,23$ ; Obr. 53).

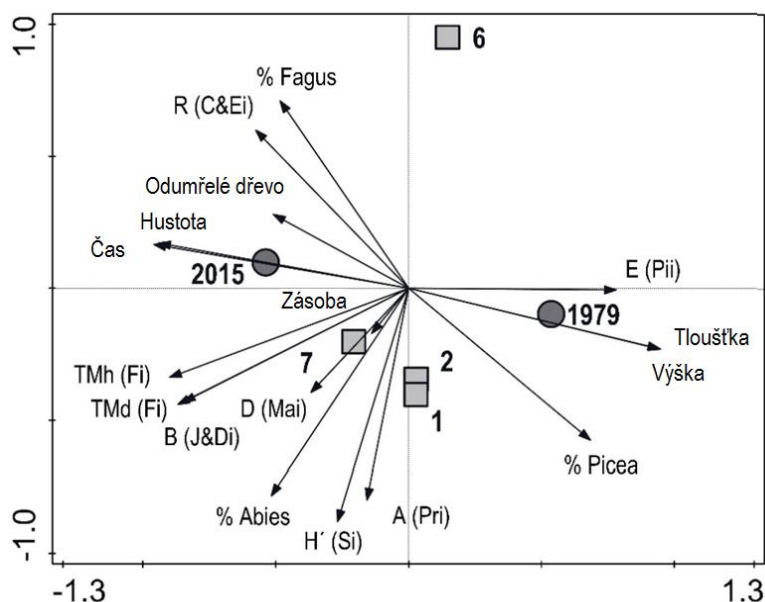


Obr. 53: Koeficienty korelace regionální chronologie indexu letokruhů buku lesního s průměrnou měsíční teplotou (na obrázku vlevo) a úhrnem srážek (obrázek vpravo)

od května do prosince minulého roku (velká písmena) a od ledna do srpna daného roku (malá písmena) v letech 1960–2015 na TVP 1 a 6 dohromady. Zobrazeny jsou pouze korelační koeficienty statisticky významných hodnot ( $\alpha = 0,05 \%$ ).

### 5.1.5. Vztahy mezi porostními charakteristikami

Výsledky PCA analýzy jsou prezentovány ve formě ordinačního diagramu na Obr. 54. První ordinační osa vysvětluje 48,7 %, druhá osa 73,1 % a všechny čtyři osy 92,5 % variability dat. První osa x představuje vývoj v čase a počet stromů na TVP společně s druhovou vyrovnaností. Druhá osa y reprezentuje výškovou strukturu a druhovou různorodost. V průběhu času dochází ke zvyšování hustoty porostu, nárůstu objemu mrtvého dřeva a zvyšování tloušťkové a výškové diferenciaci porostu a celkové diverzity porostu. Na druhou stranu v průběhu sledovaného období (1975-2015) dochází ke snižování průměrné tloušťky a výšky porostu a také k poklesu podílu smrku ve prospěch buku a jedle. Arten-profil index (vertikální struktura) byl pozitivně korelován s druhovou různorodostí a bohatostí. Dolní část diagramu, kde se nachází TVP 1, 2 a 7, je charakteristická vysokou strukturální diverzitou a podílem jedle, naopak vysoký podíl buku a nízká diverzita je charakteristická pro TVP 6 (horní část diagramu).



Obr. 54: Ordinační diagram znázorňující výsledky PCA analýzy vztahů mezi růstovými charakteristikami porostu (zásoba, výška, výčetní tloušťka, počet stromů), odumřelým dřevem, diverzitou porostu (TMd, TMh, R, A, H', D, E indexy) a podílem jednotlivých dřevin (buk, smrk, jedle); symboly označují: ■ číslo trvale výzkumné plochy, ● rok měření.

## 5.2. Počáteční přestavba

### 5.2.1. Obnova

#### 5.2.1.1. Druhá skladba a početnost obnovy

Na TVP se počet jedinců přirozené obnovy od 1,5 m se pohyboval v rozmezí od 1800 (TVP 8) do 13 356 (TVP 4) ks.ha<sup>-1</sup>. Zastoupení buku na TVP tehdy bylo v rozpětí 7–100 %, smrku 0–89 %, jedle 0–1 % a břízy 0–4 % (Tab. 19).

Tabulka 19: Zastoupení jedinců přirozené obnovy od 1,5 m výšky v přepočtu na hektar diferencovaně podle dřevin.

TVP	<i>Picea abies</i>		<i>Fagus sylvatica</i>		<i>Abies alba</i>		<i>Sorbus aucuparia</i>		<i>Betula pendula</i>		<i>Acer pseudoplatanus</i>		Σ
	ks	%	ks	%	ks	%	ks	%	ks	%	ks	%	
3	1608	89	120	7	0	0	0	0	72	4	0	0	1800
4	24	0	13332	100	0	0	0	0	0	0	0	0	13356
5	4	0	6248	100	0	0	12	0	0	0	0	0	6264
8	440	23	1420	75	20	1	0	0	0	0	4	0	1884

#### 5.2.1.2. Druhá diverzita obnovy

Indexy popisující druhovou diverzitu přirozené obnovy na TVP jsou uvedeny v Tab. 20. Druhá bohatost hodnocená podle indexu relativní míry druhové diverzity  $D_1$  (MARGALEF 1958) byla na TVP 3-5 nízká a na TVP 8 střední a podle indexu  $D_2$  (MENHINICK 1964) na TVP 3 a 8 nízká a na TVP 4 a 5 minimální. Druhá různorodost přirozené obnovy dle indexu lambda (SIMPSON 1949) byla na TVP 4 a 5 minimální, na TVP 3 nízká a na TVP 8 střední a u indexu entropie  $H'$  (SHANNON 1948) byla na TVP 4 a 5 minimální a na TVP 3 a 8 střední. Druhá vyrovnanost přirozené obnovy dle indexu z práce PIELOU (1975) byla na TVP 4 a 5 minimální a na TVP 3 a 8 střední a podle práce HILL (1973) byla na TVP 4 a 5 minimální a na TVP 3 střední a na TVP 8 vysoká.

Tabulka 20: Indexy popisující druhovou diverzitu přirozené obnovy na TVP 3, 4, 5, 8 v r. 2015.

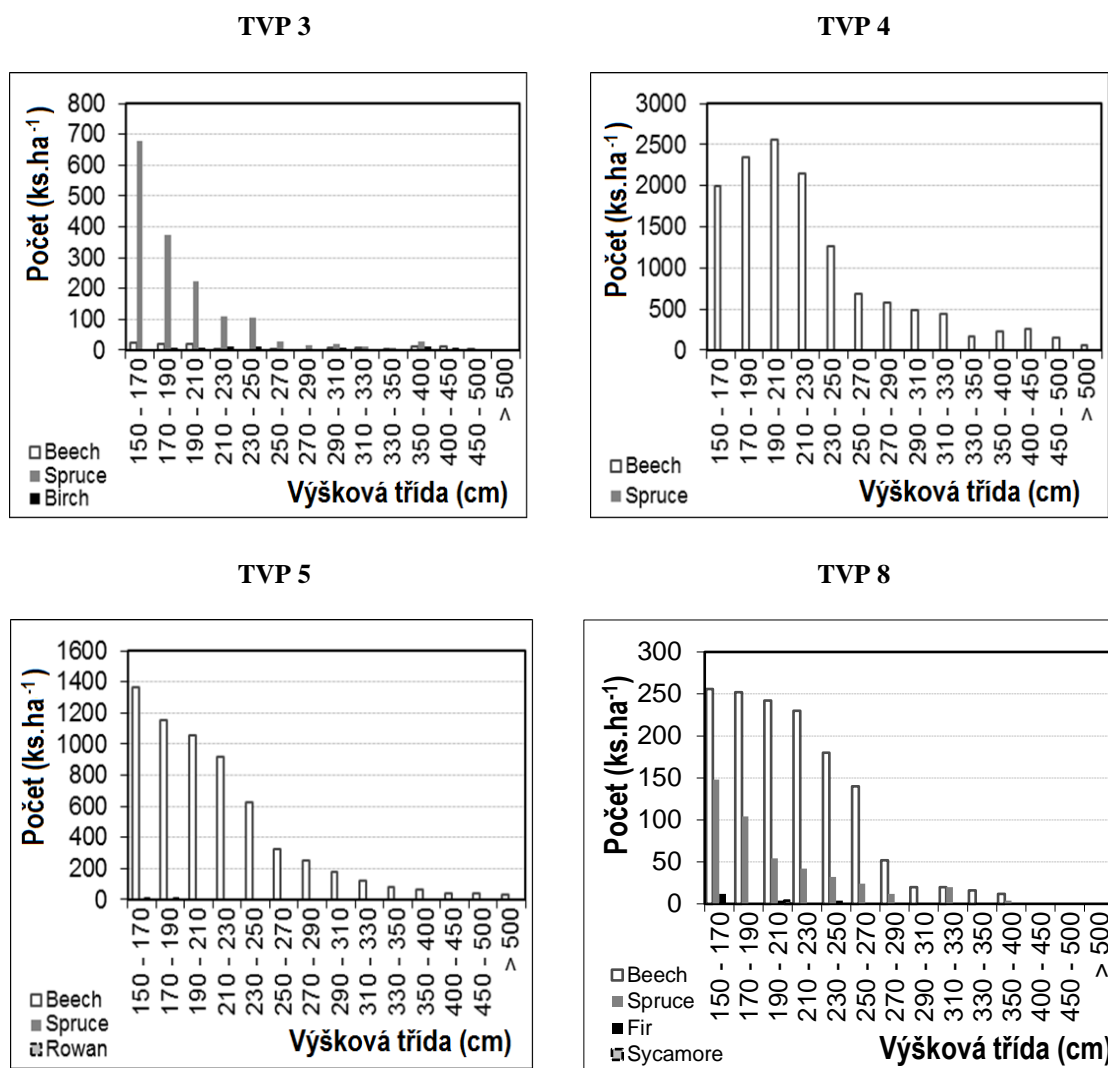
TVP	$D_1$ (Mai)	$D_2$ (Mei)	$\lambda$ (Sii)	$H'$ (Si)	$E_1$ (Pii)	$E_2$ (Hii)
3	0,267	0,071	0,196	0,410	0,373	0,481
4	0,105	0,017	0,004	0,013	0,019	0,272
5	0,229	0,038	0,005	0,019	0,018	0,264
8	0,398	0,092	0,377	0,614	0,443	0,714

Vysvětlivky:  $D_1$  a  $D_2$  – indexy druhové bohatosti,  $\lambda$  a  $H'$  – indexy druhové různorodosti,  $E_1$  a  $E_2$  – indexy druhové vyrovnanosti.

### 5.2.1.3. Výšková vyspělost obnovy

Histogram výškové struktury přirozené obnovy od 1,5 m diferencovaně podle převládajících dřevin je uveden na Obr. 55.

Průměrná výška jedinců přirozené obnovy od 1,5 m je v všech plochách srovnatelná a má levostrannou distribuci. Pohybuje se v rozmezí 199–228 cm, u buku 216–262 cm, u smrku 150–273 cm, u jedle 186 cm, u klenu 201 cm a u jeřábu 170 cm. Na jednotlivých TVP má vyspělost přirozené obnovy diferencovaně podle dřevin podobný charakter.



Obr. 55: Histogram výškové struktury obnovy diferencovaně podle převládajících dřevin na TVP 3, 4, 5 a 8 v r. 2015.

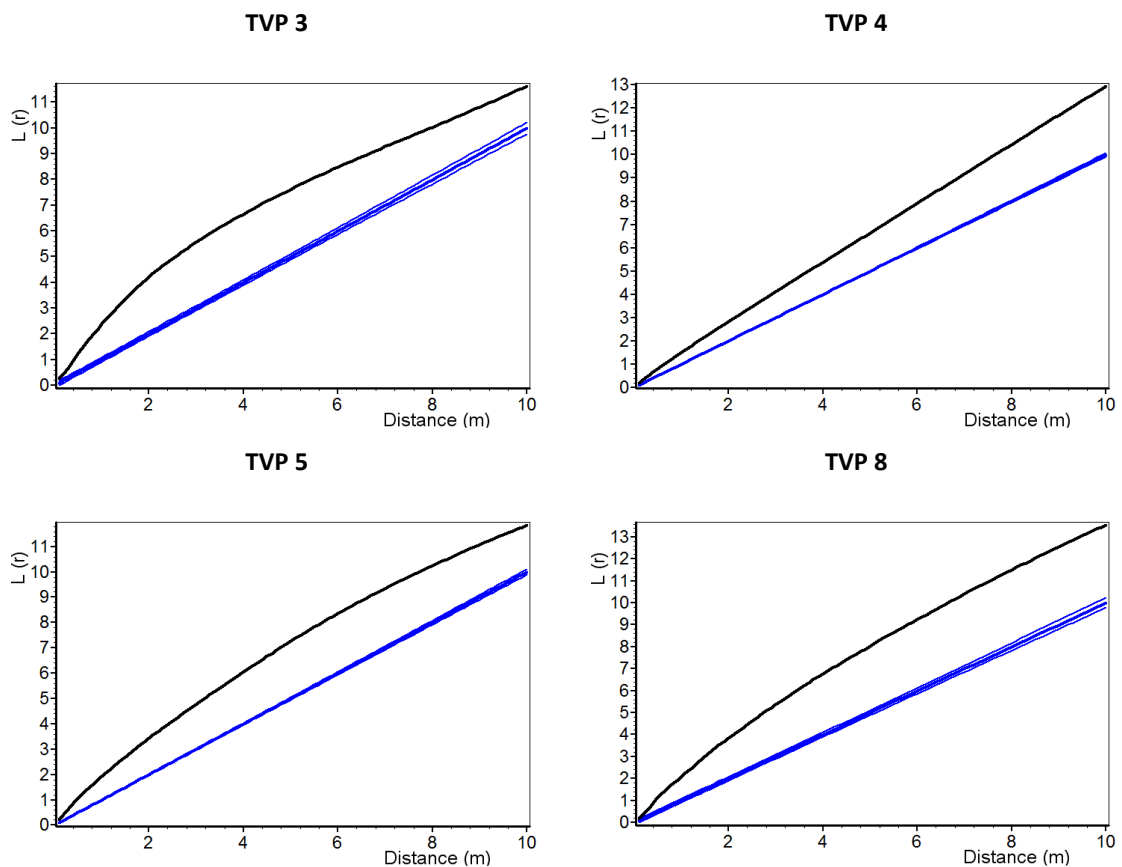
### 5.2.1.3. Horizontální struktura obnovy

Prostorové rozmístění přirozené obnovy je na všech plochách signifikantně agregované (Tab. 21). Přirozená obnova do výšky 1,5 m je na všech TVP ještě více agregovaná než veškerá obnova. Slukovité uspořádání jedinců přirozené obnovy podle jejich vzdálenosti (rozestupu) vyplývá z Ripleyovi  $L$ -funkce (Obr. 56). Větší shlukovitost obnovy byla prokázána u buku než u smrku.

Tabulka 21: Horizontální struktura přirozené obnovy na TVP 3, 4, 5, 8 v r. 2015.

Index	TVP 3	TVP 4	TVP 5	TVP 8
Hopkins–Skellam	0,862*	0,945*	0,974*	0,986*
Pielou–Mountford	4,159*	10,515*	16,169*	27,872*
Clark–Evans	0,612*	0,701*	0,542*	0,546*
David–Moore	9,507*	26,248*	24,846*	10,290*

\* statisticky průkazné ( $p > 0,05$ )



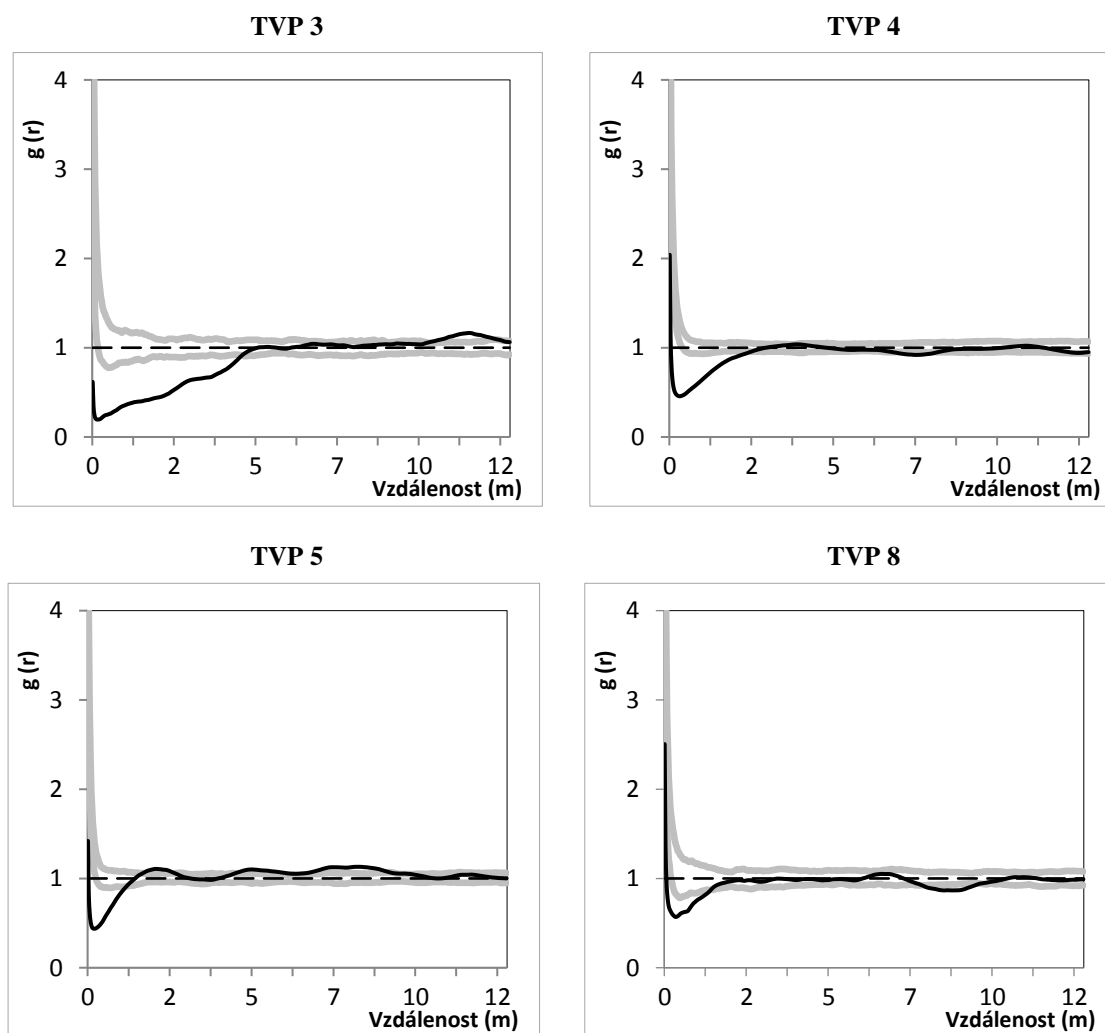
Obr. 56: Horizontální struktura obnovy na TVP 3, 4, 5 a 8 v r. 2015.

#### 5.2.1.4. Škody zvěří

Škody zvěří jsou na těchto plochách minimální (do 5 %) s výjimkou jedle bělokoré, kde poškození terminálu okusem je 68 %, u jeřábu ptačího dosahuje 82 % a u javoru klenu je 100 %.

#### 5.2.1.5. Vztah obnovy a stromového patra

Prostorové vztahy přirozené obnovy a stromového patra pomocí párové korelační funkce jsou znázorněny na Obr. 57. Na TVP 4, 5 a 8 bylo prostorové rozmístění obnovy vůči stromovému patru hodnoceno jako náhodné ve vzdálenostech větších než 2 m, pouze na TVP 1 to bylo od 5 m. U menších vzdáleností se jedná o pravidelné uspořádání, které je na všech plochách signifikantní. Toto uspořádání vyjadřuje negativní vliv stromového patra na přirozenou obnovu.



Obr. 57: Vztah mezi obnovou a horní etáží všech dřevin ve smíšeném porostu na TVP 3, 4, 5 a 8 v r. 2015.



## 5.2.2. Struktura stromového patra

### 5.2.2.1. Růstové parametry stromového patra

Výsledky základních porostních charakteristik na TVP 3, 4, 5 a 8 v r. 2016 jsou uvedeny v Tab. 22. Počet živých stromů s DBH  $\geq 4$  cm se pohybuje v rozmezí od 272 do 416 ks.ha<sup>-1</sup> (u buku lesního je to 40–212 ks.ha<sup>-1</sup>) s indexem hustoty porostu (SDI) 0.51–0.74. Zásoba hroubí živých stromů v porostech je 441–731 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>, z toho připadá 0–544 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup> na buk lesní, 166–442 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup> na smrk ztepilý a zbytek je podíl přimíšených a vtroušených dřevin (*Abies alba*, *Acer pseudoplatanus*, *Sorbus aucuparia*, *Betula pendula*). Největší zásoba porostu byla zjištěna na TVP 5, kde dosáhla hodnoty 731 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup> a nejnižší na TVP 3 (441 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>). Na TVP 8 byla zjištěna nejvyšší zásoba u buku lesního (554 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>) a nejnižší zásoba u smrku ztepilého (166 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>). Téměř stejná zásoba u smrku ztepilého byla na TVP 3–5, a to 441–442 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>. Produkční schopnosti porostů jsou vzhledem ke stanovištním a porostním poměrům dobré. Celkový běžný přírůst porostů v současnosti kolísá v rozmezí 2,6–8,0 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>.rok<sup>-1</sup> (u buku je to 2,0–2,8 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>.rok<sup>-1</sup> a u smrku 0,6–5,0 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>.rok<sup>-1</sup>) a celkový průměrný přírůst 1,5–4,4 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>.rok<sup>-1</sup> (u buku je to 1,0–3,4 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>.rok<sup>-1</sup> a u smrku 1,0–3,4 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>.rok<sup>-1</sup>). Kruhová základna porostů se pohybuje v rozmezí 36,0–50,4 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup> (u buku je to 0,1–34,9 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup> a u smrku 13,0–35,9 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup>).

Tabulka 22: Strukturální charakteristiky živých stromů na jednotlivých TVP v přepočtu na 1 ha v r. 2015.

TVP	Dřevina	Rok	Věk	dbh <sub>1,3</sub>	h	v	N	G	V	CBP	CPP	CC	CPA	SDI
				cm	m	m <sup>3</sup>	ks.ha <sup>-1</sup>	m <sup>2</sup> .ha <sup>-1</sup>	m <sup>3</sup> .ha <sup>-1</sup>	m <sup>3</sup> .ha <sup>-1</sup> .rok <sup>-1</sup>	%	ha.ha <sup>-1</sup>		
3	Smrk	2015	299	37,3	29,8	1,345	328	35,9	441	5,0	1,47	55,2	0,80	0,51
	Buk	2015	16	6,0	5,3	0,003	40	0,1	0	0,0	0,00	5,3	0,05	0,00
	Celkem	2015	299	35,3	27,1	1,199	368	36,0	441	5,0	1,47	57,6	0,86	0,51
4	Smrk	2015	300	50,2	34,0	2,765	160	31,6	442	3,3	1,47	59,8	0,91	0,40
	Buk	2015	191	36,8	22,5	1,637	112	11,8	183	2,8	0,96	63,0	1,00	0,20
	Celkem	2015	268	45,1	29,2	2,301	272	43,4	626	6,0	2,34	85,1	1,91	0,60
5	Smrk	2015	300	39,0	32,6	1,626	272	32,4	442	4,3	1,47	67,1	1,11	0,45
	Buk	2015	202	40,0	25,7	2,002	144	18,0	288	3,8	1,43	75,5	1,41	0,29
	Celkem	2015	261	39,3	30,2	1,756	416	50,4	731	8,0	2,80	92,0	2,52	0,74
8	Smrk	2015	162	39,4	25,9	1,537	108	13,0	166	0,6	1,02	26,1	0,30	0,18
	Buk	2015	161	45,8	32,1	2,568	212	34,9	544	2,0	3,38	80,8	1,65	0,53
	Celkem	2015	161	43,7	30,0	2,220	320	48,0	710	2,6	4,41	85,9	1,96	0,72

Vysvětlivky: dbh<sub>1,3</sub> – výčetní tloušťka, h – průměrná výška, v – průměrný objem stromu, N – počet stromů na hektar, BA – výčetní kruhová základna, V – zásoba porostu, CBP – celkový běžný přírůst; CPP – průměrný přírůst, CC – zápoj, CPA – plocha korunových projekcí, SDI – index hustoty porostu.

### 5.2.2.2. Odumřelé dřevo

Výskyt odumřelého dřeva na jednotlivých TVP je uveden v Tab. 23. Objem hroubí stojícího dřeva byl 0,0–18,2 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>, u ležícího dřeva 3,7–20,6 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup> a celkem 2,3–29,8 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup> (v průměru 14,4 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>).

Tabulka 23: Výskyt odumřelého dřeva na jednotlivých TVP v r. 2015.

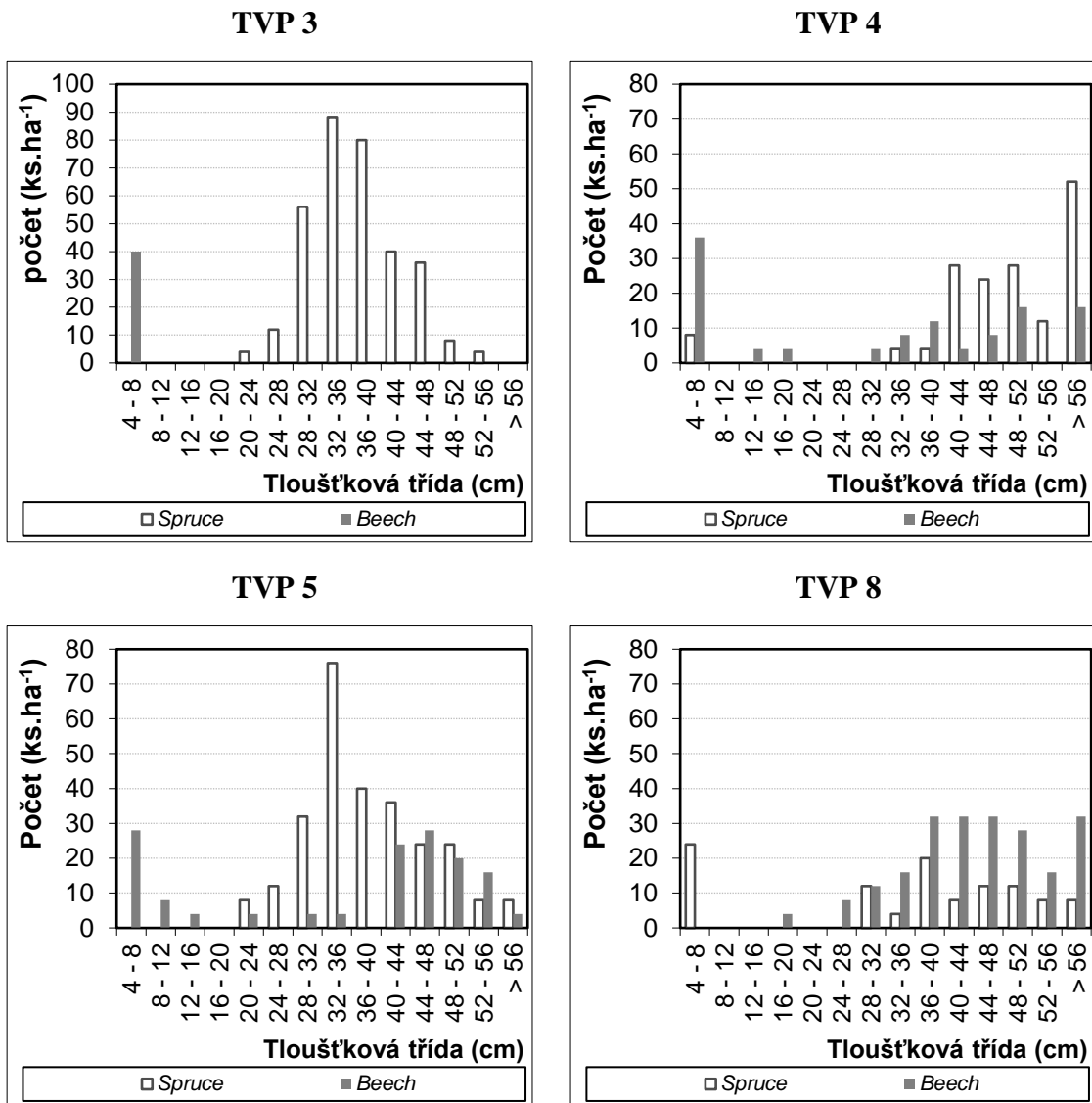
Typ	TVP				Průměr
	3	4	5	8	
	m <sup>3</sup> .ha <sup>-1</sup>	m <sup>3</sup> .ha <sup>-1</sup>	m <sup>3</sup> .ha <sup>-1</sup>	m <sup>3</sup> .ha <sup>-1</sup>	m <sup>3</sup> .ha <sup>-1</sup>
<b>Stojící</b>	0,0	0,0	1,6	18,2	4,9
<b>Ležící</b>	4,9	20,6	0,7	11,6	9,5
<b>Σ</b>	4,9	20,6	2,3	29,8	14,4

### 5.2.2.3. Tloušťková a výšková struktura

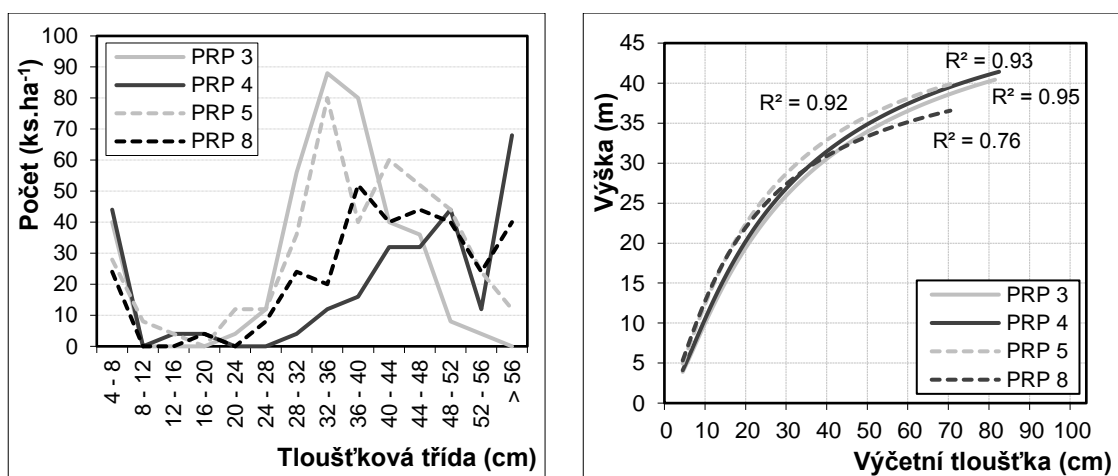
Frekvence tloušťkových četností hlavních dřevin stromového patra na jednotlivých TVP je uvedena na Obr. 58. Prostorově a věkově se jedná o mírně diferencované smrkobukové porosty s hojně až dominantně zastoupeným smrkem ztepilým, pouze na TVP 8 převažuje buk lesní. Porosty jsou složeny ze dvou až tří etáží. Stupeň zápoje se pohybuje v rozmezí 57,6–92,0, index hustoty porostu v rozmezí 0,51–0,74 a projekční plocha korun stromů mezi 0,86–2,52. Horní etáž je tvořena kmenovinou převážně v růstové fázi vyspělé kmenoviny.

Na TVP stromy dosahují průměrné DBH 35,3–45,1 cm, u buku lesního je to 6,0–45,8 cm a u smrku ztepilého 37,3–50,2 cm. Na TVP 3, 5 a 8 jsou nejvíce zastoupeny tloušťkové třídy 32,1–36 a 36,1–40 cm, pouze na TVP 4 je to třída 56,1 + cm. Na TVP 3–5 ve třídě nehroubí převažuje buk lesní a na TVP 8 je to smrk ztepilý. Tloušťková i výšková struktura porostů na TVP je částečně diferencovaná s počátečním vertikálním zápojem. Vztah mezi výčetní tloušťkou a výškou stromů hlavních dřevin na jednotlivých plochách je uveden na Obr. 59. Z tohoto Obr. je zřejmé, že závislost mezi výčetní tloušťkou a výškou stromů na sledovaných plochách je velmi vysoká ( $R^2 = 0,76–0,95$ ).

Nejvyšší jedinci buku lesního na TVP dosahují výšky 33–37 m a u smrku ztepilého je to 38–43 m. Nasazení zelené koruny u buku a smrku je značně variabilní. Ve spodním stromovém patře je to většinou v rozpětí 1–3 m a v horní etáži v 7–19 m. Štíhlostní kvocient u všech sledovaných dřevin klesá s výčetní tloušťkou, výraznější pokles lze sledovat u nejslabších jedinců buku lesního, přičemž rozptyl hodnot je minimální.



Obr. 58: Histogram tloušťkových tříd diferencovaně podle hlavních dřevin ve smíšeném porostu na TVP 3, 4, 5 a 8 v r. 2015.



Obr. 59: Histogram tloušťkové struktury stromového patra a závislost výšky stromů na jejich výčetní tloušťce na TVP 3, 4, 5 a 8 v r. 2015.

#### 5.2.2.4. Biodiverzita stromového patra

Indexy popisující biodiverzitu stromového patra porostů v r. 2016 jsou uvedeny v Tab. 24. Vertikální struktura je dle Arten profil indexu středně až velmi silně rozrůzněná ( $A = 0,395-0,725$ ). Tloušťková diferenciacie struktury podle práce FÜLDNER (1995) byla nízká až střední ( $TM_d = 0,238-0,375$ ). Též výšková diferenciacie struktury podle práce FÜLDNER (1995) byla nízká až střední ( $TM_h = 0,180-0,341$ ). Druhovú bohatost podle MARGALEFA (1958) byla nízká ( $D = 0,166-0,178$ ). Z hlediska druhové různorodosti dle entropie  $H'$  se jedná o minimální až nízkou biodiverzitu ( $H' = 0,009-0,283$ ). Podle druhové vyrovnanosti se na TVP 3 jedná o nízkou biodiverzitu ( $E = 0,030$ ) a na ostatních TVP o velmi vysokou biodiverzitu ( $E = 0,844-0,944$ ). Celková diverzita podle práce JAEHNE, DOHRENBUSCH (1997) na TVP 8 značí rovnoměrnou strukturu ( $B = 5,909$ ) a na ostatních TVP nerovnoměrnou strukturu ( $B = 6,219-6,457$ ).

Tabulka 24: Indexy biodiversity smíšených porostů na TVP 3, 4, 5 a 8 v r. 2015.

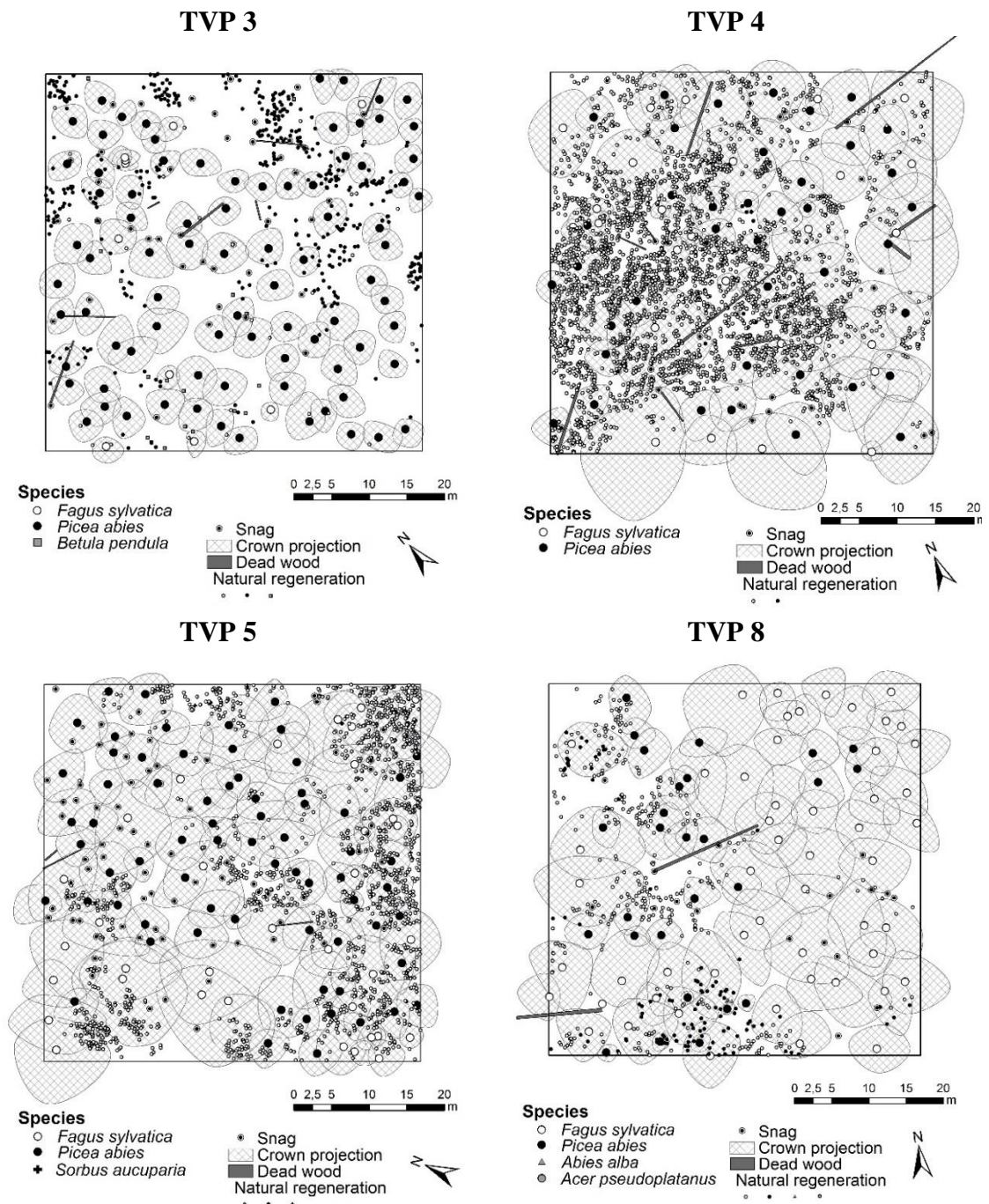
TVP	Rok	D (Mai)	H' (Si)	E (Pii)	A (Pri)	TMd (Fi)	TMh (Fi)	B (J&Di)
3	2015	0,169	0,009	0,030	0,395	0,238	0,188	6,219
4	2015	0,178	0,254	0,844	0,664	0,375	0,341	6,295
5	2015	0,166	0,283	0,940	0,725	0,306	0,204	6,457
8	2015	0,173	0,254	0,844	0,512	0,310	0,180	5,909

Vysvětlivky:  $D$  – index druhové bohatosti,  $H'$  – index druhové různorodosti (entropie),  $E$  – index druhové vyrovnanosti,  $A$  – Arten-profil index,  $TM_d$  – index tloušťkové diferenciacie,  $TM_h$  – index výškové diferenciacie,  $R$  – agregační index,  $B$  – index celkové diversity.

Horizontální struktura stromového patra smíšených porostů s dominantně zastoupeným bukem lesním a smrkem ztepilým je situačně znázorněna na Obr. 60 a pomocí indexů uvedena v Tab. 25 a Ripleyovou  $L$ -funkcí vyjádřena na Obr. 61. Všichni jedinci stromového patra jsou podle všech čtyř zjišťovaných strukturálních indexů (Hopkins–Skellamova, Pielou-Mountfordova, David-Moorova a Clark-Evansova) rozmístění mírně pravidelně. Statisticky průkazné je to dle všech studovaných indexů na TVP 3 a na ostatních TVP pouze u Clark-Evansova a David-Moorova indexu, na TVP 8 i dle Hopkins–Skellamova indexu.

Převážně náhodné uspořádání jedinců stromového patra podle jejich vzdálenosti (rozestupu) vyplývá z Ripleyovi  $L$ -funkce (Obr. 61). Na TVP 3 a 4 jsou však stromy při

rozestupu od 1,5 do 3 m uspořádaný mírně pravidelně, na PRP 5 je to též mírně pravidelně od 1 do 3,5 m a na TVP 8 je to do 4,5 m.

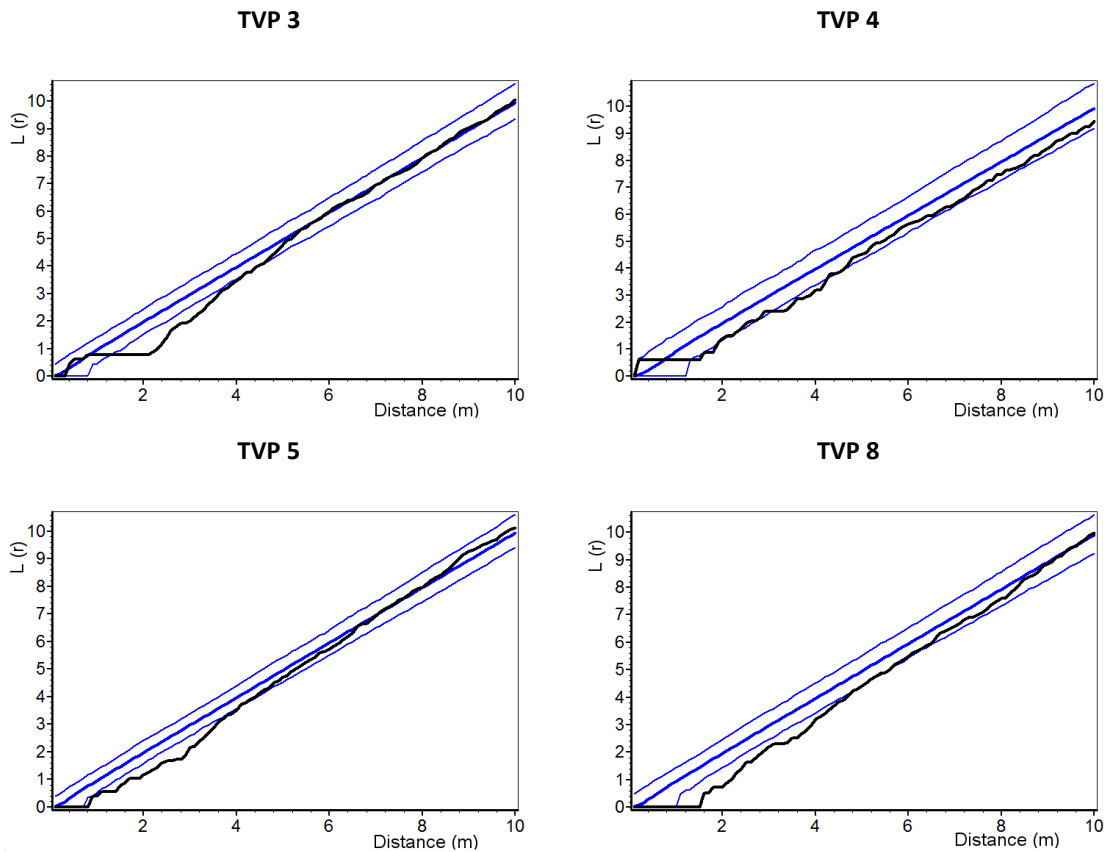


Obr. 60: Horizontální struktura smíšených porostů na TVP 3, 4, 5 a 8 v roce 2015.

Tabulka 25: Indexy popisující horizontální strukturu stromového patra na TVP 3, 4, 5 a 8.

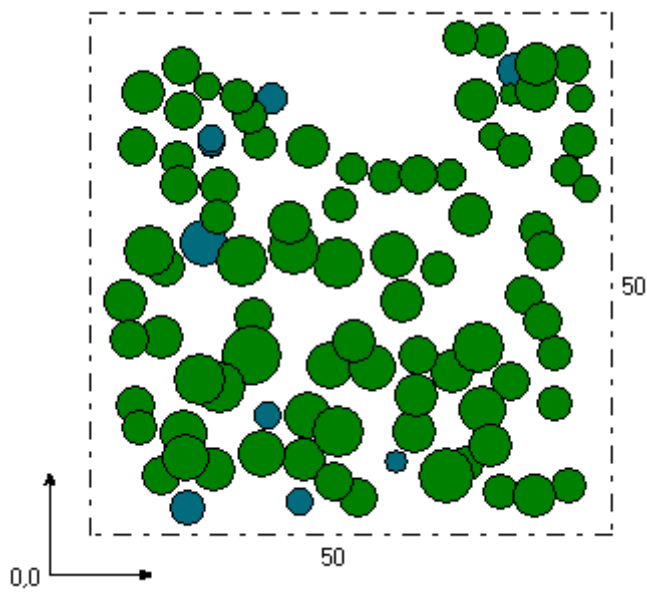
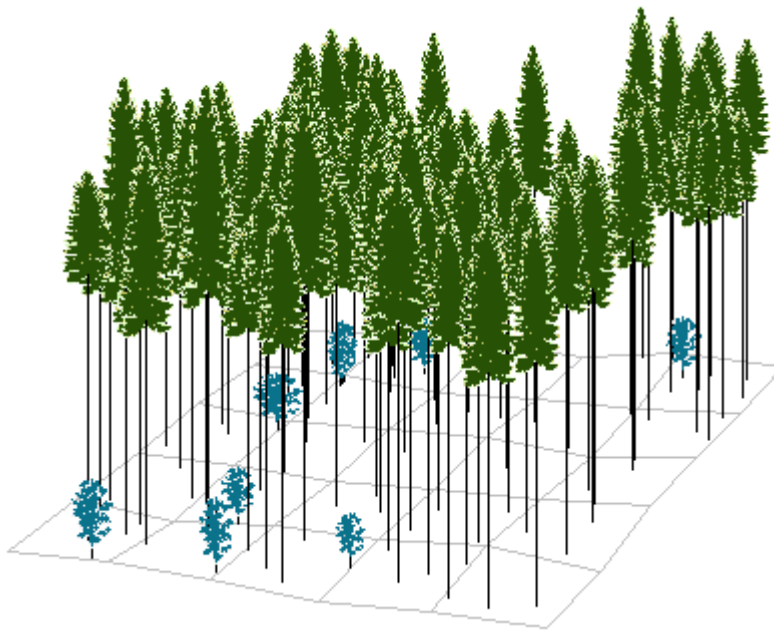
Index	TVP 3	TVP 4	TVP 5	TVP 8
Hopkins–Skellam	0,382*	0,380	0,414	0,396*
Pielou–Mountford	0,802*	0,816	0,995	0,929
Clark–Evans	1,245*	1,228*	1,265*	1,274*
David–Moore	-0,421*	-0,259*	-0,344*	-0,343*

\* statisticky průkazné ( $p > 0,05$ )



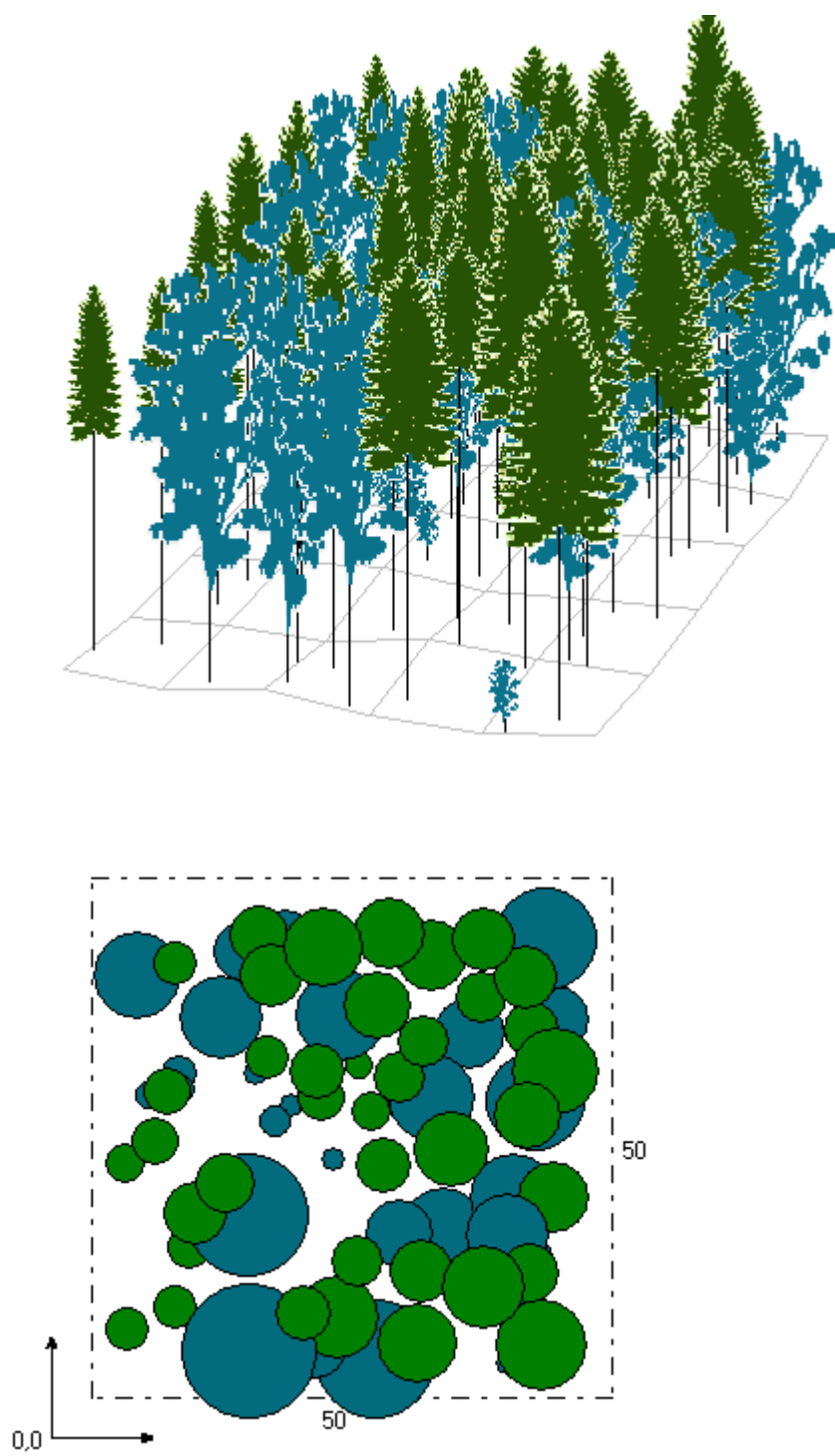
Obr. 61: Horizontální struktura stromového patra na jednotlivých trvalých výzkumných plochách v r. 2015.

Vertikální i horizontální struktura porostů na TVP 3, 4, 5 a 8 v roce 2015 je znázorněna na Obr. 62–65.

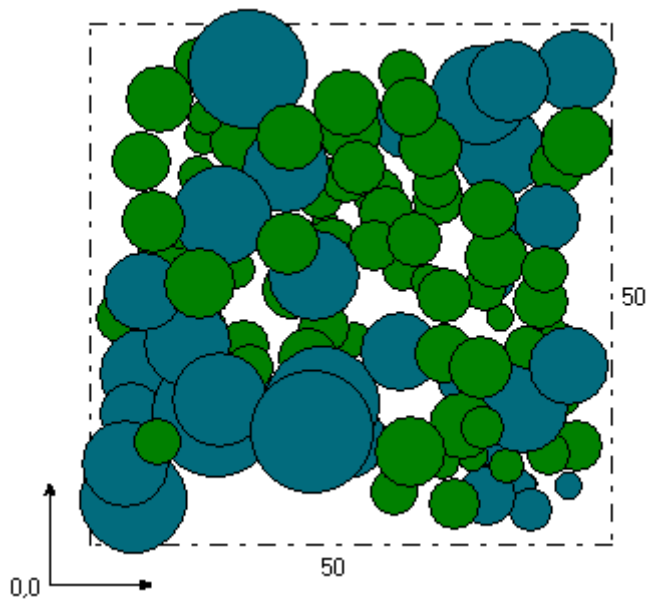
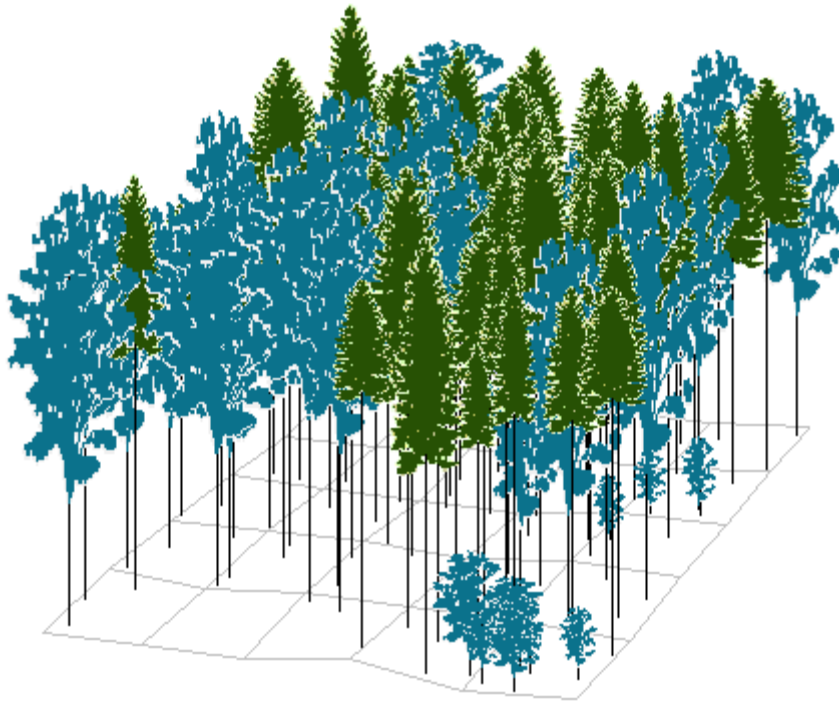


Obr. 62: Vertikální a horizontální struktura porostu na TVP 3 v roce 2015.

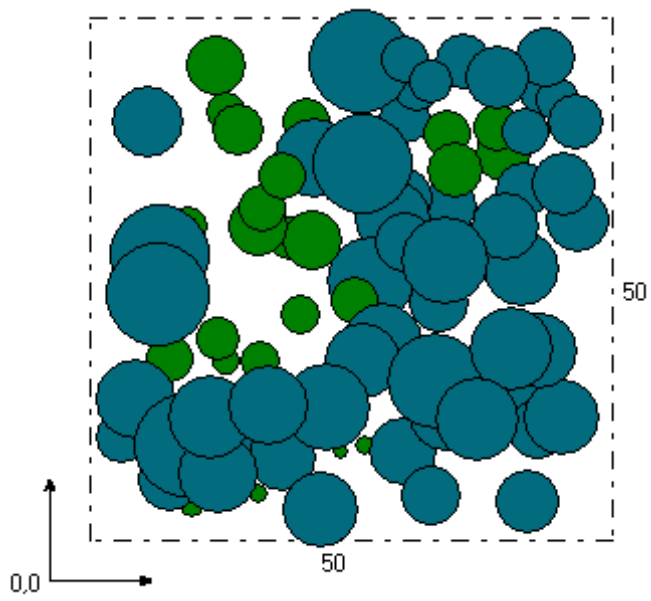
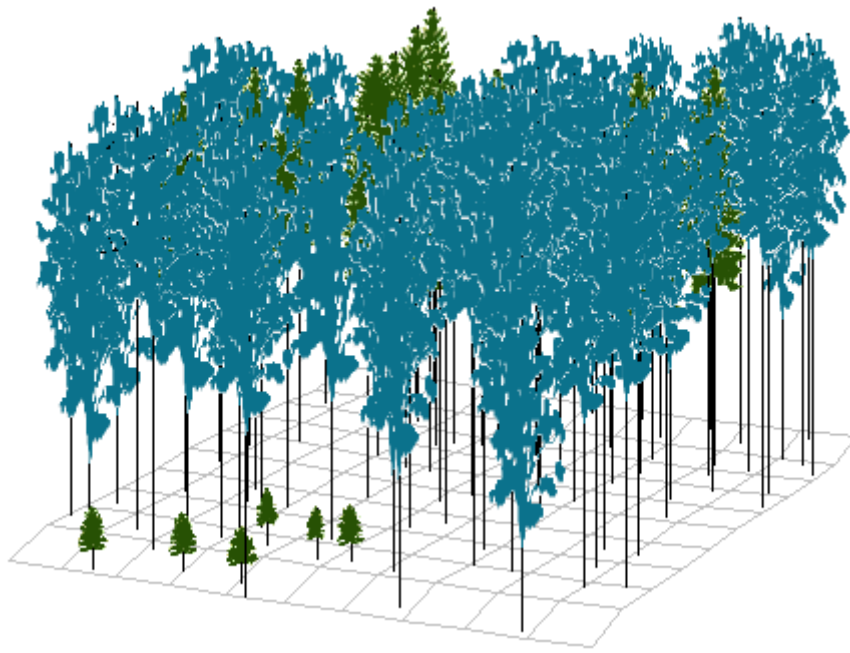




Obr. 63: Vertikální a horizontální struktura porostu na TVP 4 v roce 2015.



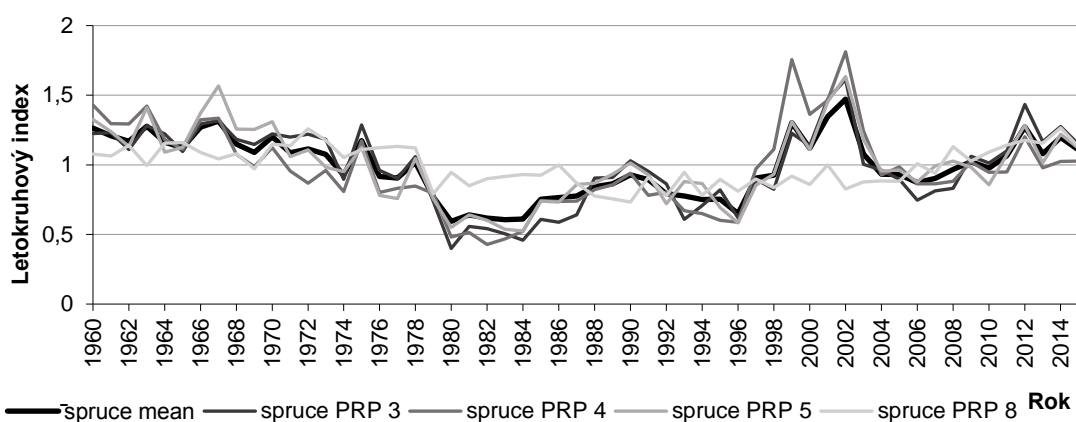
Obr. 64: Vertikální a horizontální struktura porostu na TVP 5 v roce 2015.



Obr. 65: Vertikální a horizontální struktura porostu na TVP 8 v roce 2015.

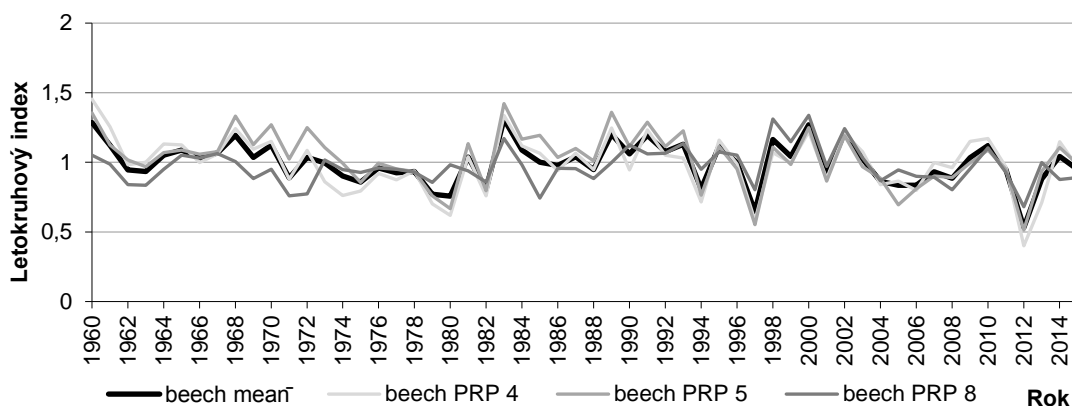
### 5.2.2.5. Radiální růst dřevin stromového patra

Výsledky letokruhových analýz smrku ztepilého a buku lesního z TVP 3, 4, 5 a 8 jsou uvedeny na Obr. 66 a 67. Z Obr. 66 je patrná velmi silná růstová deprese smrku ztepilého v letech 1979–1987 s výraznými minimy v r. 1981 a 1982, která byla způsobena synergismem imisí, klimatu a žíru kůrovců. Atak kůrovců byl i v letech 1992–1997 a déle následoval vysoký světlostní přírůst, který byl zejména v letech 2004–2008 přerušen především klimatickými extrémami (markantní pokles srážek a nárůst teploty). Tento trend nebyl zaznamenán pouze na TVP 8, která se nachází na relativně klimaticky chráněné lokalitě. Růstově výrazně negativními byly roky 1980, 1981 a 1982.



Obr. 66: Standardizovaná průměrná chronologie smrku ztepilého na TVP 3, 4, 5 a 8 a průměr všech TVP z let 1960–2015 vyjádřený letokruhovým indexem.

Z Obr. 67 jsou patrné výraznější růstové deprese buku lesního na TVP 4, 5 a 8 v letech 1979, 1980 a 1982 s výrazným minimem v r. 1980, které byly způsobeny synergismem imisí, klimatu a silným výskytem červce bukového (*Cryptococcus fagi*). Výrazné růstové minimum v r. 1997 a 2012 bylo způsobeno poškozením korun buku námrazou a mokrým sněhem v zimních obdobích 1996/1997 a 2011/2012. Na jaře r. 2012 navíc došlo k poškození asimilačního aparátu pozdním mrazem a k následnému silnému přemnožení bejlmorky bukové. Růstově výrazně negativními byly roky 1997 a 2012.

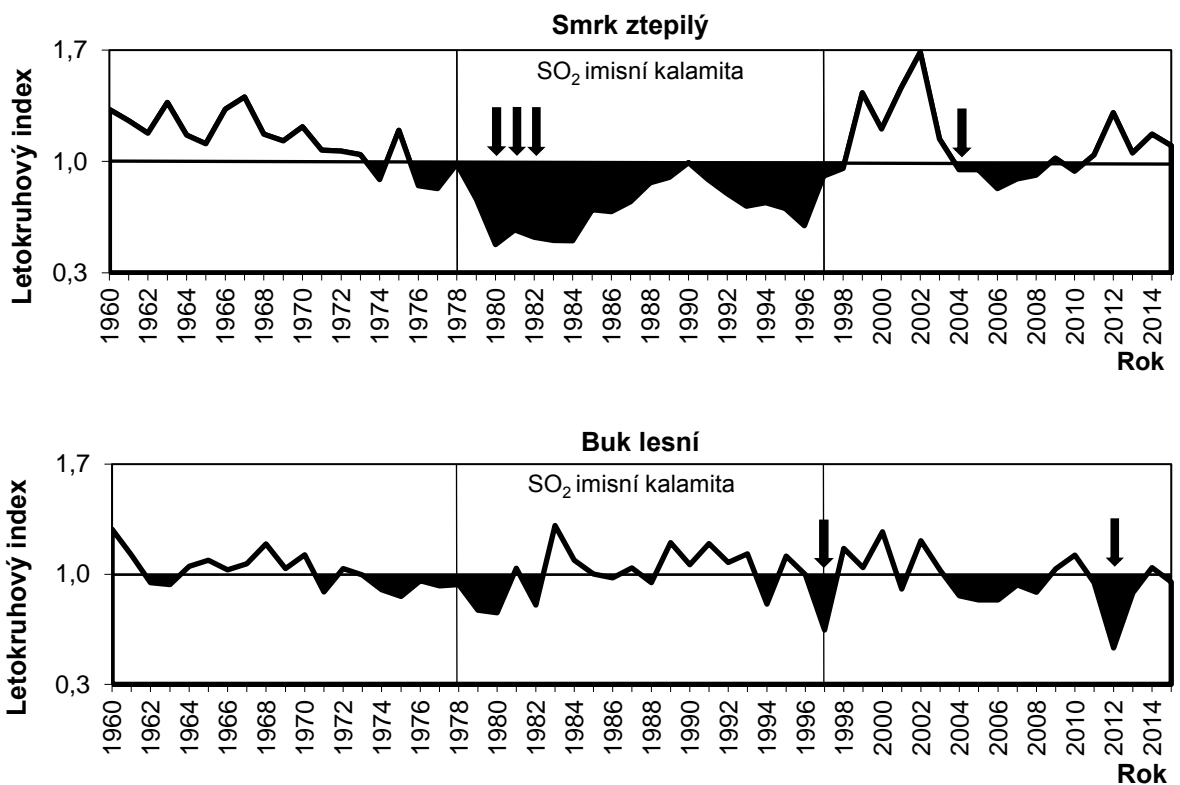


Obr. 67: Standardizovaná průměrná chronologie buku lesního na TVP 3, 4, 5 a 8 a průměr všech TVP z let 1960–2015 vyjádřený letokruhovým indexem.

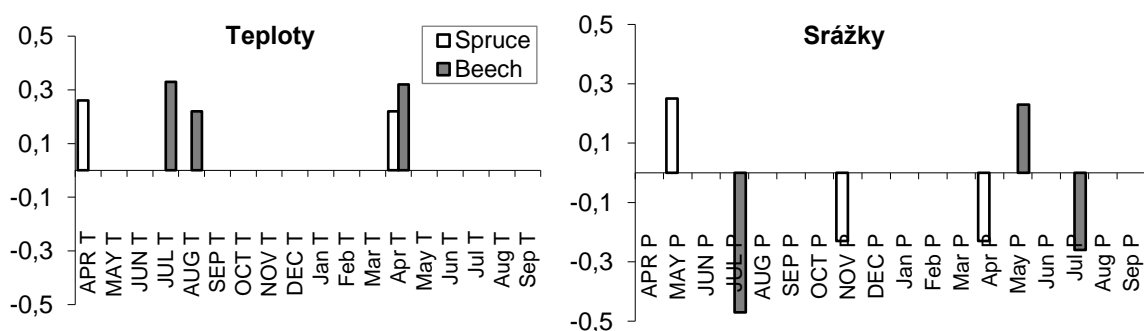
Dynamika smrku ztepilého vykazovala velmi silnou růstovou depresi v letech 1979-1987 s výrazným minimem v letech 1980-1982, který byl způsoben interakcí látek znečišťujících ovzduší (SO<sub>2</sub>), klimatickým stresem a částečně i žírem kůrovce (Obr. 68). Tento trend nebyl pozorován na PRP 8, kde smrk je pouze přimíšenou dřevinou. V smrku byly roky 1980, 1981, 1982 a 2004 hodnoceny jako významné negativní roky s extrémně nízkým radiálním růstem. Obecně byla nejvyšší variabilita indexů šířky kruhu pozorována na TVP 3 a 4 (SD ± 0,25) s největším podílem smrku, zatímco relativně vyvážený radiální růst smrku byl pozorován v porostu s dominantním zastoupením buku na TVP 8 (SD ± 0,16).

Průměrný tloušťkový přírůst smrku ztepilého v letech 1960-2015 na TVP 3, 4, 5 a 8 pozitivně koreloval s teplotami v dubnu předcházejícího roku ( $r = 0,26$ ). Kromě toho byl radiální růst v pozitivní korelaci se srážkami v květnu předcházejícího roku ( $r = 0,25$ ) a v negativní korelaci v listopadu předcházejícího roku ( $r = -0,23$ ; Obr. 69).

Průměrný tloušťkový přírůst buku lesního v letech 1960-2015 na TVP 4, 5 a 8 pozitivně koreloval s teplotami v červenci předcházejícího roku ( $r = 0,33$ ) a pozitivně koreloval s teplotami v dubnu aktuálního roku ( $r = 0,32$ ). Kromě toho byl radiální růst v pozitivní korelaci se srážkami v červnu předcházejícího roku ( $r = 0,26$ ) a v květnu aktuálního roku ( $r = 0,25$ ), dále byl v negativní korelaci se srážkami v červenci předcházejícího roku ( $r = 0,48$ ; Obr. 69).



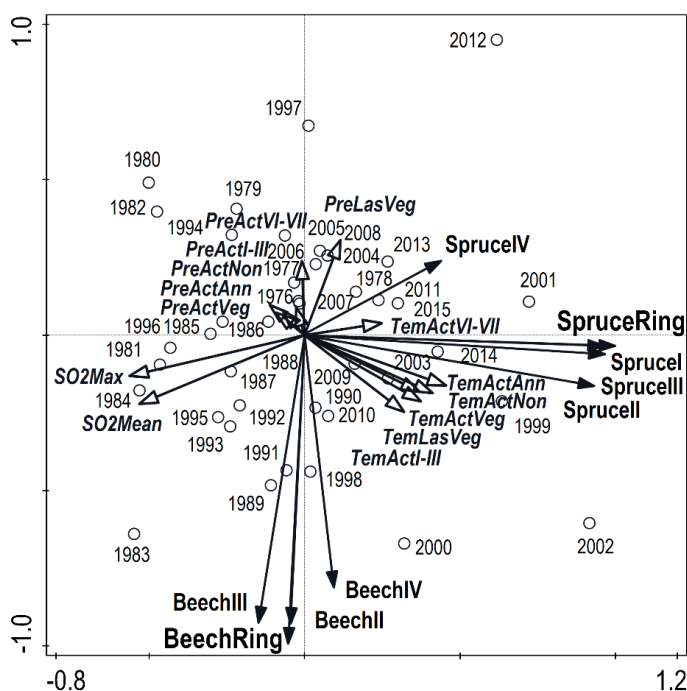
Obr. 68. Standardizovaná průměrná chronologie smrku ztepilého a buku lesního v letech 1960–2015 vyjádřená letokruhovým indexem (v roce 1960 bylo použito 100 % analyzovaných vývrtů; nejstarší letokruhy stromů jsou datované k roku 1852); šipky označují významné negativní roky s extrémně nízkým radiálním růstem dosahujícím méně než 40 % průměrného přírůstu v předchozích 4 letech a vyskytly se nejméně u 20 % stromů.



Obr. 69: Korelační koeficienty regionální standardní chronologie letokruhových indexu smrku ztepilého a buku lesního s průměrnou měsíční teplotou (na obrázku vlevo) a úhrnem srážek (obrázek vpravo) od května do prosince minulého roku (velká písmena) a od ledna do srpna daného roku (malá písmena) v letech 1960–2015 na TVP 3, 4, 5 a 8 dohromady. Zobrazeny jsou pouze korelační koeficienty statisticky významných hodnot ( $\alpha = 0,05$  %).

### 5.2.2.6. Vztahy radiálního růstu dřevin ke klimatu a imisím

Interakce mezi radiálním růstem buku a smrku, klimatickými faktory a koncentracemi SO<sub>2</sub> jsou znázorněny v ordinačním diagramu PCA (Obr. 70). První osa vysvětlení vysvětluje 43,2 % variability dat, první dvě osy společně vysvětlují 82,2 % a první čtyři osy 97,4 % variability dat. Osa x znázorňuje radiální růst smrkových porostů a osa y představuje radiální růst buku. Koncentrace SO<sub>2</sub> (průměrné a maximální) byly negativně korelovány s radiálním růstem smrku, zatímco na růst buku neměli žádný vliv. Radiální růst smrku byl v pozitivní korelaci s teplotou, zejména s průměrnou roční teplotou a teplotou v červnu a červenci běžného roku. Radiální růst buku negativně koreloval se srážkami. Celkově byl vliv teploty na radiální růst výraznější ve srovnání s velmi nízkým vlivem srážek. V období 80. a 90. let 20. století byl radiální růst ovlivňován zejména vysokými koncentracemi SO<sub>2</sub>, zatímco ve druhé polovině sledovaného období (po roce 2000) došlo k užší korelaci mezi radiálním růstem a teplotou vzduchu.



Obr. 70: Ordinační diagram PCA zobrazující vztahy mezi klimatickými údaji (Tem – průměrná teplota, Pre – suma srážek, Akt – aktuální rok, Las – předchozí rok, Veg – vegetační období, NonVeg – vegetační sezóna, I – III, VI – VII – měsíce), koncentracemi SO<sub>2</sub> (mean – průměrná roční koncentrace, max – maximální koncentrace) a šířkou letokruhů stromů (Ring - průměrná šířka letokruhu) pro buk a smrk na trvalých výzkumných pozemcích 3, 4, 5 a 8 (I, II, III a IV); kódy ○ označují roky 1977–2015.



Radiální růst smrku vykazoval výraznou negativní korelaci s průměrnou roční a maximální denní koncentrací SO<sub>2</sub> (r = -0,53, -0,56; p <0,001) – (Tab. 26). Konkrétně nejvyšší negativní účinek koncentrací SO<sub>2</sub> byl pozorován v červenci a únoru (r = -0,58, -0,51; p <0,001). Nejnižší účinek SO<sub>2</sub> byl zjištěn na TVP IV (8) s dominantním bukem (r = -0,44, p <0,01). Průměrné roční koncentrace NO<sub>x</sub> měly také negativní vliv na radiální růst smrku (r = -0,43; p <0,05). Expozice ozonu neměla žádný vliv na radiální růst smrku. Smrk byl významně pozitivně ovlivněn roční teplotou a teplotou ve vegetačním období (r = 0,46, 0,41; p <0,01), a nejnižší tento účinek byl opět pozorován na TVP IV – 8 (p = 0,05).

Obecně buk vykazoval vyšší odolnost vůči zatížení škodlivinami v ovzduší a byl celkově méně ovlivněn posuzovanými klimatickými faktory. Koncentrace O<sub>3</sub>, NO<sub>x</sub> a SO<sub>2</sub> neměli průkazný vliv na radiální růst buku, podobně jako teplota vzduchu a úhrn srážek během roku a ve vegetačním období (Tab. 26).

Tabulka 26: Korelační matice popisující interakce mezi radiálním růstem smrku a buku, srážkami a teplotou (1975–2015) a koncentracemi SO<sub>2</sub> (1975–2015), NO<sub>x</sub> (1992–2012) a AOT40F (1996–2012). Významné korelace jsou označeny \* (p <0,05) a \*\* (p <0,01).

Letokruhový index	SO <sub>2</sub> mean	SO <sub>2</sub> max	NO <sub>x</sub> mean	NO <sub>x</sub> max	AOT40F	Temp ActAnn	Temp ActVeg	Prec ActAnn	Prec ActVeg
<b>Bukové porosty</b>	0,22	0,14	0,07	-0,03	0,22	0,14	0,15	-0,09	-0,04
<b>Smrkové porosty</b>	0,53**	-0,56**	-0,43*	-0,37	-0,06	0,46**	0,41**	-0,13	-0,09

Vysvětlivky: SO<sub>2</sub> (NO<sub>x</sub>) mean – průměrná roční koncentrace SO<sub>2</sub> (NO<sub>x</sub>), SO<sub>2</sub> (NO<sub>x</sub>) max – maximální koncentrace SO<sub>2</sub> (NO<sub>x</sub>), AOT40F – expozice ozonu, TempActAnn – průměrná roční teplota vzduchu daného roku, TempActVeg – průměrná teplota vzduchu ve vegetačním období daného roku, PrecActAnn – roční úhrn srážek v daném roce, PrecActVeg – roční úhrn srážek ve vegetačním období daného roku.

## 6. Diskuze

### 6.1. Pokročilá přestavba

#### 6.1.1. Obnova

Funkční perspektiva lesních ekosystémů, jako primární cíl rekonstrukce se stává stále naléhavější, v souladu s rychlostí změn v globálních ekosystémech. Vzhledem k tomuto zaměření na historické složení a struktury se stává méně opodstatněné, protože charakteristiky nyní a v minulosti považované za žádoucí se můžou stát v relativně krátké době nevhodné (STANTURF et al. 2014). Vzhledem k tomu se začíná dostávat větší pozornosti přístupům, které jsou založené na neustálém zlepšování v souladu s monitoringem a postupným upravováním lesních ekosystémů s cílem snížení rizik a nejistot (SCHELHAAS et al. 2010). Obecně pak pro tyto přístupy platí podle práce SCHELHAAS et al. (2015) dva postupy. První spočívá ve snížení doby obmýtí a druhá v přizpůsobení druhového složení ve prospěch druhů, u kterých se očekává jejich lepší adaptabilita na měnící se klimatické podmínky. V našem případě jsme se zaměřili zejména na přirozenou obnovu, jejíž dlouhodobý vývoj se změnou druhového složení kontinuálně souvisí. Rovněž je v podmínkách ČR poměrně striktně legislativně vymezena minimální doba obmýtí a s tím souvisí řada omezení pro dlouhodobé studie této problematiky. Z výsledků naší práce je jednoznačně patrný výrazný nárůst zastoupení jedinců buku v přirozené obnově, a to zejména na úkor smrku. Tento trend je v souladu s výsledky řady dlouhodobých studií, které potvrzují rozmach buku z mnoha míst v Evropě (např. EMBORG et al. 2000; ROHNER et al. 2012).

Přirozenou obnovu považuji za zajištěnou, jestliže se na dané ploše vyskytuje nejméně 90 % minimálního počtu sazenic dle vyhlášky, obnova dosahuje minimálně 50 cm výšky, kterou převyšuje buřeň, výškový růst je stoupající a škody zvěří nepřevyšují ekologicky únosnou mez. V Jizerských horách však stavy spárkaté zvěře dlouhodobě narůstají, a tak musím intenzivně lovit. Aby na mém revíru stavy vysoké zvěře nepřekročily ekologicky únosnou mez, tak jich každoročně lovím přes 100 ks a z okolních revírů se stavy opět doplňují.

V současnosti buk není dřevina zajímavá z hlediska ekonomického, je to však vhodná dřevina z hlediska ekologického (v posledních 20 letech s úspěchem zmlazuje a šíří, v období imisní kalamity téměř neplodil); občas je poškozován pozdními mrazy (výrazně např. r. 2011), ozonem, v průběhu imisní kalamity byl poškozován červcem bukovým. Ojedinelé je v sušších letech je u buku vyšší výskyt bejlomorky bukové.

Práce POLJANEC et al. (2010) očekává, že se v souladu se změnami klimatu bude zastoupení buku zvyšovat i v budoucnu. K podobným závěrům dochází i práce DAKSKOBLER (2008), která predikuje šíření buku zejména do starších smrkových porostů a pionýrských lesů, avšak nepředpokládá šíření buku do míst, která nejsou pro buk nepříznivá, jako jsou mrazové kotliny, místa podmáčená, velmi strmá, skalnatá či příliš suchá. Co se týče zastoupení dalších dřevin, které se na lokalitách vyskytují přimíšeně, tak u nich se zastoupení měnilo během sledovaného období relativně málo, zvýšené zastoupení jedle je pak dáno umělou obnovou – podsadbami porostů právě tímto druhem. Celkový počet jedinců obnovy na TVP se během sledovaného období výrazně zvýšil a aktuálně dosahuje obdobných počtů, jaké prezentují z Orlických hor práce VACEK et al. (2014) či KRÁLÍČEK et al. (2017), z Krkonoš pak práce VACEK et al. (2015) a z Voděradských bučin BÍLEK et al. (2014). Množství přirozené obnovy na jednotlivých plochách se pak liší v závislosti zejména na vegetačním pokryvu bylinného patra, topografii (BULUŠEK et al. 2016) a porostním zápoji (SEFIDI et al. 2011). S přihlédnutím ke zvyšujícímu se podílu zastoupení buku a celkově poměrně vysokým počtům jedinců obnovy lze konstatovat aktuálně dobře se vyvíjející porostní přestavbu, která by měla do budoucna vést ke stabilnějšímu a na změnu klimatu adaptabilnějšímu porostům. Neboť, jak uvádí práce BOLTE et al. (2010) buk má zvýšenou odolnost vůči abiotickým a biotickým činitelům ve srovnání se smrkem v podmínkách klimatických změn.

Probíhající vývoj a s ním spojené změny na studovaných lokalitách jsou v podstatě v souladu se závěry práce ALEXANDER et al. (2011), která uvádí, že jedním z navržených cílů ekologických rekonstrukcí z pohledu Mezinárodního společenství pro ekologickou obnovu je znovuzavedení autogenních ekologických procesů. Tyto procesy by následně měly vést k uspořádání druhů do funkčního a odolného ekosystému, jež se bude přizpůsobovat měnícím se podmínkám prostředí a současně bude poskytovat důležité ekosystémové funkce (THOMAS et al. 2014). Ve vztahu na uspořádání lesních ekosystémů jsme se na TVP plochách zaměřili na porostní diverzitu. Přičemž výsledky dosahovaly zejména nižších až středních hodnot, což do budoucna poskytuje poměrně značný prostor pro nárůst, neboť jak uvádí práce KNOKE et al. (2008) právě poměrně strukturálně složitě přírodě blízké smíšené porosty mají ve srovnání s relativně strukturálně jednoduchými kulturními lesy výrazně vyšší odolnost a stabilitu, jak obecně proti disturbancím, tak i při změnách klimatu. Horizontální uspořádání přirozené obnovy bylo na všech TVP signifikantně agregované, což je v souladu s celou řadou studií přirozené obnovy (např. NAGEL et al. 2006; AMBROŽ et al. 2015). Zejména pro buk jako stín snášející dřevinu, u

kteře byla shlukovitost v naří studii významnějši než u smrku, je výrazná shlukovitost dána výskytem obnovy v malých mezerách v porostním zápoji (SZWAGRZYK et al. 2001). Nicméně vztahy mezi přirozenou obnovou a porostním zápojem může být poměrně variabilní a záleží na řadě lokálních podmínek (COLLET, LE MOGUEDEC 2007) a také na škodách, které působí zvěř (FICKO et al. 2011; VACEK et al. 2014).

Z monitoringu škod zvěři na studovaných TVP je markantní tlak zvěře na obnovu během celého sledovaného období, přičemž za sledované období došlo k výraznému snížení poškození. Nicméně stále dochází v podstatě k totální likvidaci javoru klenu a z velké části i jeřábu, značným poškozením trpí také jedle, oproti tomu nejméně je poškozován smrk. Tyto výsledky jsou v souladu se studií VACEK et al. (2014), která prezentuje výrazné potlačení či dokonce úplnou likvidaci přirozené obnovy na neoplocených plochách pro jedince jedle a jeřábu, pro smrk pak prezentuje tato práce rovněž nejmenší poškození. Výrazný tlak na jedli a v podstatě likvidaci její přirozené obnovy vlivem okusu zvěři prezentuje i práce BOTTERO et al. (2011) z Bosny a Hercegoviny, ze západních Karpat JAWORSKI et al. (2002) či práce KLOPCIC et al. (2010) ze Slovinska, tato práce prezentuje z neoplocených jedlobukových porostů na jedlové obnově výrazné poškození nebo dokonce úplné odstranění jedlové obnovy vlivem okusu. V souvislosti s vysokým tlakem zvěře pak autoři práce VRŠKA et al. (2001) docházejí k závěru, že pro zajištění přirozeného spontánního vývoje obnovy smrkojedlobukových porostů je nutné tyto lesní porosty oplocovat. V našem případě se pak jako vhodnější jeví spíše individuální ochrany vybraných vtroušených jedinců jedle, javoru klenu a dalších druhů, které výrazně trpí okusem.

V souvislosti s přirozenou obnovou jsme rovněž studovali její prostorové vztahy se stromovým patrem. Na všech TVP bylo prostorové rozmístění obnovy vůči stromovému patru hodnoceno jako náhodné ve větších vzdálenostech (5–7 m), s výjimkou TVP 1. U menších vzdáleností se pak jednalo o pravidelné uspořádání, přičemž čím menší vzdálenost tím pravidelnost uspořádání rostla. Tento stav nám tak potvrdil poměrně výrazně negativní ovlivnění přirozené obnovy jedinci stromového patra na kratší vzdálenosti, které převážně prezentuje i studie BULUŠEK et al. (2016), na druhou stranu v této studii na jedné TVP byl potvrzen pozitivní vztah jedinců obnovy a stromového patra u buku, což autoři zdůvodňují přirozeným hřížením. K obdobným závěrům pak dochází i studie KRÁLÍČEK et al. (2017), kde rovněž převažuje negativní vztah přirozené obnovy a horní etáže, přičemž pozitivní vztah obnovy a stromového patra na jedné TVP je zde vysvětlován extrémními

stanovištními podmínkami. V takových podmínkách pak stromové patro vytváří přirozené obnově lepší mikrostanovištní podmínky (VACEK, HEJCMAN 2012).

### 6.1.2. Stromové patro

Rozvoj managementových strategií, které dosáhnou lepších kompromisů mezi hospodářským využíváním lesů a ekosystémovými funkcemi, se stal v posledních letech velmi důležitým faktorem moderního lesnického uvažování (CORREIA et al. 2017). V souvislosti s tímto aktuálním trendem jsme v této studii zkoumali přestavbu smrkových bučin. V rámci práce jsme se zaměřili na řadu aspektů tohoto dlouhodobého procesu, který probíhá za použití výběrných principů podporujících vtroušené a přimíšení dřeviny přirozené druhové skladby tak, aby se porostní struktura co nejvíce blížila struktuře přírodní, neboť jak uvádí práce KNOKE et al. (2008) právě přírodě blízké smíšené prostory mají ve srovnání s kulturními výrazně vyšší odolnost a stabilitu, jak obecně proti disturbancím tak i při změnách klimatu, což přímo potvrzuje i práce METZ et al. (2016), která prokázala, vyšší citlivost buku v sousedství jedinců téhož druhu v monokultúrách oproti smíšeným porostům a jedincům buku v sousedství jiných druhů dřevin. Zaměření studie je rovněž aktuální i podle práce SPIECKER et al. (2004), která rozlišila čtyři klíčové hybné síly přeměn lesních porostů, a ty byly obecně platné, jak v minulosti tak jsou i nyní: 1 – socio-ekonomická (např. vlivy měnících se požadavků trhu, obchodu se dřevem, skláren, hutí, nárůstu populace atd.); 2 – ekologická (dosavadní druhová skladba lesa, hmyzí kalamity, zvěř, pastva v lesích atd.); 3 – politická (vlastnická struktura, hustota osídlení, války a jejich vliv, globální trh atd.); 4 – hospodářská (hospodářské způsoby, pěstební systémy neodpovídající charakteru stanoviště, potřeby půdy pro produkci potravin, lov atd.).

V našem případě se pak jedná zejména o hybnou sílu ekologickou, protože na základě závěrů řady studií (ALLEN et al. 2002, RAFTOYANNIS et al. 2013) a s přihlédnutím k výsledkům této práce lze konstatovat, že v zájmovém území probíhají a do budoucna budou dále probíhat změny struktury celých lesních ekosystémů, které se projevují i změnou ekologické stability a biodiverzity, přičemž v extrémním případě, jak uvádí práce VACEK et al. (2015b), pak může dojít až k takovému narušení ekologické porostní stability, které ohrožuje plnění produkčních, ekologických a environmentálních funkcí lesa. Zvláště důležité proto je zachování rozvíjení jednotlivých funkcí lesa jako předpokladu pro splnění budoucích potřeb lesních ekosystémů (BOLTE et al. 2009). Pozitivně v tomto světle se pak jeví výsledky studované porostní diverzity, které zpravidla na základě použitých indexů

během sledovaného období zaznamenaly mírný nárůst, rovněž i těžební zásah na TVP 2 měl na biodiverzitu pozitivní vliv. Výsledky porostního uspořádání jedinců na TVP se změnilo jen minimálně. Nicméně převažující shlukovité uspořádání jedinců je v souladu s výsledky prací z obdobných lokalit (VACEK et al. 2014; BULUŠEK et al. 2016), práce WIJDEVEN (2003) pak prezentuje změnu prostorového uspořádání stromového patra od shlukovitého přes náhodné až k pravidelnému.

Pro správné plnění všech potřeb lesních ekosystémů je velmi důležité optimální druhové složení (POLENO et al. 2009). Optimální cílové zastoupení dřevin by se z ekologického hlediska mělo blížit přirozené druhové skladbě, a to s přihlédnutím ke klimatickým změnám. Z hlediska ekologické stability je dostatečné, když v těchto porostech je cca třetinový podíl buku lesního a jedle bělokoré. Z produkčního hlediska na daném revíru vychází nejlepší varianta cca 70 % smrku a 30 % buku a často tyto porosty mají vyšší zásobu než čisté smrkové porosty. Jako ekologicko-ekonomický kompromis druhové skladby lze uvést 60 % smrku, 30 % buku a 10 % jedle. Z hlediska jedle je to často v daných porostech jen obtížně dosažitelné a vždy záleží na výchozím stavu pro přestavbu. U jedle vždy záleží na podílu, zdravotním stavu a charakteru korun jedlí v daném porostu. Trvá minimálně 10 až 20 let, než jedle vytvoří dostatečně velkou korunu pro dobrou plodivost, pokud u jedlí nebyla prováděna péče o koruny jedle již od středního věku. Pro výraznější zvýšení podílu jedle v porostech je většinou potřeba nejméně 50 let při důsledné ochraně jejího zmlazení a současně i výrazné redukci spárkaté zvěře. Při daných stavech by nemělo docházet k poškození převyšujících ekologicky únosnou mez. Obecně se jedná dle úživnosti honiteb cca 10 kusů jelení zvěře na 1000 ha lesa a cca 20 kusů srnčí zvěře na 1000 ha lesa.

I na vývoj druhové skladby jsme se v této studii také zaměřili, neboť se dá do budoucna předpokládat, že dojde ke změně areálů výskytu dřevin a s tím spojeným posunem lesních vegetačních stupňů (MÍCHAL 1992; NOSS 2001) a změnou druhové distribuce (DELZON et al. 2013). Nicméně tento předpoklad výrazných změn se v naší práci nepotvrdil a v rámci biodiverzity druhové distribuce byly zaznamenány jen málo výrazné změny, pravděpodobně i z důvodu poměrně krátké periody studovaného období. V dalších pracích při simulacích vývoje porostů po zvýšení teploty při postupující klimatické změně byl prezentován růst produkce lesů mírného pásma či Skandinávie (BUGMANN 1997; LINDNER et al. 1997), tyto výsledky jsou v souladu s mírným nárůstem produkce na zkoumaných lokalitách, i když tento faktor může být zkreslen vyšším věkem porostů. Podobná studie pro lesy Německa naopak ukázala pokles produkce lesů v důsledku sucha při klimatické

změně (LASCH et al. 2002). Tyto komplexní a nelineární interakce mezi lesy a atmosférou mohou dále tlumit nebo zesilovat antropogenní klimatické změny (BONAN et al. 2008). Práce DURAK, DURAK (2015), pak předpokládá, že podstatný vliv klimatických změn na horské ekosystémy v Evropě se bude do budoucna ještě zvyšovat.

Studované lokality se nacházejí v nadmořských výškách okolo 750 m, což jsou nadmořské výšky, které práce KOLÁŘ et al. (2017) uvádí již mimo produkční a ekologické optimum pro buk, a naopak pro smrk tato práce prezentuje tyto nadmořské výšky jak optimální z hlediska produkčního a nižší z pohledu ekologického. Pravděpodobně proto je zde celkově více zastoupen smrk ztepilý na úkor buku lesního, i když na druhou stranu je zde průměrná DBH mírně vyšší u buku než u smrku. Maximálních výšek a to až 43 m zde dosahují smrky, buky pak cca 36 m. Do budoucna se i vzhledem k výsledkům dlouhodobé studie PIAO et al. (2011) z lesních porostů v Eurasii dá předpokládat, se zvyšující se teplotou i zvyšování přírůstu, neboť ve vyšších nadmořských výškách je nejvýznamnějším faktorem ovlivňující růst stromů teplota (BÜNTGEN et al. 2007; HARTL-MEIER et al. 2014) a to samé platí i pro vyšší zeměpisné šířky (SUVANTO et al. 2016). Nicméně pro pozitivní vliv teploty na přírůst je bezpodmínečně nutný dostatek srážek, neboť při nedostatku vody může být vliv teploty v podstatě opačný a může docházet i ke snížení přírůstu (ETZOLD et al. 2014; SIDOR et al. 2015). Tuto tezi přímo potvrzují výsledky práce ALLEN et al. (2010). I když vzhledem k zařazení studovaného území podle práce QUITT (1971) do chladné klimatické oblasti a do rajónu – CH 7, s výrazně návětrným postavením Jizerských hor a s přihlédnutím k výsledkům dlouhodobé studie dendrochronologie porostů v podmínkách nedaleko vzdálených Krkonoš v práci KRÁL et al. (2015), je zde tento scénář v krátkodobém horizontu několika desítek let málo pravděpodobný.

Zvýšená teplota a sucho rovněž zvyšují možnost napadení stromů smrku kůrovcem (KREJČÍ et al. 2013), neboť sucho ovlivňuje fyziologické podmínky stromů a činí je náchylnější ke kůrovcovému napadení (VAKULA et al. 2015), které následně dále zhoršuje zdravotní stav celých porostů a v extrémních případech může dojít až k úplnému odumření stromového smrkového patra (VACEK et al. 2015a), což v podstatě dále vede pro vytvoření lepších podmínek pro rozmach buku, který z posledních let potvrzuje řada dlouhodobých studií provedených v Evropě (EMBORG et al. 2000; ROHNER et al. 2012). Práce POLJANEC et al. (2010) očekává, že se v souladu se změnami klimatu bude zastoupení buku zvyšovat i v budoucnu. K podobným závěrům dochází i práce DAKSKOBLER (2008), která predikuje šíření buku zejména do starších smrkových porostů a pionýrských lesů, avšak nepředpokládá šíření buku do míst, která nejsou pro buk nepříznivá, jako jsou mrazové



kotliny, místa podmáčená, velmi strmá, skalnatá či příliš suchá. Práce KOLÁŘ et al. (2017) jako další limitující faktor rozšíření buku uvádí pozdní mrazy. Pravděpodobně právě z těchto důvodů nebyl v této dlouhodobé studii během sledovaného období, zaznamenán nárůst zastoupení buku na úkor smrku, a to i přesto, že práce DITTMAR et al. (2003) a BOLTE et al. (2010) předpokládají zvýšenou odolnost buku vůči abiotickým a biotickým činitelům ve srovnání se smrkem v podmínkách klimatických změn.

Průměrná šířka letokruhů na studovaných TVP byla téměř stejná u jedle bělokoré (1,5–2,4 mm), u smrku ztepilého (1,6–2,3 mm) a u buku lesního (1,4–2,2 mm). Těž ve vrcholových partiích Orlických hor byl radiální přírůst smrku i buku obdobný a pohyboval se v rozmezí 0,5–1,5 mm (KRÁLÍČEK et al. 2017). Vyšší radiální přírůst smrku ve srovnání s bukem ve smrkobukových porostech v jižním Švédsku uvádějí BOLTE et al. (2010) a vyšší přírůst jedle ve srovnání se smrkem uvádějí KOPROWSKI, GŁAWENDA (2007) a FELIKSIK, WILCZYŃSKI (2009). Zvýšený radiální přírůst u jedle byl rovněž prokázán v západních Karpatech (BOŠELA et al. 2014). Původně dominantní tloušťkový přírůst smrku se během posledních 50 let snižuje, naproti tomu u buku je konstantní nebo se mírně zvyšuje. V průběhu 80. a 90. let 20. století byla růstová minima (zejména r. 1981, 1982 a 1992) u studovaných dřevin způsobena synergismem imisí, klimatu a u smrku kůrovců, u jedle korovnice kavkazské a u buku červce bukového, což je v souladu s pracemi JURÁSEK, VACEK (1987), VACEK (1989), ALLES (1994), VACEK et al. (2015a) a KRÁLÍČEK et al. (2017). Pokles radiálního přírůstu u smrku v letech 2005-2015 ve srovnání s roky 1998-2004 je dán poklesem srážek i zvýšenou teplotou. Tím zde dochází ke zvyšování konkurenceschopnosti buku i jedle vůči smrkem. V budoucnu lze tedy z ekologického hlediska předpokládat větší preferenci buku a jedle na úkor smrku, který je v posledních letech více citlivější nejen na stávající, ale i na nastupující abiotické faktory prostředí. Navíc je smrk výrazně více poškozován hmyzími škůdci a houbovými patogeny. Tyto poznatky jsou v souladu např. s pracemi SPIECKER (1991), VON LÜPKE et al. (2004), BRÉDA et al. (2006), PICHLER, OBERHUBER (2007), BOLTE et al. (2010), MAATEN-THEUNISSEN, BOURIAUD (2012).

## 6.2. Počáteční přestavba

### 6.2.1. Obnova

V rámci práce jsme se zaměřili rovněž na přirozenou obnovu, která je důležitou součástí přírodě blízkého managementu lesních porostů (ŠTÍCHA et al. 2010, BÍLEK et al. 2014, VACEK et al. 2017b). Práce MILLAR et al. (2007) pak přirozenou obnovu prezentuje jako

důležitou součást přirozené lesní dynamiky a zároveň součást obecné koncepce lesního managementu na základě lesní dynamiky a jejího řízení včetně aktivních a pasivních strategií. Počet jedinců v přirozené obnově se pohyboval v rozmezí 1800–13 356 ks.ha<sup>-1</sup>, přičemž nejvíce zastoupeny byly buk a smrk, zastoupení ostatních druhů dřevin bylo minoritní. Počty jedinců z přirozené obnovy lze považovat spíše za nižší, neboť práce VACEK et al. (2014) či SZWAGRZYK et al. (2001) prezentují výsledky až o řád vyšší. Na druhou stranu průměrná početnost jedinců v přirozené obnově (3202 ks.ha<sup>-1</sup>) prezentovaná prací VON OHEIM et al. (2005) ze severovýchodního Německa je spíše nižší než naše výsledky. Hojnost přirozené obnovy je ovlivněna především množstvím semen ze semenné banky, úspěchem při klíčení a následným přežíváním a odrůstání semenáčku (SAGNARD et al. 2007; WAGNER et al. 2010). Pokles počtu fruktifikujících rodičovských stromů úzce souvisí se sníženým počtem přirozené obnovy (BARNA 2008). Nicméně pro následné přežívání a odrůstání přirozené obnovy v porostech je důležitá celá řada faktorů, z nichž k nejdůležitějším patří zejména dostatek světla a s tím spojený snížený zápoj porostu (KLOPCIC, BONCINA 2010; VACEK et al. 2017b). Ačkoliv práce ELLENBERG (1996) určuje buk jako stín-tolerantním druh, je jeho dobrý regenerační potenciál založen na splnění požadavku několika příznivých podmínek (VACEK et al. 2009; RODRÍGUEZ-RAMÍREZ et al. 2013) ve vhodném čase a s příhodnou prostorovou porostní strukturou (WAGNER et al. 2010), především kvůli vlivu struktury porostů na dostupnost světla (BARNA, BOŠELA 2015). Obdobné požadavky pak vyžaduje i přirozená obnova smrku, který je ovšem více náročný na světlo než buk, zejména pak ve starším věku (ÚRADNÍČEK et al. 2009). V souvislosti s tím je v souladu námi potvrzený negativní vliv stromového patra na přirozenou obnovu vyjádřený pomocí párové korelační funkce. K obdobným závěrům dochází rovněž práce KRÁLÍČEK et al. (2017), na druhou stranu v extrémních podmínkách může být vliv stromového patra pozitivní (VACEK, HEJCMAN 2012; BULUŠEK et al. 2016).

### 6.2.2. Stromové patro

Vzhledem k tomu, že ve střední Evropě v poslední době bylo publikováno poměrně málo studií, které se zabývají porostní přestavbou podle zásad podrostního nebo výběrného hospodářského způsobu, pojmuli jsme naši studii komplexně a snažili jsme se zachytit a zhodnotit co možná nejvíce porostních parametrů podhorských smrkových bučin. Neboť porostní rekonstrukce obecně jsou velmi důležité vzhledem k trvale udržitelnému lesnímu hospodářství a zároveň nepřímo přispívají k rychlejšímu přizpůsobení se klimatu (SCHELHAAS et al. 2015), ačkoliv Evropské lesy jsou velmi odolné ke změně druhového

složení, která zpravidla vyžaduje dlouhou dobu (HLÁSNY et al. 2017). Rovněž jak uvádí práce METZ et al. (2016) jsou přírodě blízké smíšené prosty ve srovnání s kulturními výrazně více odolné a stabilní, jak proti disturbancím, tak i při změnách klimatu. V souvislosti s produkcí pak práce URLI et al. (2017) uvádí, že zvýšená intenzita obhospodařování zpravidla posílí produkční schopnost stromů, nicméně ovlivní i řadu dalších klíčových ekosystémových atributů. Diverzifikace pěstování lesů by pak měla umožnit jak dosažení produkčních cílů, tak i zachování biologické a ekologické diverzity (BERGERON et al. 1999). Co se týče základních porostních charakteristik porostů v počátečním studiu přestavby, tak se celková porostní zásoba studovaných lokalit pochybovala v rozmezí 441–731 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>, přičemž dominantními dřevinami zde byli buk a smrk, ostatní dřeviny byly zastoupeny jen sporadicky. Obdobné porostní zásoby pak prezentují např. práce VON OHEIMB et al. (2005), KRÁLÍČEK et al. (2017) či BULUŠEK et al. (2016). Nicméně hodnoty přesahující 700 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup> již lze považovat v těchto podmínkách za velmi vysoké, které reflektují dobré produkční schopnosti stanoviště a tamních dřevinných druhů, a to na základě srovnání s rozsáhlou studií VACEK et al. (2012) z Krkonoš. Ostatní porostní charakteristiky jsou rovněž vyšší a v souladu s vysokou porostní zásobou jednotlivých porostů. Na druhou stranu nedosahují ani z daleka takových hodnot (až 1237 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>), jaké prezentuje práce TROTSIUK et al. (2012) z ukrajinského bukového pralesa Uholka, nutno dodat, že tyto hodnoty jsou v Evropských lesích zcela unikátní a většina studií prezentuje řádově nižší výsledky. Zásoba odumřelého dřeva, které je považováno za jednu z důležitých charakteristik přírodě blízkých lesů (ODOR et al. 2006), se v průměru dosahovala 14.4 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup> a je pak na rozdíl o porostních charakteristik živých stromů při srovnání s dalšími obdobnými pracemi převážně nižší např. HOBI et al. (2015) prezentuje průměrný objem mrtvého dřeva 135.9 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup> a 169 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup> prezentuje práce KUCBEL et al. (2012).

Biodiverzita jako důležitý faktor, který hraje klíčovou roli ve všech ekosystémových složkách (MACE et al. 2012; BÍLEK et al. 2016) a v posledních desetiletích nabývá na významu (BAUHUS et al. 2009; PIMM et al. 2014; SCHULZE et al. 2016), byla hodnocena na základě řady indexů. Z výsledků je pak patrné, že vertikální struktura porostů byla středně až velmi silně rozrůzněná. Tloušťková a výšková diference byly nízké až střední. Celková porostní diverzita pak měla převážně nerovnoměrnou strukturu, přičemž druhová bohatost byla nízká. U přirozené obnovy pak výsledky dosahovaly hodnot obdobných či spíše nižších. V souvislosti k výše uvedenému pak závěry práce SPIES (1998) potvrzují důležitý vliv struktury porostu na jeho biodiverzitu. Mezi jednotlivými plochami se

výrazněji od ostatních liší TVP 3, kde je buk zastoupen pouze v zastoupení mladších jedinců a je zde relativně nízká biodiverzita na rozdíl od ostatních TVP. Tyto výsledky jsou pak obecně v souladu s výsledky práce GAO et al. (2014), která prokázala, že staré porosty s vícevrstevnou strukturou mají obvykle vyšší druhovou rozmanitost, zvláště pak u smíšených lesů s listnatými druhy stromů a narušeným zápojem. Práce MÖLDER et al. (2008) či BARBIER et al. (2009) pak považují účinky několika faktorů, jako je věk, hustota zápoje a druhové složení za determinanty biodiverzity. V neposlední řadě, jak prezentuje práce BÍLEK et al. (2016), je biodiverzita ovlivněna lesním managementem, přičemž práce HEINRICHS, SCHMIDT (2009) přímo potvrdila zvýšení diverzity porostu po výchovném zásahu oproti porostům bez managementu, a to buď okamžitě, nebo s krátkodobým zpožděním.

S biodiverzitou zpravidla souvisí i porostní uspořádání (GAO et al. 2014), přičemž u stromového patra byla v naší studii horizontální struktura podle všech zjišťovaných strukturálních indexů mírně pravidelná, nicméně statisticky průkazné bylo pravidelné rozmístění pouze na jedné ploše. Na druhou stranu převažující spíše náhodné uspořádání jedinců podle jejich vzdálenosti vyplývá z Ripleyovi *L*-funkce, i když i zde je v určitých rozestupech patrné mírně pravidelné uspořádání. Tyto náhodné prostorové uspořádání odpovídají výsledkům práce KRÁLÍČEK et al. (2017), nicméně ze stejné práce je z porostů pod vlivem vrcholového fenoménu prezentováno shlukovité uspořádání, které prezentuje i práce VON OHEIM et al. (2005) či ZENNER et al. (2015). Shlukovité uspořádání je zpravidla způsobeno odrůstání přirozené obnovy v mezerách v zápoji (SEFIDI et al. 2007) což se v přímém souladu i s našimi výsledky, kdy horizontální struktura přirozené obnovy byla výrazně agregovaná, stejně jako prezentuje práce AMBROŽ et al. (2015). Shlukovíost může být dále způsobena také extrémností stanovišť a pravidelné rozmístění je zase zpravidla určeno konkurencí mezi sousedními stromy (BULUŠEK et al. 2016) či výchovnými zásahy (ŠTEFANČÍK et al. 2015).

Průměrná šířka letokruhů na studovaných TVP byla téměř stejná u smrku ztepilého (1,4–1,6 mm) a u buku lesního (1,3–1,6 mm). Též ve vrcholových partiích Orlických hor byl radiální přírůst smrku i buku obdobný a pohyboval se v rozmezí 0,5–1,5 mm (KRÁLÍČEK et al. 2017). Vyšší radiální přírůst smrku ve srovnání s bukem ve smrkobukových porostech v jižním Švédsku uvádějí BOLTE et al. (2010). Původně dominantní tloušťkový přírůst smrku se během posledních 50 let snižuje, naproti tomu u buku je konstantní nebo se mírně zvyšuje. V průběhu 80. let 20. století byla v Jizerských horách růstová minima (zejména r. 1980–1982) u smrku ztepilého způsobena synergismem

imisí, klimatu a kůrovců, a u buku emisí, klimatu a červce bukového, což je v souladu s pracemi JURÁSEK, VACEK (1987), VACEK (1989), ALLES (1994), VACEK et al. (2015a) a KRÁLÍČEK et al. (2017).

Situace na Jizerských horách byla koncem 70. a počátkem 80. let 20. století zcela jiná, než je tomu v přirozených smrčinách bez vlivu emisí SO<sub>2</sub>. Nejvíce tehdy byly imisemi poškozované (defoliované) nadúrovňové stromy, tj. stromy s původně největším radiálním přírůstem, které pak byly v důsledku poškození nejvíce atakovány lýkožroutem smrkovým. Na mnoha místech, tak přežívali stromy smrku spodní úrovně či podúrovně, trvalo pak minimálně 10 až 20 let, než se zlepšilo jejich ceotické postavení. Více než 90 % úrovnňových stromů smrku (stromů s největší zásobou) bylo silně poškozeno a bylo atakováno lýkožroutem, a proto byly odstraněny. Imisní a hmyzová kalamita byla tedy příčinou poklesu zásob cca o 20-30 %. Do tehdejší doby se předpokládalo, že tyto porosty budou obnovovány holosečně, jak to bylo u severočeských státních lesů běžné. Porosty se proto pěstovali v dosti hustém zápoji a určité jejich proředění bylo z hlediska převodu z holosečného na podrostní způsob potřebné, aby bylo možno zdárně pečovat o koruny stromů z hlediska potenciálu přirozené obnovy (VACEK et al. 2012b, 2019).

Pokles radiálního přírůstu u smrku v letech 2004–2015 ve srovnání s roky 1999–2003 je dán poklesem srážek i zvýšenou teplotou. Tím zde dochází ke zvyšování konkurenceschopnosti buku vůči smrku. V budoucnu lze tedy z ekologického hlediska předpokládat větší preferenci buku na úkor smrku, který je v posledních letech více citlivější nejen na stávající, ale i na nastupující abiotické faktory prostředí. Navíc je smrk výrazně více poškozován hmyzími škůdci a houbovými patogeny. Tyto poznatky jsou v souladu např. s pracemi SPIECKER (1991), VON LÜPKE et al. (2004), BRÉDA et al. (2006), PICHLER, OBERHUBER (2007), BOLTE et al. (2010), MAATEN-THEUNISSEN, BOURIAUD (2012).

V závěru diskuze je třeba zdůraznit, že dlouhodobou snahou pěstebních opatření na TVP bylo přiblížit se přirozenější druhové skladbě, a to zejména u starších přestaveb. Zejména v období imisní a kůrovcové kalamity to v Jizerských horách nebylo jednoduché, jelikož bylo třeba s velkým pěstebním úsilím chránit samou podstatu lesa, aby v důsledku značného imisního zatížení a ataku kůrovců bylo zachováno stromové patro, i když místy výrazněji rozvolněné (VACEK et al. 2003; SLANAŘ et al. 2017; VACEK et al. 2012, 2019).

## 7. Závěr

Hlavním cílem přírodě blízkých pěstebních postupů v lesním hospodaření v České republice se stalo podrobné hospodaření s uplatněním výběrných principů. Tento management pěstování lesů je založen na znalosti porostních strukturních charakteristik a jejich vlivu na proces obnovy v lesních porostech v rámci jejich přestavby na porosty ekologicky stabilnější. Jedním z těchto příkladů je i hospodaření v lesních porostech v Jizerských horách na revíru Peklo (Lesní správa Jablonec, Lesy ČR, s. p.), kde spolupůsobením spontánního vývoje a záměrného lesnického hospodaření vznikají strukturně diverzifikované porosty, které se v současnosti pomístně nacházejí již v pokročilejší fázi přestavby a v kterých velmi důležitou úlohu hraje přirozená obnova, která je zároveň klíčovým faktorem přírodě blízkého managementu. Stanovištní a růstové podmínky v této oblasti jsou nyní, na rozdíl od období imisně-ekologické kalamity vrcholící v 80. letech 20. století, již příznivější pro složitější přírodě blízké porostní struktury, což se projevuje sníženým podílem smrku v přirozené obnově na úkor zejména buku.

V souladu s prvním cílem práce byly získány poznatky o druhové, věkové a prostorové skladbě modelových porostů a jejich vývoji ve fázi různě pokročilých přestaveb. Na všech hodnocených výzkumných plochách, a to nejvíce v pokročilých přestavbách došlo k přiblížení se k přírodě bližší diferencované druhové, věkové a prostorové struktuře. Z hlediska druhové skladby jde zejména o vyšší podíl buku a jedle. U věkové struktury se jedná o výrazný nárůst mladých věkových stupňů a u prostorové struktury jde zejména o zvýšení počtu etáží.

V souladu s druhým cílem práce, v průběhu fází různě pokročilých přestaveb došlo vzhledem k jejich délce k přestavby, k částečné až pokročilé optimalizaci jejich druhové, věkové a prostorové struktury. V procesu přestavby porostů bude i nadále třeba pokračovat ještě po relativně dlouhou dobu s maximálním využitím přirozené obnovy, přičemž bude nutné podporovat zejména přirozenou obnovu jedle, která velmi trpí škodami zvěří. Po omezené období je možné očekávat určitá ekonomická rizika spojená se ztrátou hodnoty dříví zejména u buku (nepravé jádro), způsobenou jeho relativně vysokým věkem. Ty bude nutné z důvodu udržení odpovídající porostní struktury v porostech mnohdy ponechat. Na druhou stranu lze v budoucnu očekávat výrazné snížení nákladů na obnovu i výchovu strukturně bohatých porostů a četné výhody ekologické, týkající se zejména zvýšené ekologické stability porostů (bezpečnosti produkce) a jejich biodiverzity v období postupujících klimatických změn.

V souladu s třetím cílem práce je hlavním úkolem v Jizerských horách především eliminovat nástup lýkožrouta smrkového v těchto porostech, což vyžaduje nadměrné úsilí výběru napadených jednotlivých stromů. Dále se jedná o maximální podporu přirozené obnovy jedle a vtroušeného javoru klenu. Z ochrany přirozené obnovy jedle, klenu i dalších pro zvěř atraktivních dřevin to vyžaduje velmi intenzivní lov spárkaté zvěře, aby škody zvěři nepřesahovali ekologicky únosnou mez. Z hlediska ekonomické je potřeba podporovat hodnotový přírůst uvolňování cílových stromů. Dále je třeba pokračovat v péči o koruny stromů i ve spodní úrovni. Z teoretického hlediska se jedná o relativně jednoduchá opatření, které jsou však z praktického hlediska velmi časově náročná.

Současný lesní management by si měl být vědom aktuálních regionálních trendů, které mohou ovlivnit obhospodařované porosty a využít maximálně možností přizpůsobení se těmto trendům s co možná největším zapojením přírodních procesů, a to zejména přirozené obnovy, autoregulace a autoredukce v období klimatických změn a vrcholící kůrovcové kalamity v lesích ČR. Tím dojde k tvorbě strukturně poměrně bohatých porostů, které se vyznačují vyšší ekologickou stabilitou. Zároveň tím je možné omezit negativní socio-ekonomické dopady a v podstatě minimalizovat rozdíl mezi přírodními a hospodářskými lesy s důrazem na dosažení plnění očekávaných funkcí produkčních, ekologických a environmentálních funkcí. Skrze tyto aktuální přístupy by se pak mělo docílit trvale udržitelného a jak ekologicky, tak i socio-ekonomicky přijatelného rozvoje lesů v budoucnu s akcentem na ekologickou stabilitu, biodiverzitu a snížení škod spárkatou zvěří na lesních porostech. Vzhledem k rozdílnému zastoupení dřevin ve stromovém patře a přirozené obnově se již, i přes relativně krátkou dobu, začíná upravovat druhové složení studovaných porostů k přírodě bližšímu, které by mělo lépe plnit funkce od lesů společností požadované jak aktuálně, tak i v budoucnosti. Je však nutné nadále pokračovat v nastoupeném trendu porostní přestavby po relativně dlouhou dobu. Přestavba je totiž teprve v počátcích svého vývoje a výsledek tohoto aktuálně čím dál více upřednostňované procesu je závislý jak na dlouhodobém úsilí a cílech lesních hospodářů, tak i na požadovaných funkcích jednotlivých lesních porostů a požadavcích lesnického a mysliveckého managementu. Myslivecký management by se přitom měl soustředit na dosažení ekologicky únosných stavů zvěře a tím i ekologicky únosných škod zvěří v porostech v přestavbě.

## 8. Literatura

- ADAMS T, ACKLAND G, MARION G, EDWARDS C (2011): Effects of local interaction and dispersal on the dynamics of size-structured populations. *Ecological Modelling* 222(8): 1414-1422.
- ALEXANDER S, ARONSON J, CLEWELL A, KEENLEYSIDE K, HIGGS E, MARTINEZ D, MURCIA C, NELSON C (2011): Re-establishing an ecologically healthy relationship between nature and culture: the mission and vision of the society for ecological restoration. In: Grenkin J., Mulongoy (eds.): *Contribution of Ecosystem Restoration to the Objectives of the CBD and a Healthy Planet for All People Abstracts of Posters Presented at the 15th Meeting of the Subsidiary Body on Scientific, Technical and Technological Advice of the Convention on Biological Diversity*. Montreal, Secretariat of the Convention on Biological Diversity: 7–11.
- ALLEN AP, BROWN JH, GILLOOLY J F (2002): Global biodiversity, biochemical kinetics, and the energetic equivalence rule". *Science* 299: 1545-1548.
- ALLEN CD, MACALADY AK, CHENCHOUNI H, BACHELET D, MCDOWELL N, VENNETIER M, KITZBERGER T, RIGLING A, BRESHEARS DD, HOGG EH (2010): A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. *Forest Ecology and Management* 259(4): 660-684.
- ALLES D (1994): Investigations on the life cycle of the conifer woolly aphid *Adelges* (= *Dreyfusia*) *nordmanniana*e Eckst. (Hom., Adelgidae) in Central Europe. *Journal of Applied Entomology* 117(3): 234-242.
- AMBROŽ R, VACEK S, VACEK Z, KRÁL J, ŠTEFANČÍK I (2015): Current and simulated structure, growth parameters and regeneration of beech forests with different game management in the Láň Game Enclosure. *Lesnícky časopis – Forestry Journal* 61: 78–88.
- AMMER C, MOSANDL R (2007): Which grow better under the canopy of Norway spruce—planted or sown seedlings of European beech?. *Forestry* 80(4): 385-395.
- ANGERMEIER PL, KARR JR (1994): Biological integrity versus biological diversity as policy directives: protecting biotic resources. In *Ecosystem management*. Springer, New York, NY, pp. 264-275.
- ANGERMEIER PL (2000): The natural imperative for biological conservation. *Conservation Biology* 14(2): 373-381.
- AUGUSTO L, RANGER J (2001): Impact of tree species on soil solutions in acidic conditions. *Annals of Forest Science* 58(1): 47-58.



- BALCAR V, KACÁLEK D, VACEK S (1999): Rekonstrukce porostů náhradních dřevin prosadbami buku lesního *Fagus sylvatica* L. In: Obnova a stabilizace horských lesů. Sborník z celostátní konference s mezinárodní účastí Bedřichov v Jizerských horách, 12. 10. – 13. 10. 1999. Sest. M. Slodičák. Jíloviště-Strnady, VÚLHM 1999, s. 135 – 140.
- BALCAR V, VACEK S, HENŽLÍK V (1997): Poškození a úhyn porostů v Sudetských horách. In: Protection of forest ecosystems. Selected problems of forestry in Sudety Mountains. Ed. P. Paschalis, S. Zajaczkowski. Warszawa, B. N. 1997, s. 29 – 57.
- BARBATI A., M. MARCHETTI M., CHIRICI G., CORONA P. (2014): European Forest Types and Forest Europe SFM indicators: Tools for monitoring progress on forest biodiversity conservation. *Forest Ecology and Management* 321: 145-157.
- BARBIER S., CHEVALIER R., LOUSSOT P., BERGÈS L., GOSSELIN F. (2009): Improving biodiversity indicators of sustainable forest management: Tree genus abundance rather than tree genus richness and dominance for understory vegetation in French lowland oak hornbeam forests. *Forest Ecology and Management* 258: 176–186.
- BARNA, M., 2008. The effects of cutting regimes on natural regeneration in submountain beech forests: species diversity and abundance. *Journal of Forest Science* 54: 533-544.
- BARNA, M., BOSELA, M. 2015. Tree species diversity change in natural regeneration of a beech forest under different management. *Forest Ecology and Management*, 342: 93-102.
- BAUHUS J., PUETTMANN K., MESSIER C. (2009): Silviculture for old-growth attributes. *Forest Ecology and Management*, 258: 525–537.
- BEDNÁŘ P (2016): Dílčí aspekty přeměn a přestaveb sekundárních monokultur smrku ztepilého (*Picea abies*). ÚZPL LDF MENDELU v Brně, Disertační práce, 293 s.
- BERGERON Y., HARVEY B, LEDUC A., GAUTHIER S. (1999): Forest management guidelines based on natural disturbance dynamics: stand- and forest-level considerations. *Forestry Chronicle* 75: 49-54.
- BÍLEK L, REMEŠ J, ŠVEC O, ZAHRADNÍK D (2013): On the way to continuous cover forest at middle elevations-the question of forest structure and specific site characteristics. *Journal of Forest Science* 59(10): 391-397.
- BÍLEK L, REMEŠ J, PODRÁZSKÝ V, ROZENBERGAR D, DIACI J, ZAHRADNÍK D (2014): Gap regeneration in near-natural European beech forest stands in Central Bohemia – the role of heterogeneity and micro-habitat factors. *Dendrobiology* 71: 59–71.

- BÍLEK L, VACEK S, VACEK Z, REMEŠ J, KRÁL J, BULUŠEK D, GALLO J (2016): How close to nature is close-to-nature pine silviculture? *Journal of Forest Science* 62(1): 24-34.
- BILELA S, DOUNAVI A, FUSSI B, KONNERT M, HOLST J, MAYER H, RENNENBERG H, SIMON J (2012). Natural regeneration of *Fagus sylvatica* L. adapts with maturation to warmer and drier microclimatic conditions. *Forest Ecology and Management* 275: 60-67.
- BIONDI F, WAIKUL K (2004): Dendroclim 2002: AC++ program for statistical calibration of climate signals in tree ring chronologie. *Comput Geosci* 30(3): 303–311.
- BOLTE A, AMMER C, LÖF M, MADSEN P, NABUURS G J, SCHALL P, SPATHEL P, ROCK J (2009): Adaptive forest management in central Europe: climate change impacts, strategies and integrative concept. *Scandinavian Journal of Forest Research* 24: 473–482.
- BOLTE A, CZAJKOWSKI T, KOMPA T (2007): The north-eastern distribution range of European beech – a review. *Forestry* 80(4): 413–429.
- BOLTE A, HILBRIG L, GRUNDMANN B M, ROLOFF A (2014): Understory dynamics after disturbance accelerate succession from spruce to beech-dominated forest the Siggaboda case study. *Annals of forest science* 71: 139–147.
- BOLTE A, HILBRIG L, GRUNDMANN B, KAMPF F, BRUNET J, ROLOFF A (2010): Climate change impacts on stand structure and competitive interactions in a Southern Swedish spruce-beech forest. *European Journal of Forest Research* 129: 261–276.
- BONAN GB (2008): Forests and climate change: forcings, feedbacks, and the climate benefits of forests. *Science* 320(5882): 1444-1449.
- BOŠELA M, PETRÁŠ R, SITKOVÁ Z, PRIWITZER T, PAJTÍK J, HLAVATÁ H, SEDMÁK R., TOBIN B (2014): Possible causes of the recent rapid increase in the radial inkrement of silver fir in the Western Carpathians. *Environmental Pollution* 184: 211-221.
- BOŠELA M, ŠTEFANČÍK I, PETRÁŠ R, VACEK S (2016): The effects of climate warming on the growth of European beech forests depend critically on thinning strategy and site productivity. *Agricultural and Forest Meteorology* 222: 21-31.
- BOTTERO A, GARBARINO M, DUKIC V, GOVEDAR Z, LINGUA E, NAGEL T A, MOTTA R (2011): Gapphase dynamics in the old-growth forest of Lom, Bosnia and Herzegovina. *Silva Fennica* 45: 875–887.
- BOURIAUD L, BOURIAUD O, ELKIN C, TEMPERLI C, REYER C, DUDUMAN G, BARNOAIEA I, NICHIGOREL L, ZIMMERMANN N, BUGMANN H (2015): Age-class disequilibrium as an opportunity for adaptive forest management in the Carpathian Mountains, Romania. *Regional Environmental Change* 15: 1557–1568.

- BREED M F, GARDNER M G, OTTEWELL K M, NAVARRO C M, LOWE AJ (2012): Shifts in reproductive assurance strategies and inbreeding costs associated with habitat fragmentation in Central American mahogany. *Ecology Letters* 15: 444–452.
- BRINER S, ELKIN C, HUBER R (2013): Evaluating the relative impact of climate and economic changes on forest and agricultural ecosystem services in mountain regions. *Journal of Environmental Management* 129: 414–422.
- BUGMANN H (1997): Sensitivity of forests in the European Alps to future climatic change. *Climate Research* 8(1): 35-44.
- BULUŠEK D, VACEK Z, VACEK S, KRÁL J, BÍLEK L, KRÁLÍČEK I (2016): Spatial pattern of relict beech (*Fagus sylvatica* L.) forests in the Sudetes of the Czech Republic and Poland. *Journal of Forest Science* 62: 293–305.
- BÜNTGEN U, FRANK D, KACZKA R, VERSTEGE A, ZWIJACZ-KOZICA T, ESPER J (2007): Growth responses to climate in a multi-species tree-ring network in the Western Carpathian Tatra Mountains, Poland and Slovakia. *Tree Physiology* 27(5): 689-702.
- BURSCHEL P (1990): The conversion of forests. A burden for the present time, but hope for the future. *Allgemeine Forstzeitschrift*, Germany.
- BUTLER KF, KOONTZ TM (2005): Theory into practice: implementing ecosystem management objectives in the USDA Forest Service. *Environmental Management* 35: 138-150.
- CAMERON AD, HANDS MO (2010): Developing a sustainable irregular structure: an evaluation of three inventories at 6-year intervals in an irregular mixed-species stand in Scotland. *Forestry* 83(5): 469-475.
- CAMPIOLI M, GIELEN B, GÖCKEDE M, PAPALE D, BOURIAUD O, GRANIER A (2011): Temporal variability of the NPP-GPP ratio at seasonal and interannual time scales in a temperate beech forest. *Biogeosciences* 8(9): 2481-2492.
- CAMPIOLI M, VINCKE C, JONARD M, KINT V, DEMARÉE G, PONETTE Q (2012): Current status and predicted impact of climate change on forest production and biogeochemistry in the temperate oceanic European zone: review and prospects for Belgium as a case study. *Journal of Forest Research* 17(1): 1-18.
- CARDINALL D, HAMMOND H, HOLT R, MOORE K, BEESE B, RUITENBEEK J, HUSTON S (2004): *Ecosystem-Based Management Planning Handbook*. Coast Information Team, Victoria, BC, pp. 80.
- CLARK DB, PALMER MW, CLARK DA (1999): Edaphic factors and the landscape-scale distributions of tropical rain forest trees. *Ecology* 80(8): 2662-2675.

- CLARK PJ, EVANS FC (1954): Distance to nearest neighbour as a measure of spatial relationship in populations. *Ecology*, 35: 445–453.
- COLLET C, LE MOGUEDEC G (2007): Individual seedling mortality as a function of size, growth and competition in naturally regenerated beech seedlings. *Forestry* 80: 359–370.
- COOTE L, FRENCH LJ, MOORE KM, MITCHELL FJG, KELLY DL (2012): Can plantation forests support plant species and communities of semi-natural woodland? *Forest Ecology and Management* 283: 86-95.
- CORREIA DLP, RAULIER F, FILOTAS É, BOUCHARD M (2017): Stand height and cover type complement forest age structure as a biodiversity indicator in boreal and northern temperate forest management. *Ecological Indicators* 72: 288–296.
- DAKSKOBLER I (2008): Pregled bukovih rastisc v Sloveniji. *Research Reports Forestry and Wood Science and Technology* 87: 3–14.
- DALE VH, JOYCE LA, MCNULTY S, NEILSON RP, AYRES MP, FLANNIGAN MD, HANSON PJ, IRLAND LC, LUGO AE, PETERSON CJ, SIMBERLOFF D, SWANSON FJ, STOCKS BJ, WOTTON BM (2001): Climate Change and Forest Disturbances Climate change can affect forests by altering the frequency, intensity, duration, and timing of fire, drought, introduced species, insect and pathogen outbreaks, hurricanes, windstorms, ice storms, or landslides. *BioScience* 51(9): 723-734.
- DAVID FN, MOORE PG (1954): Notes on contagious distributions in plant populations. *Annals of Botany of London* 18: 47–53.
- DELZON S, URLI M, SAMALENS JC, LAMY JB, LISCHKE H, SIN F, ZIMMERMANN NE, PORTÉ AJ (2013): Field evidence of colonisation by Holm oak, at the northern margin of its distribution range, during the Anthropocene period. *Plos One* 8(11): e80443.
- DEMEK J (1987): *Zeměpisný lexikon ČSR. Hory a nížiny*. Praha, Academia: 584 s.
- DITTMAR C, ZECH W, ELLING W (2003): Growth variations of Common beech (*Fagus sylvatica* L.) under different environmental conditions in Europe – Adendroecological study. *Forest Ecology and Management* 173(1): 63-78.
- DROBYSHEV I, NIKLASSONA M, MAZEROLLED MJ, BERGERON Y (2014): Reconstruction of a 253-year long mast record of European beech reveals its association with large scale temperature variability and no long-term trend in mast frequencies. *Agricultural and Forest Meteorology* 192-193: 9-17.
- DURAK T, DURAK T (2015): Vegetation changes in meso- and eutrophic submontane oak-hornbeam forests under long-term high forest management. *Forest Ecology and Management* 354: 206-214.

- EKOLES-PROJEKT (2013): Textová část LHP pro LHC Tanvald (2013-2022), LČR s.p., LS Jablonec, Ekoles-projekt, s.r.o., Jablonec nad Nisou, 237 s.
- ELLENBERG H (1996): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen, 5th edition. Ulmer, Stuttgart, p. 1095.
- ELMER M, LA FRANCE M, FÖRSTER G, ROTH M (2004): Changes in the decomposer community when converting spruce monocultures to mixed spruce/beechn stands. *Plant and Soil* 264(1): 97-109.
- EMBOURG J (1998): Understorey light conditions and regeneration with respect to the structural dynamics of a near-natural temperate deciduous forest in Denmark. *Forest Ecology and Management* 106(2-3): 83-95.
- EMBOURG J, CHRISTENSEN M, HEILMANN-CLAUSEN J (2000): The structural dynamics of Suserup Skov, a near-natural temperate deciduous forest in Denmark. *Forest Ecology and Management*, 126: 173–189.
- ETZOLD S, WALDNER P, THIMONIER A, SCHMITT M, DOBBERTIN M (2014): Tree growth in Swiss forests between 1995 and 2010 in relation to climate and stand conditions: Recent disturbances matter. *Forest Ecology and Management* 311: 41-55.
- EUROPEAN FOREST INSTITUTE (2013): Implementing Criteria and Indicators for Sustainable Forest Management in Europe. EFI, Joensuu, 128 p.
- FABRIKA M, ĎURSKÝ J (2005): Stromové růstové simulátory. EFRA, Zvolen, 112 p.
- FAO (2006): Global Forest Resource Assessment 2005 - Progress Towards Sustainable Forest Management. FAO Forestry Paper 147.
- FELIKSIK E, WILCZYŃSKI S (2009): The Effect of Climate on Tree-Ring Chronologies of Native and Nonnative Tree Species Growing Under Homogenous Site Conditions. *Geochronometria* 33: 49-57.
- FERLIN F (2002): The growth potential of understorey silver fir and Norway spruce for uneven-aged forest management in Slovenia. *Forestry* 75(4): 375-383.
- FICKO A, POLJANEC A, BONCINA A (2011): Do changes in spatial distribution, structure and abundance of silver fir (*Abies alba* Mill.) indicate its decline? *Forest Ecology and Management* 261: 844–854.
- FLECHARD CR, NEMITZ E, SMITH R, FOWLER D, VERMEULEN AT, BLEEKER A, ERISMAN JW, SIMPSOND, ZHANG L, TANG Y., SUTTON MA (2011): Dry deposition of reactive nitrogen to European ecosystems: a comparison of inferential models across the Nitro-Europe network. *Atmospheric Chemistry and Physics* 11: 2703-2728.

- FONTES L, BONTEMPS JD, BUGMANN H, VAN OIJEN M, GRACIA C, KRAMER K, LINDNER M, RÖTZER T, SKOVSGAARD JP (2010): Models for supporting forest management in a changing environment. *Forest Systems* 19: 8-29.
- FOTELLI MN, RENNENBERG H, HOLST T, MAYER H, GESSLER A (2003): Carbon isotope composition of various tissues of beech (*Fagus sylvatica*) regeneration is indicative of recent environmental conditions within the forest understorey. *New Phytologist* 159: 229-244.
- FRITTS HC (1976): *Tree Rings and Climate*. Academic Press, London, UK.
- FÜLDNER K (1995): Strukturbeschreibung in Mischbeständen. *Forstarchiv* 66: 235-606.
- GÁLHIDY L, MÁTYÁS C, CZÚCZ B, TORRE F (2006): Zonal forest types, climatic variables and effect of climate changes for Hungary. *Lesnický Casopis Forestry Journal* 52: 99-105.
- GAMBORG C, LARSEN JB (2003): 'Back to nature'—a sustainable future for forestry?. *Forest Ecology and Management* 179(1-3): 559-571.
- GAO T, HEDBLM M, EMILSSON T, NIELSEN AB (2014): The role of forest stand structure as biodiversity indicator. *Forest Ecology and Management* 330: 82–93.
- GESSLER A, KEITEL C, KREUZWIESER J, MATYSSEK R, SEILER W, RENNENBERG H (2007): Potential risk of European beech (*Fagus sylvatica* L.) in a changing climate. *Trees* 21: 1-11.
- GODEFROID S, PIAZZA C, ROSSI G, BUORD S, STEVENS AD, AGURAIUJA R, COWELL C, WEEKLEY CW, VOGG G, IRIONDO J, JOHNSON I, DIXON B, GORDON D, MAGNANON S, VALENTIN B, BJUREKE K, KOOPMAN R, VICENS M, VIREVAIRE M, VANDERBORGH T (2011): How successful are plant species reintroductions? *Biological Conservation* 144: 672–682.
- GRASSI G, MINOTTA G, GIANNINI R, BAGNARESI U (2003): The structural dynamics of managed uneven-aged conifer stands in the Italian eastern Alps. *Forest Ecology and Management* 185: 225-237.
- GRAYSON AJ (2002): Progress towards continuous cover woodland: Ipsden estate. *Forestry* 75: 257-271.
- GRISSINO-MAYER HD, HOLMES RL, FRITTS HC (1992): International tree-ring data bank program library: users manual. Tucson, Laboratory of Tree-Ring Research, University of Arizona: 104 p.
- GRODZKI W (2010): The decline of Norway spruce *Picea abies* (L.) Karst. stands in Beskid Śląski and Zywiecki: Theoretical concept and reality. *Beskydy* 3(1):19–26.

- GRUNDMANN BM, BOLTE A, BONN S, ROLOFF A (2011): Impact of climatic variation on growth of *Fagus sylvatica* and *Picea abies* in southern Sweden. *Scandinavian journal of forest research* 26: 64–71.
- HANEWINKEL M, HUMMEL S, ALBRECHT A (2011): Assessing natural hazards in forestry for risk management: a review. *European Journal of Forest Research* 130(3): 329-351.
- HANEWINKEL M, CULLMANN DA, SCHELHAAS MJ, NABUURS GJ, ZIMMERMANN NE (2013): Climate change may cause severe loss in the economic value of European forest land. *Nature Climate Change* 3(3): 203-207.
- HANNAH L, CARR J L., LANKERANI A (1995): Human disturbance and natural habitat: a biome level analysis of a global data set. *Biodiversity and Conservation* 4(2): 128-155.
- HARMON ME, FRANKLIN JF, SWANSON FJ, SOLLINS P, GREGORY SV, LATTIN JD, ANDERSON NH, CLINE SP, AUMEN NG, SEDELL JR, LIENKAEMPER GW, CROMACK KJR, CUMMINS KW (1986): Ecology of Coarse Woody Debris in Temperate Ecosystems. *Advances in Ecological Research* 15: 133-302.
- HARTL-MEIER C, DITTMAR C, ZANG C, ROTHE A (2014): Mountain forest growth response to climate change in the Northern Limestone Alps. *Trees* 28(3): 819-829.
- HASANOV ZM, IBRAHIMOV ZA, NABIYEV VR (2016): Beech forests of Azerbaijan: The modern condition, age structure and regeneration. *Annals of Agrarian Science*, 30: 1–5.
- HEINRICHS S, SCHMIDT W (2009): Short-term effects of selection and clear cutting on the shrub and herb layer vegetation during the conversion of even-aged Norway spruce stands into mixed stands. *Forest Ecology and Management* 258: 667-678.
- HELLSTRÖM E (2001): Conflict cultures. Qualitative Comparative Analysis of environmental conflicts in forestry. *Silva Fennica Monographs*, Helsinki.
- HILL MO (1973): Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. *Ecology* 54: 427–432.
- HLÁSNY T, TROMBÍK, J, BOŠEĽA M, MERGANIČ J, MARUŠÁK R, ŠEBEŇ V, ŠTĚPÁNEK P, KUBIŠTA J, TRNKA M (2017): Climatic drivers of forest productivity in Central Europe. *Agricultural and Forest Meteorology*, 234-235: 258-273.
- HOBIML, COMMARMOT B, BUGMANN H (2015): Pattern and process in the largest primeval beech forest of Europe (Ukrainian Carpathians). *Journal of Vegetation Science* 26: 323-336.
- HOLGÉN P, BOSTEDT G (2004): Should planting of broad-leaved species be encouraged at the expense of spruce? An economic approach to a current southern Swedish forestry issue. *Journal of Forest Economics* 10(3): 123-134.

- HOPKINS B, SKELLAM JG (1954): A new method for determining the type of distribution of plant individuals. *Annals of Botany* 18(2): 213-227.
- HUMPHREY JW (2005): Benefits to biodiversity from developing old-growth conditions in British upland spruce plantations: a review and recommendations. *Forestry* 78(1): 33-53.
- CHALOUPSKÝ J (1989): *Geologie Krkonoš a Jizerských hor*. Praha, Ústřední ústav geologický: 288 s.
- CHIANUCCI F, SALVATI L, GIANNINI T, CHIAVETTA U, CORONA P, CUTINI A (2016): Long-term response to thinning in a beech (*Fagus sylvatica* L.) coppice stand under conversion to high forest in Central Italy. *Silva Fennica* 50(3): 1549(9).
- SCHÜTZ JP (2002): Silvicultural tools to develop irregular and diverse forest structures. *Forestry* 75(4): 329-337.
- IPCC (2007): *Climate change 2007: the physical science basis*. In: Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Chen, Z., Marquis, M., Averyt, K.B., Tignor, M., Miller, H.L. (Eds.), *Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, p. p. 996.
- JAEHNE SC, DOHRENBUSCH A (1997): Ein Verfahren zur Beurteilung der Bestandesdiversität. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 116(1): 333-345.
- JANTSCH MC, FISCHER HS, WINTER S, FISCHER A (2013): How are plant species in central European beech (*Fagus sylvatica* L.) forests affected by temperature changes? Shift of potential suitable habitats under global warming. *Annals of Botany* 4: 97-113.
- JAWORSKI A, KOŁODZIEJ Z B, PORADA K (2002): Structure and dynamics of stands of primeval character in selected areas of the Bieszczady National Park. *Journal of Forest Science* 48: 185–201.
- JAWORSKI A, KOŁODZIEJ Z, LAPKA M (2007): Mortality, recruitment, and increment of trees in the *Fagus-Abies-Picea* stands of a primeval character in the lower mountain zone. *Dendrobiology* 57: 15-26.
- JONÁŠOVÁ M, VAN HESS A, PRACH K (2006): Rehabilitation of monotonous exotic coniferous plantations: A case study of spontaneous establishment of different tree species. *Ecological Engineering* 28(2): 141-148.
- JÖNSSON AM, SCHROEDER LM, LAGERGREN F, ANDERBRANT O, SMITH B (2012): Guess the impact of *Ips typographus* – an ecosystem modelling approach for simulating spruce bark beetle outbreaks. *Agricultural and Forest Meteorology* 166–167: 188–200.



- KAREIVA P, WATTS S, McDONALD R, BOUCHER T (2007): Domesticated nature: shaping landscapes and ecosystems for human welfare. *Science* 316: 1866–1869.
- KAUTZ G, TOPP W (1998): Sustainable forest management for improving soil quality. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 117(1): 23-43.
- Kazda, M., & Pichler, M. (1998). Priority assessment for conversion of Norway spruce forests through introduction of broadleaf species. *Forest ecology and management*, 102(2-3), 245-258.
- KENDERES K, MIHÓK B, STANDOVAR T (2008): Thirty years of gap dynamics in a Central European beech forest reserve. *Forestry* 81(1): 111-123.
- KENK G, GUEHNE S (2001): Management of transformation in central Europe. *Forest Ecology and Management* 151: 107-119.
- KERR G, MORGAN G, BLYTH J, STOKES V (2010): Transformation from even-aged plantations to an irregular forest: the world's longest running trial area at Glentrees, Scotland. *Forestry* 83(3): 329-344.
- KETTENRING KM, MERCER KL, REINHARDT ADAMS C, HINES J (2014): Application of genetic diversity – ecosystem function research to ecological restoration. *Journal of applied ecology* 51: 339–348.
- KLIMO E, HAGER H, KULHAVÝ J (2000): Spruce monocultures in central Europe: problems and prospects. European Forest Institute.
- KLOPCIC M, JERINA K, BONCINA A (2010): Long-term changes of structure and tree species composition in Dinaric uneven-aged forests: Are red deer an important factor? *European Journal of Forest Research* 129: 277–288.
- KNIBBE B (2007): PAST4: personal analysis system for tree-ring research, Version 4.2. SCIAM, Vienna.
- KNOKE T, AMMER C, STIMM B, MOSANDL R (2008): Admixing broadleaved to coniferous tree species: a review on yield, ecological stability and economics. *European Journal of Forest Research* 127: 89–101.
- KOCH NE, SKOVSGAARD JP (1999): Sustainable management of planted forests: some comparisons between Central Europe and the United States. In *Planted Forests: Contributions to the Quest for Sustainable Societies*. Springer, Dordrecht, pp. 11-22.
- KOLÁŘ T, ČERMÁK P, TRNKA M, ŽID T, RYBNÍČEK M (2017): Temporal changes in the climate sensitivity of Norway spruce and European beech along an elevation gradient in Central Europe. *Agricultural and Forest Meteorology* 239: 24-33.

- KONÔPKA B (2007): Potenciálne riziká vplyvu klimatickej zmeny na les; hypotézy, výskum a perspektívy. *Lesnícky časopis-Forestry Journal* 53(3): 201-213.
- KOPROWSKI M (2013): Spatial distribution of introduced Norway spruce growth in lowland Poland: The influence of changing climate and extreme weather events. *Quaternary International* 283: 139–146.
- KOPROWSKI M, GŁAWENDA M (2007): Dendrochronologiczna analiza przyrostów rocznych jodły pospolitej (*Abies alba* Mill.) na Pojezierzu Olsztyńskim (Nadleśnictwo Wichrowo) (Dendrochronological analysis of silver fir (*Abies alba* Mill.) annual increments in the Olsztynskie Lakeland (Wichrowo Forest District)). *Sylvan* 11: 35-40 (in Polish).
- KORPEL Š, SANIGA M (1993): Výberný hospodársky spôsob. Vysoká škola zemědělská.
- KOS J, MARŠÁKOVÁ M (1997): Chráněná území České republiky. Praha, AOPK ČR 1997, 191 s.
- KRÁL J, VACEK S, VACEK Z, PUTALOVÁ T, BULUŠEK D, ŠTEFANČÍK I (2015): Structure, development and health status of spruce forests affected by air pollution in the western Krkonoše Mts. in 1979–2014. *Lesnícky časopis – Forestry Journal* 61(3): 175-187.
- KRÁLÍČEK I, VACEK Z, VACEK S, REMEŠ J, BULUŠEK D, KRÁL J, ŠTEFANČÍK I, PUTALOVÁ T (2017): Dynamics and structure of mountain autochthonous spruce-beech forests: impact of hilltop phenomenon, air pollutants and climate. *Dendrobiology* 77: 121–139.
- KREJČÍ F, VACEK S, BÍLEK L, MIKESKA M, HEJCMANOVÁ P, VACEK Z (2013): The effects of climatic conditions and forest site types on disintegration rates in *Picea abies* occurring at the Modrava Peat Bogs in the Šumava National Park. *Dendrobiology* 70: 35-44.
- KUCBEL S, SANIGA M, JALOVÍAR P, VENCURIK J (2012): Stand structure and temporal variability in old-growth beech-dominated forests of the northwestern Carpathians: A 40-years perspective. *Forest Ecology and Management* 264: 125-133.
- KULLA L, SITKOVÁ Z (eds.) (2012): Rekonštrukcie nepôvodných smrekových lesov: poznatky, skúsenosti, odporúčania. Zvolen, NLC-LVÚ: 208 p.
- KUNSKÝ J (1968): Fyzický zeměpis Československa. Praha, Státní pedagogické nakladatelství 1968, 537 s.
- LÄHDE E, LAIHO O, NOROKORPI Y (1999): Diversity-oriented silviculture in the boreal zone of Europe. *Forest Ecology and Management* 118(1-3): 223-243.
- LÄHDE E, LAIHO O, LIN CJ (2010): Silvicultural alternatives in an uneven-sized forest dominated by *Picea abies*. *Journal of Forest Research* 15(1): 14-20.

- LAMB D, STANTURF J, MADSEN P (2012): What is forest landscape restoration? In: Stanturf J., Lamb D., Madsen P. (eds.): Forest Landscape Restoration. Dordrecht, Springer: 3–23.
- LARSEN JB, MEKIC F (1991): The geographic variation in European silver fir (*Abies alba* Mill.). *Silvae Genet* 40(5/6): 188-198.
- LARSEN JB (1995): Ecological stability of forests and sustainable silviculture. *Forest Ecology and Management* 73(1): 85-96.
- LASCH P, LINDNER M, ERHARD M, SUCKOW F, WENZEL A (2002): Regional impact assessment on forest structure and functions under climate change the Brandenburg case study. *Forest Ecology and Management* 162: 73-86.
- LAŠTŮVKA Z, KREJČOVÁ P (2000): *Ekologie*, 1. vyd. Brno: Konvoj.
- LATAŁOWA M, VAN DER KNAAP WO (2006): Late Quaternary expansion of Norway spruce *Picea abies* (L.) Karst. in Europe according to pollen data. *Quaternary Science Reviews* 25: 2780–2805.
- LEUSCHNER C, MEIER IC, HERTEL D (2006): On the niche breadth of *Fagus sylvatica*: soil nutrient status in 50 Central European beech stands on a broad range of bedrock types. *Annals of Forest Science* 63: 335–368.
- LHOTSKÝ J (1987): Degradace lesních půd a jejich meliorace. St. zemědělské nakladatelství.
- LINDENMAYER DB, MARGULES CR, BOTKIN DB (2000): Indicators of Biodiversity for Ecologically Sustainable Forest Management. *Conservation Biology* 14(4): 941-950.
- LINDNER M, BUGMANN H, LASCH P, FLECHSIG M, CRAMER W (1997): Regional impacts of climatic change on forests in the state of Brandenburg, Germany. *Agricultural and Forest Meteorology* 84(1): 123-135.
- LINDNER M, MAROSCHEK M, NETHERER S, KREMER A, BARBATI A, GARCIA-GONZALO J, SEIDL R, DELZOND S, CORONAE P, KOLSTRÖMA M, LEXER MJ, MARCHETTIE M, LEXER MJ (2010): Climate change impacts, adaptive capacity, and vulnerability of European forest ecosystems. *Forest Ecology and Management* 259(4): 698-709.
- LINDNER M, FITZGERALD JB, ZIMMERMANN NE, REYER C, DELZON S, VAN DER MAATEN E, SCHELHAAS HJ, LASCH P, EGGERS J (2014): Climate change and European forests: What do we know, what are the uncertainties, and what are the implications for forest management? *Journal of Environmental Management* 146: 69-83.

- LÖF M, BOMAN M, BRUNET J, HANNERZ M, MATTSSON L, NYLINDER M (2010): Broadleaved forest management for multiple goals in southern Sweden-an overview including future research prospects. *Ecological Bulletins* 53: 235-245.
- LYR H (1996): Effect of the root temperature on growth parameters of various European tree species. In *Annales Des Sciences Forestieres*. EDP Sciences 53(2-3): 317-323.
- MACE GM, NORRIS K, FITTER AH (2012): Biodiversity and ecosystem services: a multilayered relationship. *Trends in Ecology & Evolution* 27: 19–26.
- MACH J, POJER F, PLESNÍK J, HOŠEK M, DUŠEK J, TRUBAČÍKOVÁ R (2016): Strategie ochrany biologické rozmanitosti České republiky 2016–2025. MŽP, Praha: 136 s.
- MACHAR I, VLČKOVA V, BUČEK A, VOŽENÍLEK V, ŠÁLEK L, JEŘABKOVÁ L (2017): Modelling of Climate Conditions in Forest Vegetation Zones as a Support Tool for Forest Management Strategy in European Beech Dominated Forests. *Forests* 8: 3: 82.
- MALCOLM DC, MASON WL, CLARKE GC (2001): The transformation of conifer forests in Britain – regeneration, gap size and silvicultural systems. *Forest Ecology and Management* 151(1): 7-23.
- MARGALEF DR (1958): Information theory in ecology. *International Journal of General Systems* 3: 36–71.
- MARTIN P, ROSENBERG NJ, MCKENNEY MS (1989): Sensitivity of evapotranspiration in a wheat field, a forest, and a grassland to changes in climate and direct effects of carbon dioxide. *Climatic Change* 14(2): 117-151.
- Mason EG, Milne PG (1999): Effects of weed control, fertilization, and soil cultivation on the growth of *Pinus radiata* at midrotation in Canterbury, New Zealand. *Canadian Journal of Forest Research* 29(7): 985-992.
- MATIĆ S, ANIĆ I, BARIČEVIĆ D (2000): The Possibility of Converting Spruce Monocultures into Autochthonous Stands in Croatia. In Klimo E., Hager, H., Kulhavý J. (ed.), 2000. *Spruce Monocultures in Central Europe – Problems and Prospects*. EFI, Joensuu, pp. 35-42.
- MENHINICK E F (1964): A Comparison of Some Species-Individuals Diversity Indices Applied to Samples of Field Insects. *Ecology* 45: 859–861.
- MENŠÍK L, FABIÁNEK T, TESAŘ V, KULHAVÝ J (2009): Humus conditions and stand characteristics of artificially established young stands in the process of the transformation of spruce monocultures. *Journal of Forest Science* 55: 215–223.
- MESSIER C, PUETTMANN KJ, COATES KD (2013): *Managing forests as complex adaptive systems: building resilience to the challenge of global change*. Routledg, Oxford, 368 p.

- METZ J, ANNIGHÖFER P, SCHALL P, ZIMMERMANN J, KAHL T, SCHULZE ED, AMMER C (2016): Site-adapted admixed tree species reduce drought susceptibility of mature European beech. *Global Change Biology* 22: 903-920.
- MÍCHAL I (1992): *Ekologická stabilita*. Brno, Veronica, 243.
- MIKYŠKA R. et al. (1968): *Geobotanická mapa ČSSR 1. České země*. Vydání 1. Praha: Academia. 208 s.
- MILLAR CI, STEPHENSON NL, STEPHENS SL (2007): Climate change and forests of the future: managing in the face of uncertainty. *Ecological applications* 17: 2145–2151.
- MINISTERIAL CONFERENCE ON THE PROTECTION OF FORESTS IN EUROPE (2015): *Madrid Ministerial Declaration 25 years together promoting Sustainable Forest Management in Europe*. Madrid 20-21 october 2015, 156 p.
- MLINSEK D (1996): *Forest Information Systems Throughout History and in the Future*. IUFRO–Forest History Letters, Division, 6.
- MÖLDER A, BERNHARDT-RÖMERMANN M, SCHMIDT W (2008): Herb-layer diversity in deciduous forests: raised by tree richness or beaten by beech? *Forest Ecology and Management* 256: 272–281.
- MÖLDER I, LEUSCHNER C (2014): European beech grows better and is less droughtsensitive in mixed than in pure stands: Tree neighbourhood effects on radial increment. *Trees* 28: 777–792.
- MOSANDL R, KLEINERT A (1998): Development of oaks (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl.) emerged from bird-dispersed seed under old-growth pine (*Pinus sylvestris* L.) stands. *Forest Ecology and Management* 106: 35-44.
- MOSANDL R, KÜSSNER A (1999): Conversion of pure pine and spruce forests into mixed forests in eastern Germany: some aspects of silvicultural strategy. In Olsthoorn A.F.M., Bartelink H.H., Gardiner J.J., Pretzch H., Hekhuis H.J., Franc A. (ed.), *Management of Mixed-Species Forest: Silviculture and Economics*. IBN Science Contribution, Wageningen, pp. 208-218.
- MOUNTFORD MD (1961): On E. C. Pielou's index of non randomness. *Journal of Ecology* 49: 271-275.
- MŽP (2014): *Statistická ročenka životního prostředí České republiky 2014*. MŽP, Praha, 429 p.
- NAGEL TA, SVOBODA M, DIACI J (2006): Regeneration patterns after intermediate wind disturbance in an old-growth *Fagus-Abies* forest in southeastern Slovenia. *Forest Ecology and Management* 226: 268–278.

- NÄSLUND M (1936): Skogsförsöksanstaltens gallringsförsök i tallskog. Meddelanden från Statens Skogsförsöksanstalt. Centraltryckeriet, Stockholm, 249 p.
- NEUKOMM R, GERGIS J, KAROLY DJ, WANNER H, CURRAN M, ELBERT J, GONZÁLEZ-ROUCO F, LINSLEY BK, MOY AD, MUNDO I, RAIBLE CC, STEIG EJ, VAN OMMEN T, VANCE T, VILLALBA R, ZINKE J, FRANK D (2014): Inter-hemispheric temperature variability over the past millennium. *Nature Climate Change* 4: 362–367.
- NEUNER S, ALBRECHT A, CULLMANN D, ENGELS F, GRIESS VC, HAHN WA, HANEWINKEL M, HARTL F, KÖLLING C, STAUPENDAHL K, KNOKE T (2014): Survival of Norway spruce remains higher in mixed stands under a dryer and warmer climate. *Global Change Biology* 21(2): 935–946.
- NOSS RF (2001): Beyond Kyoto: Forest Management in a Time of Rapid Climate Change. *Conservation Biology* 15(3): 578–590.
- NYLAND RD (2003): Even-to uneven-aged: the challenges of conversion. *Forest Ecology and Management* 172(2-3): 291-300.
- O'HARA KL (2001): The silviculture of transformation—a commentary. *Forest Ecology and Management* 151(1-3): 81-86.
- O'HARA KL (2002): The historical development of uneven-aged silviculture in North America. *Forestry* 75(4): 339-346.
- O'HARA KL, HASENAUER H, KINDERMANN G (2007): Sustainability in multi-aged stands: an analysis of long-term plenter systems. *Forestry* 80(2): 163-181.
- ODOR P, HEILMANN-CLAUSEN J, CHRISTENSEN M, AUDE E, VAN DORT KW, PILTAVER A, SILLER I, VEERKAMP MT, WALLEYN R, STANDOVAR T, VAN HEES AFM, KOSEC J, MATOCEC N, KRAIGHER H, GREBENC T (2006). Diversity of dead wood inhabiting fungi and bryophytes in semi-natural beech forests in Europe. *Biology Conservation* 131: 58-71.
- OLIVER CD (2014): Functional restoration of social-forestry systems across spatial and temporal scales. *Journal of sustainable forestry* 33(Sup.1): S123–S148.
- OLIVER CD, LARSON BC (1996): Forest stand dynamics. New York: Wiley, p. 520.
- ORWIG DA, ABRAMS MD (1997): Variation in radial growth responses to drought among species, site, and canopy strata. *Trees* 11:8: 474-484.
- OSBROUGH A, IRWIN S, WILSON M, O'HALLORAN J (2014): Mechanisms and predictors of ecological change in managed forests: A selection of papers from the second international conference on biodiversity in forest ecosystems and landscapes. *Forest Ecology and Management* 321: 1-4.

- PACKHAM JR, THOMAS PA, ATKINSON MD, DEGEN T (2012): Biological Flora of the British Isles: *Fagus sylvatica*. *Journal of Ecology* 100: 1557–1608.
- PAILLET Y, BERGÈS L, HJÄLTÉN J, ÓDOR P, AVON C, BERNHARDT-RÖMERMANN M, KANKA R (2010): Biodiversity differences between managed and unmanaged forests: meta-analysis of species richness in Europe. *Conservation Biology* 24(1): 101-112.
- PARVIAINEN J (2005): Virgin and natural forests in the temperate zone of Europe. *Forest Snow and Landscape Research* 79(1/2): 9-18.
- PARVIAINEN J, BÜCKING W, VANDEKERKHOVE K, SCHUCK A, PÄIVINEN R (2000): Strict forest reserves in Europe: efforts to enhance biodiversity and research on forests left for free development in Europe (EU-COST-Action E4). *Forestry* 73(2): 107-118.
- PEET RK, CHRISTENSEN NL (1987): Competition and tree death. *Bioscience* 37(8): 586-595.
- PELC F et al. (1997b): Strategie rozvoje chráněných krajinných oblastí. Praha, Správa CHKO ČR, 90 s.
- PEŘINA V (1960): Přeměny borových monokultur na plisticenních terasách. Vydal Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti CSAZV ve Státním zemědělském nakl.
- PETRÁŠ R, PAJTIK J (1991): Sústava česko-slovenských objemových tabuliek drevín. *Lesnícky časopis* 37: 49-56.
- PETRITAN AM, VON LÜPKE B, PETRITAN IC (2007): Effects of shade on growth and mortality of maple (*Acer pseudoplatanus*), ash (*Fraxinus excelsior*) and beech (*Fagus sylvatica*) saplings. *Forestry* 80(4): 397-412.
- PETRITAN AM, VON LÜPKE B, PETRITAN IC (2009): Influence of light availability on growth, leaf morphology and plant architecture of beech (*Fagus sylvatica* L.), maple (*Acer pseudoplatanus* L.) and ash (*Fraxinus excelsior* L.) saplings. *European Journal of Forest Research* 128: 61-74.
- PETRITAN IC, COMMARMOT B, HOBI ML, PETRITAN AM, BIGLER C, ABRUDAN IV, RIGLING A (2015): Structural patterns of beech and silver fir suggest stability and resilience of the virgin forest Sinca in the Southern Carpathians, Romania. *Forest Ecology and Management* 356: 184–195.
- PIAO S, WANG X, CIAIS P, ZHU B, WANG TAO, LIU JIE (2011): Changes in satellite-derived vegetation growth trend in temperate and boreal Eurasia from 1982 to 2006. *Global Change Biology* 17(10): 3228-3239.

- PIELOU EC (1959): The use of point-to-plant distances in the study of the pattern of plant populations. *Journal of Ecology* 47: 607–613.
- PIELOU EC (1975): *Ecological Diversity*. New York, Wiley: 165 s.
- PIMM S L, JENKINS CN, ABELL R, BROOKS TM, GITTLEMAN J L, JOPPA LN, RAVEN PH, ROBERTS CM, SEXTON JO (2014): The biodiversity of species and their rates of extinction, distribution, and protection. *Science* 344: 1246752.
- PLÍVA K (1987): Typologický klasifikační systém ÚHUL. ÚHUL, Brandýs nad Labem, 52 p.
- PLÍVA K, ŽLÁBEK I (1986): Přírodní lesní oblasti ČR. Praha, SZN, 313 s.
- POLANSKÝ B et al. (1966): Pěstění lesů. Praha: Státní zemědělské nakladatelství. 514 s.
- POLENO Z. (1993): Ekologicky orientované pěstování lesů I. *Lesnictví-Forestry* 39: 475-480.
- POLENO Z. (1994): Ekologicky orientované pěstování lesů II., *Lesnictví-Forestry* 40: 65-72.
- POLENO Z. et al. (1994): *Lesnický slovník naučný I a II*. Písek: Matice lesnická, 670 s.
- POLENO Z, VACEK S, PODRÁZSKÝ V, REMEŠ J, MIKESKA M, KOBLIHA J, BÍLEK L (2007a): Pěstování lesů I. Ekologické základy pěstování lesů. *Lesnická práce*, s. r. o., Kostelec nad Černými lesy.
- POLENO Z, VACEK S, PODRÁZSKÝ V, REMEŠ J, MIKESKA M, KOBLIHA J, BÍLEK L (2007b): Pěstování lesů II. Teoretická východiska pěstování lesů. *Lesnická práce*, s. r. o., Kostelec nad Černými lesy.
- POLENO Z, VACEK S, PODRÁZSKÝ V, REMEŠ J, ŠTEFANČÍK I, MIKESKA M, KOBLIHA J, KUPKA I, MALÍK V, TURČÁNI M, DVOŘÁK J, ZATLOUKAL V, BÍLEK L, BALÁŠ M, SIMON J (2009): Pěstování lesů III. Praktické postupy pěstování lesů. *Lesnická práce*, s.r.o., Kostelec nad Černými lesy, 952 p.
- POLJANEC A, FICKO A, BONCINA A (2010): Spatiotemporal dynamic of European beech (*Fagus sylvatica* L.) in Slovenia, 1970–2005. *Forest Ecology and Management* 259: 2183–2190.
- POMMERENING A, MURPHY ST (2004): A review of the history, definitions and methods of continuous cover forestry with special attention to afforestation and restocking. *Forestry* 77(1): 27-44.
- PRETZSCH H (2006): Wissen nutzbar machen für das Management von Waldökosystemen. *Allgemeine Forstzeitschrift/Der Wald* 61: 1158-1159.



- PRETZSCH H, GROTE R, REINEKING B, RÖTZER TH (2008): Models for forest ecosystem management: a European perspective. *Annals of Botany* 101: 1065–1087.
- Průša E (1999): Trvale udržitelné obhospodařování lesů-I. *Lesnická práce* 74: 17-19.
- PRŮŠA E (2001): Pěstování lesů na typologických základech. Praha, Lesnická práce s. r. o., 593 s.
- PUETTMANN KJ, WILSON SM, BAKER SC (2015) Silvicultural alternatives to conventional even-aged forest management what limits global adoption? *For Ecosystems* 2:8.
- PUKKALA T, LÄHDE E, LAIHO S (2010): Optimizing the structure and management of uneven-sized stands of Finland. *Forestry* 83(2): 129-142.
- QUITT E (1974): Klimatické oblasti Československa. 1. vyd. Brno, ČAV – GÚ: 73 s.
- RAFTOYANNIS Y, NOCENTINI S, MARCHI E, CALAMA SAINZ R, GARCIA GUEMES C, PILAS I, PERIC S, AMARAL PAULO J, MOREIRA-MARCELINO AC, COSTA-FERREIRA M, KAKOURIS E, LINDNER M (2013): Perceptions of forest experts on climate change and fire management in European Mediterranean forests. *iForest-Biogeosciences and Forestry* 7(1): 33.
- REININGER H (1992): Ziestarkennutzung oder die Plenterung des. Altersklassenwaldes. Funfte Aufgabe. Oster. Agrarverlag.
- REMEŠ J (2006): Transformation of even-aged spruce stands at the School Forest Enterprise Kostelec nad Černými lesy: Structure and final cutting of mature stand. *Journal of Forest Science* 52(4): 158-171.
- REMEŠ J, KOZEL J, PODRÁZSKÝ V (2007): Přestavba lesa na lesnickém úseku Klokočná. In: Management of forests in changing environmental conditions (Obhospodarovanie lesa 11 v meniacich sa podmienkach prostredia). Zborník pôvodných vedeckých prác, Zvolen, s. 276-282.
- REMEŠ J, BÍLEK L, NOVÁK J, VACEK Z, VACEK S, PUTALOVÁ T, KOUBEK L (2015): Diameter increment of beech in relation to social position of trees, climate characteristics and thinning intensity. *Journal of Forest Science* 61(10): 456-464.
- REYER C, LASCH P, MOHREN GM, STERCK FJ (2010): Inter-specific competition in mixed forests of Douglas-fir (*Pseudotsuga menziesii*) and common beech (*Fagus sylvatica*) under climate change—a model-based analysis. *Annals of Forest Science* 67(8): 805.
- RIPLEY B D (1981): *Spatial Statistics*. New York, John Wiley & Sons: 252 s.
- RIST L, MOEN J (2013): Sustainability in forest management and a new role for resilience thinking. *Forest Ecology and Management*, 310, 416-427.

- RODRIGUEZ-RAMIREZ ECH, SANCHEZ-GONZALEZ A, ANGELES-PEREZ G (2013): Current distribution and coverage of Mexican beech forests *Fagus grandifolia* subsp. *Mexicana* in Mexico. *Endang. Journal of Species Research* 20, 205–216.
- ROESSIGER J, GRIESS VC, KNOKE T (2011): May risk aversion lead to near-natural forestry? A simulation study. *Forestry* 84(5): 527-537.
- ROHNER B, BIGLER C, WUNDER J, BRANG P, BUGMANN H (2012): Fifty years of natural succession in Swiss forest reserves: changes in stand structure and mortality rates of oak and beech. *Journal of Vegetation Science* 23: 892–905.
- ROHNER B, WEBER P, THÜRIG E (2016): Bridging tree rings and forest inventories: How climate effects on spruce and beech growth aggregate over time. *Forest Ecology and Management* 360: 159–169.
- ROTHER A (1997): Influence of tree species composition on rooting patterns, hydrology, elemental turnover and growth in a mixed spruce-beech stand in Southern Germany (Höglwald). PhD thesis, University of Munich, Forstliche Forschungsberichte München. 163 p.
- RYBNÍČEK M, KOLÁŘ T, ČERMÁK P, ŽID T, HADAŠ P (2012): Dendrochronological analysis and habitual stress diagnostic assessment of Norway spruce (*Picea abies*) stands in the Drahaný Highlands. *Wood Research Slovakia* 57 (2): 189–206.
- SAGNARD F, PICHOT CH, DREYFUS P, JORDANO P, FADY B (2007): Modelling seed dispersal to predict seedling recruitment: recolonization dynamics in a plantation forest. *Ecological Modeling* 203: 464–474.
- SEFIDI K, MARVI MOHADJER, MR, ZOBEIRI M, ETEMAD V (2007): Investigation on dead trees effects on natural regeneration of Oriental beech and hornbeam in a mixed beech forest. *Iranian journal of Forests and Poplar Research* 15: 365-373.
- SEFIDI K, MOHADJER MRM, MOSANDL R, COPENHEAVER CA (2011): Canopy gaps and regeneration in old-growth Oriental beech (*Fagus orientalis* Lipsky) stands, northern Iran. *Forest Ecology and Management* 262: 1094–1099.
- SEIDL R, SCHELHAAS MJ, RAMMER W, VERKERK PJ (2014): Increasing forest disturbances in Europe and their impact on carbon storage. *Nature Climate Change* 4: 806–810.
- SENEVIRATNE SI, LÜTHI D, LITSCHI M, SCHÄR C (2006): Land–atmosphere coupling and climate change in Europe. *Nature* 443(7108): 205-209.
- SHAHVERDI M, DASHTI H, TAGHIYARI HR, HESHMATI S, GHOLAMIYAN H, HOSSEIN MA (2013): The Impact of red heartwood on drying characteristics and mass transfer coefficients in beech wood. *Austrian Journal of Forest Science* 130: 85-101.

- SHANNON CE (1948): A mathematical theory of communications. *Bell System Technical Journal* 27: 379–423.
- SCHELHAAS MJ, HENGEVELD G, MORIONDO M, REINDS GJ, KUNDZEWICZ ZW, TER MAAT H, BINDI M (2010): Assessing risk and adaptation options to fires and windstorms in European forestry. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 15: 681–701.
- SCHELHAAS MJ, NABUURS GJ, HENGEVELD G, REYER C, HANEWINKEL M, ZIMMERMANN N E., CULLMANN D (2015): Alternative forest management strategies to account for climate change-induced productivity and species suitability changes in Europe. *Regional Environmental Change* 15: 1581–1594.
- SCHMID I (2002): The influence of soil type and interspecific competition on the fine root system of Norway spruce and European beech. *Basic and Applied Ecology* 3: 339–355.
- SCHULTE JB, BUONGIORNO J (1998): Effects of uneven-aged silviculture on the stand structure, species composition, and economic returns of loblolly pine stands. *Forest Ecology and Management* 111(1): 83-101.
- SCHULZE ED, AAS G, GRIMM GW, GOSSNER MM, WALENTOWSKI H, AMMER C, KÜHN I, BOURIAUD O, VON GADOW K (2016): A review on plant diversity and forest management of European beech forests. *European journal of forest research* 135: 51–67.
- SCHULZE ED, BOURIAUD L, BUSSLER H, GOSSNER M, WALENTOWSKI H, HESSENMÖLLER D, BOURIAUD O, GADOW KV, KLOTZ S (2014): Opinion paper: forest management and biodiversity. *Web Ecology* 14: 3–10.
- SCHÜTZ JP (1989): Zum Problem der Konkurrenz in Mischbeständen. *Schweiz. Z. Forstwes* 140(12): 1069-1083.
- SCHÜTZ JP (1999): Close-to-nature silviculture: is this concept compatible with species diversity? *Forestry* 72(4): 359-366.
- SCHÜTZ JP (2001): Plenterwald und weitere Formen strukturierter und gemischter Wälder. *Parey*.
- SCHÜTZ JP (2002): Silvicultural tools to develop irregular and diverse forest structures. *Forestry* 75(4): 329-337.
- SCHWEIN-GGRUBER FH, ECKSTEIN D, SERRE-BACHET F, BRÄKER OU (1990): Identification, presentation and interpretation of event years and pointer years in dendrochronology. *Dendrochronologia* 8: 8–38.

- SIDOR CG, POPA I, VLAD R, CHERUBINI P (2015): Different tree-ring responses of Norway spruce to air temperature across an altitudinal gradient in the Eastern Carpathians (Romania). *Trees* 29(4): 985-997.
- SIMON J, WALDHECKER P, BRÜGGEMANN N, RENNENBERG H (2010): Competition for nitrogen sources between European beech (*Fagus sylvatica*) and sycamore maple (*Acer pseudoplatanus*) seedlings. *Plant Biology* 12, 453-458.
- SIMPSON EH (1949): Measurement of diversity. *Nature* 163: 688.
- SKOVSGAARD JP, VANCLAY JK (2013): Forest site productivity: a review of spatial and temporal variability in natural site conditions. *Forestry* 86(3): 305-315.
- SLANAŘ J, VACEK Z, VACEK S, BULUŠEK D, ČUKOR J, ŠTEFANČÍK I, BÍLEK L, KRÁL J (2017): Long-term transformation of submontane spruce-beech forests in the Jizerské hory Mts.: dynamics of natural regeneration. *Central European Forestry Journal* 63: 4: 212–224.
- SMEJKAL J, SKOBLÍK J et al. (1999): Oblastní plán rozvoje lesů – PLO 21 – Jizerské hory a Ještěd. Brandýs n. L., ÚHÚL pobočka Jablonec n. Nis., 242 s. + příl.
- SOHNGEN B, BROWN S (2006): The influence of conversion of forest types on carbon sequestration and other ecosystem services in the South Central United States. *Ecological Economics* 57(4): 698-708.
- SOUČEK J (2001): Height growth and the movement of heights between the height classes in the stand converted to the selective forest. In *Pestovanie lesa v zmenených ekologických podmienkach*, Zvolen, 5-6 Sep 2000. Technická Univ. vo Zvolene.
- SOUČEK J (2002): Conversion of forest managed under systems involving coupes to a selection forest on an example of the Opuky research area. *Journal of Forest Science* 48: 1-7.
- SOUČEK J (2006): Úprava druhové skladby borových porostů. *Lesnická práce* 85: 07/06.
- SOUČEK J, TESAŘ V (2008): Metodika přestavby monokultur na stanovištích přirozených smíšených porostů. VÚLHM, Opočno, 37 p.
- SPATHELF P, VAN DER MAATEN E, VAN DER MAATEN-THEUNISSEN M, CAMPIOLI M, DOBROWOLSKA D (2014): Climate change impacts in European forests: the expert views of local observers. *Annals of Forest Science* 71(2): 131-137.
- SPELLMANN H (2005): Produziert der Waldbau am Markt vorbei? *Allgemeine Forstzeitschrift - Der Wald* 60: 454-459.
- SPETICH AM, LIECHTY HO, STANTURF JA, MARION DA, LUCKOW K, MEIER CE, GULDIN JM (2002): Coarse woody debris of a prerestoration shortleaf pinebluestem forest. In

- Outcalt K.W. (ed.), Proceedings of the eleventh biennial southern silvicultural research conference, 22–22. march 2001, Knoxville, Tennessee, NC: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Southern Research Station, Asheville, pp. 615-619.
- SPIECKER H (1999): Overview of recent growth trends in European forests. *Water, Air, & Soil Pollution* 116, 33–46.
- SPIECKER H (2000): The growth of Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst.) in Europe within and beyond its natural range. In *Forest ecosystem restoration: ecological and economical impacts of restoration processes in secondary coniferous forests*. Proceedings of the International Conference, Vienna, Austria, 10-12 April, 2000. Institute of Forest Growth Research, pp. 247-256.
- SPIECKER H, HANSEN J, KLIMO E, SKOVSGAARD JP, STERBA H, VON TEUFFEL K (2004): Norway spruce conversion options and consequences. Brill, Leiden.
- SPIECKER H, HANSEN J, KLIMO E, SKOVSGAARD JP, STERBA H, VON TEUFFEL K (eds.) (2004): Norway spruce conversion: options and consequences. Leiden, Brill: 320 s.
- SPIES TA (1998): Forest structure: a key to the ecosystem. *Northwest Science* 72: 34–39.
- STANTURF J A, PALIK BJ, DUMROESE RK (2014): Contemporary forest restoration: a review emphasizing function. *Forest Ecology and Management*, 331: 292–323.
- STEFFEN W, CRUTZEN PJ, MCNEILL JR (2007): The Anthropocene: are humans now overwhelming the great forces of nature. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 36: 614–621.
- STERBA H, ZINGG A (2001): Target diameter harvesting—a strategy to convert even-aged forests. *Forest Ecology and Management* 151(1-3): 95-105.
- STOYAN D, STOYAN H (1992): *Fraktale Formen und Punktfelder: Methoden der Geometrie-Statistik*. Berlin, Akademie verlag GmbH: 395 p.
- SUVANTO S, NÖJD P, HENTTONEN HM, BEUKER E, MÄKINEN H (2016): Geographical patterns in the radial growth response of Norway spruce provenances to climatic variation. *Agricultural and Forest Meteorology* 222: 10-20.
- SZWAGRZYK J, SZEWCZYK J, BODZIARCZYK J (2001): Dynamics of seedling banks in beech forest: results of a 10-year study on germination, growth and survival. *Forest Ecology and Management* 141: 237–250.
- SZYMURA TH (2005): Silver fir sapling bank in seminatural stand: individuals architecture and vitality. *Forest Ecology and Management* 212(1-3): 101-108.
- ŠACH F (1996): Převod lesa pasečného na les výběrný. *Lesnictví-Forestry* 42(10): 481-486.
- ŠÁLY R (1978): *Pôda, základ lesnej produkcie*. Bratislava: Príroda.

- ŠTEFANČÍK I (2015): Growth, structure and production of beech stands with different thinning regimes. The National Forest Centre, Zvolen.
- ŠTÍCHA V, KUPKA I, ZAHRADNÍK D, VACEK S (2010): Influence of micro-relief and weed competition on natural regeneration of mountain forests in the Šumava Mountains. *Journal of forest science* 56: 218–224.
- ŠVEC O, BÍLEK L, REMEŠ J, VACEK Z (2015): Analysis of operational approach during forest transformation in Klokočná Range, Central Bohemia. *Journal of Forest Science* 61(4): 148-155.
- TEMPERLI C, BUGMANN H, ELKIN C (2013): Cross-scale interactions among bark beetles, climate change, and wind disturbances: a landscape modeling approach. *Ecological Monographs* 83(3): 383-402.
- TER BRAAK CJF, ŠMILAUER P (2002): CANOCO reference manual and CanoDraw for Windows User's guide: software for canonical community ordination (version 4.5). – Microcomputer Power, Ithaca.
- TEREK J, DOBROVIČ J (2013): Ecologically active surface, the basis for the study and evaluation of ecological functions. In: 4th International Conference „To Protect Our Global Environment of Future Generation“, Obuda University, Budapest, 2013, pp. 149-157.
- TESAŘ V (1999): Přírodě blízké způsoby hospodaření v lesích. In: Přírodě blízké způsoby hospodaření v lesích chráněných krajinných oblastí. Průhonice 30. 3. 1999. Ed. P. Moucha. Praha, SCHKO ČR, s. 31 – 40.
- TESAŘ V (2006): Voľné združenie lesnícky orientovaných jednotlivcov a organizácií mysliacich a konajúcich v zmysle zásad prírode blízkeho obhospodarovania lesa. *Pro Silva Slovakia*.
- TESAŘ V, KLIMO E, KRAUS M, SOUČEK J (2004): Dlouhodobá přestavba jehličnatého lesa na Hetlíně – kutnohorské hospodářství. MZLU v Brně, Brno, 60 p.
- TESAŘ V, KLIMO E (2004): Pěstování smrku u nás av Evropě. Sborník příspěvků ze semináře Smrk–dřevina budoucnosti. *Svoboda nad Úpou* 23(24): 7-18.
- TEUFFEL KV, HEINRICH B, BAUMGARTEN M (2004): Present distribution of secondary Norway spruce in Europe. In Spiecker H., Hansen J., Klimo E., Skovsgaard J.P., Sterba H., von Teuffel K. (ed.), *Norway spruce conversion – Options and consequences*. EFI Research Report 18. Brill Academic Publishers, Leiden, pp. 63-96.

- THOMAS E, JALONEN R, LOO J, BOSHIER D, GALLO L, CAVERS S, BORDÁCS S, SMITH P, BOZZANO M (2014): Genetic considerations in ecosystem restoration using native tree species. *Forest Ecology and Management* 333: 66–75.
- THOMPSON I, MACKEY B, MCNULTY S, MOSSELER A (2010): A synthesis on the biodiversity-resilience relationships in forest ecosystems. In: Koizumi T, Okabe K, Thompson, I., Sugimura, K., Toma, T., Fujita, K. (eds.): *The Role of Forest Biodiversity in the Sustainable Use of Ecosystem Goods and Services in Agro-Forestry, Fisheries, and Forestry*. Ibaraki, Japan, Forestry and Forest Products Research Institute: 9–19.
- TROTSIUK V, HOBI M L, COMMARMOT B (2012): Age structure and disturbance dynamics of the relic virgin beech forest Uholka (Ukrainian Carpathians). *Forest Ecology and Management* 265: 181-190.
- TRUHLÁŘ J (1995): Results of conversions to the selection forest in the Masarykův les Training Forest Enterprise. *Lesnictví-Forestry* 41(3): 97-107.
- ÚHÚL (2020): Oblastní plán rozvoje lesů: Přírodní lesní oblast 21 – Jizerské hory a Ještěd (platnost 2021-2040). ÚHÚL Brandýs nad Labem, 597 s.
- ÚRADNÍČEK L, MADĚRA P, TICHÁ S, KOBLÍŽEK J (2009): *Dřeviny České republiky*. Lesnická práce s. r. o., Kostelec nad Černými lesy.
- URLI M, THIFFAULT N, BARRETTE M, BÉLANGER L, LEDUC A, CHALIFOUR D (2017): Key ecosystem attributes and productivity of boreal stands 20 years after the onset of silviculture scenarios of increasing intensity. *Forest Ecology and Management* 389: 404-416.
- VACEK S, LOKVENC T, SOUČEK J (1997): Změny druhové skladby v lesních ekosystémech Krkonoš. In: *Geoekologiczne problemy Karkonoszy. Materiały z sesji naukowej w Przesiece, Przesieka 15. – 18. X. 1997. Tom 2. Poznań, Wydawnictwo Acarus 1998, 177 – 184 s.*
- VACEK S, SOUČEK J, PODRÁZSKÝ V (1999): Porostní poměry, obnova a stabilizace komplexu Jizerskohorských bučin. In: *Sborník Severočeského muzea. Přírodní vědy* 21. Liberec, Severočeské muzeum, s. 17 – 44.
- VACEK S, VANČURA K, ZINGARI PC, JENÍK J, SIMON J, SMEJKAL J, VANČURA K. (2003): *Horské lesy České republiky*. Praha, Ministerstvo zemědělství České republiky, 313 s.
- VACEK S, BALCAR V (2004): Sustainable management of mountain forests in the Czech Republic. *Journal of Forest Science* 50(11): 526-532.
- VACEK S, VACEK Z, SCHWARZ O, RAJ A, NOSKOVÁ I, BALCAR Z, BULUŠEK D, BARTOŠÍK Z, ROLÍNKOVÁ V, HIRSCHOVÁ E, ZAHRADNÍK D, MIKESKA M, HYNEK V, BALÁŠ M,

- BÍLEK L, MALÍK V, ŠOLC R, BEDNAŘÍK J (2009): Obnova lesních porostů na výzkumných plochách v národních parcích Krkonoš. Lesnická práce, s. r. o., Kostelec nad Černými lesy.
- VACEK S, VACEK Z, SCHWARZ O, RAJ A, BÍLEK L, NOSKOVÁ I, BALCAR Z, ZAHRADNÍK D, BALÁŠ M, BEDNAŘÍK J, MIKESKA M, SIMON J, MINX T, MATĚJKA K (2010): Struktura a vývoj lesních porostů na výzkumných plochách v národních parcích Krkonoš. Lesnická práce, s. r. o., Kostelec nad Černými lesy.
- VACEK S, HEJCMAN M (2012): Natural layering, foliation, fertility and plant species composition of a *Fagus sylvatica* stand above the alpine timberline in the Giant (Krkonoše) Mts., Czech Republic. *European Journal of Forest Research* 131: 799–810.
- VACEK S, MOUCHA P, BÍLEK L, MIKESKA M, REMEŠ J, SIMON J, HYNEK V, ŠRŮTKA P, SCHWARZ O, MÁNEK J, BALÁŠ M, DORT M, PODRÁZSKÝ V, HEJCMAN M, HEJCMANOVÁ P, MÁLKOVÁ J, STONAWSKI J, BEDNAŘÍK J, VACEK Z, MALÍK K, ŠTÍCHA V, BULUŠEK D (2012a): Péče o lesní ekosystémy v chráněných územích ČR, Ministerstvo životního prostředí ČR, Praha, 896 p.
- VACEK, S., SCHWARZ, O., MIKESKA, M., HUŠEK, J., BÍLEK, L., VACEK, Z., BALÁŠ, M., BULUŠEK, D., HEJCMANOVÁ, P., ŠTÍCHA, V., ANDĚL, P., MINX, A., HANIŠ, J. (2012b): Východiska ekologicky orientovaného managementu lesních ekosystémů v CHKO Jizerské hory a Krkonošském národním parku. Praha, Česká zemědělská univerzita, 198 s.
- VACEK S, VACEK Z, PODRÁZSKÝ V, BÍLEK L, BULUŠEK D, ŠTEFANČÍK I, REMEŠ J, ŠTÍCHA V, AMBORŽ R (2014): Structural Diversity of Autochthonous Beech Forests in Broumovské Stěny National Nature Reserve, Czech Republic. *Austrian Journal of Forest Science* 131(4): 191-214.
- VACEK S, HŮNOVÁ I, VACEK Z, HEJCMANOVÁ P, PODRÁZSKÝ V, KRÁL J, PUTALOVÁ T, MOSER WK (2015a): Effects of air pollution and climatic factors on Norway spruce forests in the Orlické hory Mts. (Czech Republic), 1979–2014. *European Journal of Forest Research* 134: 1127–1142.
- VACEK S, VACEK Z, BULUŠEK D, BÍLEK L, SCHWARZ O, SIMON J, ŠTÍCHA V (2015b): The role of shelterwood cutting and protection against game browsing for the regeneration of silver fir. *Austrian Journal of Forest Science* 132(2): 81-102.
- VACEK S, ČERNÝ T, VACEK Z, PODRÁZSKÝ V, MIKESKA M, KRÁLÍČEK I (2017a): Long-term changes in vegetation and site conditions in beech and spruce forests of lower mountain ranges of Central Europe. *Forest Ecology and Management* 398: 75-90.



- VACEK Z, BULUŠEK D, VACEK S, HEJCMANOVÁ P, REMEŠ J, BÍLEK L, ŠTEFANČÍK I (2017b): Effect of microrelief and vegetation cover on natural regeneration in European beech forests in Krkonoše national parks (Czech Republic, Poland). *Austrian Journal of Forest Science* 134: 75-96.
- VACEK, Z., PROKŮPKOVÁ, A., VACEK, S., CUKOR, J., BÍLEK, L., GALLO, J., BULUŠEK, D. (2020): Silviculture as a tool to support stability and diversity of forests under climatic change: study from Krkonoše Mountains. *Central European Forestry Journal*, 66: 2: 116–129.
- VACEK Z, VACEK S, BÍLEK L, KRÁL J, REMEŠ J, BULUŠEK D, KRÁLÍČEK I (2014): Ungulate impact on natural regeneration in spruce-beech-fir stands in Černý důl nature reserve in the Orlické Hory mountains, case study from central Sudetes. *Forests*, 5: 2929–2946.
- VACEK Z, VACEK S, BÍLEK L, REMEŠ J, ŠTEFANČÍK I (2015): Changes in horizontal structure of natural beech forests on an altitudinal gradient in the Sudetes. *Dendrobiology* 73: 33–45.
- VACEK Z, VACEK S, PODRÁZSKÝ V, KRÁL J, BULUŠEK D, PUTALOVÁ T, BALÁŠ M, KALOUSKOVÁ I, SCHWARZ O (2016): Structural diversity and production of alder stands on former agricultural land at high altitudes. *Dendrobiology* 75: 31–44.
- VACEK, Z., VACEK, S., SLANAŘ, J., BÍLEK, L., BULUŠEK, D., ŠTEFANČÍK, I., KRÁLÍČEK, I., VANČURA, K. (2019): Adaption of Norway spruce and European beech forests under climate change: from resistance to close-to-nature silviculture. *Central European Forestry Journal*, 65: 2: 129–144.
- VAKULA J, ZÚBRIK M, GALKO J, GUBKA A, KUNCA A, NIKOLOV CH, BOŠEĽA M (2015): Influence of selected factors on bark beetle outbreak dynamics in the Western Carpathians. *Lesnícky časopis – Forestry Journal* 61(3): 149–156.
- VANBERGEN AJ, WOODCOCK AD, WATT AD, NIEMELA J (2005): Effect of land-use heterogeneity in carabid communities at the landscape level. *Ecography* 28: 3-16.
- VAPAAVUORI EM, RIKALA R, RYYPÖ A (1992): Effects of root temperature on growth and photosynthesis in conifer seedlings during shoot elongation. *Tree Physiology* 10(3): 217-230.
- VON LÜPKE B, AMME C, BRUCIAMACCHIE M, BRUNNER A, CEITEL J, COLLET C, DEULEUZE C, DI PLACIDO J, HUSS J, JANKOVIC J, KANTOR P, LARSEN JB, LEXER M, LÖF M, LONGAUER R, MADSEN P, MODRZYNSKI J, MOSANDL R, PAMPE A, POMMERENING A, STEFANCIK I, TESAR V, THOMPSON R, ZIENTARSKI J (2004): Chapter 5. Silvicultural

- strategies for conversion. In Spiecker H., Hansen J., Klimo E., Skovsgaard J.P., Sterba H., von Teuffel K. (ed.), Norway spruce conversion – Options and consequences. EFI Research Report 18. Brill Academic Publishers, Leiden, pp. 121-164.
- VON OHEIMB G, WESTPHAL C, TEMPEL H, HÄRDTLE W (2005): Structural pattern of a near-natural beech (*Fagus sylvatica*) forest (Serrahn, North-east Germany). *Forest Ecology and Management* 212: 253–263.
- VRŠKA T, HORT L, ODEHNALOVÁ P, HORAL D, ADAM D (2001): The Boubín virgin forest after 24 years (1972–1996) – development of tree layer. *Journal of Forest Science* 47: 439–459.
- WAGNER S (2004): Möglichkeiten und Beschränkungen eines funktionsorientierten Waldbaus. *Forst und Holz* 59: 105–111.
- WAGNER S, MADSEN P, AMMER C (2009): Evaluation of different approaches for modelling individual tree seedling height growth. *Trees*. 23: 701-715.
- WAGNER F, RUTISHAUSER E, BLANC L, HERAULT B (2010): Effects of plot size and census interval on descriptors of forest structure and dynamics. *Biotropica* 42(6): 664-671.
- WENYING J, YUFEN C, XIAOXIAO Y, SHILING Y (2013): Chinese Loess Plateau vegetation since the Last Glacial Maximum and its implications for vegetation restoration. *Journal of Applied Ecology* 50: 440–448.
- WESOŁOWSKI T (2005): Virtual conservation: how the European Union is turning a blind eye to its vanishing primeval forests. *Conservation Biology* 19(5): 1349-1358.
- WIJDEVEN SMJ (2003): Stand Dynamics in Fontainebleau. *Dynamics in Beech Forest Structure and Composition over 17 Years in La Tillaie Forest Reserve, Fontainebleau, France*. Alterra, Wageningen, 56 p.
- WINTER S (2012): Forest naturalness assessment as a component of biodiversity monitoring and conservation monitoring and conservation management. *International Journal of Forestry* 85(2): 293-304.
- WUETHRICH B (2007): Biodiversity. Reconstructing Brazil's Atlantic rainforest. *Science* 315: 1070–1072.
- YAMAGUCHI DK (1991): A simple method for cross-dating increment cores from living trees. *Canadian Journal Forest Research* 21: 3:414–416.
- ZALASIEWICZ J, WILLIAMS M, STEFFEN W, CRUTZEN P (2010): The new world of the Anthropocene. *Environmental Science & Technology*, 44: 2228–2231.
- ZENNER EK, SAGHEB-TALEBI K, AKHAVAN R, PECK JE (2015): Integration of small-scale canopy dynamics smoothes live-tree structural complexity across development stages

in old-growth Oriental beech (*Fagus orientalis* Lipsky) forests at the multi-gap scale.  
Forest Ecology and Management 335: 26-36.

ZERBE S (2002): Restoration of natural broad-leaved woodland in Central Europe on sites  
with coniferous forest plantations. Forest Ecology and Management 167(1): 27-42.

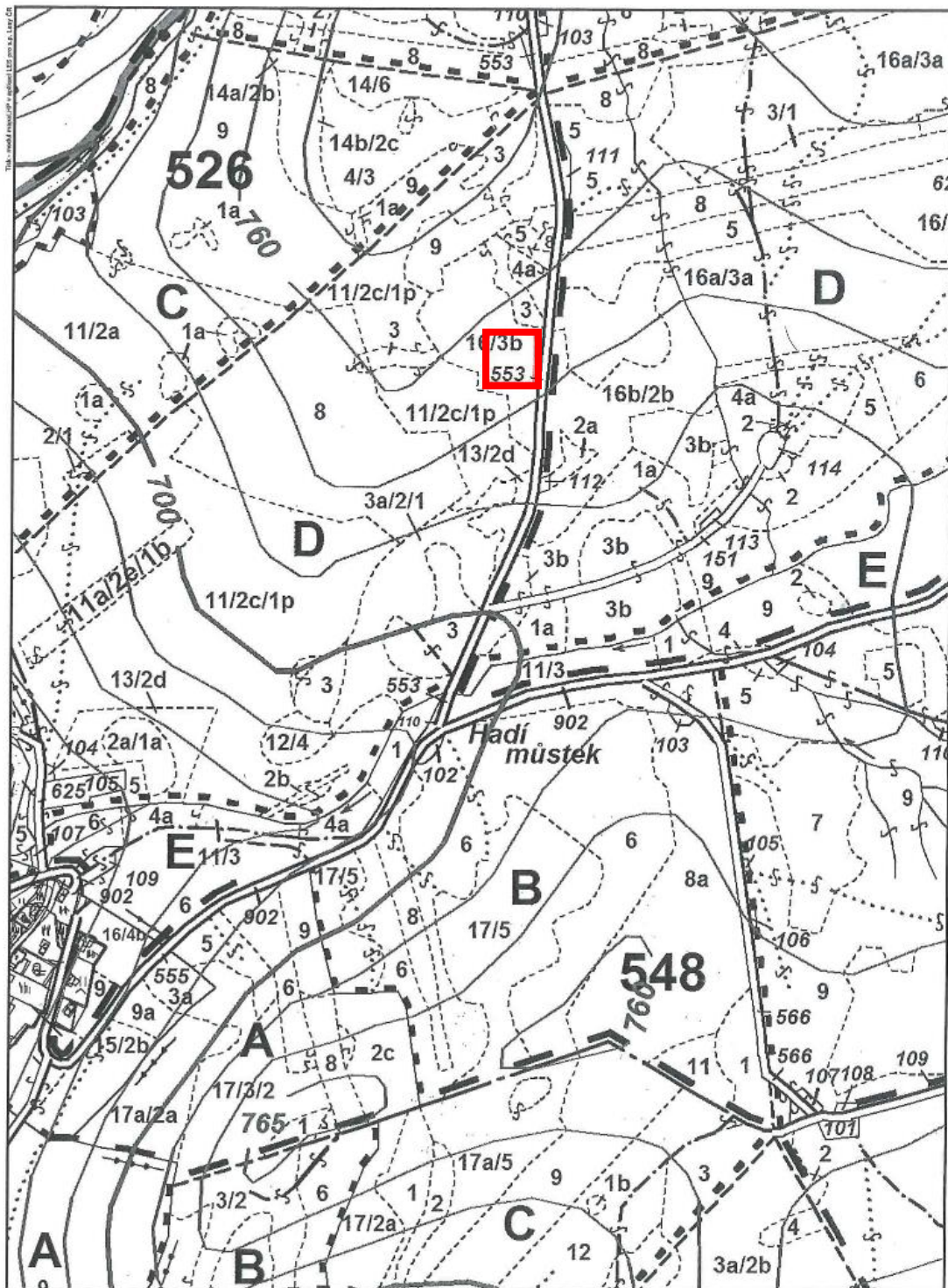
## 9. Seznam zkratek

ČR	Česká republika
GIS	Geografický informační systém
HS	hospodářský soubor
HÚL	hospodářská úprava lesů
CHS	cílový hospodářský soubor
CHKO	chráněná krajinná oblast
LČR	Lesy České republiky, s. p., Hradec Králové
LHC	lesní hospodářský celek
LHP	lesní hospodářský plán
LS	lesní správa
LVS	lesní vegetační stupeň
MZe	Ministerstvo zemědělství ČR
N	rozsah základního statistického souboru
Obr.	obrázek
OPRL	oblastní plán rozvoje lesů
PLO	přírodní lesní oblast
Tab.	tabulka
TVP	trvalá výzkumná plocha
ÚHÚL	Ústav pro hospodářskou úpravu lesů
VÚLHM	Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti

## 10. Přílohy

### 10.1. Porostní mapy TVP 1-8

#### 10.1.1. Porostní mapa TVP 1



LS Jablonec nad Nisou - Peklo

LHC Tanvald

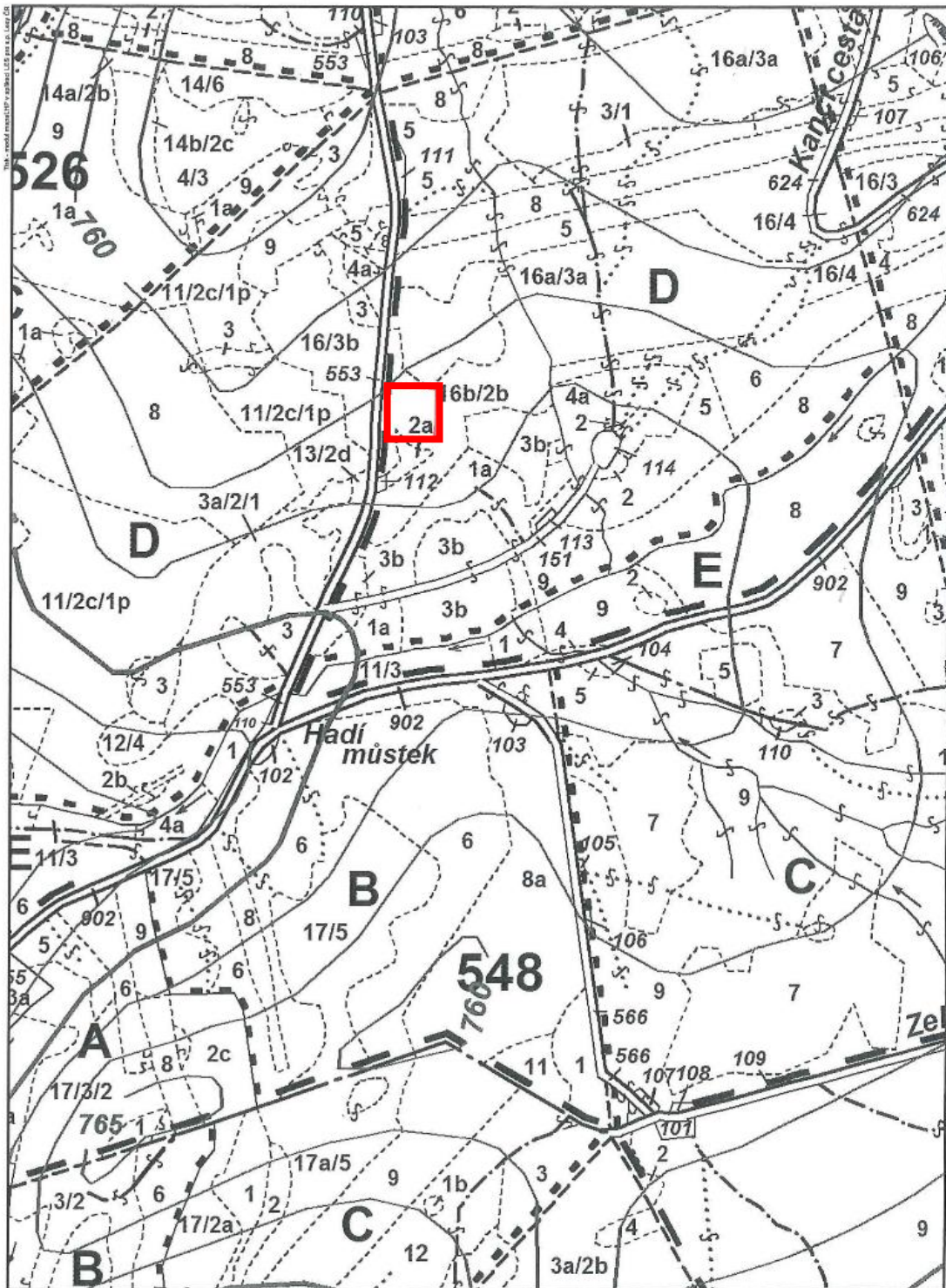
1 : 5 000

TVP 1





10.1.2. Porostní mapa TVP 2



LS Jablonec nad Nisou - Peklo

LHC Tanvald

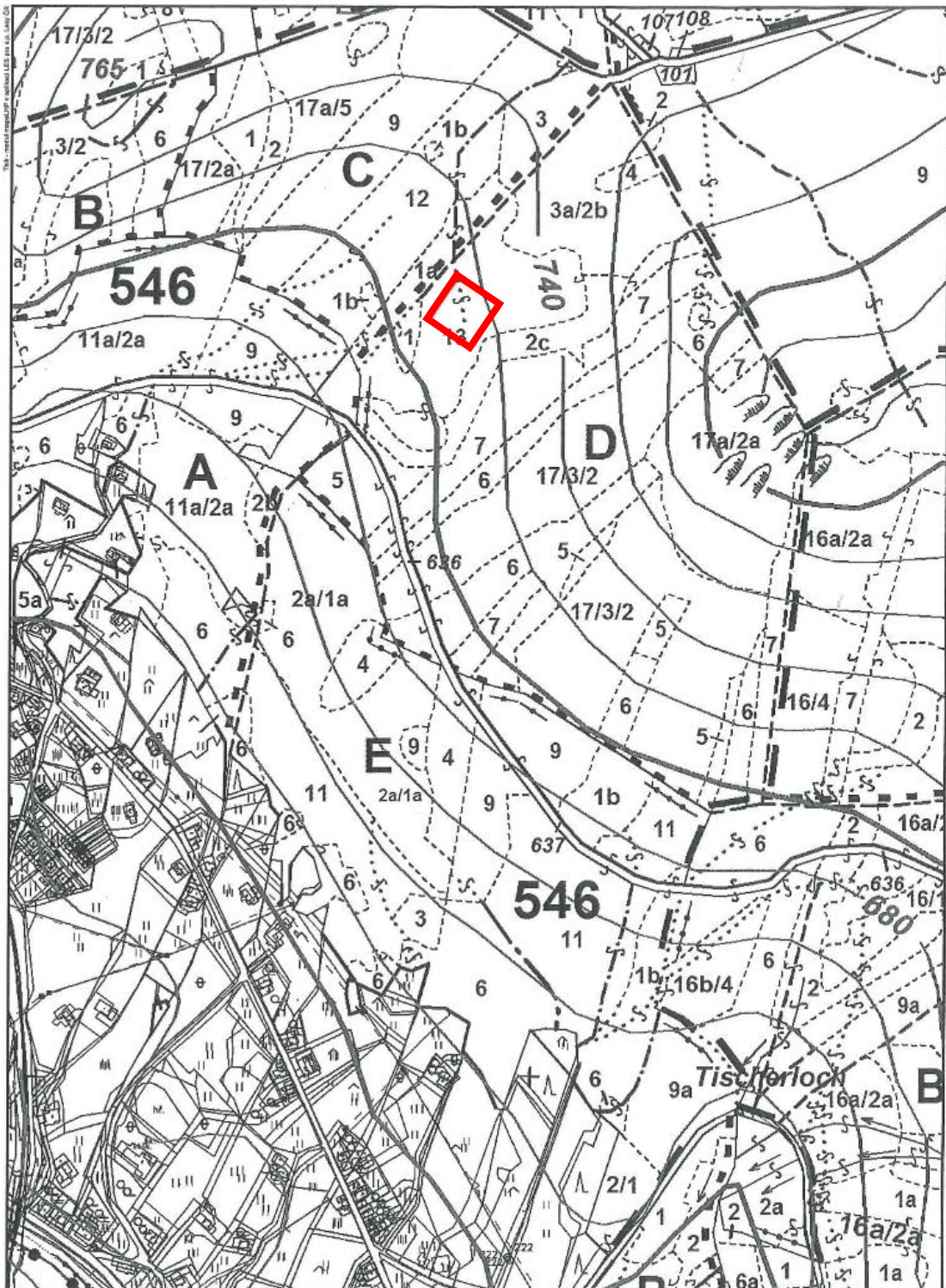
1 : 5 000

TVP 2





10.1.3. Porostní mapa TVP 3



LS Jablonec nad Nisou - Peklo

LHC Tanvald

1 : 5 000

TVP 3

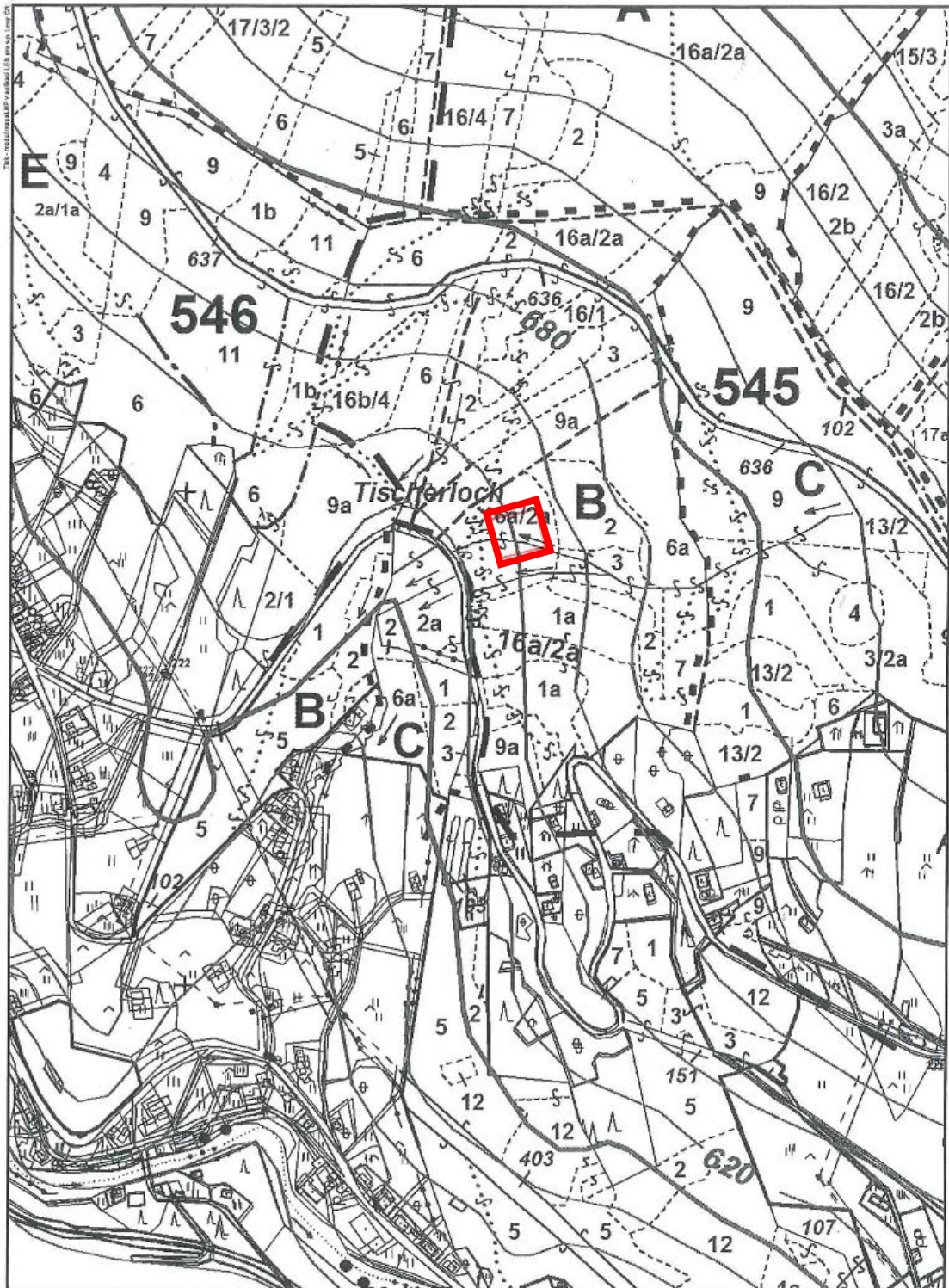








10.1.5. Porostní mapa TVP 5



LS Jablonec nad Nisou - Peklo

LHC Tanvald

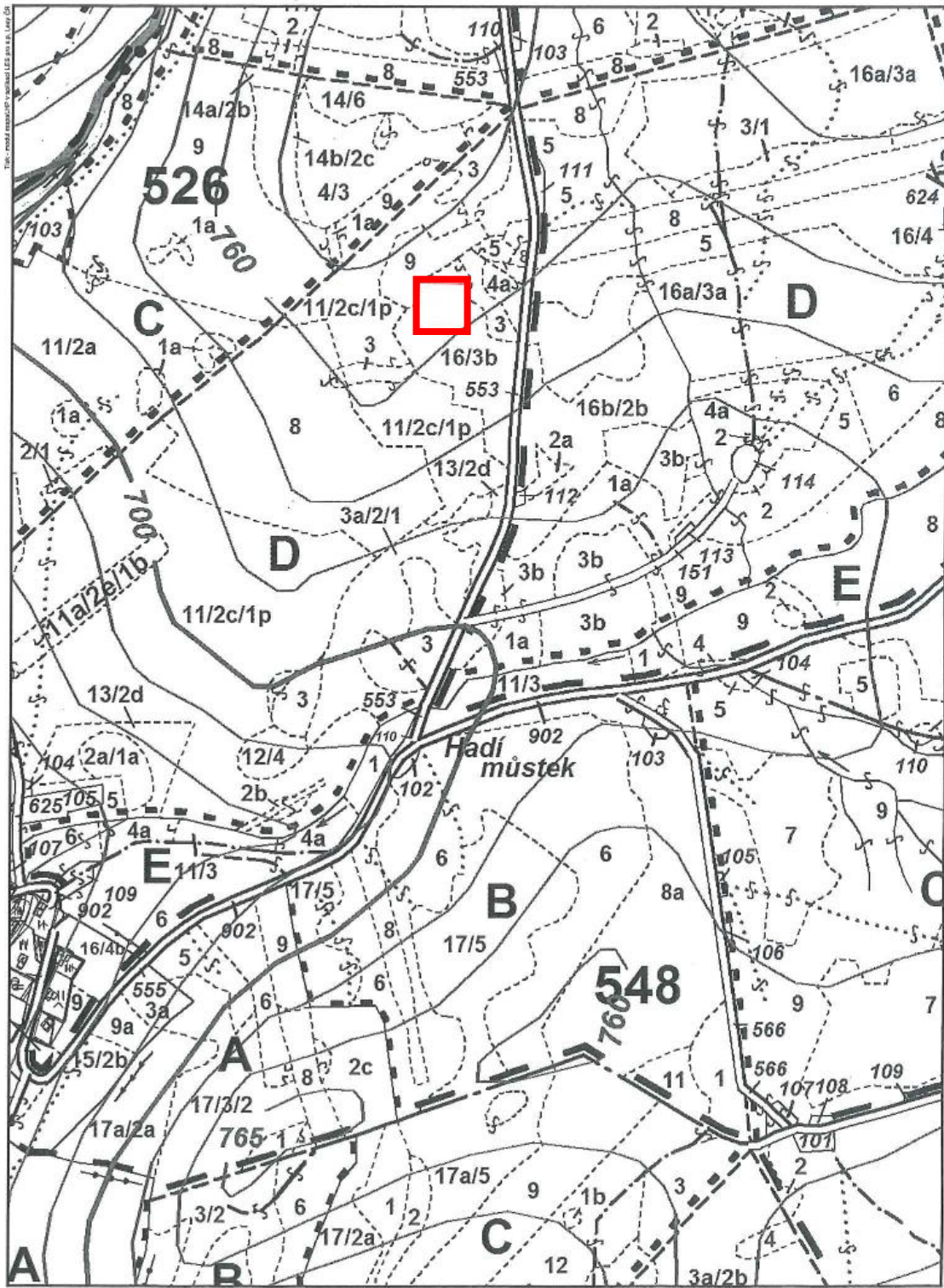
1 : 5 000

TVP 5





10.1.6. Porostní mapa TVP 6



LS Jablonec nad Nisou - Peklo

LHC Tanvald

1 : 5 000

TVP 6







