

UNIVERZITA HRADEC KRÁLOVÉ

Přírodovědecká fakulta

Katedra: Biologie

Analýza vývoje stanovištních a porostních poměrů lesních ekosystémů s dominantním bukem lesním ve vybraných rezervacích v CHKO Orlické hory

Disertační práce

Autor: PhDr. Ivo Králíček
Studijní program: Biologie D
Studijní obor: Aplikovaná biologie a ekologie
Školitel: Prof. RNDr. Stanislav Vacek, DrSc.

„Prohlašuji, že jsem disertační práci na téma Analýza vývoje stanovištních a porostních poměrů lesních ekosystémů s dominantním bukem lesním ve vybraných rezervacích v CHKO Orlické hory vypracoval samostatně a uvedl v seznamu literatury všechny zdroje, ze kterých jsem vycházel.“

V Hradci Králové dne 31. 3. 2017

.....
PhDr. Ivo Králíček

Poděkování

Za odborné vedení, rady a vstřícnost děkuji svému školiteli prof. RNDr. Stanislavu Vackovi, DrSc. Za pomoc v terénu Ing. Janu Královi, za pomoc se zpracováním statistických dat Ing. Zdeňku Vackovi, PhD. Za jazykovou korekturu Mgr. Svatavě Šimůnkové. Velký dík patří všem mým nejbližším za podporu, trpělivost a pochopení, kterou mi po celou dobu studia poskytovali.

Výzkum byl finančně opakovaně podpořen v letech 2013, 2014 a 2015 ze SV (specifického výzkumu: 2104/2013, 2113/2014 a 2112/2015) na Univerzitě Hradec Králové.

Abstrakt

Tato práce se zabývá problematikou stanovištních a porostních poměrů a zejména pak struktury a vývoje smrkobukových porostů ve vrcholových partiích Orlických hor. Cílem studie bylo popsat stanovištní poměry, strukturu přirozené obnovy a stromového patra, zhodnotit jejich dosavadní vývoj a predikovat jejich budoucí modelový vývoj. Na základě podrobné analýzy stanovištních a porostních poměrů vytvořit exaktní podklady pro rámcové zásady péče o tyto ekosystémy ve studovaných rezervacích a v obdobných stanovištních a porostních poměrech v Orlických horách. K tomuto účelu bylo využito pět trvalých výzkumných ploch (TVP) o rozměrech 50 × 50 m, které jsou dlouhodobě sledované. Ze stanovištních poměrů byly studovány zejména půdní a fytocenologické poměry, a to ve vazbě na klimatické a imisní poměry. Po naměření základních biometrických dat byla hodnocena druhová, prostorová a částečně i věková struktura ve vazbě na radiální růst. V rámci hodnocení stromového patra byli měřeni a klasifikováni všichni jedinci na trvalých výzkumných plochách s výčetní tloušťkou větší než 5 cm. Získaná data byla následně vyhodnocena matematicko-statistickými metodami. Vizualizace horní etáže stromového patra a simulace vývoje byla provedena pomocí růstového simulátoru biodynamiky lesa – SIBYLA.

Klíčová slova: stanovištní poměry, porostní poměry, struktura lesních porostů, vývoj lesních porostů, *Fagus sylvatica*, *Picea abies*, CHKO Orlické hory.

Abstract

This doctoral thesis examines the issue of the habitat and stand conditions, especially the structure and development of the spruce-beech habitat in the summit parts of the Orlické Mountains. The purpose of this thesis is to describe the habitat conditions, the structure of natural regeneration and tree layer, to evaluate their recent development and predict their future model development. On the basis of a detailed analysis of the habitat and stand conditions, the author aims to develop exact guidelines for the framework management rules of these ecosystems in the explored protected areas, as well as in similar habitat and stand conditions in the Orlické Mountains. For this purpose, the author used five permanent research plots (PRP) with dimensions 50×50 m, which were monitored for a long time. The habitat conditions included especially the examination of the soil and phytocenological conditions with respect to the climate and air pollution. After the measurement of the basic biometric data, type, spatial and partially age structure were evaluated with respect to the radial growth. Within the evaluation of the tree layer, all individuals in the permanent research plots with breast-height diameter higher than 5 cm were measured and classified. The collected data were consequently assessed by using mathematical and statistical methods. Visualization of the upper layer of the tree layer and simulation of its development was performed by using a growth simulator of the forest bio-dynamics called SIBYLA.

Klíčová slova: habitat conditions, stand conditions, structure of forest stands, *Fagus sylvatica*, *Picea abies*, Protected Area of the Orlické Mountains.

Obsah

Abstrakt	4
Abstract	5
Obsah.....	6
1. Úvod.....	11
2. Cíle práce.....	13
3. Rozbor problematiky.....	14
3.1 Zájmové území CHKO Orlické hory	14
3.1.1 NPR Bukačka	14
3.1.2 PR Sedloňovský vrch	15
3.1.3 PR Pod Vrchmezím	16
3.1.4 PR Komáří vrch.....	16
3.2 Stanovištní poměry bučin CHKO Orlické hory	17
3.2.1 Klimatické a imisní poměry	17
3.2.1.1 Klimatické poměry	17
3.2.1.2 Vliv znečišťujících látek a změn klimatu na bukové porosty.....	21
3.2.2 Geologie	25
3.2.3 Půdní poměry	27
3.2.4 Fytocenózy a vegetační stupňovitost.....	28
3.2.4 Lesní porosty CHKO Orlické hory.....	31
3.2.5 Ekologická charakteristika zastoupených dřevin	36
3.2.5.1 Charakteristika buku lesního (<i>Fagus sylvatica</i> L.).....	36
3.2.5.2 Charakteristika smrku ztepilého (<i>Picea abies</i> L., Karst.).....	39
3.2.5.3 Charakteristika jedle bělokoré (<i>Abies alba</i> Mill.)	41
3.2.5.4 Charakteristika javoru klenu (<i>Acer pseudoplatanus</i> L.).....	42
3.2.5.5 Charakteristika jeřábu ptačího (<i>Sorbus aucuparia</i> L.)	44
3.3 Porostní poměry	45
3.3.1 Struktura porostů a jejich problematika	45
3.3.1.1 Druhová skladba.....	46
3.3.1.2 Věková struktura	47
3.3.1.3 Prostorová struktura	48
3.3.1.4 Tloušťková struktura	49

3.3.1.5 Výšková struktura.....	49
3.3.2 Odumřelé dřevo.....	50
3.3.3 Přírozená obnova.....	52
3.3.4 Zdravotní stav porostů.....	53
3.3.5 Vývoj porostů.....	55
3.3.5.1 Velký vývojový cyklus lesa.....	55
3.3.5.2 Malý vývojový cyklus lesa.....	57
3.3.5.3 Další vývojové cykly lesa.....	59
3.3.5.3 Vývojové cykly lesa a disturbance v nich.....	62
3.4 Modelování lesních ekosystémů.....	64
3.5 Přírodě blízké obhospodařování lesních ekosystémů.....	65
4. METODIKA.....	68
4.1 Charakteristika trvalých výzkumných ploch.....	68
4.2 Metodika řešení.....	70
4.2.1 Stanovištní poměry.....	70
4.2.2 Struktura a vývoj porostů.....	71
4.2.3 Dendrochronologie.....	75
4.2.4 Odumřelé dřevo.....	76
4.2.5 Přírozená obnova porostů.....	77
4.2.6 Zdravotní stav porostů.....	78
4.2.7 Modelování porostů.....	79
5. VÝSLEDKY.....	80
5.1 Stanovištní poměry.....	80
5.1.1 Půdní poměry.....	80
5.1.2 Fytcenologické poměry.....	94
5.2 Porostní poměry.....	99
5.2.1 Druhová struktura.....	99
5.2.2 Věková struktura a radiální růst.....	99
5.2.3 Prostorová struktura.....	103
5.2.4 Tloušťková struktura.....	112
5.2.5 Výšková struktura.....	119
5.2.6 Odumřelé dřevo.....	124
5.2.7 Přírozená obnova.....	125
5.2.7.1 Struktura obnovy.....	125

5.2.7.2 Vliv zvěře na přirozenou obnovu	129
5.2.7.3 Vliv mikrostanovišť na přirozenou obnovu.....	133
5.2.8 Zdravotní stav porostů.....	137
5.3 Biodiverzita vyjádřená indexy.....	142
5.4 Modelový vývoj porostů	146
5.5 Vzájemné vztahy stanovištních a porostních parametrů	147
6. DISKUSE	149
7. ZÁVĚR.....	158
8. LITERATURA.....	159

Seznam zkratek

- A (H&Si)** – index shluku,
- AAS** – atomová absorpční spektrofotometrie,
- Ap (Pri)**– Arten-profil index,
- B (J&Di)** – porostní diverzita,
- CBP** – celkový běžný přírůst,
- CC** – stupeň zápoje (taxační zápoj),
- CPP** – celkový průměrný přírůst,
- ČHÚ** – Český hydrometeorologický ústav,
- d** – průměrná výčetní tloušťka,
- D₁ (Mai), D₂ (Mai)** – druhová bohatost,
- DBH** – výčetní tloušťka,
- PCA** – korespondenční analýza,
- E₁ (Pii), E₂ (Hii)** – druhová vyrovnanost,
- f** – výtvarnice,
- G** – výčetní kruhová základna,
- h** – střední porostní výška,
- H' (Si)** – druhová heterogenita,
- ICS (D&Mi)** - index velikosti klastru,
- LVS** – lesní vegetační stupeň,
- MZE** – Ministerstvo zemědělství,
- N** – počet stromů na ploše,
- NPR** – národní přírodní rezervace,
- OPRL** – oblastní plán rozvoje lesů,

PLO – přírodní lesní oblast,
PR – přírodní rezervace,
R (C&Ei) – agregační index,
RDA – analýza redundance,
SD – zakmenění,
SX – směrodatná odchylka,
SDI – index hustoty porostu,
SLT – soubor lesních typů,
TM_h (Fi) – výšková diferenciacie,
TM_d (Fi) – tloušťková diferenciacie,
TVP (PRP) – trvalá výzkumná plocha,
ÚHÚL – Ústav pro hospodářskou úpravu lesů,
v – průměrný objem stromu,
V – objem porostu,
 α (P&Mi) - index nenáhodnosti,
 λ (Sii) – druhová heterogenita.

1. Úvod

Disertační práce je na téma „Analýza vývoje stanovištních a porostních poměrů lesních ekosystémů s dominantním bukem lesním ve vybraných rezervacích v CHKO Orlické hory“, která se z velké části kryje s PLO Orlické hory (Přírodní lesní oblast Orlické hory). Tématika lesa, a to zejména stanovištních a porostních poměrů, se objevuje v řadě současných odborných studií, což je možné dokladovat řadou autorů, kteří se zabývají podobnou problematikou (CLOSSET-KOPP et al., 2006; KLOPCIČ A BONČINA, 2011; KUCBEL et al., 2012; RUGANI et al., 2013).

Buk lesní pokrýval v České republice v minulosti téměř 40 % lesní půdy, v současnosti je však jeho podíl nižší než 8 % (MZE, 2015). Ve středních polohách našich lesů, kde buk často v přirozených lesích dominoval a vytvářel i nesmíšené porosty, převládají nyní na mnoha místech jehličnaté (zejména smrkové) stejnověkové porosty. Význam buku pro české a evropské lesnictví však díky jeho odolnosti vůči abiotickým a biotickým stresorům, a také kvůli produkci kvalitního dříví stále narůstá. Buk je považován za klíčovou dřevinu pro zvyšování biodiversity lesů, která zároveň přispívá k ochraně půdy a vod, a významně se také podílí na stabilizaci lesních porostů. Mnohem větší důraz než dosud by však měl být kladen na jeho adaptabilitu a ekologickou stabilitu prostřednictvím zachování genofondu domácích populací (GÖMÖRY et al., 1998). Z těchto důvodů se neustále zvyšuje význam původních bukových porostů v místech, kde se zachovaly. Klíčovým úkolem se stává způsob jejich obhospodařování a především postupy zajišťující jejich obnovu. V současnosti získává buk své místo zpět jako dřevina s celou řadou pozitivních efektů na lesní prostředí, přičemž široká ekologická amplituda a značná pěstební plasticita jej staví do role stabilizujícího činitele našich lesních porostů. Buk proto není náhodou nejvýznamnější listnatou dřevinou, která se uplatňuje při přeměnách a přestavbách převážně nesmíšených jehličnatých porostů s přínosem pro biodiverzitu, ale i pro trvalost lesní produkce (POLANSKÝ, 1966).

Předpokladem pro zajištění potřebných cílů managementu je důkladná znalost průběhu přirozených procesů i důsledků aktivních pěstebních opatření, kterými se mění struktura porostů a ovlivňuje jejich další vývoj. Právě přesná znalost dopadů pěstebních opatření na strukturu a vývoj lesních porostů je podmínkou úspěchu těchto opatření pro zvýšení jejich přirozenosti či autoregulační schopnosti. Velmi důležitá je i znalost významu ekologických faktorů, které ovlivňují růst, vitalitu a regenerační procesy lesních ekosystémů. Tyto poznatky je možné získat

pouze dlouhodobým výzkumem struktury a vývoje lesních ekosystémů v daných stanovištních a porostních poměrech.

Výzkum, který je součástí této práce, přispěl ke kontinuitě dlouhodobého lesnického výzkumu, který probíhá na trvalých výzkumných plochách v Orlických horách po několik desetiletí. Výsledky plynoucí z výzkumu budou zajisté zohledňovány nejen při tvorbě plánu péče o studované NPR a PR v CHKO Orlické hory, ale mohou být využity i při plánování a realizaci přírodě blízkého managementu lesních ekosystémů v obdobných stanovištních a porostních poměrech v Orlických horách.

2. Cíle práce

Cílem práce je popsání a zhodnocení stanovištních a porostních poměrů, zejména pak struktury a vývoje lesních ekosystémů s dominantním bukem lesním ve vybraných rezervacích v CHKO Orlické hory, a to včetně vytvoření predikce dalšího modelového vývoje studovaných porostů.

Výzkumné otázky vedoucí k dosažení vytyčeného cíle:

1. Jaké jsou stanovištní (půdní a fytoecologické) poměry studovaných porostů?
2. Jaká je horizontální a vertikální struktura porostů?
3. Jaký charakter má přirozená obnova zkoumaných porostů?
4. Jaká je strukturální biodiverzita studovaných porostů?
5. Jaký je výskyt odumřelého dřeva a jaké jsou jeho kvalitativní a kvantitativní parametry?
6. Jakého zdravotního stavu porosty dosahují a zda je úměrný danému vývojovému cyklu?
7. Jaký je stav těchto porostů v současnosti, jak probíhal jejich vývoj v minulosti a jak bude probíhat v budoucnosti?

Přínosem výsledků této práce by proto mělo být přispění nejen k hlubšímu pochopení struktury a vývoje přírodě blízkých bukových porostů ve vrcholových partiích Orlických hor, ale také využití poznatků při tvorbě plánu péče o lesy v zájmových NPR a PR v CHKO Orlické hory. Případně i pro tvorbu rámcových zásad péče o lesní ekosystémy v podobných stanovištních a porostních podmínkách a pro posouzení ponechání porostů samovolnému vývoji v oblasti Orlických hor.

3. Rozbor problematiky

3.1 Zájmové území CHKO Orlické hory

CHKO Orlické hory se rozprostírá na severovýchodě České republiky při státní hranici s Polskem. Území leží v Královéhradeckém a Pardubickém kraji (okresu Rychnov nad Kněžnou a Ústí nad Orlicí). Jeho celková rozloha je 20 400 ha a leží v nadmořské výšce od 416 m do 1 115 m. Nejvyšším vrcholem je Velká Deštná (1 115 m n. m.). Průměrná nadmořská výška je 789 m.

Vyhlášení chráněné krajinné oblasti Orlické hory proběhlo v roce 1969. Důvodem vyhlášení bylo uchování harmonicky vyvážené krajiny, která představuje dlouhodobou koeexistenci člověka a přírody a je rovněž chráněnou oblastí přirozené akumulace vod. Celé území se vyznačuje velmi pestrou mozaikou dochovaných přírodně blízkých ekosystémů (rašeliniště, mokřady, lesní ekosystémy a další). Na území bylo vyhlášeno celkově 21 maloplošných, zvláště chráněných území (2 národní přírodní rezervace, 13 přírodních rezervací a 6 přírodních památek).

Z hlediska geologického je jádro pohoří budováno ortorulami a parabřidlicemi stroňské série. Ortoruly vystupují zejména v severní části Orlických hor. Jihozápadní lem hlavního hřbetu (od Malé Deštné po Vrchní Orlici) je tvořen svory a pararulami stroňské série, podobný lem probíhá i na severovýchodním svahu hlavního hřbetu. Zbytky svrchnokřídových sedimentů (cenomanské pískovce a jemnozrnné usazeniny spodního turonu) je možné objevit podél zlomových linií v Orlickozáhorské brázdě. Svorové ruly a svory tvoří nejsevernější část hlavního Orlického hřbetu. Ve střední části pak nacházíme sedimenty svrchní křídly, které tvoří jihozápadní část území (OPLETAL et al., 1980).

3.1.1 NPR Bukačka

Jedná se především o lesní porosty a louky ve vrcholových partiích Orlických hor v blízkosti státní hranice s Polskem, které leží v nadmořské výšce 910–1025 m. Vyskytují se zde smíšené buk-smrčiny až acidofilní horské bučiny s vtroušeným javorem klenem a jeřábem ptačím. Jedná se o zbytek původních porostů Orlických hor.

Podklad této oblasti tvoří zejména svorové ruly a svory, převážnou část půdního pokryvu zaujímají mělké a silně skeletovité kryptopodzoly. Lesní porosty rezervace je možné přiřadit k bučinám podsvazu *Acerenion* (asociace *Aceri-Fagetum*). Hojně jsou též společenstva asociace *Calamagrostio villosae-Fagetum*, jejichž podíl se zvýšil po silném imisním zatížení v 80. letech 20. století. Ohledně výskytu buku se jedná o jeho horní hranici výskytu (1000 m n. m.). Daná lokalita patří k botanicky nejcennějším částem Orlických hor, vyskytuje se zde asi 294 druhů vyšších rostlin a z toho 23 chráněných, např. běloprstka bělavá (*Leucorchis albida*), bledule jarní (*Leucojum vernum*), oměj pestrý (*Aconitum variegatum*), oměj šalamounek (*Aconitum callibotryon*), prha arnika (*Arnica montana*), prstnatec májový (*Dactylorhiza majalis*), rosnatka okrouhloлистá (*Drosera rotundifolia*) – (PROCHÁZKA, 1965).

3.1.2 PR Sedloňovský vrch

Tato přírodní rezervace leží na západním svahu a temeni Sedloňovského vrchu (1060 m n. m.) východně od obce Sedloňov. Převažují lesní porosty přírodě blízkého charakteru s bukem lesním a smrkem ztepilým, do kterých je vtroušen javor klen (*Acer pseudoplatanus*) a jeřáb ptačí (*Sorbus aucuparia*), tento les má poměrně bohaté bylinné patro. Vrcholový fenomén i imise výrazně ovlivňují celou rezervaci.

Svorové ruly až svory jsou základem geologického podloží. Na něm se vytvořily skeletovité podzoly (humusový a kambický) a kryptopodzoly (rankrový, typický) s menšími plochami rankerů. Gleje a pseudogleje jsou vyvinuté podél potoků a pramenišť v západní části rezervace. Vegetace této lokality náleží k acidofilním horským bučinám svazu *Luzulo-Fagion*, asociace *Luzulo-Fagetum* (MIKYŠKA, 1972) a asociace *Calamagrostio villosae-Fagetum*, jejichž podíl se zvýšil po silném imisním zatížení v 80. letech 20. století. V bylinném patře je možné nalézt: metličku křivolakou (*Avenella flexuosa*), ostřici kulkonosnou (*Carex pilulifera*), papratku samičí (*Athyrium filix-femina*), vranec jedlový (*Huperzia selago*), pětiprstku žežulník (*Gymnadenia conopsea*), oměj pestrý (*Aconitum variegatum*), bleduli jarní (*Leucojum vernum*), koprníček bezobalný (*Ligusticum mutellina*), úpolín nejvyšší (*Trollius altissimus*) aj.

3.1.3 PR Pod Vrchmezím

Oblast převážně lesního porostu na severozápadním svahu Vrchmezí (1084 m n. m.). Lokalita se rozkládá v nadmořské výšce 890–1020 m. Důvodem ochrany jsou původní bukové smrčiny s javorem klenem. Bylinné patro je zejména v důsledku acidifikace dosti chudé.

Z hlediska geologického tvoří podklad svorová rula až svor, který je pokrytý skeletovitým kryptopodzolem. Jen vzácně nalezneme ostrůvky vrchovištní organozemě a modální kambizemě. Jádru rezervace má vytvořené zřetelně druhé patro, které vzniklo zmlazením buku a smrku. V horské bukové smrčíně má vyšší podíl než buk lesní (*Fagus sylvatica*) smrk ztepilý (*Picea alba*) s příměsí javoru klenu (*Acer pseudoplatanus*), prakticky zde chybí jedle bělokorá (*Abies alba*). Vegetace této lokality je řazena do svazu *Luzulo-Fagion*, asociace *Luzulo-Fagetum*, která se zde vyskytuje výjimečně v montánním stupni (MIKYŠKA, 1972) a asociace *Calamagrostio villosae-Fagetum*, jejichž podíl se zvýšil po silném imisním zatížení v 80. letech 20. století. Z rostlin, které je možné nalézt v podrostu, můžeme jmenovat: papratku horskou (*Athyrium distentifolium*), kokořík přeslenitý (*Polygonatum verticillatum*), svízel vonný (*Galium odoratum*), podbělici alpskou (*Homogyne alpina*), kyčelnici devítolistou (*Dentaria enneaphyllos*) aj.

3.1.4 PR Komáří vrch

Oblast převážně lesního porostu, která se rozkládá na hřebenu Orlických hor a jejíž součástí je Komáří vrch (992 m n. m.). Vlastní přírodní rezervace leží v nadmořské výšce 926–992 m.

Svorové ruly a migmatity tvoří geologický podklad. Převažují převážně středně hluboké, skeletovité podzoly (FALTYSOVÁ et al., 2002). Lesní porost představuje porost horské bukové smrčiny, kde se buk částečně zmlazuje. Lesní vegetace je řazena k bikovým bučinám svazu *Luzulo-Fagion*, asociace *Calamagrostio villosae-Fagetum*. Bylinné patro je velmi chudé, převládají druhy acidofilních horských bučin: brusnice borůvka (*Vaccinium myrtillus*), metlička křivolaká (*Avenella flexuosa*), bika chlupatá (*Luzula pilosa*), věsenka nachová (*Prenanthes purpurea*), bažanka vytrvalá (*Mercurialis perennis*), podbělice alpská (*Homogyne alpina*) aj. (MIKYŠKA, 1972). Z chráněných druhů zde můžeme nalézt žebrovníci různolistou (*Blechnum spicant*).

3.2 Stanovištní poměry bučin CHKO Orlické hory

3.2.1 Klimatické a imisní poměry

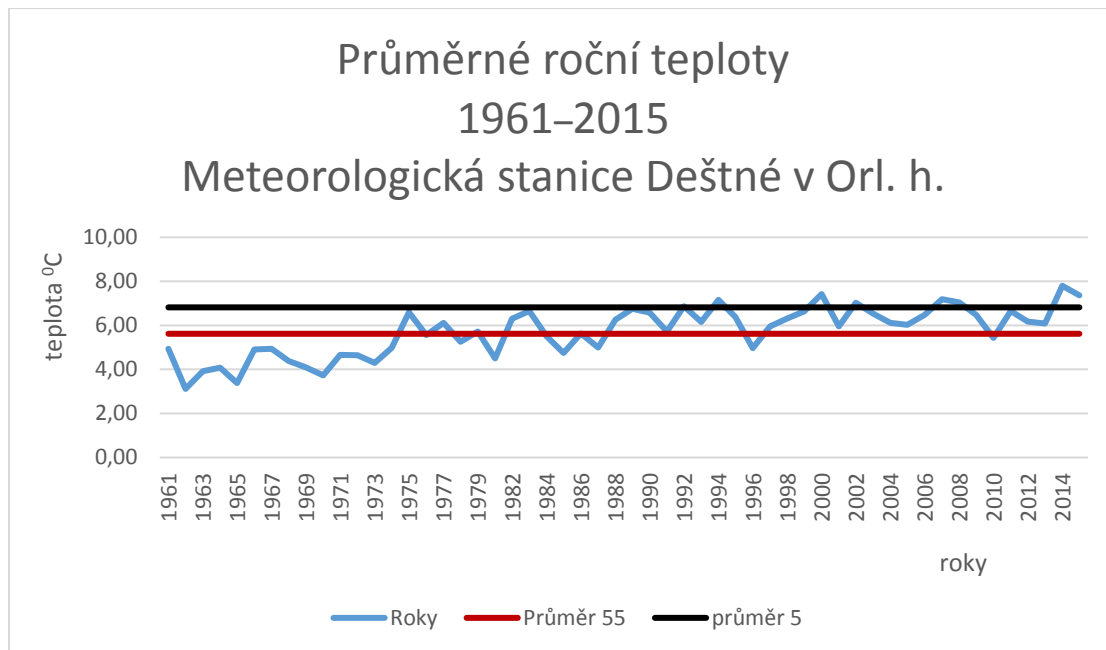
Klimatická a imisní data byla získána z Českého hydrometeorologického ústavu (pobočka Hradec Králové, Dvorská 410, 503 11 Hradec Králové - Svobodné Dvory). Klimatické a imisní poměry byly zpracovány standardně graficky.

3.2.1.1 Klimatické poměry

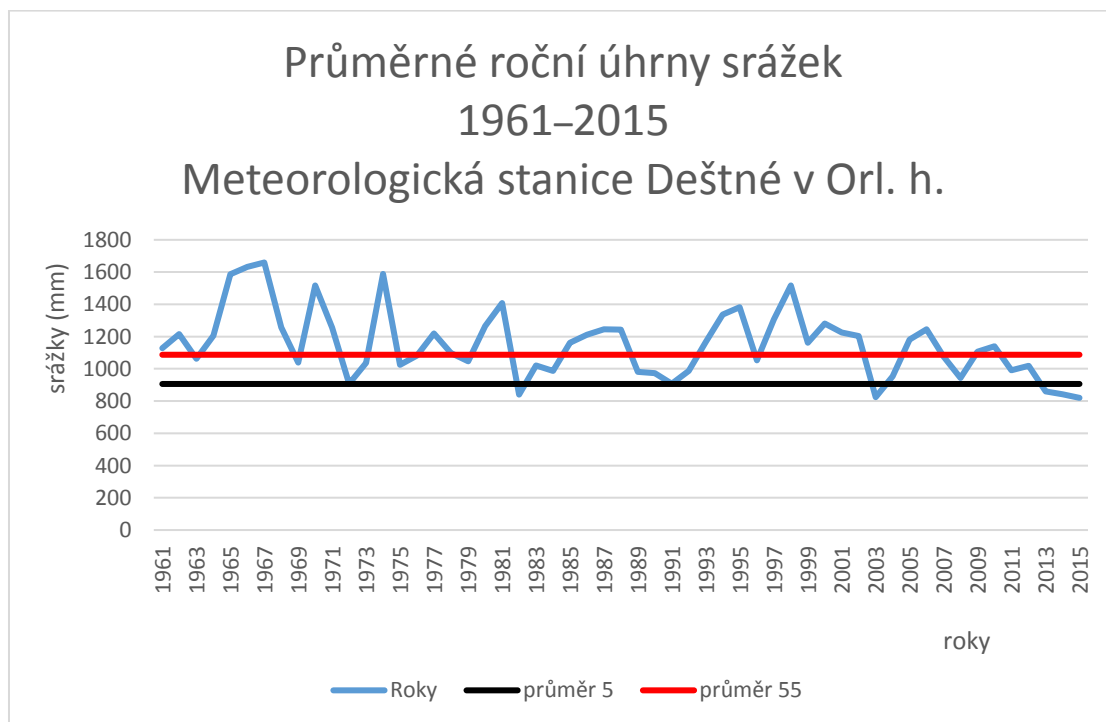
Značná část území CHKO patří do chladné klimatické oblasti (CH3), nejvyšší polohy pak do CH2. Mírně teplá oblast MT1 zasahuje do podhůří. Průměry měsíčních teplot a srážek za posledních pět let a padesát čtyři let ukazují klimadiagramy na Obr. 5 a Obr. 6. Z dlouhodobých průměrů měřených Českým hydrometeorologickým ústavem vyplývá, že nejchladnějšími měsíci jsou leden nebo únor, nejteplejšími pak červenec, jak ukazuje Obr. 4. Zejména průměry z posledních pěti let ukazují mírné změny, kdy nejchladnějším měsícem se stává únor. Jestliže sledujeme průměrné hodnoty jednotlivých měsíců minimálně v padesátiletých průměrech, je nejchladnějším měsícem leden. Obr. 1 potvrzuje trend oteplování, kdy průměrná celoroční teplota ve sledované stanici je za posledních pět let o 1 °C vyšší než dlouhodobý průměr z let 1961–2015. V hřebenových partiích dosahují průměrné roční teploty 4 °C (v červenci průměrně 13 °C, v lednu je obvyklé denní minimum -10 °C). Mrazy ve vyšších polohách nastupují obvykle koncem září a mohou se objevit ještě kolem 15. května.

Průměrný roční úhrn atmosférických srážek činí ve vyšších polohách okolo 1 300 mm (nejvyšší denní úhrny mohou dosahovat až 150 mm), v podhůří pak okolo 800–1 000 mm a v nižších oblastech okolo 750 mm. Ze statistických dat ČHÚ vyplývá, že dlouhodobě nejdeštivějším obdobím je červenec, naopak nejméně srážek spadne v období od února do dubna (Obr. 3). Z dlouhodobého vývoje (srovnání průměrných úhrnů za posledních pět let a let 1961–2015 (Obr. 2) vyplývá snížení celoročních průměrných hodnot téměř o 250 mm. Z Obr. 2 je velmi dobře patrné, že poslední sledované roky jsou výrazně srážkově podprůměrné. Ze srážkového úhrnu až 20 % tvoří horizontální strážky. Sněhová pokrývka ve vrcholových částech mívá výšku kolem dvou metrů. Pro Orlické hory jsou typické bouřky vyvolané místním přehřátím nebo orograficky (ty převažují). Jedná se o jedno z míst v ČR, kde je výskyt bouřek

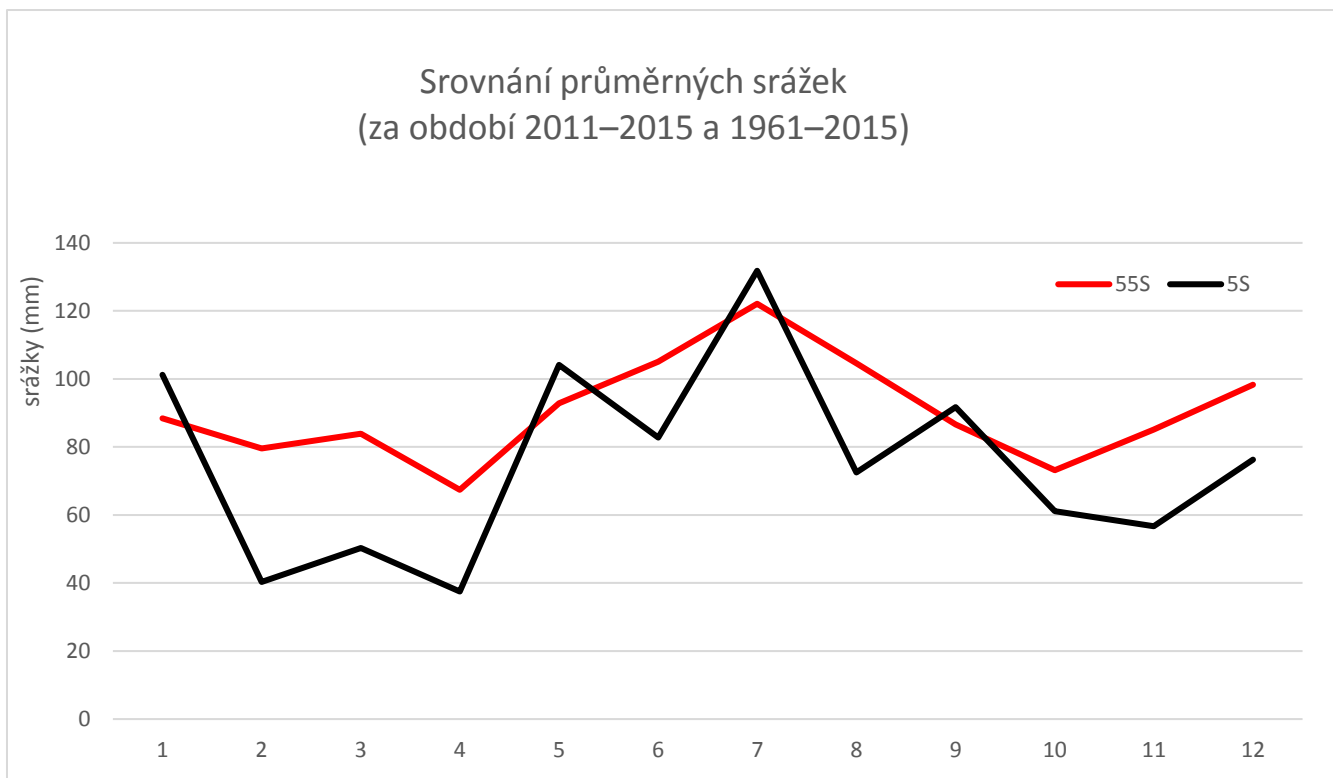
velmi vysoký. Délka slunečního svitu je na hřbetech okolo 1650 hodin za rok. Převládá západní proudění (na některých místech může být potlačeno) – (Faltysová et al., 2002).



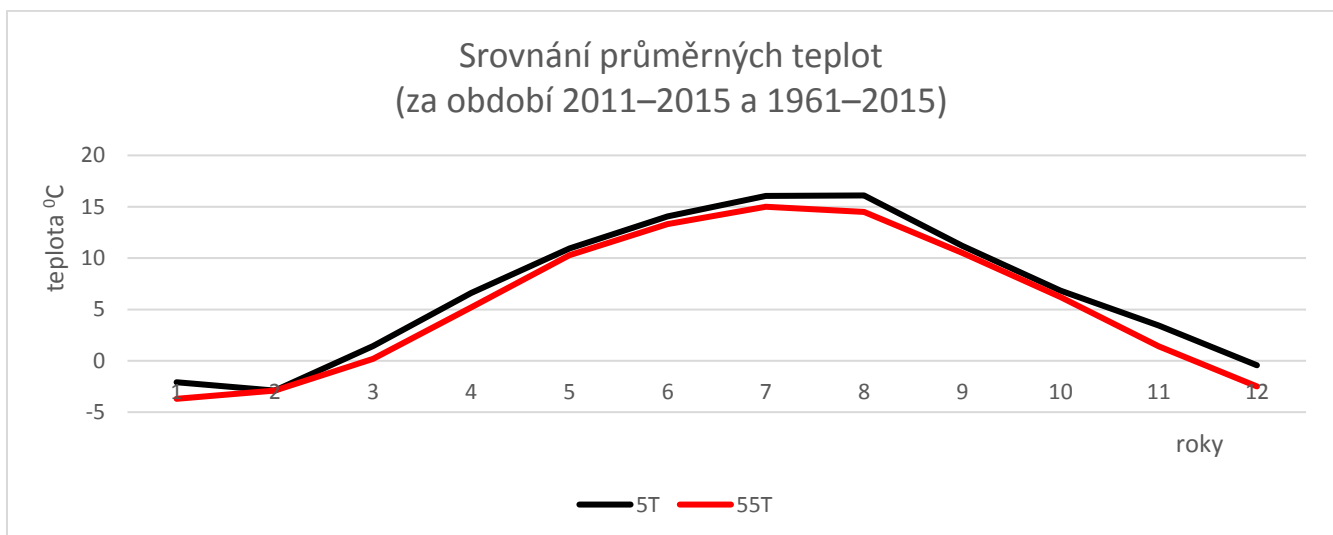
Obr. 1: Průměrné roční teploty na meteorologické stanici Deštné v Orlických horách z let 1961–2015.



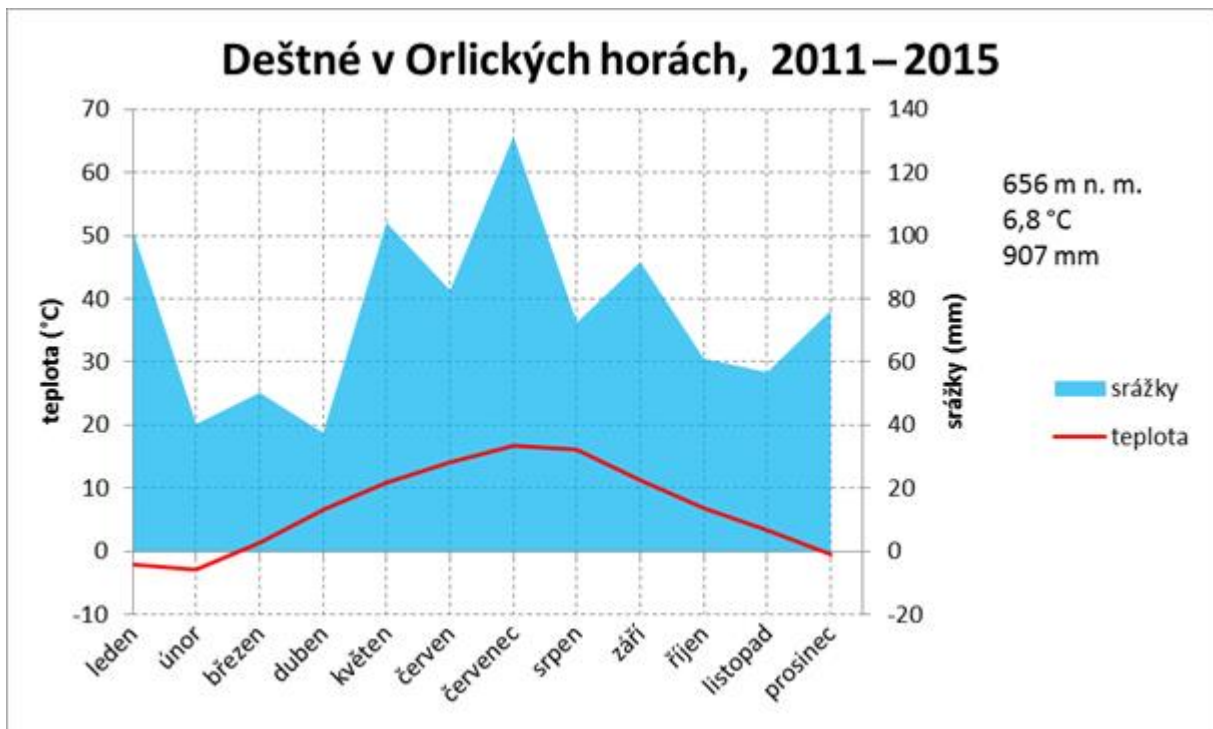
Obr. 2: Průměrné roční úhrny srážek na meteorologické stanici Deštné v Orlických horách z let 2011–2015.



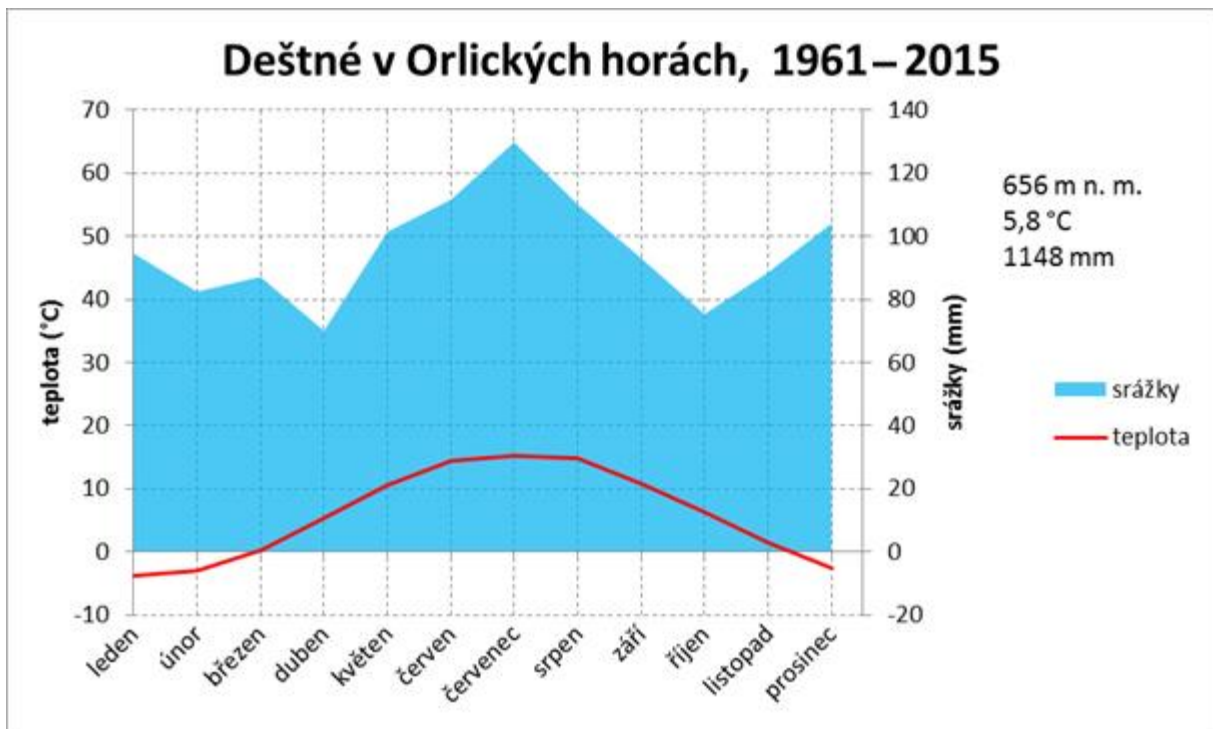
Obr. 3: Srovnání průměrných měsíčních úhrnů srážek na meteorologické stanici Deštné v Orlických horách z let 2011–2015 a 1961–2015.



Obr. 4: Srovnání průměrných měsíčních teplot na meteorologické stanici Deštné v Orlických horách z let 2011–2015 a 1961–2015.



Obr. 5: Klimadiagram z let 2011–2015 na meteorologické stanici Deštné v Orlických horách.



Obr. 6: Klimadiagram z let 1961–2015 na meteorologické stanici Deštné v Orlických horách.

3.2.1.2 Vliv znečišťujících látek a změn klimatu na bukové porosty

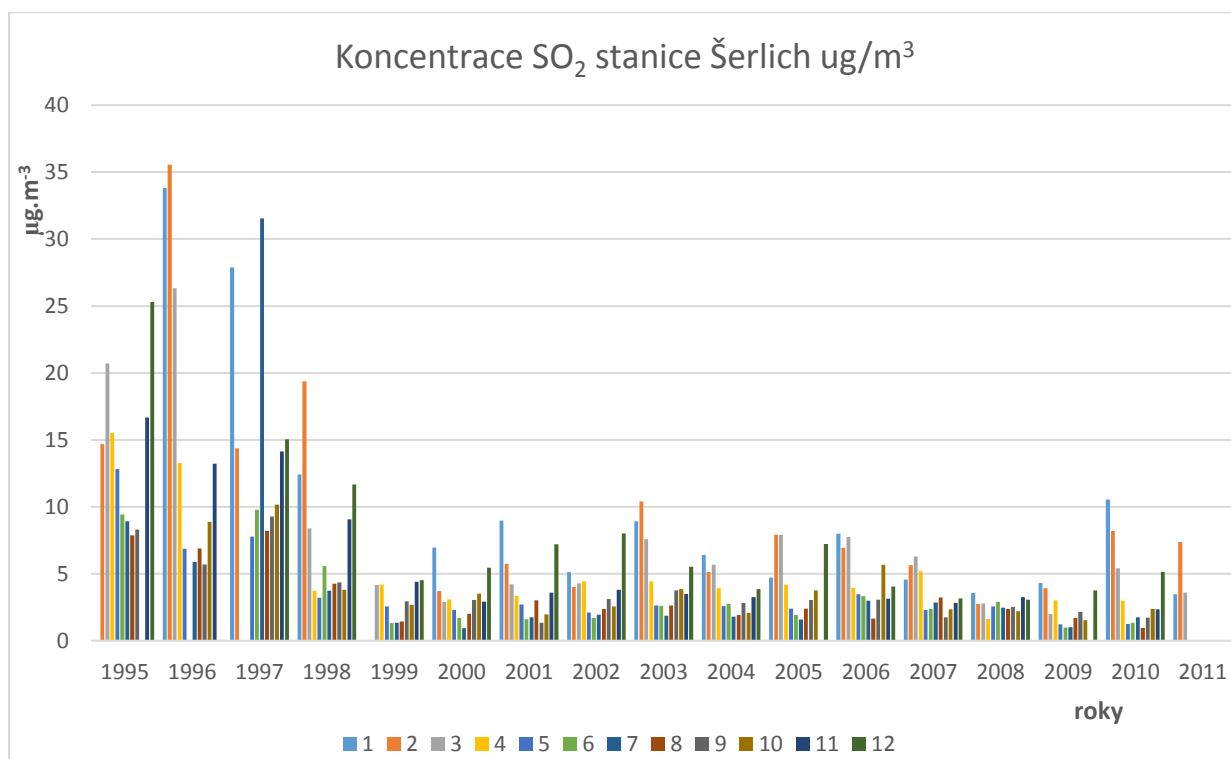
Od poloviny 20. století dochází vlivem lidské činnosti (doprava, průmysl, energetika) ke značné produkci nejrůznějších škodlivých látek, které negativně ovlivňují nejen zdravotní stav lesních porostů (MATERNA, 1999). Zejména ekosystémy v horských oblastech jsou výrazně citlivější na nejrůznější typy znečištění. Od 70. let 20. století jsme mohli pozorovat různé symptomy poškození horských lesů např. v Krkonoších, Orlických horách a Jizerských horách, které následně vedlo k jejich odumírání (VÁVROVÁ et al., 2009; VACEK et al., 2015b). Na Obr. 7 je dobře patrná klesající tendence koncentrace SO₂, měřená na stanici Šerlich. Ještě v 90. letech 20. století jsou hodnoty značně vysoké, na počátku 21. století došlo k jejich výraznému poklesu. Naopak koncentrace oxidů dusíku zůstává ve sledovaném území v 90. letech 20. století i na počátku 21. století stále vysoká (Obr. 8). U depozice dusičnanových a síranových aniontů (Obr. 9 a Obr. 10) můžeme pozorovat pokles jejich depozice měřený na stanici Luisino údolí, u amonných kationtů není tento trend až tak výrazný (Obr. 11).

Z hlediska ohrožení lesních ekosystémů nejrůznějšími polutanty hrály důležitou roli kyselé deště, které obsahovaly zejména sloučeniny síry, dusíku a anionty vodíku. V současné době mají důležitou roli zejména oxidy dusíku, poléťavý prach a ozón (BARNA et al., 2011; VACEK et al., 2015b). Z Obr. 8 je patrný trend měsíčních koncentrací oxidu dusíku měřených ve stanici Šerlich, který nemá na rozdíl od měsíčních koncentrací oxidů síry klesající tendenci.

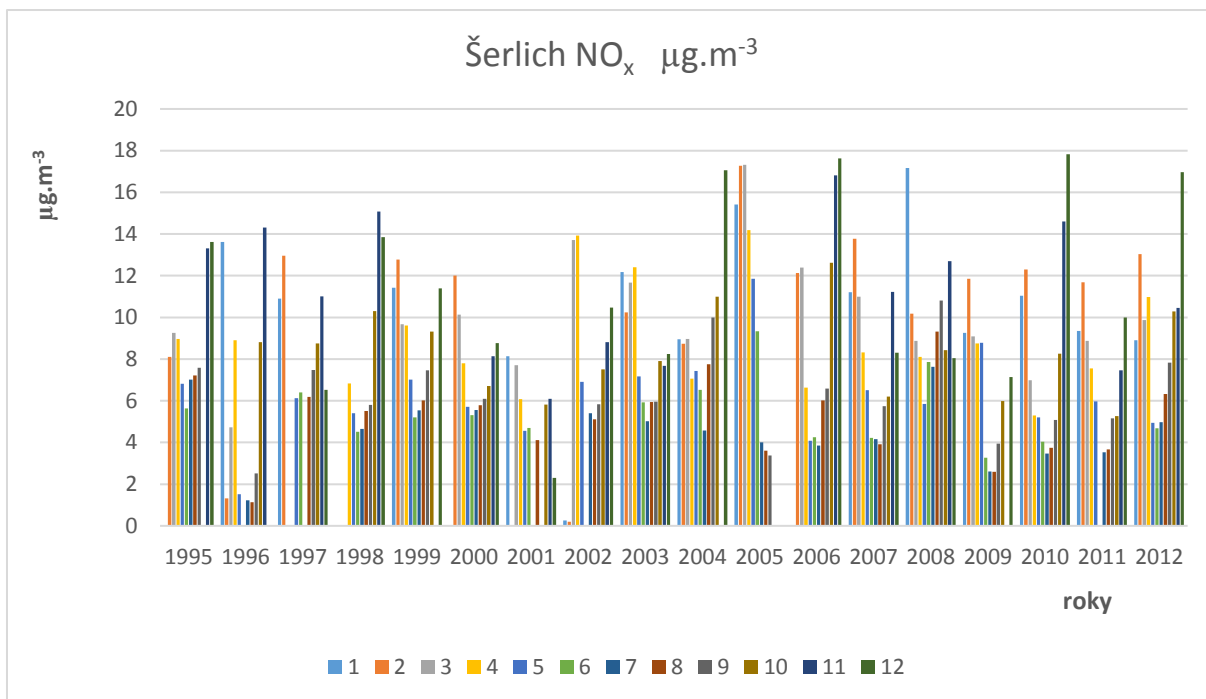
Zásah porostu imisemi se odráží na jeho zdravotním stavu, klesá rychlost čisté fotosyntézy. Mění se rychlost transpirace a dochází k narušení procesů příjmu vody (BARNA et al., 2011). Jedním z ukazatelů zdravotního stavu porostů (vzhledem k různým druhům imisí) jsou mykologické poměry. Nízké zastoupení některých druhů hub, zejména symbiotických, ukazuje na zasažení oblasti imisemi (ŠTEFANČÍK, MIHÁL, 1993).

Dusičnanové anionty jsou jednou z příčin vzniku kyselých dešťů. Tyto anionty se na vegetaci dostávají vlivem právě zmíněných kyselých dešťů. Mají negativní vliv na půdu (způsobují její okyselení), ale i na asimilační aparát. Dále pak zpomalují činnost půdních organismů, snižují stabilitu půdních koloidních roztoků, rozpouštějí toxicky působící ionty (Mn, Al, Fe), způsobují vyplavování sorpčně vázaných kationtů (Ca, Mg, K, Na a dalších) z půdy. Zpomalují zpřístupnění oligobiogenních prvků pro rostliny (např. Mo, S, B), přeměňují rozpustné sloučeniny fosforu na nerozpustné fosforečnany (BARNA et al., 2011). Trendy

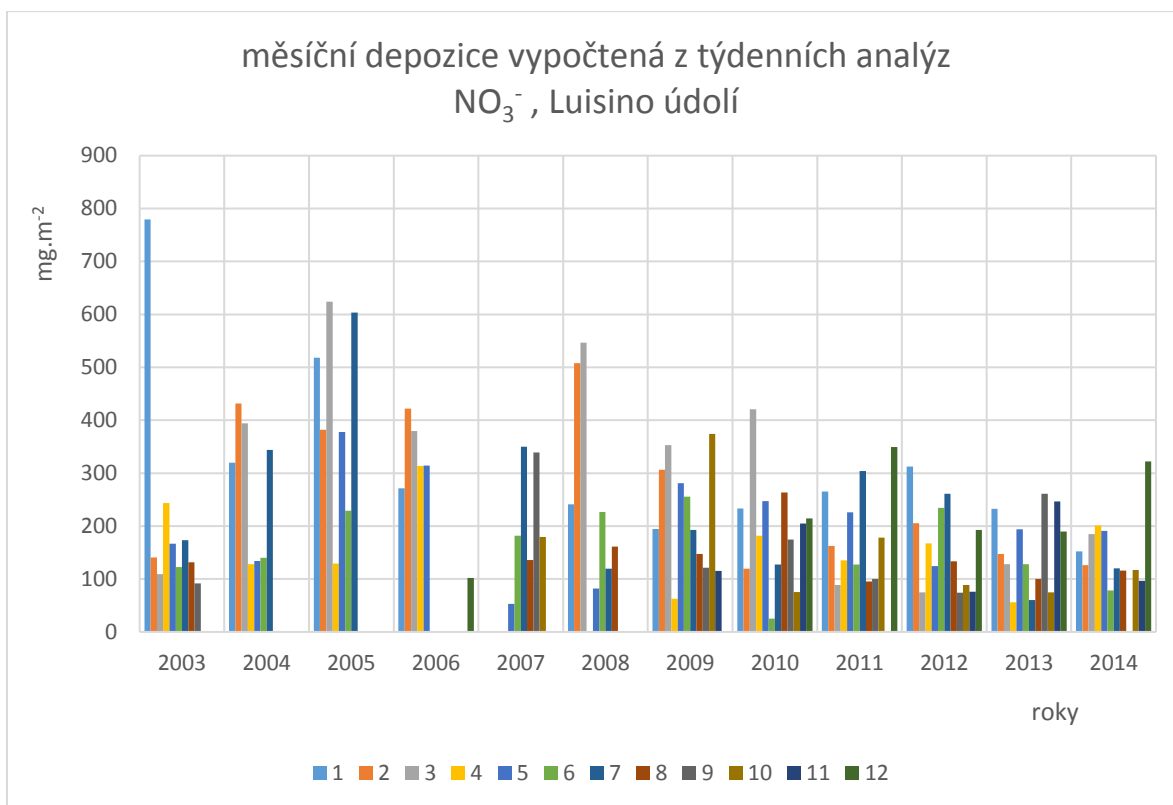
měsíčních koncentrací a depozic na lokalitách v Orlických horách těchto aniontů ukazují Obr. 8 a Obr. 9. Na výrazné změny v lesních ekosystémech pod vlivem imisí, které nastaly v důsledku acidifikace prostředí, ukazují práce VACEK et al. (2013, 2015c).



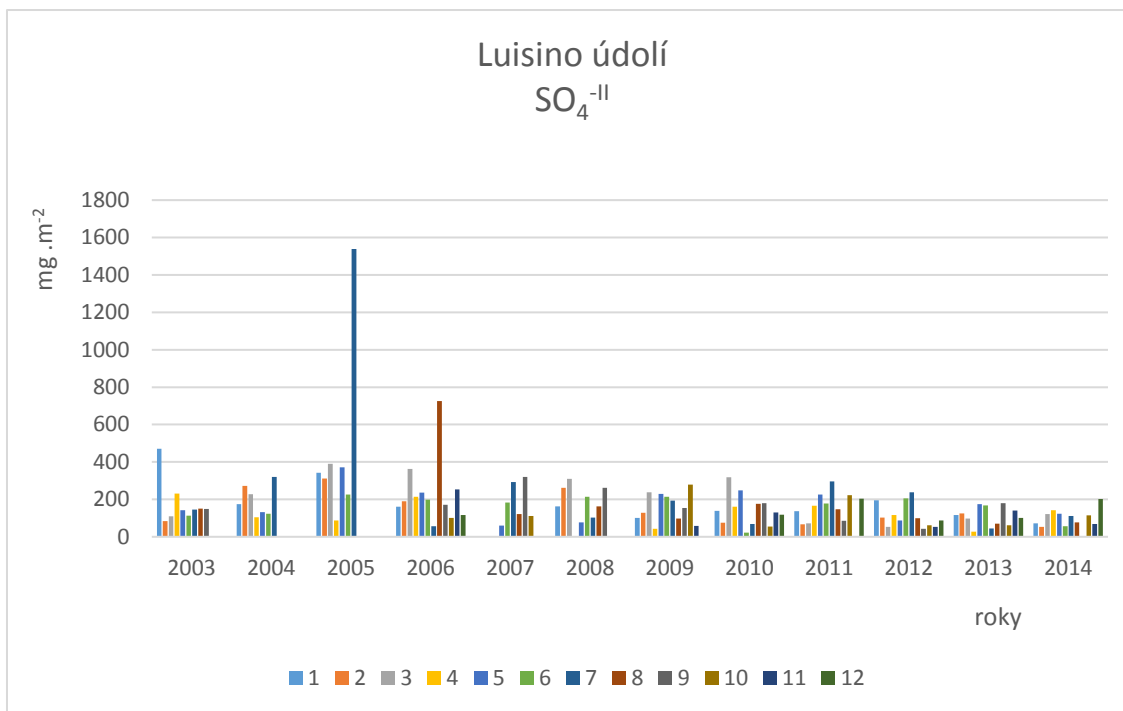
Obr. 7: Měsíční koncentrace SO₂ na stanici Šerlich měřené v letech 1995–2011.



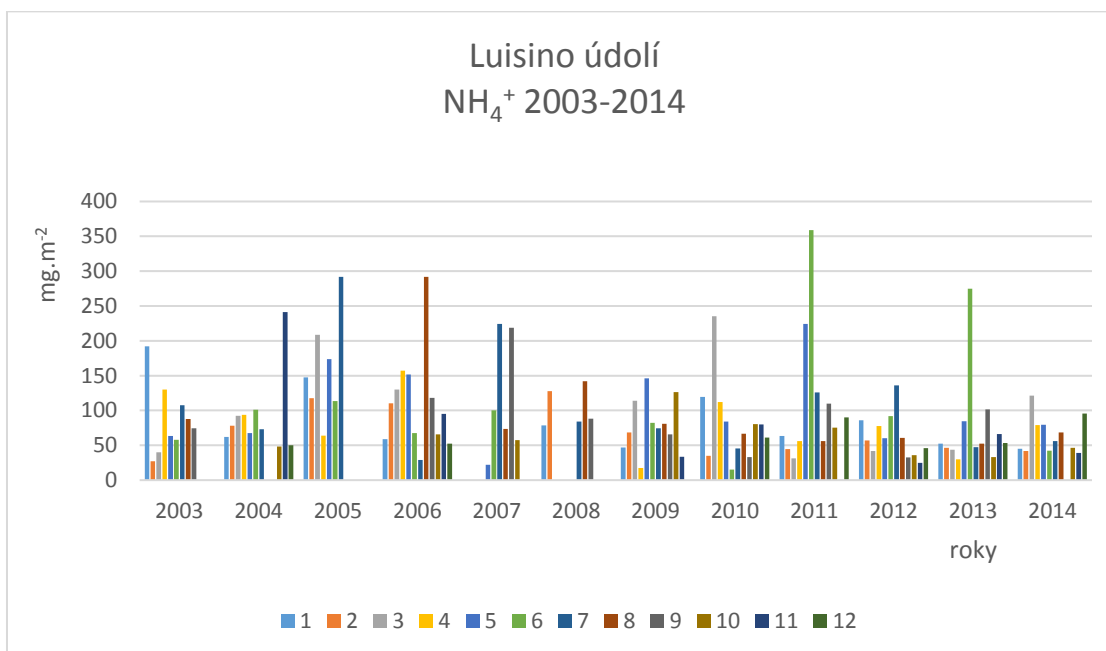
Obr. 8: Měsíční koncentrace NO_x na stanici Šerlich měřené v letech 1995–2012.



Obr. 9: Měsíční depozice NO₃⁻ vypočtená z týdenních analýz na stanici Luisino údolí měřené v letech 2003–2014.



Obr. 10: Měsíční depozice SO_4 vypočtená z týdenních analýz na stanici Luisino údolí měřené v letech 2003–2014.



Obr. 11: Měsíční depozice NH_4 vypočtená z týdenních analýz na stanici Luisino údolí měřené v letech 2003–2014.

Jedním ze současných problémů střední Evropy je nárůst koncentrací přízemního ozónu. Buk patří mezi citlivé dřeviny na poškození ozónem. Vysokými koncentracemi troposférického

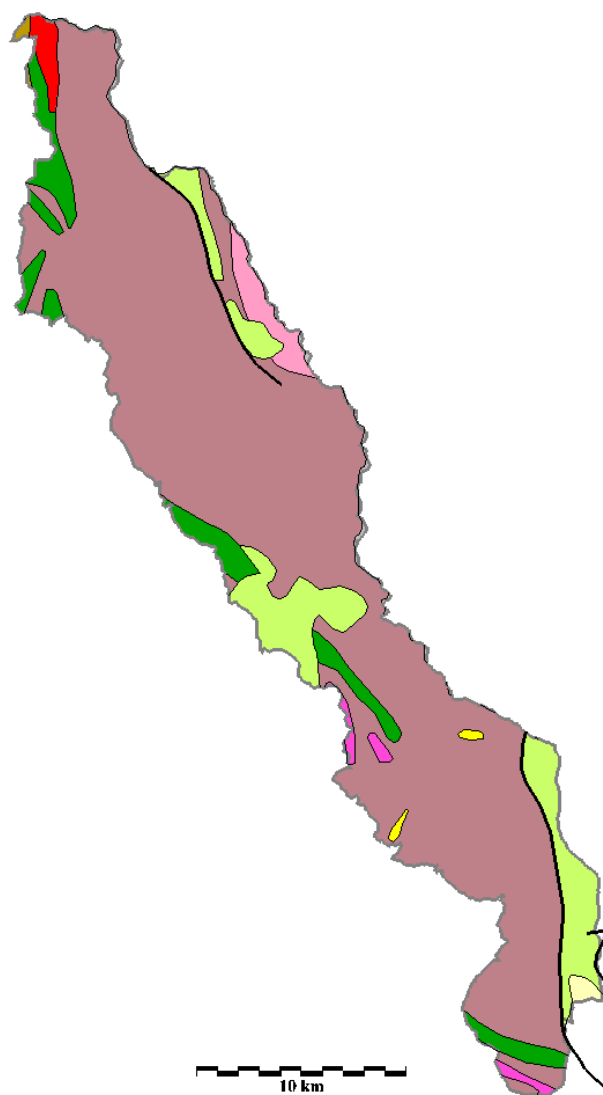
ozónu jsou v ohrožení zejména horské a podhorské oblasti (EMBERSON et al., 2001). Ale i v horských a podhorských oblastech se setkáváme s nárůstem koncentrací přízemního ozónu (BIČÁROVÁ et al., 2005). Ozón negativně ovlivňuje biochemické procesy v asimilačních orgánech (zpomaluje fotosyntézu, způsobuje úbytek chlorofylu, jehož důsledkem je chloróza). Navíc ozón může zvyšovat fyto toxické účinky jiných látek (zejména oxidů dusíku a síry) – (BYTNEROWICZ et al., 2004).

Smrkové porosty jsou na působení imisí velmi citlivé (MATERNA, 1999), proto můžeme smrk využít k indikaci vlivu znečištění ovzduší na vegetaci. Je důležité si uvědomit, že makroskopické změny na smrku nemusí být vždy vyvolány působením imise, protože na smrk působí celá řada jiných nepříznivých abiotických faktorů (cf. VACEK et al., 2007c). Naopak buk je v odborné literatuře řazen mezi dřeviny středně tolerantní vůči imisím (cf. ANTIPOV 1979), ale i přesto může buk sloužit k indikaci znečištění.

Oslabení porostů nepříznivými vlivy životního prostředí, navíc v součinnosti s různými klimatickými extrémy, může způsobit napadení porostu např. kůrovci či jinými patogenními organismy.

3.2.2 Geologie

Orlické hory jsou budovány převážně krystalickými horninami. V horské části jsou to především svory a pararuly a v podhorské části fylity, amfibolity a zelené břidlice. Význačné jsou též granodioritové masívy (Novohrádecký, Olešenský a Litický). Odlišnou stavbu má gabrodioritový masív Špičáku. Význačným útvarem pahorkatiny je křída, tvořená slínovci, jílovci a pískovci (např. na průlomové plošině Divoké a Tiché Orlice) – Obr. 12.



- kvartér (hlíny, spraše, písky, štěrky)
- tercierní horniny (písky, jíly)
- mezozoické horniny (pískovce, jílovce)
- permokarbonské horniny (pískovce, slepence, jílovce)
- žuly (granitová řada)
- vulkanické horniny z části metamorfované, proterozoické až paleozoické (amfibolity, diabasy, melafyry, porfyry)
- granitoidy assyntské (žuly, granodiority)
- ultrabazity v moldanubiku a proterozoiku
- ortoruly, granulity a velmi pokročilé migmatity v moldanubiku a proterozoiku
- proterozoické horniny assyntsky zvrásněné, s různě silným variským přepracováním (břidlice, fylity, svory až pararuly)

Obr. 12: Geologická mapa Orlických hor (data Český geologický ústav; podle VACEK et al., 2003).

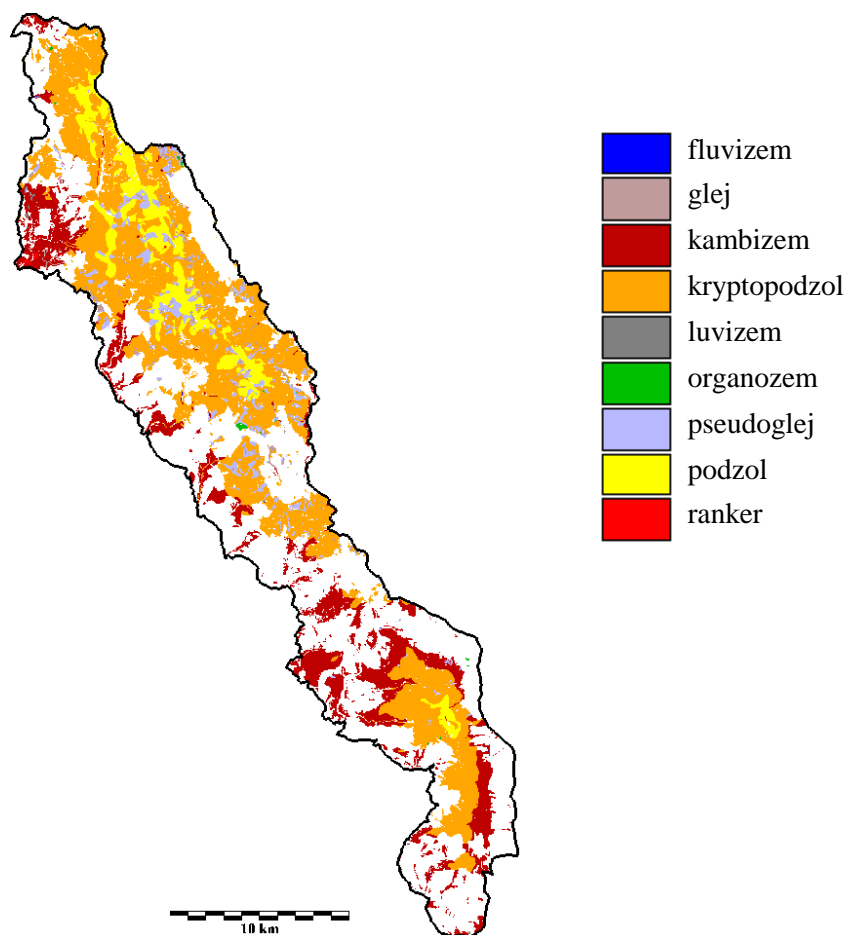
3.2.3 Půdní poměry

Z hlediska pedologického je hlavní masív tvořen od severu k jihovýchodu převážně šálou různých typů podzolů (typický, humusový a kambický). Na mělkých skalních výchozech a sutích (především ve svažitých polohách) vznikly i menší ostrůvky rankerů. V oblasti podhůří navazuje na silně kyselé půdy pás kyselých kambizemí, do kterých místy zasahuje nasycená kambizem (při západním okraji CHKO). Gleje se vytvořily podél mnoha přítoků Divoké Orlice. V okolí četných pramenišť a ve zvodnělých depresích se vyvinuly organozemě (typická a glejová), doprovázené glejem organozemním. Fluvizemě (typická a glejová) lemují toky Divoké Orlice a Bělé v nivních polohách (ROČEK et al., 1977). Přehled půdních typů v Orlických horách ve vazbě na lesnickou typologii je uveden v Tab. 1 a půdní mapa je znázorněna na Obr. 13.

Tabulka 1: Přehled půdních typů v Orlických horách (VACEK et al., 2003).

Půdní typ	Subtyp	Výskyt	SLT	Podíl (%)
Ranker		sutě a skeletnaté svahy	5-7Y, 5J	0,4
Kambizem	typická oligotrofní	různé svahy, plošiny	5K, 5S	22,5
	mezotrofní		5-6B, 5-6D, 5F, 5S	
	eutrofní		5D	
	rankerová	prudké svahy	5N, 5A, 5J	
	dystrická		5K	
	oglejená	úžlabiny, plošiny	6-7V, 6I	
Luvizem		plošiny, mírné svahy	5H, 5I	0,1
Kryptopodzol	oligotrofní	mírné svahy, plošiny	6K, 7F, 7S, 7Z	58,4
	mezotrofní		6S	
	rankerový	kamenité svahy	6A, 6F, 6-7N, 7K, 7Z	
	pseudoglejový	úžlabiny, mírné svahy	6I, 6-7V	
Podzol		náhorní plošiny, svahy	7T, 7K, 7-8Z, 8T	10,7
Fluvizem		aluvia	3L, 6L	0,1
Pseudoglej		plošiny	5-7P, 6O	5,8
Glej		sníženiny	3L, 5L, 5-7G, 5U, 7T	1,8
Organozem		sníženiny	6-8R	0,2

Údaje z OPRL (Oblastní plán rozvoje lesů)– ÚHÚL Brandýs n. L.



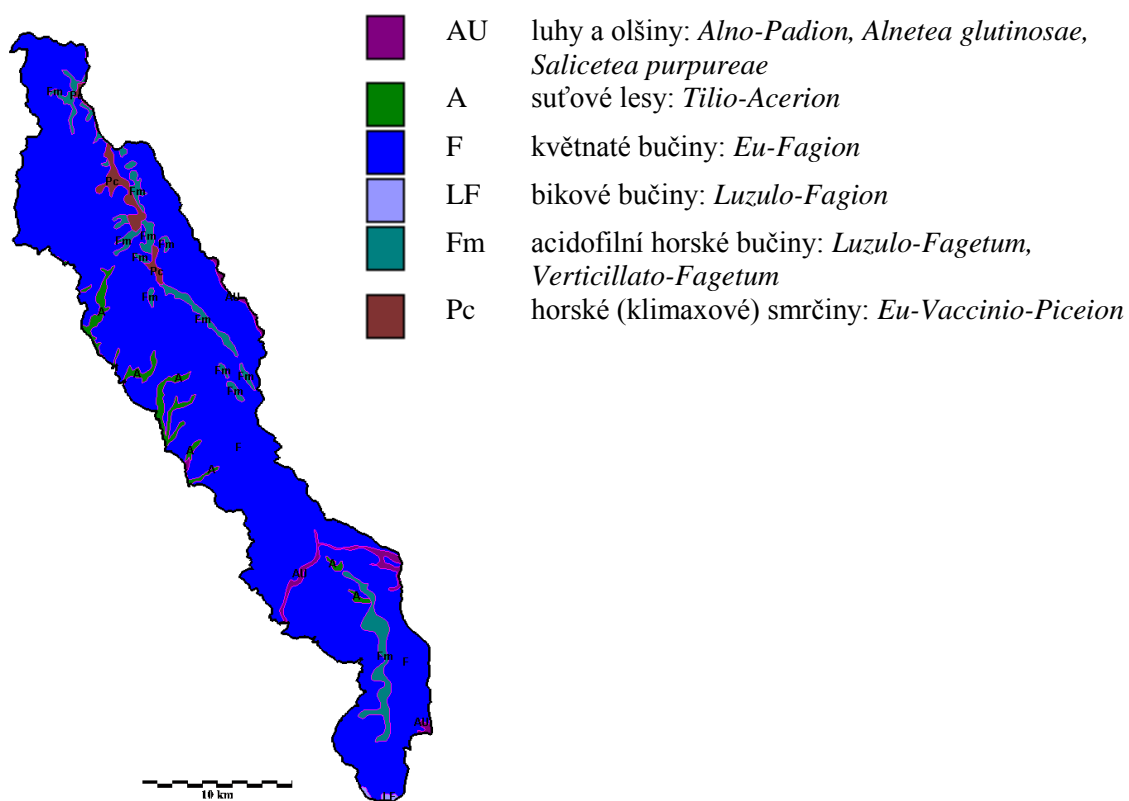
Obr. 13: Půdní mapa Orlických hor (data ÚHÚL Brandýs n. L., podle VACEK et al., 2003).

Vyhodnocení dynamiky vývoje půd prokázalo zhoršování půdního chemismu v posledních desetiletích. Změny stromového a bylinného patra jsou tedy provázány nepříznivými změnami půd, což znamená globální narušení lesních ekosystémů ve vyšších polohách Orlických hor. Zároveň však byl prokázán kladný vliv bukových porostů na pedogenezi a na stav půd v daném regionu. Bohužel i v dalším období lze předpokládat pokračující zhoršování půdního prostředí a souvisejících změn, a to především ve vrstvě humusu (PELÍŠEK, 1984, VACEK et al., 1994b, PODRÁZSKÝ, VACEK, 1996a).

3.2.4 Fytocenózy a vegetační stupňovitost

Geobotanická mapa řadí velkou část území CHKO Orlické hory do oblasti květnatých bučin (*Eu-Fagenion*), výjimkou jsou vrcholné části, které patří k acidofilním horským bučinám (*Luzulo-Fagion*) a horským smrččinám (*Piceion excelsae*). V okolí některých řek (Zdobnice,

Říčky, Rokytenka) jsou suťové lesy (*Tilio-Acerion*), v nivách vodních toků luhy a olšiny (*Alnion incanae*) – Obr. 14. Roste zde řada chráněných a ohrožených druhů rostlin, např. koprníček bezobalný (*Ligusticum mutellina*), kamzičník rakouský (*Doronicum austriacum*), tučnice obecná (*Pinguicula vulgaris*) a kapradinka skalní (*Woodsia ilvensis*). Z kriticky ohrožených druhů můžeme v této oblasti nalézt oměj pestrý (*Aconitum variegatum*), prstnatec májový (*Dactylorhiza majalis*), bleduli jarní (*Leucojum vernum*) a úpolín nejvyšší (*Trollius altissimus*). Z dalších vzácných a ohrožených rostlin zde roste tolije bahenní (*Parmassia palustris*), lilie cibulkonosná (*Lilium bulbiferum*), lilie zlatohlávek (*L. martagon*), ostřice Davallova (*Carex davalliana*), o. blešní (*C. pulicaris*), o. mokřadní (*C. limosa*), prha arnika (*Arnica montana*), rosnatka okrouhlolistá (*Drosera rotundifolia*), hvozdík pyšný (*Dianthus superbus*), vstavač mužský znamenáný (*Orchis mascula* subsp. *signifera*), všivec ladní (*Pedicularis sylvatica*), kyhanka sivolistá (*Andromeda polifolia*) aj. (FALTYSOVÁ et al., 2002).



Obr. 14: Vegetačně rekonstrukční geobotanická mapa Orlických hor (data MIKYŠKA et al., 1968; podle VACEK et al., 2003).

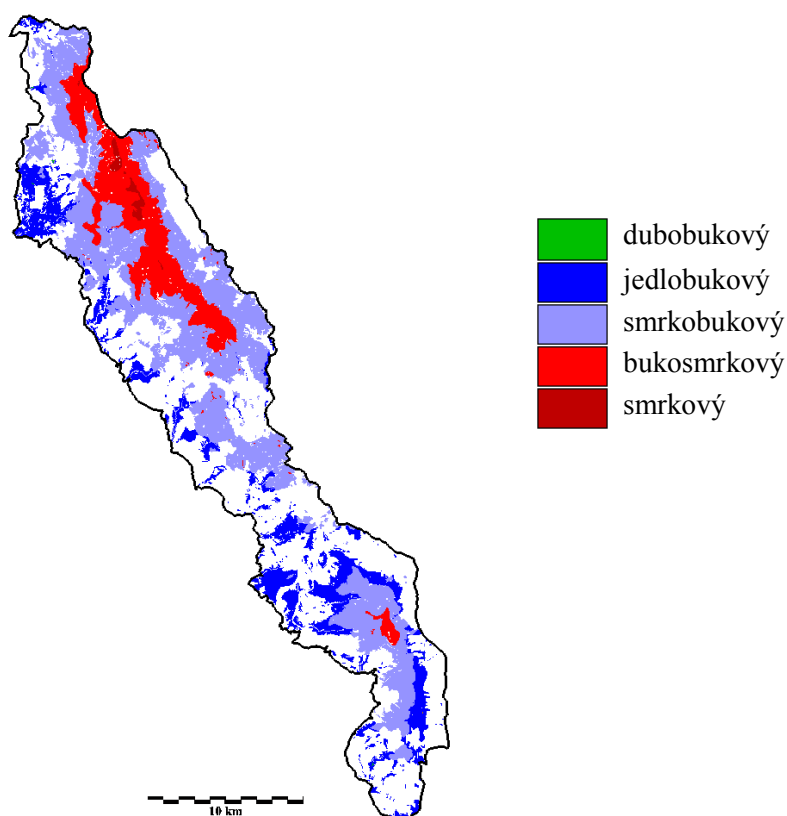
Charakteristika lesních vegetačních stupňů (LVS) je patrná z Tab. 2 a jejich uspořádání z Obr. 15. Nejrozšířenější jsou LVS: 6. – smrkobukový (56,7 %) a 5. – jedlobukový (23,4 %).

Dominantními soubory lesních typů jsou 6K – kyselá smrková bučina (31,3 %), 6S – svěží smrková bučina (11,8 %), 7K – kyselá buková smrčina (11,3 %) a 5S – svěží jedlová bučina (10,5 %). Výrazně převládají kyselá stanoviště (ekologická řada kyselá a extrémní) – 58 %, oproti živným (ekologická řada živná a obohacená humusem) – 26 % a ovlivněným vodou (ekologická řada obohacená vodou, oglejená, podmáčená, resp. rašelinná) – 16 % (MIKESKA et al., 1999).

Tabulka 2: Charakteristika lesních vegetačních stupňů Orlických hor (VACEK et al. 2003).

Lesní vegetační stupně		Výměra	Zastoupení	Nadmožská výška	Průměrná teplota	Roční srážky	Vegetační doba
		ha	%	m	°C	mm	Dny
5	jedlobukový	5 174	23,4	500 – 700	5,5 – 6,5	800 – 980	125 – 140
6	smrkobukový	12 537	56,7	600 – 900	4,5 – 5,5	900 – 1 050	110 – 130
7	bukosmrkový	4 157	18,8	900 – 1 050	4,0 – 4,5	1 050 – 1 200	90 – 110
8	smrkový	243	1,1	1 050 – 1 115	4,0	1 200 – 1 300	80 – 90

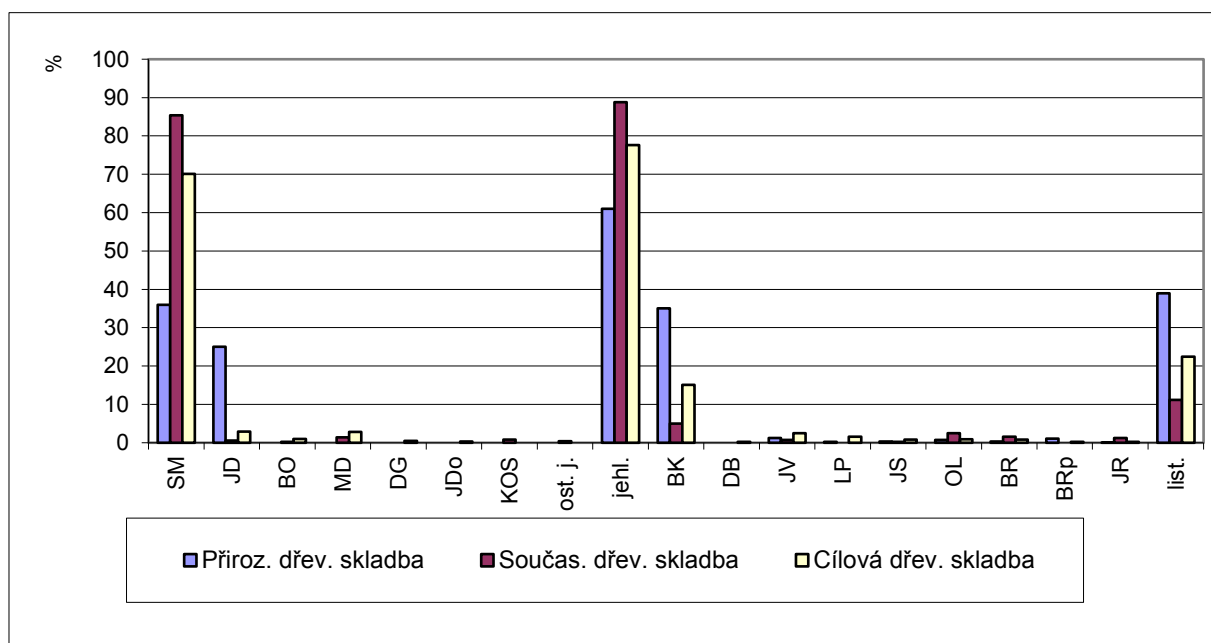
Údaje ÚHÚL Brandýs n. L.



Obr. 15: Lesní vegetační stupně Orlických hor (údaje ÚHÚL Brandýs n. L.; podle VACEK et al., 2003).

3.2.4 Lesní porosty CHKO Orlické hory

Před příchodem člověka bylo prakticky celé území pokryto lesy s dominantní dřevinou bukem lesním. Dalšími dřevinami byla jedle bělokorá a javor klen. V nejvyšších polohách se buk lesní vyskytoval společně se smrkem ztepilým, který zde místy převládal. Porovnání přirozené, současné a cílové druhové skladby je patrné z Tab. 3 a Obr. 16. Největší disproporce v zastoupení dřevin jsou přitom u smrku ztepilého, jedle bělokoré a buku lesního. Současný podíl smrku ztepilého je 85,4 % (původní stav byl 36 %), buk lesní je nyní zastoupen 5 % (přirozená skladba 35 %), velmi kritický je stav jedle bělokoré 0,6 % (původně byla 25 %), javory 0,712% (původně porost 1,2 %). V poslední době dochází k mírnému zvýšení zastoupení olše lepkavé (současných 2,5 %, v minulosti 0,7 %) a břízy bělokoré (v současnosti 1,6 %, v minulosti 0,3 %), je to dáno zdravotním stavem lesa, kde tyto dřeviny plní meliorační funkci (MIKESKA et al., 1999). Pozitivnější situace se zastoupením jednotlivých dřevin je v I. zóně CHKO, kde podíl buku je 15,13 % a jedle 1,45 % (zastoupení smrku 75 %) – (VACEK, MOUCHA et al., 2012a).



Obr. 16: Přirozená, současná a cílová druhová skladba v Orlických horách (data ÚHÚL Brandýs n. L.).

Tabulka 3: Porovnání přirozené, současné a cílové druhové skladby (%) v Orlických horách.

Dřevina	Přirozená druhová skladba	Současná druhová skladba	Cílová druhová skladba
Smrk ztepilý (SM)	36	85,4	70,1
Jedle bělokorá (JD)	25	0,6	2,9
Borovice lesní (BO)	+	0,2	1
Modřín opadavý (MD)	-	1,4	2,8
Douglaska tisolistá (DG)	-	+	0,5
Jedle obrovská (JDo)	-	+	0,3
Borovice kleč (KOS)	-	0,8	+
Ostatní jehličnany	+	0,4	+
Jehličnany celkem	61	88,8	77,6
Buk lesní (BK)	35	5	15,1
Dub zimní (DBz)	+	+	0,2
Javor (JV)	1,2	0,7	2,5
Lípa (LP)	0,2	+	1,6
Jasan ztepilý (JS)	0,3	0,2	0,8
Olše (OL)	0,7	2,5	0,9
Bříza bělokorá (BR)	0,3	1,6	0,8
Bříza pýřita (BRp)	1,1	+	0,2
Jilm horský (JL)	0,1	+	0,1
Jeřáb ptačí (JR)	0,1	1,2	0,2
Ostatní listnáče	+	+	+
Listnáče celkem	39	11,2	22,4

Údaje z OPRL – ÚHÚL Brandýs n. L.

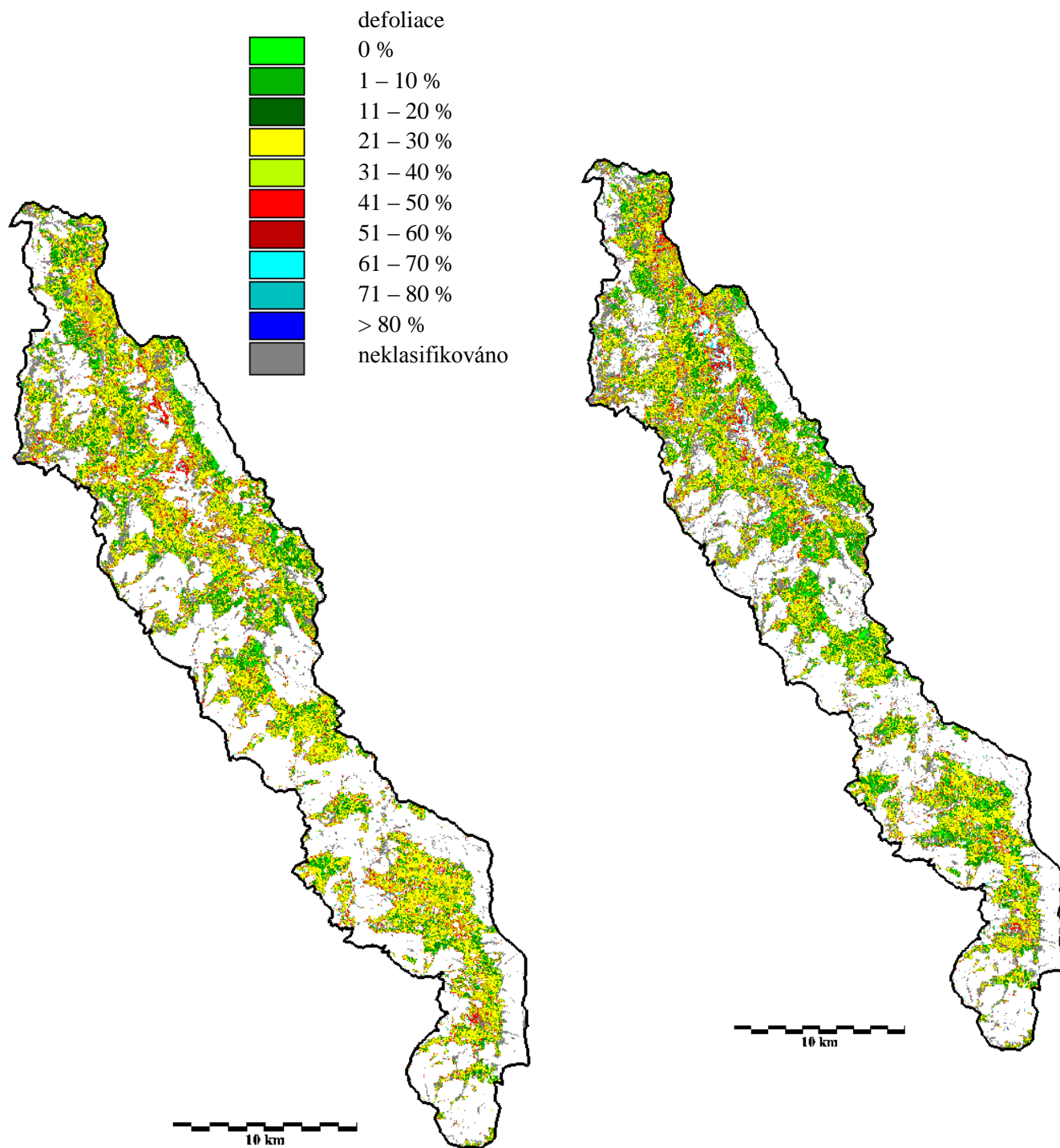
Místní lesy byly již od 15. století intenzivně využívány. Buk byl těžen jako palivo pro sklářský a hutní průmysl, jedle pak pro stavební účely. Dřevo se plavilo do Kutné Hory, ale třeba i do Drážďan. V té době převažoval holosečný způsob hospodaření, na vzniklých holinách byly vysazovány zejména rychle rostoucí dřeviny jako je smrk ztepilý (*Picea abies*), který se stal dominantní dřevinou oblasti. K této přeměně začlo docházet již v 16. a 17. století (VACEK, MOUCHA et al., 2012a). V tomto období (konec 16. st.) dochází k rozdělení lesů mezi jednotlivá panství. Na začátku 20. století již převládá smrk, jedle s bukem byly vysazovány výjimečně, navíc na holosecích velmi neúspěšně, proto došlo k výraznému poklesu těchto dřevin (VACEK, MOUCHA et al., 2012a).

Současný stav lesů je významně ovlivněn hospodařením v minulosti. V oblasti dominovaly smrkové monokultury často neznámého a nevhodného původu. Bukové porosty zůstaly zachovány především v severní části CHKO a údolích. Fragmenty původních lesů můžeme nyní nalézt pouze v několika maloplošných, zvláště chráněných územích a na těžko přístupných lokalitách.

Na konci 20. století se silně negativně projevil vliv dálkového přenosu škodlivin (zejména z tepelných elektráren), v jehož důsledku došlo ve vrcholových partiích k velkoplošnému rozpadu lesa a vzniku rozsáhlých holin. V té době dosahovaly emise SO₂ v bývalém Východočeském kraji 220 000 tun ročně. Okamžité denní koncentrace dosahovaly až 250 µg.m⁻³. Od 80. let 20. století, kdy došlo k uvedení do provozu Chvaletické elektrárny, docházelo k výraznému zhoršování zdravotního stavu vrcholových porostů. Projevovalo se to nejen poškozením až odumíráním dřevinné složky ekosystémů, ale i výraznými změnami v bylinném a mechovém patře i v půdním prostředí (VACEK, PODRÁZSKÝ, 1993).

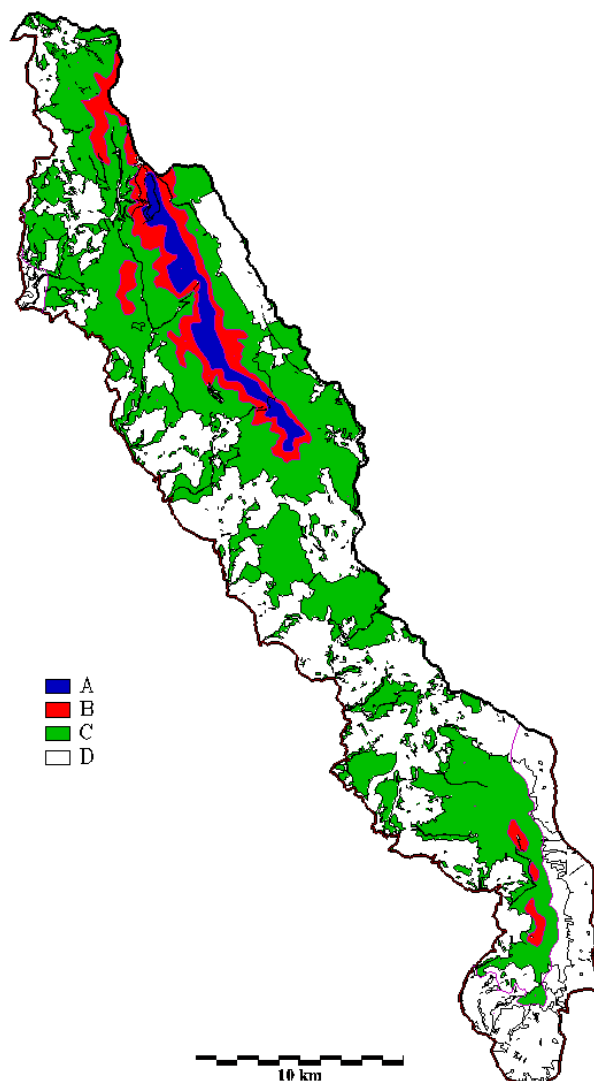
Výzkum vývojových trendů v lesních ekosystémech Orlických hor postupně prokázal výrazné zhoršování jejich stavu. Byl doložen pokles vitality lesních dřevin, nárůst intenzity a plochy jejich poškození i odumírání. Od konce 70. let 20. století tak došlo ke značnému poškození lesních porostů; výraznější symptomy byly pozorovány od r. 1977 (TESAŘ, 1985, VACEK et al., 2000, 2003). Podstatně více byly narušeny alochtonní smrkové monokultury, zatímco zbytky původních porostů vykazovaly výrazně vyšší odolnost. Nejvíce bylo poškozeno hřebenové pásmo nad 1000 m n. m. (VACEK et al., 1994a; PODRÁZSKÝ, VACEK, 1995). Kromě imisně ekologických poměrů se na nepříznivém stavu lesních porostů i půd významnou měrou podílely negativní důsledky nevhodných postupů hospodaření (PEŘINA, 1989).

Vývoj zdravotního stavu porostů vyhodnocený na základě metod dálkového průzkumu Země je patrný z porovnání Obr. 17 a 18. Charakter poškození lesa v tomto období nepřímo dokumentují pásma ohrožení imisemi (Obr. 19). V průběhu imisně ekologické kalamity bylo v hřebenových partiích vytěženo cca 2 000 ha víceméně odumřelých alochtonních smrkových porostů. Potvrdila se tak nižší odolnost smrkové monokultury vůči negativním činitelům. Podstatná část hřebene byla odtěžena koncem 20. století a s velkým úsilím zalesněna. Nejčastěji byl použit smrk ztepilý, částečně i jeřáb ptačí a v některých místech i nepůvodní borovice kleč. Listnatých dřevin (buk lesní, javor klen) bylo využíváno v malé míře a jedle bělokorá pouze výjimečně.



Obr. 17: Stupně poškození lesních porostů v Orlických horách v r. 1994 vyhodnocené na podkladě dat ze satelitních snímků LANDSAT (údaje STOKLASA TECH.; podle VACEK et al., 2003).

Obr. 18: Stupně poškození lesních porostů v Orlických horách v r. 2000 vyhodnocené na podkladě dat ze satelitních snímků LANDSAT (údaje STOKLASA TECH.; podle VACEK et al., 2003).



Obr. 19: Pásma ohrožení lesních porostů v Orlických horách k 1. 1. 2001 (údaje ÚHÚL Brandýs n. L.; podle VACEK et al., 2003).

Mezi významné faktory negativně ovlivňující lesní porosty v Orlických horách patří spárkatá zvěř. Zejména přemnožení jelení a mufloní zvěře působí značné škody, které postihují především listnaté dřeviny a jedli. Proto se v dané oblasti provádí výsadba těchto dřevin formou oplocení, které je zatím jediným spolehlivým prostředkem k zabránění okusu.

Jedním ze způsobů, jak zlepšit současný stav, je zvýšení podílu původních, především listnatých dřevin. Kromě abiotických faktorů negativně působí na lesní porosty i vysoké stavy spárkaté zvěře (VACEK, MOUCHA et al., 2012a).

3.2.5 Ekologická charakteristika zastoupených dřevin

Na lokalitách, které jsou předmětem zájmu této práce, patří vegetace k acidofilním horským bučinám (*Luzulo-Fagion*). Kromě dominantního zastoupení buku lesního (*Fagus sylvatica*) se můžeme ze vzrostlých stromů na lokalitě setkat ve zvýšené míře se smrkem ztepilým (*Picea abies*), vtroušeně pak javorem klenem (*Acer pseudoplatanus*) a jeřábem ptačím (*Sorbus aucuparia*).

3.2.5.1 Charakteristika buku lesního (*Fagus sylvatica* L.)

Buk lesní (*Fagus sylvatica*) je 35 až 40 metrů vysoký strom, který má hlavní kořen kůlovitého tvaru. Přestože je hlavní kořen někdy zkrácen, má buk velmi bohatou a rozsáhlou kořenovou soustavu. Borka je i na starých stromech hladká, stříbrná. Korunu má vysoko nasazenou, bohatě rozvětvenou, kulovitěho tvaru. Způsob větvení závisí na vnějším prostředí, jedná se ale o velmi proměnlivý znak (BARNA et al., 2011). Dožívá se až 400 let (ÚRADNÍČEK, MADĚRA et al., 2001).

Jeho rozšíření v Evropě je téměř kontinuální. Nenalezneme ho v nejvyšších polohách některých pohoří, jako jsou Alpy, Karpaty nebo Pyreneje. Přirozeně se rovněž nevyskytuje v nížinách. Jeho areál rozšíření začíná na Pyrenejském poloostrově, zasahuje na Apeninský poloostrov, v oblasti Balkánského poloostrova se vyskytuje v celém Karpatském oblouku. V pohoří Rodopy se vyskytuje společně s bukem východním (*Fagus sylvatica* ssp. *orientalis*). Severní hranice výskytu buku lesního prochází jižním Švédskem a jihovýchodním Norskem. S bukem lesním se můžeme rovněž setkat na některých ostrovech (Korsika nebo Sicílie). Výskyt v Anglii je sporný (není jednoznačně dáno, jestli se jedná o přirozené populace) – (BARNA et al., 2011). Ve střední Evropě je buk nejdůležitější listnatou dřevinou (KUCBEL et al., 2012) v porostech na lokalitách se střední vlhkostí a obsahem živin. Na suchých půdách, které vznikají při nedostatku srážek, buk lesní chybí (BARNA et al., 2011).

Někteří autoři tedy logicky popisují klima střední Evropy jako klima bukových lesů (ELLENBERG 1996; MAYER 1984), kdy ELLENBERG (1996) definoval hranice rozšíření buku ve střední Evropě na základě kvocientu (Q), kdy:

$$Q = 1000 \times \frac{\text{průměrná červencová teplota (°C)}}{\text{roční srážkový uhrn}}$$

Hodnoty tohoto kvocientu pod 20 charakterizují typicky bukové klima, hodnoty v rozmezí 20 až 30 znamenají pokles konkurenční schopnosti buku a při hodnotách nad 30 se dub stává konkurenčně silnější dřevinou. BOLTE et al. (2007) nicméně uvádí, že je složité definovat hranice přirozeného rozšíření buku na základě pouze jednoho či dvou vybraných makroklimatických ukazatelů a na základě rozsáhlé literární rešerše uvádí následující minimální klimatické požadavky buku v oblasti severní a střední Evropy: 1) roční úhrn srážek 500 mm nebo 250 mm mezi měsíci květen až září; 2) průměrná červencová teplota nižší než 19°C; 3) méně než 141 mrazových dnů s denním teplotním minimem pod 0 °C; 4) průměrná lednová teplota nad -3 °C a 5) více než 217 dní s denní průměrnou teplotou nad 7 °C. Vedle těchto dlouhodobých makroklimatických ukazatelů přítomnost buku závisí i na absenci extrémních klimatických jevů, jako je extrémní teplo a sucho, zimní mrazy (<-35°C) a časté pozdní mrazy, neboť tyto jevy výrazně snižují jeho vitalitu (MAYR, 1925; GOETZ, 1935; HUECK, 1936; HJELMQVIST, 1940; TARASIUK, 1999; HOFMANN, 2001).

Teplota a její průběh během roku neovlivňuje pouze přirozené rozšíření buku, ale zásadním způsobem určuje i jeho vitalitu a regenerační schopnost (VACEK, HEJCMAN, 2012; BOLTE, et al., 2007; DITTMAR, et al., 2003, 2006). Za příznivých vláhových poměrů se délka vegetační periody prodlužuje společně s rostoucí teplotou (buk raší dřívě, opad listů však nastává přibližně ve stejném období).

V ČR se buk vyskytuje hlavně v oblasti mezofytika a oreofytika, zřídka také v termofytiku. Nejnižším místem jeho výskytu jsou inverzní zaříznutá údolí v okolí Hřenska, nejvýše pak vystupuje do 1310 m n. m. v Krkonoších, přibližně do 1250 m n. m. pak v Jeseníkách a na Šumavě. Jeho ekologické optimum se pohybuje v oblastech s ročním srážkovým úhrnem okolo 1000 mm a průměrnou roční teplotou 10 °C (OTTO 1994; SVOBODA, 1955; VACEK, HEJCMAN, 2012; VON OHEIMB et al., 2005), ale je přítomen v lesních ekosystémech v rozpětí 4–8 °C a průměrné roční teploty a 600–1200 mm ročního úhrnu srážek (REJŠEK, 1996; MAYER, 1984; BOLTE et al., 2007). Druhově bohaté květnaté bučiny, jedlobučiny a jedliny (svaz *Fagion* Luquet 1926) představují většinou primární klimaxové lesy submontánního až supramontánního stupně na převážně minerálně silnějších silikátových půdách. Vedle buku může ve stromovém patře převládat i jedle, častá je i příměs dalších listnatých dřevin (lípy, habr a dub v nižších polohách, javor klen, jilm horský a smrk ztepilý ve vyšších polohách). Druhově chudé acidofilní bučiny, smrkové bučiny a jedliny (svaz *Luzulo-Fagion* Lohmeyer et Tüxen in

Tüxen 1954) představují klimaxovou vegetaci na minerálně chudých půdách, na minerálně bohatých horninách jde často o degradační stádia po květnatých bučinách.



Obr. 20: Rozšíření buku lesního (ÚRADNÍČEK et al., 2009).

V České republice se jedná o původní dřevinu, která se vyskytuje od nižších poloh až po vyšší polohy v horských oblastech (300–1 300 m n. m.). Tvoří porosty zejména s jedlí bělokorou (*Abies alba*) a smrkem ztepilým (*Picea abies*). Vyskytuje se převážně od 2. až po 7. lesní vegetační stupeň (MUSIL, MÖLLEROVÁ, 2005), velmi sporadicky je uváděn v 8. LVS či nad horní hranicí lesa (POLENO et al., 2009; VACEK, HEJCMAN, 2012). Podle VACKA et al. (2009c) je jeho produkční optimum v 4. LVS. Bohužel v minulosti byla většina přirozených bučin přeměněna na smrkové monokultury.

Buk lesní se nejčastěji vyskytuje na kambizemi, luvizemi, kryptopodzolech a podzolech případně rendzinách a pararendzinách, nicméně netoleruje kompaktní či nepropustné půdní horizonty v mělkých vrstvách přibližně do 20 cm pod povrchem půdy (NĚMEČEK et al., 2001; LE TACON, 1981; TOMÁŠEK, 2007; KODRÍK, KODRÍK, 2002; LEBOURGEOIS, JABIOL, 2002).

Buk je dřevinou, která snáší silný zástín, proto se v bučinách můžeme setkat s porosty, které mají i několik pater, kde potlačení jedinci vydrží v zástínu relativně dlouhou dobu. To je

i důvodem, proč buk na příznivých stanovištích vytlačuje ostatní dřeviny (ÚRADNÍČEK, MADĚRA et al., 2001).

Transpirace u listů buku lesního je ovlivňována řadou vnějších a vnitřních faktorů. Z vnitřních faktorů se jedná zejména o stáří listu, zdravotní stav dřeviny, obsah vody v těle, velikostí, tvarem a rozložením listů v porostu. Z vnějších faktorů se pak jedná o množství slunečního záření, dostupné vody a živin, teploty okolí, vlhkosti půdy, větru aj. Suchý vzduch, ale i půda dle CALVETA (2000) může být důležitým stresovým faktorem, který transpiraci může ovlivňovat. Nejvýznamnějším biometeorologickým prvkem, který ovlivňuje transpiraci, je sluneční záření (STŘELCOVÁ et al., 2004). Zvýšení slunečního záření obvykle znamená zvýšení transpirace. Bukové porosty vyžadují dostatek srážek a zvláště v letním období musí mít dostatečnou relativní vlhkost vzduchu (ÚRADNÍČEK, MADĚRA et al., 2001).

Buk patří mezi rostliny tzv. C3 rostliny dle typu fotosyntézy (charakteristickým znakem této skupiny rostlin je tvorba trojuhlíkatých sloučenin v Calvinově cyklu). Rychlost příjmu oxidu uhličitého bukem v zapojeném lese v porovnání s ostatními kulturními C3 rostlinami je velmi nízká. Jedná se o důsledek složitých světelných podmínek, které panují uvnitř koruny (BARNA et al., 2011). Rychlost asimilace oxidu uhličitého se v průběhu dne mění (TAIZ, ZEIGER, 2007). Podle PIROCHTOVÉ, MARKA (1991) mají na asimilaci v lesních porostech největší vliv sluneční záření, koncentrace oxidu uhličitého, teplota a vlhkost vzduchu. Fotosyntetická aktivita listů je základem pro tvorbu biomasy.

Z hlediska příjmu živin patří buk mezi dřeviny středně náročné. Je náročný zejména na vápník, draslík a mladá vývojová stadia na dusík (BARNA et al., 2011).

3.2.5.2 Charakteristika smrku ztepilého (*Picea abies* L., Karst.)

Rozšíření smrku ztepilého je prakticky po celé severní polokouli, přestože se původně vyskytoval ve vysokých polohách Evropy s přesahem do Asie. Smrk je základním druhem různých typů lesních ekosystémů boreálního a mírného pásma Evropy (CASTAGNERI et al., 2013). Na území ČR se vyskytuje téměř na celém území (od nížin do hor). Díky jeho rozšíření člověkem vytlačil na řadě míst původní dřeviny. Zejména v nižších polohách vznikly monokulturní porosty s vysokou ekologickou nestabilitou. Jeho původní výskyt byl v horských

lesích, inverzních údolích, rašeliništích a lokalitách s vyšší půdní vlhkostí (MUSIL, HEMERNÍK, 2008). V přirozené druhové skladbě smrk představoval 11,2 %, v současné době je jeho zastoupení v lesních porostech na území ČR asi 51,1 % a v doporučené druhové skladbě by měl mít 36,5% (MZE, 2014).



Obr. 21: Rozšíření smrku ztepilého (ÚRADNÍČEK et al., 2009).

Smrk dorůstá výšky kolem 50ti metrů o výčetní tloušťce až jeden a půl metru. Dosahuje stáří 350–400 let. Borka bývá šedá až červenohnědá. Koruna stromů je kuželovitá. Jehlice jsou čtyřhranné, leskle zelené, zašpičatělé, 1–3 cm dlouhé (KUBÁT et al., 2002). Samčí šištice jsou drobné, zpočátku červené, v pozdější fázi žluté. Samičí šištice jsou nejprve zelené nebo červené a vyrůstají vzpřímeně. Semena jsou uložena v převislých šiškách, které jsou 10–16 cm dlouhé a opadávají druhým rokem. Semena jsou opatřena blanitým křídlem.

Jedná se o světlomilnou dřevinu, která v mládí snáší zástin. Tato vlastnost smrku umožňuje vnikat i do jiných porostů, kde může postupně zaujmout místo původních dřevin. Jeho limitní hodnota zastínění, při které je ještě schopen růst, se udává 2–4 % plného osvětlení (MUSIL, HEMERNÍK, 2008). S věkem se jeho nároky na světlo zvyšují (ÚRADNÍČEK et al., 2001). Smrk je náročný na půdní vlhkost (ale snáší nadbytečnou vlhkost i stagnující vodu, proto se může vyskytovat v okolí rašelinišť a bažin), což souvisí s jeho povrchovou kořenovou soustavou

(ÚRADNÍČEK et al., 2001). Nedostatek srážek a vlhkosti může být limitujícím faktorem pro jeho výskyt nebo dobrý růst. Limitujícím faktorem je minimálně 800 mm srážek ročně. Tato dřevina je málo odolná vůči působení větru (trpí na vývraty), imisím (zejména pak SO₂) – (ÚRADNÍČEK et al., 2001; VACEK et al., 2007b). Což se projevilo rozsáhlým hynutím smrkových porostů ve vrcholových partiích některých našich hor (VACEK et al., 2015c).

3.2.5.3 Charakteristika jedle bělokoré (*Abies alba* Mill.)



Obr. 22: Rozšíření jedle bělokoré (ÚRADNÍČEK et al., 2009).

Jedle bělokorá má poměrně malé rozšíření. V ČR roste především ve všech okrajových i vnitrozemských pohořích (nevyskytuje se pouze v teplejších pahorkatinách a úvalech Labe, Vltavy, Ohře, Moravy, Odry a Dyje), a to v nižších horských oblastech, především ve vyšší části mezofytika. Nikde nedosahuje horní hranice lesa (jen stěží ji můžeme spatřit v nadmořské výšce přes 1 100 m, a to zejména na Šumavě, v některých pahorkatinách sestupuje do 300 m n. m., např. na Křivoklátsku). Její optimum je pro naši republiku v rozmezí 500–900 m n. m. (MUSIL, HAMERNÍK, 2008). Během posledních dvou set let výrazně ustupuje. Její přirozené zastoupení je 19,8 %, ale v současné době má zastoupení 1,1 %. Udávané doporučené zastoupení je 4,4 % (MZE, 2014). Na ústupu jedle z našich lesů se podílí znečištěné ovzduší,

celkové oteplování, klimatické extrémny, odvodňování porostů, houbové choroby, holosečné hospodaření, krátká obnovní doba v porostech (VACEK et al., 2015c). Jedle je považována za jednu z nejcitlivějších dřevin vůči imisím (zejména SO₂) – (DIACI et al., 2010). V subalpínských oblastech, kde se nevyskytuje smrk, vytváří jedle čisté porosty (LIEPELT et al., 2009).

Tato dřevina dosahuje výšky 55–60 metrů, výčetní tloušťka může být až 2 metry. Může dosahovat stáří až 500 let. Koruna je zpočátku kuželovitá, později mění tvar na válcovitou. Borka bývá hladká, bělošedá, ve stáří rozpukaná. V zemi drží výrazným křulovitým kořenem a díky postranním kořenům je velmi dobře ukotvena v půdě. Její jehlice jsou ploché, 2–3 cm dlouhé, na rubu jsou opatřeny dvěma bílými proužky (KUBÁT et al., 2002). Samčí šištice mají žlutavou barvu, samičí jsou zelené, později nafialovělé. Šišky jsou vzpřímené, válcovitého tvaru, rozpadavé. Plodnost v porostech nastává asi v šedesáti letech (ÚRADNÍČEK et al., 2001).

Jedle bělokorá preferuje převážně oceánické středně chladné a vlhké klima s mírnými zimami. V oblastech s teplejším klimatem se vyskytuje pouze na horách. Snáší i déletrvající stín, ale má velmi vysoké nároky na vláhu a půdní vlhkost. V zástínu mohou jedle při výšce do dvou metrů a průměru kmene 5–8 cm dosahovat věku i 100 let (ÚRADNÍČEK et al., 2001). Na suchých stanovištích se s jedlí nesetkáme. Rovněž velmi špatně snáší silné mrazy, po kterých mohou vznikat praskliny v dřevním válci. Ve srovnání se smrkem má vyšší nároky na obsah živin v půdě, vyžaduje i hlubší půdy (ÚRADNÍČEK et al., 2001).

3.2.5.4 Charakteristika javoru kleny (*Acer pseudoplatanus* L.)

Javor je strom, který se vyskytuje prakticky v celé Evropě. Jeho výskyt byl původně soustředěn jen ve vyšších polohách střední Evropy. Na území ČR roste především ve středních a vyšších polohách, můžeme se s ním setkat i v horských oblastech (v některých našich pohorích může vystupovat ojediněle i přes 1 200 m n. m.).

Jedná se o strom, který dorůstá výšky 35–40 metrů s průměrem kmene až 2 metrů. Dožívá se až 400 let. Jeho kmen je válcovitý, opatřený košatou korunou. Borka je šupinovitě až plátkovitě odlupčivá (KUBÁT et al., 2002). Jeho silné kořeny rostou šikmo do hloubky a dokážou i v balvanité půdě velmi dobře strom ukotvit. Jeho dlanitě pětičetně laločnaté listy

jsou v postavení vstřícném. Žlutozelené květy jsou uspořádány do hroznovitých květenství, plodem jsou poltivé dvounažky, které se šíří větrem. Javor je plodný po 25 letech života.

Klen snáší střední zástin. Jeho nároky na půdní a vzdušnou vlhkost jsou relativně velké, proto ho obvykle najdeme na vlhčích stanovištích (jako jsou prameniště a náplavy říček). Ale není tolerantní ke stagnující vodě (ÚRADNÍČEK et al., 2001). Nalezneme ho nejčastěji na hlubokých humózních půdách s vysokým obsahem skeletu. Patří mezi typické druhy suťových lesů (KUBÁT et al., 2002). Jeho omezené rozšíření na severu souvisí s citlivostí na mráz. Po silných mrazech můžeme na starých kmenech pozorovat mrazové trhliny (podobně jako u buku) – (ÚRADNÍČEK et al., 2001).



Obr. 23: Rozšíření javoru kleny (ÚRADNÍČEK et al., 2009).

3.2.5.5 Charakteristika jeřábu ptačího (*Sorbus aucuparia* L.)

Jeřáb ptačí patří mezi dřeviny, které vyskytují prakticky v celé Evropě (kromě nejjižnější části). Na území ČR se vyskytuje hojně od nížin až k hranici lesa a může vystupovat i do pásma kleče. Představuje pravidelnou příměs v horských smrčínách na kyselých podkladech (KUBÁT et al., 2002).

Tento strom dosahuje nižšího vzrůstu (10–15 metrů) s výčetní tloušťkou do 50 cm. Dožívá se 100 až 150 let. Listy jsou postaveny střídavě, jsou lichozpeřené, jednotlivé lístky jsou kopinaté s pilovitým okrajem. Květy jsou uspořádány do vrcholičnatých květenství, plodem jsou drobné oranžově červené malvice.

Jeřáb patří mezi světlomilné dřeviny, které v mládí snášejí zástin (ÚRADNÍČEK et al., 2001). Uplatňuje se jako pionýrská dřevina (rychlý růst v počátku a další, široká ekologická valence ohledně vody). Je odolná vůči klimatickým extrémům (mrazu i vysokým teplotám). Roste na různých druzích půd, vhodné jsou kyselé půdy. Jeřábu se daří i na silně skeletovitých půdách. S rostoucím věkem má vyšší nároky na světlo, proto se udrží jen v řídkých porostech nebo ve volných skupinách často na okraji lesa (ÚRADNÍČEK et al., 2001). Může být poškozována loupáním vysokou zvěří. Tato dřevina může být využita v silně imisně zasažených lokalitách (ÚRADNÍČEK et al., 2001).



Obr. 24: Rozšíření jeřábu ptačího (ÚRADNÍČEK et al., 2009).

3.3 Porostní poměry

3.3.1 Struktura porostů a jejich problematika

Strukturou porostu rozumíme označení pro uspořádání porostu provedené na základě posouzení socioekologického postavení jednotlivých stromů (SIMON, VACEK, 2008). Struktura porostu je dána: druhovým složením, jeho původem (vegetativním či generativním), věkovým členěním, prostorovým uspořádáním a genetickou skladbou (resp. proveniencí (VACEK et al., 2010c)

Strukturu porostu můžeme hodnotit podle celé řady různých klasifikačních metod. Mezi důležité charakteristiky patří postavení stromů v porostu, kvalita porostu (korunové parametry, charakteristika kmene aj.), jeho vitalita atd. (SIMON, VACEK, 2008). Na základě získaných dat tohoto typu můžeme zjistit, jak se mění množství dřevní biomasy v porostu. Struktura lesních porostů je sledována z prostorového hlediska (FAJARDO, GONZALEZ, 2009) a s tím související problematikou prostorové autokorelace v objemu hroubí a jeho vztahu k celkovému objemu. Nástrojem pro kvantifikaci strukturálního rozvoje je rozdělení porostů dle výčetní tloušťky (ZENNER, 2005). U jednotlivých autorů nenajdeme jednoznačnou shodu na nejběžnějším rozdělení výčetních tlouštěk starých přírodě blízkých porostů. Nejčastěji přijímaným modelem je reverzní J rozdělení (RUBIN et al., 2006), přestože některé studie z poslední doby, které jsou založené na demografických procesech, prokázaly, že mortalita jedinců není konstantní a má spíše rozdělení ve tvaru U (LINES et al., 2010). Takový to typ rozdělení je možné nalézt zejména v lesních porostech, kde je vývoj ovlivňován kompeticí o světlo (ALESSANDRINI et al., 2011).

Textura porostů je způsob, jakým se dřeviny a jednotlivé stromy seskupují a uspořádávají ve vztahu k ostatním složkám horizontálního a vertikálního rozložení porostu. Ve větším měřítku je to pak forma a velikost plošného rozmístění a střídání částí lesa s rozdílnou porostní skladbou. V přírodním nebo přirozeném lese pak jde o mozaiku vývojových fází. Při rozlišování mezi texturou porostu a skladbou porostu je třeba si ujasnit funkční význam rozdílných částí porostu a jejich vývoj. Textura je totiž výsledkem celého předcházejícího vývoje porostu. Pestrost a maloplošnost textury bývá zvětšována stanovištní mozaikovitostí a pestrostí druhové skladby (POLENO et al., 2011).

3.3.1.1 Druhová skladba

Jedná se o výčet druhů jednotlivých dřevin a jejich zastoupení v porostu. Druhové složení má vliv na mikrostanoviště, biotop a celkový cyklus živin v ekosystému (CARVALHO, 2011). Na zastoupení jednotlivých druhů působí celá řada faktorů: světelné podmínky (KUNSTLER et al., 2005), teplota (WAGNER et al., 2010), topografie a půdní podmínky (POLENO, VACEK et al., 2009), vegetační pokryv (BÍLEK et al., 2014), ale třeba i škody zvěří (AMMER, 1996) nebo konkurence mezi jednotlivými dřevinami (CAVARD et al., 2011). Podle zastoupení jednotlivých dřevin dělíme porosty na jehličnaté, listnaté nebo smíšené.

Druhové složení charakterizuje: druhová bohatost, která představuje počet druhů v daném porostu (MARGALEF, 1958; MENHINICK, 1964), druhová vyrovnanost, která vyjadřuje relativní zastoupení jednotlivých druhů v porostu (HILL, 1973, PIELOU, 1975) a druhovou různorodost, která kombinuje druhovou bohatost i vyrovnanost (SHANNON, 1948, SIMPSON, 1949).

Během posledních 250 let došlo k výraznému posunu ve složení dřevin na našem území. Zastoupení jehličnatých dřevin vzrostlo více jak dvojnásobně (POLENO et al., 2007a). Během posledních let (řádu desetiletí) dochází k mírnému poklesu podílu jehličnatých dřevin.

Pro trvalou udržitelnost a produktivitu lesních ekosystémů hraje důležitou roli druhové složení (LINDENMAYER, 2000), ve spojení se strukturou představují hlavní atributy porostů, které vzájemně ovlivňují funkci ekosystémů (CROW et al., 2002). Druhové složení má významný vliv na mikrostanovištní podmínky, ale i koloběh živin v ekosystému (CARVALHO, 2011).

Ve sledovaných smrkobukových porostech Orlických hor dominuje ve stromovém patře buk lesní (*Fagus sylvatica*) a smrk ztepilý (*Picea abies*). Příměs v těchto porostech tvoří jedle bělokorá (*Abies alba*), javor klen (*Acer pseudoplatanus*) a jeřáb ptačí (*Sorbus aucuparia*).

Přirozená obnova a výskyt jednotlivých druhů je dán příznivými mikrostanovištními podmínkami, ve kterých mohou semena přežít, klíčit a vytvářet semenáčky, ale i samotnou dostupností semen (VACEK et al., 2009a). Na vliv reprodukce jednotlivých dřevin má vliv zastoupení fertilních jedinců v porostu, ale i celá řada dalších biotických i abiotických faktorů, jako je třeba dostupnost světla (KUNSTLER et al., 2005), půdní vlhkost (ARRIETA, SUAREZ, 2005), vliv býložravců (VACEK et al., 2013) či dalších živočichů, kteří se živí semeny (LUCAS-

BORJA et al., 2012) či vzdálenost mezi mateřskými stromy (PACKER, CLAY, 2003). Všechny tyto faktory do značné míry ovlivňují druhové složení porostu. Mezi vytlačované dřeviny patří jedle, která je řazena mezi potravně atraktivní dřeviny. AMMER (1996) navíc uvádí, že se snižujícím podílem dřeviny v přirozené obnově roste její potravní atraktivita.

Zastoupení jednotlivých dřevin v porostu se v průběhu vývojového cyklu smrkobukového porostu mění. Zvýšený podíl buku zkracuje délku stádia optima, naopak vyšší podíl smrku či jedle toto období znatelně prodlužuje a v jeho důsledku pak vzniká horizontální zápoj (VACEK et al., 2010c).

3.3.1.2 Věková struktura

Věková struktura lesa je důležitá pro vyrovnané plnění všech funkcí lesa. Tato struktura je charakterizována věkovým členěním (resp. rozdíly věku stromů), které tvoří porost. Je vyjadřována ve věkových stupních nebo třídách (KORPEL, 1991). Základní členění porostů podle věku je rozdělení na stejnověké a různověké. Věková skladba lesa hraje důležitou roli v jeho fungování, má vliv na jeho životnost (tím pádem i na mortalitu) a délku vývojového cyklu. Ve stabilní věkové struktuře různověkého přirozeného lesa by měli převažovat jedinci v nejmladších věkových stupních (PRŮŠA, 1985). U přírodních lesů s dominancí dlouhověkových stín tolerantních druhů se setkáváme s velkou variabilitou věkové struktury porostu (TROTSIUK et al., 2012).

Smrkobukové porosty jsou charakteristické relativně dlouhotrvajícím malým vývojovým cyklem lesa. Ten může trvat 300 až 350 let (v případě příměsi jedle i 400 let). Výrazný vliv na délku cyklu má věk dřeviny s nejdélší dobou životnosti, kterou je smrk (až 350 i více let) – (KORPEL, 1995). Naopak buk má výrazně kratší dobu života (okolo 200 let). V extrémních podmínkách, kterými vrcholové partie hor mohou být, je zkrácen i na pouhých 130 let. Tak se velmi často v těchto porostech stává, že během jedné generace smrku se vystřídají až dvě generace buku (VACEK et al., 2009a). Starší jedinci buku jsou spíše výjimkou. Jsou popsány z některých evropských lokalit, jako jsou Apeniny (PIOVESAN et al., 2003), kde byli jedinci staří okolo pěti set let, podobně jako objevený jedinec starší 500 let v pralese Lelovce (MLINSEK, 1967).

3.3.1.3 Prostorová struktura

Prostorová struktura je dána vzájemným uspořádáním jednotlivých složek v ekosystému (MCÉLHINNY et al. 2005). Sleduje se horizontální struktura: hustota porostu, zakmenění a zápoj (stupeň zápoje, plocha korunových projekcí), u vertikální struktury se zaměřujeme na vytvořená porostní patra (VACEK, 1982). Spojením horizontální a vertikální struktury vzniká porostní profil.

Při studiu horizontální struktury používáme řadu distribučních indexů: založené na vzdálenosti jednotlivých stromů k jejich nejbližšímu sousedovi (CLARK, EVANS, 1954), vycházející ze vzdálenosti mezi náhodně vybraným stromem a aktuálními pozicemi stromů (PIELOU, 1959; MOUNTFORD, 1961). Horizontální strukturu můžeme rozlišit jako shlukovitou, náhodnou nebo pravidelnou. Porosty vzniklé přirozenou obnovou mají obvykle shlukovité až náhodné rozmístění na rozdíl od uměle vysazovaných porostů, které mají pravidelné rozmístění jednotlivých stromů. V průběhu vývoje dochází i u těchto přirozených porostů ke změně, která směřuje k rozmístění mírně pravidelnému.

Zápojem rozumíme vzájemný dotyk a prolínání korun v korunové vrstvě (rozeznáváme čtyři základní typy zápoje: horizontální, stupňovitý, diagonální a vertikální). Rozlišujeme i různé stupně zápoje – podle volnosti a těsnosti dotyku korun (stísněný, dokonalý, uvolněný, volný, přerušovaný, mezernatý).

U vertikální struktury rozlišujeme tvorbu porostních vrstev, v jejich rámci porostních etáží a úrovní (VACEK, 1982). U porostu se růstový prostor rozděluje do tří 3 porostních vrstev (na základě třetin výšky porostu). Porostní etáž chápeme jako výraznější výškový odstup dvou nebo více dílčích souborů stromů v růstovém prostoru. Podle výškového umístění úrovně se porostní prostor dělí na nadúroveň, úroveň a podúroveň (KORPEL et al., 1991). Největší vliv na tuto strukturu má věk stromů, různá růstová rychlost jednotlivých druhů stromů a jejich cenotické vztahy na daném stanovišti (PRŮŠA, 1985).

V přírodě blízkých lesů můžeme očekávat větší mozaikovitost a jemnější texturu než u hospodářských lesů. Ta je způsobena schopností lesních ekosystémů reagovat nebo se přizpůsobit vnějšímu narušení životního prostředí (biotické i abiotické). Je to dáno mimo jiné i vyšší genetickou variabilitou genomu jedinců (PAFFETTI et al., 2012). Tyto lesy mají obvykle

shlukovité až náhodně nepravidelné výchozí uspořádání, které se za příznivých podmínek mění v uspořádání mírně pravidelné (VACEK et al., 2010c), vznikající jako důsledek postupného růstu a rozšiřování korun.

Buk může měnit svoji architekturu s cílem zachytit větší množství světla a snížit výdaje na respiraci za využití maximálního růstového prostoru v porostu (ROZENBERGAR, DIACI, 2014). Za fenotypovou plasticitou buku stojí jeho široký genotyp (SCHRÖTER et al., 2012), biotické interakce mezi sousedními stromy (HARJA et al., 2012), ale i abiotické podmínky (topografie či zeměpisná šířka) – (LANG et al., 2010). Jestliže buk roste dlouhodobě ve výrazném stínu, rozvíjí se plagiotropický růst (NICOLINI, 2000) a různá kmenová narušení (WAGNER et al., 2010). Vzniklá asymetrie korun pak narušuje statickou stabilitu stromů, což se může projevit negativně při disturbancích (YOUNG, PERKOCHA, 1994). Porosty s dominancí smrku vykazují vyšší míru homogenity ve struktuře s horizontálním zápojem (VACEK et al., 2010c).

3.3.1.4 Tloušťková struktura

NILSSON et al., (2002) považují výčetní tloušťku za jeden z nejdůležitějších rysů struktury přírodě blízkých lesních porostů. Její studium je důležité pro kvantifikaci strukturálního vývoje a k zhodnocení dopadů disturbančních vlivů (COOMES, ALLEN, 2007). Tloušťková struktura je velmi těsně spojena se strukturou výškovou, resp. s vertikální distribucí stromů (VACEK et al., 2012a).

Běžně zaznamenávaným vzorem pro tloušťkovou strukturu v přírodě blízkých lesích je otočená esovitá křivka (GOVE et al., 2008). Z ekologického hlediska je tato distribuce úzce svázaná s procesy mortality, jejich křivka má tvar U (LEAK, 2002) a jejichž výskyt je v porostech, kde je porostní vývoj řízen zejména konkurencí o světlo (ALESSANDRINI et al., 2011).

Tloušťkové rozdělení závisí na jednotlivých vývojových stádiích a fázích vývoje lesa a na ekofyzikálních nárocích lesních druhů dřevin (ALESSANDRINI et al., 2011).

3.3.1.5 Výšková struktura

Výšková struktura porostu představuje rozvrstvení stromů podle změřené výšky všech stromů porostu (SIMON, VACEK, 2008). Podobně jako tloušťková struktura je výšková struktura

jedním z důležitých porostních ukazatelů. Problémem je měření, které je často technicky náročnější. Evropské dřeviny dosahují výrazně nižších výšek ve srovnání s některými stromy jiných kontinentů. Navíc maximální výška stromů je do značné míry závislá na nadmořské výšce (HOLEKSA et al., 2007). Nejvyšší jedinci na sledovaných plochách nedosahují výšek vyšších než 40 metrů. Tyto hodnoty jsou srovnatelné s výsledky i jiných autorů např. VON OHEIMB et al. (2005). Buky vyšší než 50 metrů jsou spíše výjimkou např. buk z lokality Havešová (DRÖSSLER, VON LÜPKE, 2007). Nejvyšší smrky z Orlických hor dosahují výšek okolo 45 metrů (VACEK et al., 2013).

3.3.2 Odumřelé dřevo

Odumřelé dřevo je důležitou součástí lesních ekosystémů (ZIELONKA, 2006). Představuje významnou dlouhodobou zásobárnu živin v lesní půdě (HARMON et al., 1986). Zároveň představuje jeden z rozdílů mezi lesem přírodě blízkým a hospodářským. V přírodě blízkých lesích bývá větší množství odumřelého dřeva (na rozdíl od hospodářských lesů, kde je objem tlejícího dřeva většinou minimální).

Obecně můžeme říci, že odumřelé dřevo zvyšuje produktivitu lesních ekosystémů, má pozitivní vliv na jejich biodiverzitu (FRANKLIN et al., 1981), vodní režim, sorpční komplex, ovlivňuje koloběh uhlíku, ovlivňuje tvar, funkci a strukturu vodních toků v lesních porostech a morfologie svahů (STEVENS et al., 1997), vytváří různé typy ekosystémů pro řady druhů živočichů, rostlin a hub. Velký výskyt různých druhů vyšších rostlin, mechů, lišejníků a hub je přímo závislý na množství a přítomnosti odumřelého dřeva, rovněž byl prokázán i jeho význam pro různé druhy menších savců, ptáků a členovců v mnoha studiích (např. STEVENS et al., 1997; SPETICH, 2002 a další).

Vzhledem k produktivitě lesních porostů odumřelé dřevo ovlivňuje zejména množství organické hmoty v půdě, kvalitu a množství různých druhů mikroorganismů (kteří se podílejí na rozkladu organické hmoty), je zdrojem živin, ovlivňuje půdní procesy (např. podzolizaci), vytváří důležitý substrát pro obnovu lesních dřevin, vytváří biotop pro symbiotické a dusík vázající bakterie, ovlivňuje půdní vlhkost. Akumulace a rozklad organické hmoty na půdním povrchu (i v půdním profilu) jsou spojeny s cyklem živin (GREEN et al., 1993). SANIGA, SCHÜTZ (2001) uvádějí, že v důsledku chybějící odumřelé dřevní hmoty v lesních porostech může způsobit vymizení některých druhů organismů. Těch, kteří jsou na odumřelé dřevní hmotě

značně závislé, a tím může dojít k negativnímu ovlivnění cyklu živin. Hromadění velkého množství odumřelého dřeva v přírodních lesích je důvodem odlišného cyklu živin v hospodářských lesích (FRANKLIN et al., 1981).

Vstup tlejícího dřeva do ekosystému je dán mortalitou živých stromů. Ta je závislá na struktuře daného porostu, ale třeba i na různých disturbancích. U porostů ve stádiu dorůstání je mortalita dána především vzájemnou kompeticí mezi jedinci, v závěrečné fázi vývoje lesa budou mít vliv na úmrtnost především disturbanční činitelé. Množství a typ tlejícího dřeva v přírodě blízkých porostech jsou dány především vývojovým stadiem a fází lesa.

Rychlost procesu rozkladu dřeva je ovlivňován řadou faktorů. Mezi některé z nich patří: charakter vlastní dřeviny (druh, rozměr), příčina odumření stromu (typ disturbance, forma mortality), lokální stanovištní a klimatické podmínky, množství biologicky aktivních organismů na stanovišti a řadu dalších faktorů. K rozpadu jednotlivých částí dochází jak vlivem fyzikální fragmentace (např. pád stromu, účinky mrazu), tak biologické fragmentace (v důsledku činnosti různých organismů). Proces rozkladu dřevin je různý, zároveň je předmětem řady výzkumů. Tak například proces rozkladu smrku ztepilého byl velmi podrobně zkoumán v boreálních lesích Skandinávie (NAESSET, 1999; JONSSON, 2000; KRUYSS et al., 2002 a některé další studie). Výsledky těchto studií se liší a není prozatím jasné vysvětlení vzniklých rozdílů. Podle těchto studií trvá rozklad smrkových kmenů 40–100 let (HOFGAARD, 1993; NAESSET, 1999; JONSSON, 2000; KRUYSS et al., 2002). Smrk ztepilý vytváří při svém rozkladu za podobných klimatických podmínek vyšší objem odumřelého dřeva než buk, protože jeho rozpad je pomalejší (SANIGA, SCHÜTZ, 2001). U buku je udávaná doba rozpadu 40–50 let, ale do značné míry závisí na velikosti odumřelých kmenů. U jedle je rychlost rozpadu podobná jako u smrku (TAYLOR, MACLEAN, 2007).

Pro řadu jehličnatých lesů je klíčení semen a odrůstání semenáčků velmi těsně vázáno na ležící tlející kmeny (HARMON et al., 1986). Někteří autoři tento fenomén popsali i u listnatých lesů (HARMON, FRANKLIN, 1989). Těsné spojení mezi semenáčky stromů a tlejícím dřevem ukazuje, že pro uchycení a vývin stromů může hrát důležitou roli právě tlející dřevo (HARMON, 1987; HARMON, 1989).

CHRISTENSEN et al. (2005) uvádějí, že množství dřeva ve smíšených smrko-bukovo-jedlových porostech, které můžeme označit za přírodní, silně kolísá. Objem tlejícího dřeva ve

vybraných lokalitách na území ČR a SR se pohyboval mezi 58 až 287 m³.ha⁻¹. Byl rovněž značný rozdíl mezi objemem souší (stojící odumřelé dřevo) a ležícími kmeny. Tyto rozdíly je možné vykládat odlišnými stanovištními podmínkami, vlivem různých disturbancí a historií využívání porostu.

3.3.3 Přirozená obnova

Přirozená obnova lesa je důležitým ukazatelem vitality a stability porostu (ŠTÍCHA et al., 2010). Jedním z důležitých faktorů pro uskutečňování regeneračních procesů v přírodě blízkých lesích jsou disturbanční procesy (WAGNER et al., 2010). Vlastní disturbance pak mají zásadní vliv na tvorbu nových mikrostanovišť (VODDE et al., 2010).

Pro přirozenou obnovu buku lesního je důležitá zejména přítomnost dostatečného počtu vhodně rozmístěných fruktifikujících jedinců, vhodné podloží pro klíčení, vhodné mikroklima a klimatické podmínky (KORPEL et al., 1991). V posledních letech se semenné roky buku objevují každé 2–3 roky (KORPEL, 1978). Pozitivně na množství semen má vliv teplejší a sušší léto, naopak mráz a déšť v období květu působí velmi negativně (Barna et al., 2011). Při souhře vhodných podmínek může v období semenného roku spadnout až 8 milionů bukvic na 1 hektar (SANIGA, KRAJOVIČ, 2009). Vzhledem k těžkosti semen je jejich rozptyl do okolí minimální, pouze několik desítek metrů. Velký vliv na počet přezimujících bukvic a vyklíčených semenáčků má stav substrátu. Nejlepší klíčivost (až 55 %) je na substrátu bukového humusu (BARNA et al., 2011).

Klíčení buku je epigeické. Děložní listy se výrazně liší od asimilačních listů. Období klíčení semenáčků je z pohledu jejich přežívání nejkritičtějším obdobím (KORPEL, 1978). Velký vliv na jejich přežití má půdní vlhkost (AMMER et al., 2002). V době klíčení jsou semenáčky náročné na vláhu. Rovněž expozice může mít vliv na uchycení se semenáčků, podle KORPELA (1978) má jižní expozice 2–3 krát menší úspěšnost než expozice severní. Důležitou roli hrají rovněž světelné podmínky. V místech s vhodnými podmínkami vytváří dřeviny tzv. „banku“ semenáčků (WAGNER et al., 2010).

Procento přežívajících semenáčků se zvyšuje s jejich věkem. Nejvyšší mortalita je u jednorokých semenáčků. Ta souvisí s intenzitou konkurence jedinců v přirozené obnově, ale i se sousední vegetací a dalšími vlivy spojenými s mikrostanovištěm (BARNA et al., 2011).

S růstem semenáčků zvyšuje buk postupně s věkem nároky na světlo. Tloušťkový růst je schopný reagovat již v prvním roce po dané změně podmínek prostředí (COLLET, CHENOST, 2006).

Velmi negativně se na zmlazení buku projevuje vliv spárkaté zvěře (AMMER, 1996).

3.3.4 Zdravotní stav porostů

Z hlediska studie struktury a vývoje lesních ekosystému je také nutná znalost zdravotního stavu porostu a jeho vývoj v zájmové oblasti. Od 50. let 20. století dochází vlivem energetické a průmyslové činnosti i dopravy ke značné produkci škodlivých látek znečišťujících ovzduší, což má zásadní vliv na zdravotní stav lesních ekosystémů (MATERNA, 1999). Imise a klima patří mezi nejvýznamnější faktory vnějšího prostředí lesních ekosystémů, které ve Střední Evropě dlouhodobě ovlivňují jejich vývoj (ULRICH, MAYER, KHANNA, 1980). Na rozdíl od Krušných hor se vlivu imisí na lesy Sudetské soustavy začala věnovat dílčí pozornost teprve počátkem 70. let 20. století (TESAŘ et al., 1982).

Ekosystémy v horských oblastech mohou být náchylnější ke znečištění ovzduší oproti ekosystémům v nižších nadmořských výškách. Synergické působení vysokého a dlouho trvajícího znečištění ovzduší společně s klimatickými stresy mohou vést až k rozsáhlému odumírání lesů v těchto lokalitách (VANČURA et al., 2000; KRÁL et al., 2015). Výskyt mnoha symptomů poškození lesních ekosystémů, které byly způsobeny ne zcela objasněnými faktory, byl zaznamenán v Evropě zejména v období let 1970–1980. Rychlý rozvoj těchto symptomů, jejich rozdělení v čase a prostoru, jakož i vzájemná závislost jejich dopadu na lesní společenstva vedly k popisu tohoto stavu jako syndromu neznámého úbytku lesů (MULLER-EDZARDS et al., 1997; BADEA et al., 2004). Přitom účinky všech známých biotických a abiotických faktorů nemohou zcela vysvětlit všechny aspekty tohoto jevu (LANDMANN, 1991). Mnoho hypotéz o příčinách narušení ekosystémů bylo spojeno s vlivem znečištění ovzduší a na základě toho bylo znečištění ovzduší považováno za predispoziční a doprovodný faktor narušení lesních ekosystémů (LORENZ, 1995). Kromě toho silné změny v lesních ekosystémech pod vlivem imisí nastaly v důsledku acidifikace prostředí (VACEK et al., 2013, 2015c).

Největší hrozbou pro lesní ekosystémy Sudetské soustavy (bylo průmyslové znečištění ovzduší zejména SO₂, které bylo z hlediska poškození lesních ekosystémů Krkonoš

nejzávažnější mezi roky 1970 až 1990 (VACEK et al., 2007a; VACEK, MATĚJKA, 2010; VACEK et al., 2013, 2015c). V následujících letech pak docházelo k poklesu znečištění ovzduší SO₂, avšak porosty na řadě míst byly již značně poškozené a tak pokračovalo k jejich odumírání. V polovině 90. let 20. století docházelo téměř u 80 % smrkových porostů nad 900 m n. m. ke značnému odumírání jedinců a u přežívajících stromů nastala jejich výrazná defoliace (POLÁK et al., 2007). Po snížení průmyslového znečištění získalo větší význam fotochemické znečištění (STANNERS, BOREAU, 1995). To bylo způsobeno zejména vlivem zvýšeného počtu automobilů, které produkují zvýšené emise oxidů dusíku a těkavých uhlovodíků. V této části střední Evropy jsou i zvýšené koncentrace ozónu (O₃), který je považován za fyto toxické činidlo způsobující poškození vegetace (BYTNEROWICZ et al., 2003; HŮNOVÁ, SCHREIBEROVÁ, 2012). Ozón také může negativně zvyšovat fyto toxické účinky jiných látek znečišťujících ovzduší, zejména oxidů síry a dusíku (SO_x a NO_x) – (BYTNEROWICZ et al., 2004; HŮNOVÁ et al., 2004). I samotný ozón způsobil velmi vážné škody na lesních ekosystémech jak v Evropě (DEVRIES et al., 2003), tak i v Severní Americe (KRUPA et al., 2001). Navíc se předpokládá růst hladiny ozónu i v budoucnu (BRASSEUR et al., 1998).

I přes snížení emisí průmyslových škodlivin v ovzduší ČR, které na mnoha místech vyústily v rozsáhlé a velmi závažné narušení smrkových porostů, byla i v posledních letech pozorována poměrně vysoká defoliace jak v ČR, tak i na Slovensku a v Polsku (VANČURA et al., 2000). Pro co nejúčelnější management je také nutno vzít v potaz jaký vliv mohou mít klimatické změny na růst a mortalitu jednotlivých dřevin (HANEWINKEL, PEYRON, 2014), neboť se dá předpokládat vyšší četnost a intenzita disturbancí v důsledku klimatických změn (FUHRER et al., 2006; JONÁŠOVÁ et al., 2010).

Na působení imisí v ovzduší je smrk ztepilý zvláště citlivý (cf. DÄSSLER et al., 1981; MATERNA, 1999), a proto může sloužit k indikaci vlivu znečištěného ovzduší. Je však třeba znát jeho standardní chování na dané lokalitě a zároveň symptomatické odchylky v růstu a vývinu vyvolané vlivem imisí. Makroskopické změny na smrku tehdy nepůsobí jen imise, ale i řada nepříznivých abiotických a biotických činitelů (cf. VACEK et al., 2007b). Podobně tomu je i u jedle bělokoré. Naproti tomu jsou studované listnaté dřeviny (buk lesní a javor klen) v odborné literatuře řazeny ke dřevinám středně tolerantním vůči imisím (cf. ANTIPOV, 1979; DÄSSLER et al., 1981; VACEK, 1990; VACEK et al., 2007a), a proto mohou též sloužit k indikaci vlivu znečištěného ovzduší.

Látky znečišťující ovzduší nemají vliv jen na zdravotní stav, biologickou rozmanitost a ekosystémové procesy, ale mohou mít také nepřímé účinky na sekundární nebezpečí pro lesní ekosystémy, jako je například napadení kůrovci či toxicita těžkých kovů v půdách (BYTNEROWICZ et al., 2004). K většímu poškození lesních porostů také přispívají klimatické extrémní či patogenní organismy a obecně zhoršující se půdní podmínky (LOMSKÝ et al., 2012). Naléhavou potřebu reagovat na mezery ve znalostech interakcí mezi znečištěním ovzduší, klimatickými změnami a lesy v poslední době zdůraznili SERENGIL et al., (2011), MATYSSEK et al. (2012). Přesná kvantifikace těchto parametrů je velmi důležitá pro posuzování dopadů imisních a klimatických stresů na lesní ekosystémy.

Zdravotní stav porostů s dominantním bukem lesním v Krkonoších je dlouhodobě hodnocen v pracích VACEK (1992, 1993, 2001); BALCAR, VACEK, HENŽLÍK (1994), VACEK et al. (2007a) a v Orlických horách je to v pracích VACEK, PODRÁZSKÝ (1993), VACEK et al. (2000).

3.3.5 Vývoj porostů

3.3.5.1 Velký vývojový cyklus lesa

V přírodních lesích v rámci ontogenetického vývoje můžeme sledovat dva cykly – velký a malý vývojový cyklus lesa. S charakteristikou stádií těchto cyklů se můžeme setkat např. u JAWORSKI (2000) nebo POLENO et al. (2007b). Střídání různých cyklů je velmi důležité z hlediska změn produkční dynamiky porostu. Vše vede k markantním změnám prostorové struktury v průběhu vývojového cyklu (GRATZER et al., 2004).

Velký vývojový cyklus začíná katastrofickým rozpadem ekologicky labilních porostů na relativně velkých plochách řádu hektarů. Je typický zejména pro boreální lesy. To může být způsobeno různými disturbancemi (požárem, větrnou kalamitou, přemnožením určitého druhu živočicha, ale třeba i katastrofou způsobenou člověkem – imise, požáry aj.). Jedná se o jevy, které jsou jen těžko předvídatelné (BARNES et al., 1998).

Po destrukci se velmi razantně mění mikroklimatické a fyzikální poměry daného místa. Jedná se zejména o změnu radiace (intenzita i amplituda), tepelných rozdílů, mění se podíl živin. Na tyto změny reaguje bylinná vegetace. Řada dřevin využívá uvolněné niky a nastupuje

proces ekologické sukcese, která vede k tvorbě lesního prostředí a vytvoření určitého konečného stadia (klimaxu). V průběhu sukcese můžeme pozorovat vytvoření několik stádií lesa:

- stádium přípravného lesa,
- stádium přechodného lesa,
- stádium vrcholného lesa (tzv. klimax).

V období přípravného lesa se na lokalitě objevují tzv. pionýrské (náletové) dřeviny (POLENO et al., 2007b). Tyto dřeviny jsou adaptovány k rychlému osídlení volných ploch (KOŠULIČ, 2010). K jejich charakteristice patří: relativně vysoká odolnost vůči extrémům fyzikálního prostředí, bývají méně náročné na půdní podmínky. Jejich semena se snadno šíří, mají prakticky každoroční fruktifikaci, typický je rychlý růst a řadu dalších vlastností, které je zvýhodňují na těchto stanovištích. Mezi dřeviny takto se šířící patří různé druhy bříz, vrb, topolů, z jehličnanů pak modřín nebo borovice. Mezi další charakteristiky náletových dřevin patří nižší konkurenční schopnosti, proto později ustupují klimaxovým dřevinám, řídký korunový zápoj, rychlý růst v mládí s brzkou kulminací. Listnaté dřeviny mají kratší životní cyklus (VACEK et al., 2010c). Z hlediska životní strategie převládají u těchto dřevin prvky S- a R- strategie. Díky těmto převážně světlomilným dřevinám dostává dané území charakter lesního prostředí a vznikají podmínky pro obnovu náročnějších dřevin (VACEK et al., 2007a). Někdy může této periodě ještě předcházet krátké období s dominancí bylin a keřů (BOSE et al., 2014).

Stádium přechodného lesa je ve spodním patře charakteristické výskytem dřevin, jako je jedle, buk, smrk nebo javor. Jedná se o dřeviny, které mohou růst v zastínění a konkurenci jiných dřevin. Naopak volný prostor bez zastínění, mikroklimatické extrémy vedou k jejich poškození. Jejich růst je zpočátku velmi pomalý, ke kulminaci dochází až v pozdějším věku. Tyto dřeviny jsou obvykle dlouhověkého charakteru C-stratégů. Les, který takto vzniká, můžeme označit jako přechodný. Někdy se používá termín dvojetážový, kde výše popsané dřeviny vytvářejí podrostní patro pod lesem přípravným. Celý vývojový proces je velmi pomalý a může trvat i několik století (MATUSZKIEWICZ et al., 2013). Podstatou celého procesu je postupné nahrazení světlomilných druhů dřevin dřevinami, které jsou k zastínění tolerantnější (PETRITAN et al., 2012).

Dřeviny vrcholného lesa (tzv. klimaxového) postupně dorůstají a posléze přerůstají přípravné dřeviny, ty obvykle zcela potlačí, klimaxové dřeviny jsou nejlépe adaptované na svoje stanoviště, neboť se zde vyvíjely po několik generací stabilizující selekcí (KOŠULIČ, 2010). U dřevin klimaxového lesa začíná fruktifikace v pozdějším věku a charakteristickým znakem je nepravidelný výskyt semenných let. Jejich růst je v mládí pomalý s kulminací přírůstu v pozdějším věku. Semena bývají často hmotnější a jejich šíření je obtížnější (ve srovnání s dřevinami přípravného lesa) – (POLENO et al., 2007b). V této fázi dochází k obnově již pouze klimaxových dřevin. Odolnost dřevin tohoto lesa je malá vzhledem ke klimatickým extrémům (VACEK et al., 2010c). Klimaxový les je v daných podmínkách obvykle nejproduktivnější a nejstabilnějším typem ekosystému, který za daných podmínek může vzniknout. Toto zjištění je důležité pro hospodaření v lesích na ekologických základech, pro zajištění stability a pro volbu optimálních pěstebních postupů.

3.3.5.2 Malý vývojový cyklus lesa

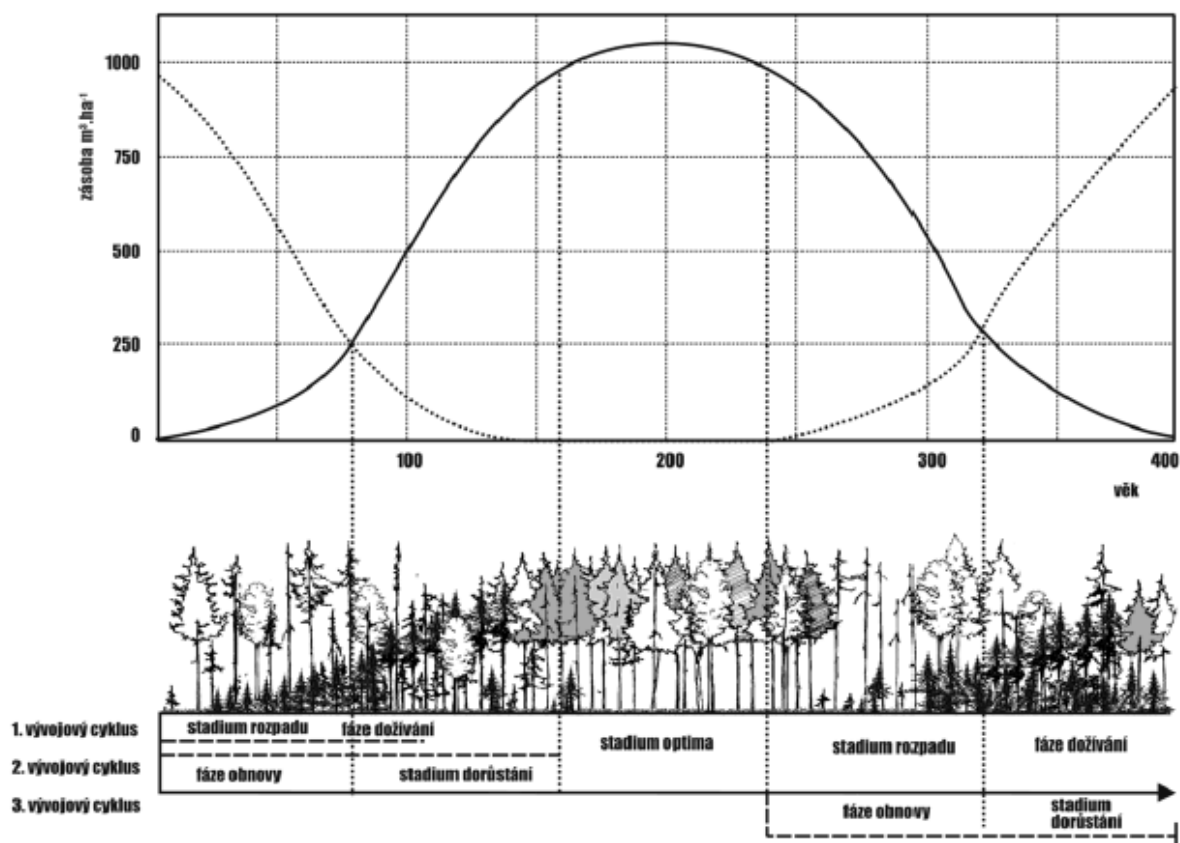
Klimaxový les nezůstává neměnným. Probíhá v něm tzv. malý vývojový cyklus, který obnovuje jeho strukturu na plochách cca od 0,3 ha až do několika ha (VACEK et al., 2007a). Jednotlivá stádia (v závislosti na druhovém složení a místních podmínkách) mohou trvat od několika desítek let až řádově stovky let (PODLASKI, 2004) a zpravidla se liší v objemu živého a odumřelého dřeva (ŠAMOMIL, VRŠKA, 2007). Rozlišení jednotlivých stádií bylo do 90. let 20. století prováděno vizuálním odhadem na základě práce LEIBUNDGUTA (1959) – (ŠAMOMIL, VRŠKA, 2007). PODLASKI (2004) rozdělil jednotlivá stadia na dílčí fáze. Stádium dorůstání má tedy fáze obnovy, selekce, vícevrstevné struktury, jednovrstevné struktury s autoredukci, na kterou navazuje fáze poklesu (počtu jedinců). Stádium rozpadu s fázemi obnovy, dvouvrstevné struktury, vícevrstevné struktury a selekce. V současnosti jsou používány přesnější metody, např. dendrochronologické analýzy (PODLASKI, 2004), statistické metody (VACEK et al., 2010c) nebo metody opakovaného měření studovaných ploch (JAWORSKI, PODLASKI, 2007, VRŠKA et al., 2006). Využitím těchto metod může být velmi dobře charakterizována dynamika stromových pater, která hraje důležitou roli při rozlišování jednotlivých stádií a fází.

Výchozí fázi tohoto cyklu označujeme jako **stadium optima**. Dřeviny, které jsou součástí lesa, jsou charakterizovány intenzivním růstem, dlouhou dobou života a jsou v plném zápoji. Typický pro tuto periodu je výškově vyrovnaný porost s větší tloušťkovou diferencovaností a

zejména s velkými věkovými rozdíly. Porost dosahuje maximální objemové zásoby živých stromů, odumřelé dřevo představuje minimální podíl (ŠAMOMIL, VRŠKA, 2007). Obvykle se vyskytuje malý počet stromů velkých dimenzí na plošné jednotce a dominují stromy nejvyšších tloušťkových tříd. Porost je rovněž charakterizován větší tloušťkovou variabilitou a velkými věkovými rozdíly, které mohou být až 200 let (KORPEL, SANIGA, 1993). Důležitým znakem je horizontální zápoj a typická halová výstavba. Výstavba porostu je téměř homogenní a svým vzhledem je podobný zapojenému hospodářskému lesu (POLENO et al., 2007a). Ke konci tohoto stádia přechází porost do fáze stárnutí. Jednotlivé stromy začínají odumírat a nastupuje první obnova (KORPEL, SANIGA, 1993).

Na stádium optima navazuje **stádium rozpadu**. V této periodě zásoba i počet kmenů starší generace výrazně klesá, zvyšuje se počet jedinců generace nové. Z hlediska této generace je porost ve fázi obnovy. Jedinci původního porostu a zmlazené skupiny jsou na dané lokalitě rozmístěny nerovnoměrně, skupinky a hloučky stromů jsou střídány světlinami (POLENO et al., 2007a). Dřevo odumírajících stromů není plně nahrazováno přírůstem stromů mladých a dochází k jeho výraznému poklesu (ŠAMOMIL, VRŠKA, 2007). Postupně upadá dominance původního starého porostu a zvyšuje se podíl a význam porostu nastupujícího. Odumřelé dřevo poskytuje nově nastupující generaci organické látky (FRANKLIN et al., 2002).

Postupně klesá dominantní podíl původního porostu a začíná převažovat porost nový. Nastupuje **stádium dorůstání**. U přežívajících jedinců z původního (staršího porostu) hovoříme o fázi dožívání. Výrazně se zvyšuje zásoba spodní a střední vrstvy. Jedinci nových generací intenzivně uplatňují své růstové schopnosti (VACEK et al., 2007a). Převládají stromy zastoupené ve spodní nebo střední etáži, kde se stromy projevují vysokou vitalitou a nízkou mortalitou. Zvyšuje se podíl živého dřeva (naopak klesá podíl odumřelého dřeva) – (ŠAMOMIL, VRŠKA, 2007). Zápoj je stupňovitý (až vertikální). Typickým znakem je největší tloušťková a plošná diferenciacie porostu (KORPEL, SANIGA, 1993). Na konci tohoto stádia dochází k výškovému vyrovnání (i u původně výškově rozrůzněných porostů) a stádium dorůstání přechází do stádia optima (POLENO et al., 2007a).



Obr. 25: Malý vývojový cyklus lesa (upraveno dle KORPEL, 1989).

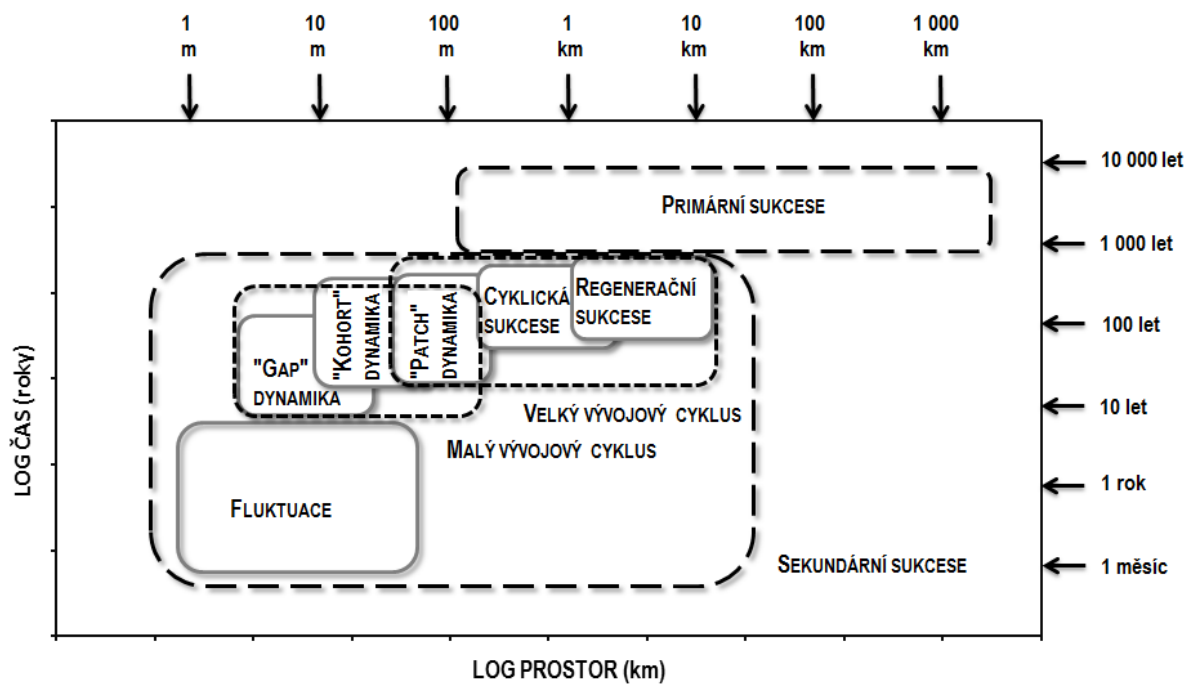
Pro produkční schopnost lesa je důležité rozmístění jednotlivých stádií a fází na celkové ploše lesa (tzv. textura přírodního lesa). Jedná se o výsledek předcházející dynamiky a dokládá mimo jiné historii vývoje lesa (včetně antropických vlivů). Je možné usuzovat i o stabilitě porostu, protože čím je charakter cyklu maloplošnější, tím je vývoj pozvolnější a stabilnější. Velkoplošná textura indikuje změny náhlejší a méně stabilní. U maloplošnější textury se setkáváme s větší druhovou diverzitou, velmi často bývá v členitějším terénu.

Ve větších plošných rámcích bývá podíl jednotlivých stádií a fází relativně stálý, můžeme ho považovat za indikátor biologické vyrovnanosti, stability a vývojové samostatnosti.

3.3.5.3 Další vývojové cykly lesa

Vývoj přírodních lesů je velmi složitý proces, který můžeme studovat z různých hledisek. O ucelené zpracování terminologie vegetační dynamiky se pokoušela řada autorů, z nichž nejcitovanější je VAN DER MAAREL (1988, 1996a, 1996b). O hierarchickou typizaci vegetační

dynamiky se též pokusili např. PETERSON et al. (1998) a PICKETT, CADENASSO (2005). V rámci přírodě blízkých lesů lze rozeznat četné typy vegetační dynamiky, jak uvádí Obr. 26. Jedná se o: fluktuaci „Gap“ dynamiku, „Kohort“ dynamiku, „Patch“ dynamiku, cyklickou sukcesi, regenerační sukcesi a sukcesi primární a sekundární. S tímto pojetím se pak do určité míry prolínají u nás nejčastěji používané termíny malý a velký vývojový cyklus přírodních lesů dle prací LEIBUNDGUT (1959) a KORPEL (1995), které vznikly na základě rozsáhlé syntézy experimentálních dat z pralesů ve střední Evropě.



Obr. 26: Schéma časového a prostorového rozmístění jednotlivých případů vegetační dynamiky v prostředí lesních ekosystémů (upraveno podle PETERSON et al., 1998).

Z Obr. 26 je zřejmé, že vegetační dynamiku v prostředí lesních ekosystémů můžeme rámcově rozčlenit na primární a sekundární sukcesi. Primární sukcese souvisí s tvorbou půdy bez přítomnosti diaspor a má tudíž podstatně delší průběh než sekundární sukcese, probíhající na poměrně dobře vyvinutých půdách s výskytem diaspor (cf. MORAVEC et al., 1994). V rámci sekundární sukcese v lesních ekosystémech lze vylíčit řadu typů vegetační dynamiky. Nejnižší časovou i prostorovou úrovní sekundární sukcese a vegetační dynamiky je fluktuace (cf. MORAVEC et al., 1994).

V rámci maloplošné vegetační dynamiky, tj. v podstatě malého vývojového cyklu lesa, lze vylišit zejména „Gap“ dynamiku a „Kohort“ dynamiku a jen okrajově i „Patch“ dynamiku. „Gap“ dynamika – dynamika porostních mezer začíná přirozeným odumřením jednoho nebo několika dominantních jedinců hlavní stromové vrstvy lesního porostu (cf. VAN DER MAAREL, 1988; PICKETT, CADENASSO, 2005; HART, CHEN, 2006). DRÖSLER, LÜPKE (2005) definují „Gap“ jako mezeru v zápoji, ve které je stávající porost nižší než 2/3 výšky hlavní vrstvy porostu. Porostní mezery jsou tedy typickým základním stavebním prvkem maloplošné textury a struktury přírodních lesů a určují jeho charakter. „Kohort“ dynamika oproti „Gap“ dynamice probíhá na větší ploše a v delším časovém intervalu (ANGELSTAM, KUULUVAINEN, 2004). „Patch“ dynamika je výsledkem většinou rozsáhlých kůrovcových kalamit nebo požárů (MCCARTHY, 2001). V rámci velkoplošné vegetační dynamiky, tj. v podstatě velkého vývojového cyklu lesa, lze vylišit „Patch“ dynamiku, cyklickou a regenerační sukcesí (cf. VAN DER MAAREL, 1988, 1996a).

Tyto změny jsou z dlouhodobého hlediska cyklické, avšak nemusejí být zákonitě periodické. „Patch“ dynamika má cyklický průběh a týká se ploch 10–100krát větších, než je běžná plocha porostní mezery, což je přibližně 0,1 až 1 ha. Z časového hlediska může, ale nemusí mít delší průběh. V přírodních lesích se projevuje typickou mozaikou ploch („Patch“). Mohou ji způsobovat menší disturbance působící na relativně stabilní ekosystémy, přičemž nemusí dojít k výrazné změně druhového složení (cf. QINGHONG, HAKAN, 1991).

Cyklická sukcese je dalším případem velkoplošné dynamiky. Rozdíl oproti „Patch“ dynamice je zejména prostorový, jelikož se týká větších území. Při cyklické sukcesí dochází ke změně společenstev v důsledku výrazné strukturální diferenciací. Typickým znakem přitom je krátké trvání klimaxového stadia. Příkladem jsou například požáry a kůrovcové disturbance v boreálních lesích. V našich podmínkách to jsou větrné a kůrovcové kalamity v horských smrčínách v NP Šumava.

Rgenerační sukcese je posledním typem vegetační dynamiky (cf. VAN DER MAAREL, 1996a). Rozsahem a příčinami je velmi podobná cyklické sukcesí, ale rozdíl je v trvání klimaxového stadia, které je v tomto případě mnohem delší v porovnání s časem potřebným na regeneraci.

3.3.5.3 Vývojové cykly lesa a disturbance v nich

Disturbance (narušení) je pojem, kterým v ekologii společenstev označujeme událost, která odstraní organismy, spontánně nebo uměle, a vytváří tak prostor pro kolonizaci jedinci stejného nebo jiného druhu. Disturbance jsou tak hlavní silou, která řídí dynamiku většiny lesních ekosystémů na světě (FRELICH, 2002). Narušení pak se změněným prostředím vyvolává na nový ekosystém jednak nepříznivé a jednak příznivé vlivy, takže se projevuje i evolučně. Je nutné přitom znát, co se děje jak v lesích přírodě bližších, tak přírodních, a porovnávat jejich stav a procesy s lesy hospodářskými. Měli bychom pochopit, že příčiny proklamované trvalosti lesa jsou hluboko za tím, co v lesích přímo vidíme. Jsou součástí „neviditelných skutečností“, které po naplnění jisté míry adaptační schopnosti mohou přivodit někdy v budoucnosti malou či velkou katastrofu, že to již není „jen“ trvalost lesa jako porostu stromů, úrodnosti půdy a těžby (POLENO, 1994).

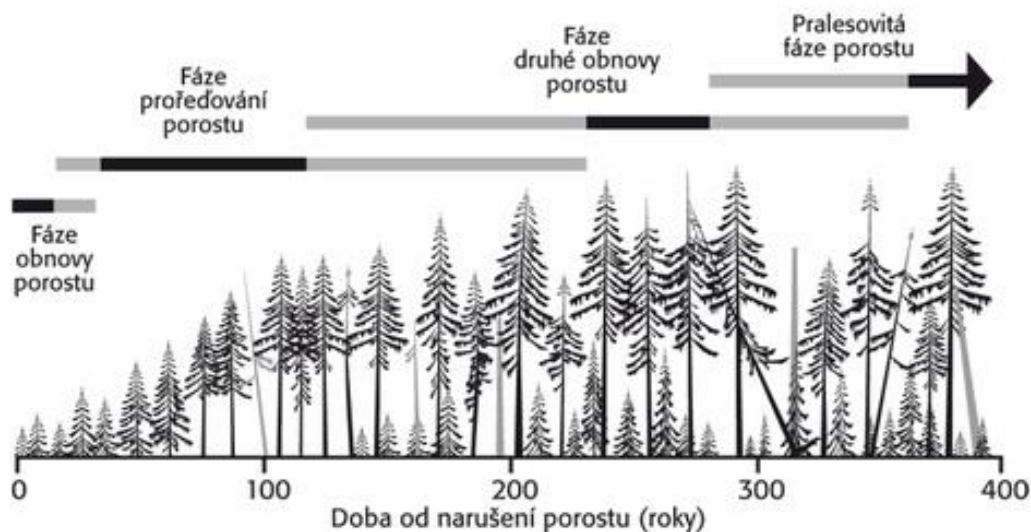
Disturbance jsou jednou z hlavních příčin dynamické variability lesa. Vznikají vlivem přírodních faktorů nebo činností člověka. Disturbance na určitém místě může současný ekosystém regresivními změnami zničit a jakoby zastavit či přerušit jeho plynulý vývoj. Ale tím, že vytvoří zásadně odlišné podmínky, pokud jsou příznivé, může naopak vývoj progresivními změnami i podpořit. Některé disturbance sice dosavadní ekosystém zničí, ale v naprosté většině případů pak vznikne ekosystém nový, přizpůsobený novým podmínkám. Disturbance mají zkrátka i náboj evoluce, snad mimo jevy, které opakovaně vrhají ekosystém do jeho iniciální fáze (SPLECHTNA et al., 2005).

I v krajinách bez významného lidského vlivu jsou velmi rozšířena regenerující sukcesní stadia a narušování ekosystému. Bylo tedy a je přirozenou a samozřejmou složkou přírodního prostředí nezávisle na tom, zda je krajina ovlivňována člověkem či nikoliv. Narušování ekosystému přírodními procesy, a to jak malá, tak velká a následné regenerační procesy nejsou žádnou anomálií, ale nedílnou součástí existence ekosystémů za všech podmínek. Důsledkem toho je skoro každá krajina mozaikou mnoha vývojových fází (MÍCHAL et al., 1999).

Disturbance jsou jednak spontánní jako působení vnějších přírodních sil na ekosystém a jednak umělé jako důsledek každého způsobu těžby. Obojí mohou být „velké“, „střední“ a „malé“. Ty velké spontánní mívají charakter kalamitní holiny, ty velké umělé jsou základem holosečného hospodářství. Pomineme-li extrémní případy narušení se vznikem velkých holých

ploch, vznikají hojná maloplošná narušení (malé vývrátové plochy), střední narušení v podobě malých holin a narušení bodová (plošky po jednotlivých kůrovcových souších apod.). Všechna narušení bez výjimky mají pro každý ekosystém konkrétní důsledky: jednak změny v ekosystému a jednak zahájení obnovy snad každé plochy postižené narušením. Tyto vlivy na ekosystém jsou velmi proměnlivé a pestré a taková je i obnova jimi vzniklých ploch. To znamená, že následně vzniká mozaika různých růstových/vývojových fází nové generace lesa. Důsledky disturbancí musíme poznat, abychom na ně mohli vědomě reagovat: předejít jim, omezit, zmírnit následky nebo je využít v náš prospěch (POLENO et al., 2009).

Ve střední Evropě jsou často pouze lesy s komplexní horizontální a vertikální strukturou považovány za lesy původní. Jestliže ale disturbance typu vichřice nebo lýkožrouta smrkového formují dynamiku horských lesů, potom výsledná struktura a textura takového typu lesa bude spíše homogenní a dynamika vývoje bude spíše připomínat vývoj lesa v rámci sekundární sukcese (OLIVER, LARSON, 1996) – viz Obr 27. Z tohoto důvodu by kritéria při hodnocení původnosti především horských lesů měla být přehodnocena a měla by vycházet z vědecky podložených moderních přístupů (LINDENMAYER et al., 2006).



Obr. 27: Dynamika horského smrkového lesa od jednotlivých fází sekundární sukcese až po disturbance (upraveno podle OLIVER, LARSON, 1996; SVOBODA, 2008).

Na Obr. 27 je znázorněno jednoduché schéma vývoje horského smrkového lesa v rámci sekundární sukcese po disturbanci, např. vichřicí nebo lýkožroutem smrkovým. Disturbance způsobila rozpad stromového patra a porost se vyvíjí přes jednotlivé fáze sekundární sukcese (OLIVER, LARSON, 1996). Pokud nedojde během časového vývoje k další intenzivní disturbanci a vývoj lesa bude ovlivňován především mortalitou jednotlivých stromů nebo skupin stromů, dostane se porost během několika stovek let do tzv. staré pralesovité fáze. Pokud je ale porost např. po 150 nebo 200 letech narušen další intenzivní disturbancí, vývoj lesa se vrátí na počátek sekundární sukcese (cf. SVOBODA, 2008).

3.4 Modelování lesních ekosystémů

Jednou z metod predikce chování lesních ekosystémů je modelování jejich struktury a vývoje. Různé simulační růstové modely lesních porostů nacházejí uplatnění při plánování v lesním hospodářství a pomáhají nalézt optimální řešení managementu v hospodářských, ale i přírodních lesích (FABRIKA, PRETZSCH, 2011). Nyní existuje řada různých simulačních modelů např. Mela, který je používán ve Finsku (SIITONEN et al., 1996), dále se jedná o rakouský PrognAus (LEDERMANN, 2006), slovenský SIBYLA (FABRIKA, ĎURSKÝ, 2005), SILVA vyvinutý v Německu (PRETZSCH et al., 2002) nebo finský MONSU (PUKKALA, 2001).

Růstové simulátory se snaží napodobit chování lesních ekosystémů. Reagují na podmínky okolního prostředí (zejména na klima), způsob managementu. Simulátor předpovídá vývoj struktury lesa, jeho naturální produkci, ekonomické výnosy či biodiverzitu (FABRIKA, PRETZCH, 2011). Výrazné uplatnění mohou najít při rozboru vlivu klimatických změn na produkci a stabilitu lesa (PRETZSCH et al., 2008).

Při našem výzkumu byl použit růstový model SIBYLA, který patří mezi stromové empirické modely závislé na pozicích simulující růst a mortalitu stromů. Pozice stromu určují přírůst a velikost konkurenčního tlaku (FABRIKA, PRETZCH, 2011). Je parametrizován na podmínky, které panují v České republice pro hlavní dřeviny: smrk, jedlí, borovici, buk a dub (FABRIKA, 2005). Kromě toho je využíván i v Německu a na Slovensku. Jeho základní principy vycházejí z růstového simulátoru SILVA, který byl vyvinutý v Německu (PRETZSCH et al., 2002).

Mezi základní části modelu patří: 3-D model struktury lesa, růstový generátor struktury lesa s nastavením parametrů prognózy, probírkový model, kalkulační model, lokalizátor stanovištních a klimatických faktorů, kalibrační model a růstové tabulky (FABRIKA, 2005b; VACEK et al., 2012a). Pro vytvoření modelu je třeba zadat stromové či prostní údaje, včetně klimatických a stanovištních dat. Mezi vstupní údaje na úrovni jednotlivých stromů patří: výčetní tloušťka, výška stromu a výška nasazení zelené koruny a její maximální šířka, věk a souřadnice stromu. Následně dochází ke generování lesního porostu, který je zobrazen ve formě trojrozměrného modelu. Postupně jsou aktivovány další modely (mortalitní, model přirozené obnovy, probírkový, konkurenční, přírůstový a kalkulační model). Celkovým výstupem jsou pak produkční charakteristiky lesa, množství biomasy, struktura lesa (vertikální, horizontální i druhová), ekologické charakteristiky a případně i ekonomické výnosy a náklady (Fabrika, 2005). Na modelu je možné simulovat stejnověké i různověké porosty, monokultury i smíšené porosty s různorodou strukturou porostu (FABRIKA, PRETZSCH, 2011).

3.5 Přírodě blízké obhospodařování lesních ekosystémů

Přírodě blízké lesní hospodářství lze chápat jako směr v pěstování lesů, který usiluje o maximální využívání přírodních procesů s cílem nejvyšší možné produkce při současné péči o stanovištní potenciál lesa a jeho ekologické funkce (MLINŠEK, 1996). Přes značnou nejednotnost v definici toho pěstebního směru lze vysledovat jasný odkaz MÖLLERŮV (1920, 1921, 1922) na les trvale plně tvořivý a z něj plynoucí cíle a principy, jako je: trvalé zachování smíšeného lesa, zachování lesního klimatu, stálé využívání produkčního prostoru lesa, péče o porostní zásobu prostřednictvím těžby jednotlivých stromů a využívání přirozené obnovy a konkurence uvnitř strukturovaných porostů pro účely autoregulace hustoty a přirozeného čištění kmenů (WOBST, 1954, 1979; BURSCHEL, HUSS, 1997; POLENO et al., 2009).

Ochrana biodiverzity obecně a zvláště biodiverzity lesů je jedním z nejdůležitějších úkolů ochrany přírody a důležitou součástí i moderního lesního hospodářství (AANDERAA et al., 1996, HUNTER, 1999; PUTZ et al., 2000, LIENDENMAYER et al., 2006). Proto se v poslední době dostala ochrana biodiverzity i do řady národních i mezinárodních dohod upravujících lesní hospodaření (Commonwealth of Australia 1998, Montreal Process Liaison Office 2000). Nejvíce programů pro zachování biodiverzity lesů je zaměřeno na chráněná území. Rezervace jsou rozhodující součástí každé strategie pro uchování biodiverzity lesů. Je však třeba připomenout, že samotné

rezervace (zvláště chráněná území) k účinné ochraně biodiverzity lesů nestačí (DAILY et al., 2001; LINDENMAYER, FRANKLIN, 2002) již jenom proto, že 92 % rozlohy světových lesů se nachází mimo tato chráněná území.

Velkoplošná chráněná území jsou podle LINDENMAYER, FRANKLIN (2002) důležitá nejméně z pěti důvodů:

1. Jsou místem nejlepších ukázek ekosystémů, krajiny, porostů, stanovišť, bioty a jejich vzájemných vztahů, stejně jako příležitostí průběhu přirozených vývojových procesů.
2. Mnoho druhů nalézá optimální podmínky pouze v těchto plošně velkých chráněných územích, která se pro tyto druhy stávají významnými refugii.
3. Některé druhy jsou netolerantní (velmi citlivé) vůči lidské činnosti, proto je tak důležité tato území bez lidských aktivit vytvářet.
4. Velkoplošné rezervace slouží také jako kontrolní plochy pro vyhodnocování dopadu lidské aktivity v hospodářských lesích.
5. Další význam velkoplošných chráněných území spočívá v tom, že dosud není vliv lidských zásahů (disturbancí) na biodiverzitu dobře znám a některé změny mohou být ireverzibilní. Tato území se tak stávají záchrannou sítí v globálnějším měřítku krajiny (LINDENMAYER, FRANKLIN, 2002).

Malá chráněná území jsou naproti tomu cenná proto, že:

1. zvyšují ochranu stanovišť, vegetačních typů a organismů (druhů), kteří jsou jen málo zastoupené ve velkých chráněných územích;
2. zajišťují ochranu vodních a vodou významně ovlivněných ekosystémů;
3. tato území představují refugia pro lesní organismy, které mohou postupně rekolonizovat sousední lesní porosty;
4. tato území jsou také refugii, která usnadňují pohyb bioty skrz obhospodařovanou (využívanou) krajinu.

Posouzení, zda je uplatňované lesnické hospodaření v souladu s principy zachování biodiverzity, resp. zda je ekologicky trvale udržitelné, však není snadné. Podstatnou měrou k tomu přispívá i nedostatečně přesné či nejednoznačné definování pojmu biodiverzita. Biologická rozmanitost (biodiverzita) zahrnuje např. podle MÍCHALA (1999) genetickou vnitrodruhovou rozmanitost, druhovou rozmanitost flóry a fauny a rozmanitost ekosystémů. LINDENMAYER et al. (2006) považuje za biodiverzitu geny, jedince, populace, metapopulace, druhy, společenstva, ekosystémy a interakce mezi těmito entitami. Management pro ochranu biodiverzity musí být podle téhož autora diferencovaný, zejména podle úrovně prostorového měřítka. V regionálním měřítku by se mělo jednat o založení větších rezervací, v měřítku krajiny by bylo žádoucí vybudovat chráněná území v rámci hospodářských lesů (LINDENMAYER et al., 2006), což je většinou z ekonomických důvodů nereálné (VACEK et al., 2007a).

4. METODIKA

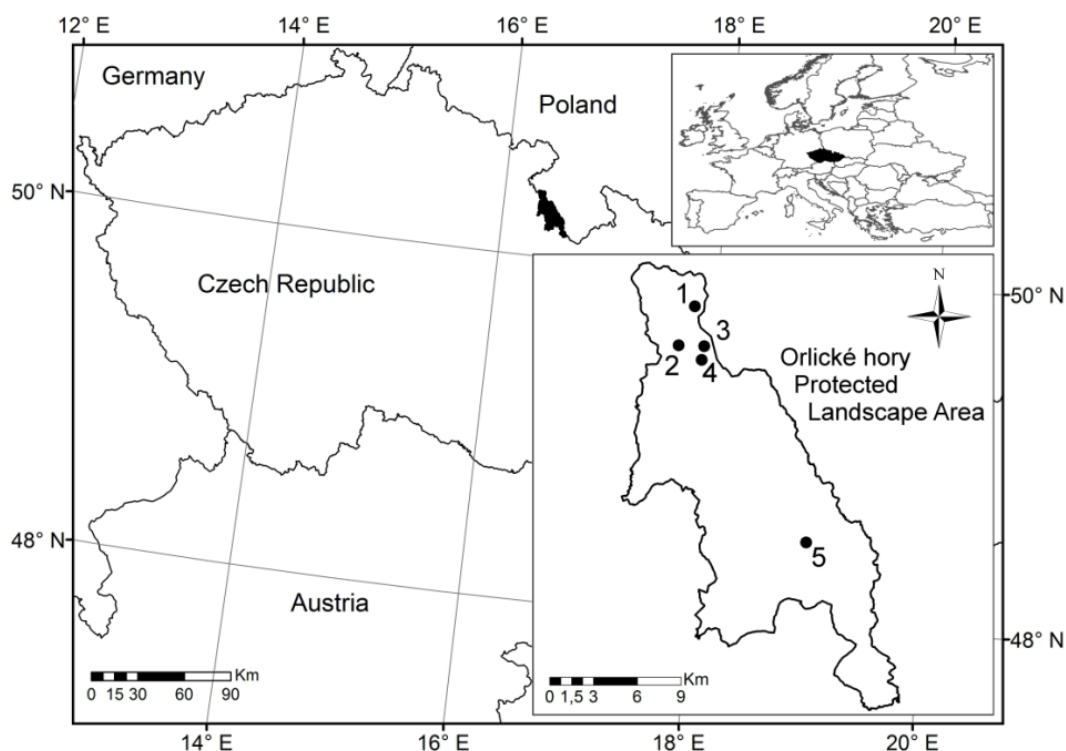
4.1 Charakteristika trvalých výzkumných ploch

V CHKO Orlické hory bylo pro realizaci výzkumu využito pět trvalých výzkumných ploch (TVP) o velikosti 50×50 metrů v NPR Bukačka (2 TVP), PR Pod Vrchmezím (1 TVP), PR Sedloňovský vrch (1 TVP) a PR Komáří vrch (1 TVP). Jedná se o plochy, které jsou stanovištně a porostně velmi podobné (s dominantním zastoupením buku lesního). Ochrana těchto lokalit byla vyhlášena v průběhu let 1954–1973. Průměrná roční teplota se zde pohybuje okolo 4,8 °C a roční úhrn srážek je cca 1100 mm. Podloží tvoří převážně krystalické břidlice, svorové ruly a svory. Převládajícím půdním typem jsou kyselé kambizemě a kryptopodzoly. Druhovou skladbu v rezervacích tvoří zejména smrk ztepilý (*Picea abies* L. Karst., 64–90 %) a buk lesní (*Fagus sylvatica* L., 10–34 %). Jeřáb ptačí (*Sorbus aucuparia*), javor klen (*Acer pseudoplatanus* L.) a jedle bělokorá (*Abies alba* Mill.) jsou zastoupeny do 1 %. Bylinné patro je tvořeno druhy smrkojedlobučin, náležejícím převážně do svazu *Luzulo-Fagion* a částečně do podsvazu *Acerion* i *Eu-Fagion* (VACEK et al., 2013, 2014). Normované stavy zvěře v zájmovém území dosahují těchto maximálních hodnot: 32 ks jelena evropského (*Cervus elaphus* L.), 77 ks srnce obecného (*Capreolus capreolus* L.) a 16 ks prasete divokého (*Sus scrofa* L.) na 1 000 ha. Odhaduje se, že skutečný stav zvěře je u jelena a prasete mnohem vyšší (KRALÍČEK et al., 2015). VERA (2000) přitom uvádí, že pro úspěšné odrůstání přirozené obnovy jsou přípustné stavy 5–30 ks jelení zvěře a 40–50 ks srnčí zvěře na 1000 ha.

Přehled základních charakteristik trvalých výzkumných ploch v CHKO Orlické hory je uveden v Tab. 4 a jejich lokalizace je znázorněna na Obr. 28.

Tabulka 4: Přehled základních stanovištních charakteristik trvalých výzkumných ploch v CHKO Orlické hory.

	Název plochy	GPS	Nadmoř. výška (m)	Teplota ve VO (°C)	Srážky ve VO (mm)	Půdní typ	Exp.	Sklon (°)	Soubor Lesních typů
1	Pod Vrchmezím	50°21'30.3" N 16°21'37.5" E	905	10,7	620	kambizem modální	SZ	21	6K
2	Sedloňovský vrch	50°20'21.5" N 16°21'13.4" E	990	9,8	650	kambizem modální	Z	16	6K
3	Bukačka 1	50°20'08.6" N 16°22'35.3" E	990	9,2	670	kambizem podzolová	Z	5	7K
4	Bukačka 2	50°19'56.3" N 16°22'31.3" E	940	9,8	670	kambizem modální	Z	12	6S
5	Komáří vrch	50°13'51.8" N 16°22'31.4" E	965	10,0	640	kambizem modální až rankerová	JV	10	6K



Obr. 28: Lokalizace trvalých výzkumných ploch (TVP 1-5) s dominantním bukem lesním v CHKO Orlické hory. (KRALÍČEK et al., 2015)

4.2 Metodika řešení

4.2.1 Stanovištní poměry

4.2.1.1 Půdní poměry

Na každé výzkumné ploše byla obnovena pedologická sonda podle standardních zásad, byl popsán půdní profil dle jednotlivých pedogenetických orozonzů a bylo navázáno na dosavadní odběry a analýzy půdních vzorků podle jednotlivých horizontů na těchto lokalitách.

Ve vzorcích bylo stanoveno: pH aktivní i výměnné, charakteristiky půdního sorpčního komplexu podle Kappena (S – obsah výměnných bází, T – kationtová výměnná kapacita, H – hydrolytická acidita a V – nasycení sorpčního komplexu bázemi), dále obsah celkového uhlíku a dusíku metodou Springer-Klee a obsah makroelementů (P, K, Ca, Mg, Fe) ve výluhu 1% kyselinou citronovou. Dále z nich byl stanoven fosfor spektrofotometricky, draslík plamennou fotometrií, vápník a hořčík pomocí AAS. Bylo provedeno stanovení celkové výměnné acidity a jejích složek, tj. obsahu výměnného vodíku a hliníku. Též byl stanoven obsah celkového uhlíku (žiháním) a dusíku metodou Kjeldahla.

Oddělení skeletu od jemnozemě bude provedeno pomocí sít o velikosti ok 2,0 mm. Zrnitostní frakce jemnozemě byly dále stanoveny pipetovací metodou:

Frakce	Velikost částic (mm)
I	< 0,01 – jílnaté částice,
II	0,01 – 0,05 – prach,
III	0,05 – 0,25 – práškový písek,
IV	0,25 – 2,00 – písek.

Z obsahu zrnitostních frakcí byl určen půdní druh podle Kopeckého klasifikace (ŠÁLY, 1978).

Chemické analýzy provedla firma Tomáš ve ve VÚLHM VS Opočno.

4.2.1.2 Fytocenologické poměry

Při studiu fytocenologických poměrů na TVP 1–5 bylo navázáno na fytocenologické a záznamy prof. A. Zlatníka a RNDr. J. Gregora z r. 1971 a prof. S. Vacka z r. 1991, 2001 a 2011. V r. 2016 byly tyto plochy o velikosti 490 m² opět snímkovány pomocí sedmičlenné stupnice Braun-Blaunquetovy (BRAUN-BLANQUET, 1964). Taxonomická nomenklatura byla ve všech fytocenologických zápisech u vyšších rostlin sjednocena podle KUBÁTA et al. (2002), a u

mechorostů podle KUČERA, VÁŇA, HRADÍLEK (2012). Jednotlivé snímky byly podle zásad curyšsko-montpelliérské školy zařazeny do příslušných asociací (MORAVEC et al., 1995).

Vzájemné závislosti mezi fytoecologickými, pedologickými i strukturálními daty byly hledány pomocí mnohorozměrných analýz. V těchto analýzách byly použity pokryvnosti jednotlivých druhů ve fytoecologických zápisech jako závislé proměnné a testován byl vliv významných faktorů prostředí. Při hledání závislostí byl v některých analýzách odstraněn vliv náhodných faktorů (nadmořská výška, sklon, orientace, identifikace plochy) metodou definice kovariát. Většinu analýz zahrnuje analýza redundance (RDA). Ze souboru druhových dat byly vyloučeny rostlinné druhy s méně jak čtyřmi výskyty (odstranění vlivu vzácných fluktuací), vliv dominant byl snížen logaritmickou nebo odmocninovou transformací pokryvností (silněji ve druhém případě). K nalezení výrazných druhových reakcí byla v analýzách použita standardizace druhových dat jejich směrodatnou chybou, většinou však bylo použito prosté centrování druhových dat. V případě dvou a více testovaných proměnných prostředí byly hledány jejich dílčí příspěvky k vysvětlené variabilitě metodou postupného výběru proměnných („forward selection“). Statistická významnost závislostí byla testována Monte-Carlo permutací s počtem opakování 999 (k dosažení hladiny významnosti alfa na úrovni 0,001).

4.2.2 Struktura a vývoj porostů

Všechny výše zmíněné trvalé výzkumné plochy (TVP) byly měřeny s využitím technologie FieldMap (IFER-Monitoring and Mapping Solutions Ltd.). Do měření byly zahrnuty všechny stromy, jejichž výčetní tloušťka (DBH) byla větší než 5 cm. U jednotlivých stromů byla změřena DBH, výška, nasazení zelené koruny a šířka koruny (minimálně ve 4 směrech na sebe kolmých). Pro měření výčetní tloušťky (DBH) byla použita kovová průměrka s přesností na 1 mm. Výška stromů a nasazení zelené koruny byly měřeny užitím výškoměru laser Vertex II s měřicí přesností na 0,1 m.

Ze získaných dendrometrických dat byly vypočítány tyto ukazatelé: průměrná výčetní tloušťka porostu ($d_{1,3}$, kvadratický průměr tlouštěk všech stromů), střední porostní výška (aritmetický průměr výšek všech stromů), výtvarnice – tzv. nepravá (výčetní) výtvarnice (poměrné číslo, které vyjadřuje podíl objemu stromu k objemu válce, jenž má se stromem společnou kruhovou základnu $/g_{1,3}/$ a společnou výšku), hektarová zásoba sdruženého porostu (součet podružného a hlavního porostu za pomoci regresní rovnice), hektarová zásoba

sduženého porostu (součet podružného a hlavního porostu za pomoci regresní rovnice) – (PETRÁŠ, PAJTIK, 1991), průměrný objem stromu (podíl zásoby a počtů stromů v porostu), hektarová výčetní kruhová základna (součet kruhových základen všech stromů), štíhlostní kvocient (poměrné číslo mezi výškou a tloušťkou středního stromu), celkový běžný přírůst (rozdíl celkové objemové produkce ve dvou periodách dělené délkou periody, která je 5 let), celkový průměrný přírůst (podíl celkové objemové produkce porostu a jeho věku), celková objemová produkce (zásoba hlavního porostu ve věku t zvětšená o sumu všech zásob podružného porostu do věku t).

U všech jedinců stromového patra byla na TVP zhodnocena horizontální struktura. Byly spočítány: Hopkins-Skellamův index, Pielou-Mountfordův index, Clark-Evansův index a Ripleyova K-funkce (RIPLEY, 1981; LEPŠ, 1996). Rozdíly v horizontální struktuře byly kvantifikovány pomocí Ripleyovy K-funkce. Očekávané hodnoty těchto indexů byly spočítány pomocí numerických simulací pro každou jednotlivou plochu zvlášť.

Vizualizace struktury studovaných porostů a predikce jejich vývoje byla provedena pomocí růstového modelu SIBYLA (FABRIKA, ĎURSKÝ, 2005a).

Synuzie dřevin v rámci TVP byla hodnocena podle klasifikace Zlatníka (ZLATNÍK, 1953; RANDUŠKA et al., 1986).





Tabulka 5: Klasifikace synuzie dřevin dle Zlatníka.

Charakteristika	
I.	Stromy nadúrovňové (stromy vyšší než stromy hlavní úrovně).
II.	Stromy hlavní úrovně (zahrnujeme i stromy, které svými vrcholky do patra úrovňových stromů zasahují).
III.	Stromy podúrovňové (jsou vyšší než polovina výšky stromů hlavní úrovně, ale nezasahují zřetelně do souvislé vrstvy korun stromů úrovňových).
IV.	Dřeviny podúrovňové s druhy stromovitého vzrůstu a keře od výšky 1,30 m do poloviční výšky stromů úrovňových.
V.	Dřeviny nejvýše 1,30 m vysoké
V.1	jedinci jehličnanů s jedním bočním prýtem, jedinci listnáčů bez děložních listů (V.1a vyšší než 20 cm, V.1b nižší než 20 cm),
V.2	semenáčky (jehličnany bez bočního prýtu pouze s děložními jehlicemi, listnáče pouze s děložními lístky).

Diverzita porostu ve vztahu k dřevinné skladbě, četnosti jejich zastoupení, horizontálnímu a vertikálnímu uspořádání byla hodnocena na úrovni následujících indexů: agregační index podle CLARKA, EVANSE (1954), standardizovaný Artenprofil index (Pretsch, 2006) jako relativní míra diverzity udávající nakolik se hodnocený porost blíží stavu maximální možné diverzity, index výškové diference (Füldner, 1995), index tloušťkové diference (FÜLDNER, 1995), index porostní proměnlivosti (JAEHNE, DOHRENBUSCH, 1997) jako komplexní míra diverzity porostu, index korunové diference (JAEHNE, DOHRENBUSCH, 1997) společně s předchozími dvěma indexy jako míra diference struktury porostu (Tab. 6).

Dále byl spočítán pro horní etáž stromového patra ze vstupních dat růstovým simulátorem biodynamiky lesa SIBYLA stupeň zápoje (FABRIKA, ĎURSKÝ, 2005a), zakmenění a index hustoty porostu (REINEKE, 1933).

Barevné spektrum dřevin ve vizualizaci růstovým simulátorem SIBYLA je následující:

 smrk ztepilý,  buk lesní,  javor klen,  jeřáb ptačí.

Tabulka 6: Přehled indexů popisujících strukturu porostu a jejich interpretace.

Kritérium	Kvantifikátor	Označení	Reference	Hodnocení
Vertikální diverzita	Arten-profil index	Ap (Pri)	PRETZSCH 2006	rozpětí 0-1; vyrovnaná vertikální struktura $A < 0.3$; výběrný les $A > 0.9$
Strukturální diference	Tloušťková diference	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 diference $TM > 0.7$
	Výšková diference	TM_h (Fi)	FÜLDNER 1995	
Horizontální struktura	Index nenáhodnosti	α (P&Mi)	PIELOU 1959; MOUNTFORD 1961	střední hodnota α (A)= 1; shlukovitost $\alpha > 1$; pravidelnost $\alpha < 1$
	Index shluku	A (H&Si)	HOPKINS, SKELLAM 1954	
	Agregační index	R (C&Ei)	CLARK, EVANS 1954	střední hodnota R = 1; shlukovitost R < 1; pravidelnost R > 1
	Index velikosti klastru	ICS (D&Mi)	DAVID AND MOORE 1954	střední hodnota ICS = 0; shlukovitost ICS > 0; pravidelnost ICS < 0
Diverzita	Druhá bohatost	D_1 (Mai)	MARGALEF 1958	minimum D = 0, vyšší D = vyšší hodnota
		D_2 (Mei)	MENHINICK 1964	
	Druhá heterogenita	H' (Si)	SHANNON 1948	rozpětí 0-1; minimum H' (λ) = 0, maximum $H' = 1$ – pro 10 dřevin (<i>Hertley</i> míra)
		λ (Sii)	SIMPSON 1949	
	Druhá vyrovnanost	E_1 (Pii)	PIELOU 1975	rozpětí 0-1; minimum E = 0, maximum E = 1
E_2 (Hii)		HILL 1973		
Komplexní diverzita	Porostní diverzita	B (J&Di)	JAEHNE, DOHRENBUSCH 1997	monotonní struktura B < 4; rovnoměrná struktura B = 4-6; nerovnoměrná struktura B = 6-8; velmi různorodá struktura B > 9

4.2.3 Dendrochronologie

U vzrostlých jedinců smrku a buku byly na každé lokalitě odebrány vzorky pro letokruhové analýzy. Pro letokruhové analýzy byli vybráni úrovní jedinci o střední výčetní tloušťce. Rozsah výběru pro tento účel byl dvacet jedinců od každého druhu (buk, smrk), tento počet je nižší, protože byly již vývrty v minulosti odebírány na lokalitě opakovaně.

Letokruhové přírůstové série byly jednotlivě křížově datovány (odstranění chyb spojených s výskytem chybějících letokruhů), bylo použito statistických testů v programu PAST application (KNIBBE, 2007). Následovala vizuální kontrola podle práce Yamaguchi (1991). Získané křivky z TVP byly standardně detrendovány a byla z nich vytvořena průměrná letokruhová série v programu ARSTAN. Pro detrendaci byl využit 30–100letý spline či případně negativní exponenciála (GRISSINO-MAYER et al., 1992). Pro každý strom byl testován významný rok jako extrémně úzký letokruh, který nedosahoval 40 % z průměru přírůstků z předchozích čtyř let. Prokázání negativního roku bylo v případě, že došlo k silné redukci přírůstu alespoň u 20 % stromů na ploše.

4.2.4 Odumřelé dřevo

Důležitou roli v porostu hraje odumřelé dřevo (ležící nebo stojící). Pozornost výzkumu byla zaměřena právě na zhodnocení kvalitativních a kvantitativních parametrů odumřelého dřeva (s ohledem na biodiverzitu, přirozenou obnovu i koloběh živin). Objem ležících kmenů (na silnějším konci (patě kmene) s průměrem větším než 7 cm a délkou větší než 1 m) byl stanoven podle metodiky HARMON et al. (1986), vyhodnocováno bylo dřevo pocházející pouze z TVP. Jestliže byla pata kmene mimo plochu a většina dřevní hmoty ležela vně plochy, tlející dřevo nebylo zahrnuto do hodnocení.

Stupeň rozkladu stojících a ležících odumřelých kmenů byl určován užitím pětičlenné stupnice (SPETICH et al., 2002), která vychází z množství větví, kůry, mechanické soudržnosti dřeva, tvaru a barvy dřeva, kontaktu ležícího tlejícího dřeva s půdním substrátem (viz. Tab. 7).

Tabulka 7: Stupeň rozkladu stojících a ležících kmenů.

Stupeň rozkladu	Charakteristika
1.	dřevo tvrdé, bez známek rozkladu
2.	okrajové části jsou většinou měkké, vnitřní část tvrdá (případně naopak), podíl z měkké hniloby méně než 40 %
3.	okrajové části jsou většinou měkké, vnitřní část částečně měkká (případně naopak), podíl z měkké hniloby 40–80 %
4.	dřevo měkké, podíl z měkké hniloby více než 80 %, obrys částečně deformovaný
5.	dřevo měkké, obrys deformovaný nebo chybí, dřevo pokryté půdou a vegetací

Prostorové rozmístění všech hodnocených subjektů odumřelého dřeva bylo zaměřeno pomocí technologie Field-Map.

4.2.5 Přirozená obnova porostů

Na jednotlivých TVP o výměře 0,25 ha bylo provedeno hodnocení přirozené obnovy. Do měření přirozené obnovy byli zahrnuti všichni jedinci, kteří se na dané TVP vyskytovali, jejichž výčetní tloušťka byla menší než 5 cm. Po naměření všech dat, byla hodnocena prostorová, výšková, druhová a tloušťková struktura. Pro hodnocení výškové struktury bylo zmlazení rozděleno do výškových tříd (viz. Tab. 8).

Tabulka 8: Výškové třídy přirozené obnovy.

Výšková třída	Charakteristika
I.	jednoleté semenáčky a ostatní jedinci s výškou menší nebo rovnou 10 cm
II.	nálet s výškou 10,1–20 cm, starší nálet
III.	nálet s výškou 20,1–30 cm
IV., V.	atd.

U všech jedinců přirozené a kombinované obnovy v porostu byla zhodnocena horizontální struktura. Byly spočítány: Hopkins-Skellamův index, Pielou-Mountfordův index, Clarkův-Evansův index a Ripleyova K-funkce (RIPLEY, 1981; LEPŠ, 1996) a hodnoceny stejným způsobem jako u stromového patra. Stejným způsobem jako u stromového patra byly též spočítány indexy biodiverzity.

4.2.6 Zdravotní stav porostů

Zdravotní stav jednotlivých stromů buku lesního a smrku ztepilého byl hodnocen podle olistění (foliace) a stupňů odlistění (defoliace) s využitím následující stupnice, která je uvedena v Tab. 9 (cf. VACEK, JURÁSEK, 1985).

Tabulka 9: Stupnice defoliace stromů.

Stupeň defoliace	Olistění (%)
0	91-100
1	71-90
2	51-70
3	31-50
4	1-30
5	0

Do hodnocení byly započítávány všechny odumřelé nebo vytěžené stromy od počátku sledování (cf. VACEK et al., 2007a). Dále bylo hodnoceno i olistění živých stromů.

Průměrné olistění porostu je vyjádřeno jako aritmetický průměr hodnot olistění všech stromů na ploše. Defoliace (doplňk olistění do 100 %) se zvláštním zřetelem na cenotické postavení a morfologický typ koruny byla odhadována s přesností na 5 % a zaznamenávána za použití šesti stupňů defoliace, které odpovídají stupňům poškození stromů v Tab. 10 (VACEK, MATĚJKA, 2010). Tato metodika se shoduje s metodikou užívanou v mezinárodním projektu ICP-Forests a ICP Focus (LORENZ, 1995).

Tabulka 10: Hodnocení zdravotního stavu stromů podle tříd defoliace.

Třída defoliace	Interval defoliace (%)	Průměrná defoliace (%)	Charakteristika stromu
0	0–10	5	zdravý
1	10–30	20	mírně poškozený
2	30–50	40	středně poškozený
3	50–70	60	silně poškozený
4	70–100	85	odumírající
5	100	100	odumřelý

Dále byly hodnoceny znaky charakterizující zdravotní stav koruny (poškození sněhem, větrem nebo mrazem, či jinými organismy – dřevokaznými houbami a hmyzem).

Pro další výpočty byly stupně transformovány na procentuální hodnoty defoliace (průměrné hodnoty pro danou třídu defoliace). Základem pro hodnocení ploch byl vývoj aritmetického průměru defoliace všech současně živých stromů (průměr pro třídy defoliace 0 až 4) a odumřelých stromů (třída defoliace 5) na ploše a rozptylem defoliace. Každý druh dřeviny byl hodnocen samostatně. Pro souhrnné hodnocení stavu porostu byly vypočítány rovněž celkové průměry olistění všech stromů včetně stromů úplně defoliovanych.

4.2.7 Modelování porostů

Vizualizace struktury zkoumaných smíšených porostů a simulace jejich vývoje byla provedena pomocí růstového simulátoru biodynamiky lesa SIBYLA (FABRIKA, 2005, FABRIKA, ĎURSKÝ, 2005a). Spolehlivost tohoto modelu prokázalo užití v řadě prací (AMBROŽ et al., 2015, ŠPULÁK, SOUČEK, 2010 a další).

Modelování samovolného vývoje porostů (při využití mortalitního modelu, modelu přirozené obnovy a škod zvířít) bylo provedeno na období 40–60 let s předpokladem ekologicky stabilního prostředí.

Jako vstupní data byly použity změřené charakteristiky jednotlivých stromů na TVP: druh dřeviny, její souřadnice, výška a nasazení koruny, věk a výčetní tloušťka. Půdní vlhkost a živiny byly odvozeny z typologického klasifikačního systému ÚHÚL. Klimatické údaje byly získány z blízkých meteorologických stanic v Orlických horách. Pro větší statistickou významnost predikce bylo provedeno, resp. nastaveno opakování simulace dvacetpětkrát. Z výsledných hodnot byl spočítán aritmetický průměr veličin z opakovaných simulací a zvolena taková simulace, která se nejvíce blížila průměru.

5. VÝSLEDKY

5.1 Stanovištní poměry

5.1.1 Půdní poměry

PR Pod Vrchmezím

Půdní profil je zobrazen na Obr. 29 a popis půdního profilu uvádí Tab. 11. Půdy PR Pod Vrchmezím se vyznačují silnou, až 5 cm mocnou vrstvou nadložního humusu, minerální horizonty jsou opět méně diferencované než v případě lokality Bukačka.

Výsledky půdních rozborů jsou uvedeny v Tab. 12. Humus má charakter morového moderu s méně zřetelným rozlišením na vrstvy L a F, vrstva H je zřetelnější. Je velmi silně kyselý, výrazně sorpčně nenasycený, s dobrým obsahem přijatelných živin. Indikuje to biologickou akumulaci živin v organické vrstvě.

Pod vrstvou nadložního humusu se nachází pouze 2 cm mocný humusový horizont Ah (lze jej považovat i za horizont Ahe) s akumulací organické hmoty a náznaky vyplavování bází a podzolizace. Jeho reakce je velmi silně kyselá, obsah humusu vyhovuje kritériu humusového horizontu. Výměnná sorpční kapacita je velmi vysoká, horizont je však extrémně sorpčně nenasycený. Zásoba vápníku je nízká, hořčíku a draslíku střední, zásoba fosforu je velmi dobrá. Pod ním ležící horizont Aeh (Ahe) dokládá pokračování tohoto směru pedogeneze i hlouběji: slabé míšení organické a minerální hmoty, vyplavování bází a slabou podzolizaci. Horizont je pouze 5 cm mocný, velmi silně kyselý a silně humózní. Výměnná sorpční kapacita je střední, horizont je výrazně sorpčně nenasycený. Zásoba vápníku je velmi nízká, hořčíku, draslíku a fosforu nízká. Horizonty akumulace (B) se vyznačují postupným poklesem kyselosti, třebaže půda zůstává až na podloží silně až středně kyselá. Směrem do spodin klesá i výměnná acidita. V horizontu B1 dochází k mírné akumulaci hliníku, v celém B horizontu pak k akumulaci sesquioxidů železa, což svědčí o převažující brunifikaci a slabé podzolizaci. Obsah celkového uhlíku směrem do spodin rovnoměrně klesá bez náznaku akumulace v B horizontech. Výměnná sorpční kapacita také klesá, je střední až velmi nízká, nasycení sorpčního komplexu naopak roste, i když zemina zůstává sorpčně nenasycená. Ve zvětralině lze pozorovat opětový pokles hodnoty nasycení sorpčního komplexu bázemi. Obsahy přijatelných živin také s rostoucí

hloubkou klesají, jsou vesměs velmi nízké. Pouze zásoba fosforu je velmi dobrá. Dynamika půdních bází tedy indikuje silnou acidifikaci půdy.

Jedná se opět o kambizem modální silně kyselou. Lze pozorovat slabé náznaky podzolizace, která však nevede k vylišení samostatného diagnostického horizontu. Nápadný je silný nedostatek bází a extrémní půdní chemismus.

V posledním sledovaném období dochází k mírným revitalizačním procesům, a to zejména ke snižování půdní kyselosti.



Obr. 29: Kambizem modální v PR Pod Vrchmezím (foto: S. Vacek).

Tabulka 11: Popis půdního profilu v PR Pod Vrchmezím.

Nadmořská výška (m)	905	
Expozice	SZ	
Sklon (°)	21	
SLT	6K	
Půdní kryt	Žádný	
Horizont	Hloubka (cm)	
L+F	0–3	vrstva bukového a smrkového opadu, ve spodině částečně rozloženého
H	3–5	vrstva tmavého, rozloženého humusu
Ahe	5–7	tmavý, humusem výrazně obohacený horizont, s agregátovou strukturou, čerstvě vlhký
Aeh	7–12	světlejší, šedavý horizont s výrazně nižším obsahem humusu, struktura přechází z agregátové v partikulární, zemina vlhká
B1	12–27	okrově hnědý horizont s partikulární strukturou, vlhký
B2	27–37	hnědavý horizont s poněkud vyšším obsahem jílnatých částic
B3	37–47	světlejší přechodný horizont s partikulární strukturou a vyšším obsahem skeletu
B/C	47–70+	přechod do zvětraliny matečné horniny
Prokořenění	hojné do 30 cm	
	jednotlivé do 70 cm	
Matečná hornina	svorová rula a granitický svor	
Půdní typ	kambizem modální	

Tabulka 12: Chemické rozborů kambizemě modální v PR Pod Vrchmezím.

Rok	Horizont	Celkový		pH		S	H	T	V	Přístupné živiny					Výměnný	
		C	N	H ₂ O	KCl					P ₂ O ₅	K ₂ O	Fe ₂ O ₃	CaO	MgO	H ⁺	Al ³⁺
1992	H	22,14		3,51	2,84	11,33	52,01	63,34	17,89	32,20	14,90	86,70	162,03	27,56	71,70	100,2
	Ah	14,26		3,52	2,84	1,84	31,66	33,50	5,49	43,70	11,30	133,30	48,69	8,69	41,65	96,25
	Ahe	4,31		3,55	2,86	3,21	14,40	17,61	18,20	62,90	7,00	253,30	11,89	3,53	27,63	75,50
	B1	2,42		3,74	3,18	6,24	12,20	18,53	33,68	45,00	4,00	323,70	8,54	2,82	10,08	104,4
	B2	2,03		4,03	3,75	6,61	11,03	17,64	37,47	25,80	3,70	302,70	7,14	1,87	6,50	107,8
	B3	1,63		4,33	4,01	4,49	8,53	13,02	43,49	23,00	3,30	230,70	8,26	1,53		70,60
	Cn	0,85		4,39	4,15	2,78	5,73	8,51	32,67	24,60	3,00	112,00	12,03	0,54		52,50
1997	F	36,40		4,78	4,40	24,02	43,18	67,20	35,74	30,90	37,20	40,00	286,70	63,30	12,00	24,50
	H	8,30		4,28	3,35	4,97	20,95	25,92	19,17	51,90	15,10	273,30	26,70	14,70	5,80	55,35
	Ahe	4,50		4,59	3,08	4,70	16,29	20,99	22,39	55,60	11,30	527,30	11,70	16,70	8,45	73,53
	B1	1,50		5,65	4,01	4,90	7,56	12,46	39,33	60,50	9,90	78,00	41,70	3,00	1,85	43,50
	B2	1,70		5,49	4,10	4,32	7,36	11,68	36,99	45,70	4,90	109,30	33,00	3,10	1,88	41,98
	B3	1,30		5,65	4,01	4,47	7,25	11,72	38,14	55,50	3,50	72,70	43,00	4,30	1,83	40,70
	Cn	0,60		5,77	4,13	4,95	5,73	10,68	46,35	61,00	4,30	46,00	38,30	3,90	1,80	32,08
2013	L	23,62	2,23	4,88	4,07	19,48	35,08	54,56	35,71	8,93	13,87	120,39	141,33	49,07	14,30	9,20
	F	13,04	2,04	3,75	3,07	7,10	73,70	80,80	8,79	46,80	82,67	6,40	328,00	56,27	3,60	58,40
	H	26,72	2,40	3,10	2,86	3,66	63,80	67,46	5,43	10,80	20,80	211,71	261,33	80,80	4,40	91,30
	Ah	11,27	0,95	4,62	3,90	4,98	27,53	32,51	15,32	35,87	15,13	186,91	45,33	11,87	0,03	85,08
	Ahe/B	2,21	0,21	4,79	4,10	2,00	13,58	15,58	12,84	47,40	6,13	269,64	13,33	3,60	0,03	84,98
	B1	1,76	0,16	4,65	3,89	4,45	12,13	16,58	26,85	24,23	4,50	337,63	11,33	3,80	0,03	84,23
	B2	1,03	0,13	4,87	4,23	4,94	6,84	11,78	41,94	20,00	3,00	195,98	10,67	1,67	0,03	48,10
	B3	0,70	0,06	4,70	4,10	2,38	5,87	8,25	28,87	21,10	2,97	161,18	11,33	2,20	0,03	23,90
Cn	0,35	0,06	4,97	4,36	1,43	4,73	6,16	23,23	26,60	2,47	69,76	22,67	1,53	0,03	21,73	

PR Sedloňovský vrch

Půdní profil je zobrazen na Obr. 30 a popis půdního profilu uvádí Tab. 13. Půdy se vyznačují silnou, až 15 cm mocnou vrstvou nadložního humusu a poměrně dobře diferencovaným půdním profilem. Nadložní humus má formu moru, je silně kyselý a s nízkým obsahem živin, zejména fosforu.

Výsledky půdních rozborů jsou uvedeny v Tab. 14. Svrchní minerální horizonty vykazují znaky podzolizace, zejména v horizontech Ah a Ahe. Jsou silně kyselé, pH se do spodin zvyšuje, výměnná acidita naopak klesá. Obsah výměnného hliníku je v horizontu Ahe mírně zvýšen, což souvisí s jeho mobilizací z horizontu Ah v důsledku počínající podzolizace.

Sorpční kapacita je ve vrstvě humusu velmi vysoká až střední, v minerálních horizontech nízká. S rostoucí hloubkou jeví klesající trend s nevýrazným zvýšením v horizontu B. Hydrolytická acidita (sorpční nedosycenost) vykazuje podobnou dynamiku v rámci profilu jako acidita výměnná. Vrstva humusu a horizonty A jsou sorpčně nenasycené, minerální horizonty B jsou již sorpčně nasycené. Nasycení sorpčního komplexu bázemi se s postupující humifikací zvyšuje, v horizontu H je výrazně vyšší než ve vrstvě F. V nejsvrchnější vrstvě minerální zeminy pak opět klesá a směrem do hloubky pak již roste se znatelným skokem mezi horizonty A a B. To znovu indikuje posun kyselých kationtů (hlavně hliníku) do hlubších horizontů, a tedy počínající podzolizační proces. Tomu odpovídá i dynamika sesquioxidů stejně jako ochuzení svrchních horizontů o báze.

Zásoba draslíku je střední až nízká, fosforu velmi dobrá, vápníku střední až velmi dobrá (pouze v eluviálním horizontu Ahe velmi nízká) a hořčíku ve svrchních horizontech velmi dobrá až střední, od horizontu Ahe nízká. Půdu lze přiřadit k půdnímu typu kambizem modální oligotrofní silně kyselá.

V posledním sledovaném období dochází k mírným revitalizačním procesům, a to zejména ke snižování půdní kyselosti.



Obr. 30: Kambizem modální v PR Sedloňovský vrch (foto: S. Vacek).

Tabulka 13: Popis půdního profilu v PR Sedloňovský vrch.

Nadmořská výška (m)	990	
Expozice	Z	
Sklon (°)	16	
SLT	6K	
Půdní kryt	<i>Vaccinium myrtillus</i> , <i>Calamagrostis villosa</i> , <i>Avenella flexuosa</i>	
Horizont	Hloubka (cm)	
L	0–2	směs bukového listí a smrkového jehličí
F	2–9	drů z olistění buku a smrku
H	9–14	Měl
Ah	14–30	tmavý, humusem výrazně obohacený horizont s agregátovou strukturou, čerstvě vlhký, záteky humusu do spodin, znaky turbace
Ahe	30–47	výrazně světlejší šedavý humusem obohacený horizont s vizuálně patrnými znaky podzolizace, struktura přechází k partikulární, zemina vlhká
B1	47–80	okrově hnědý horizont s partikulární strukturou, čerstvě vlhký, s hloubkou roste obsah skeletu
B/C	80+	přechod do zvětralinu matečné horniny
Prokořenění	hojně do 40 cm	
	jednotlivě do 60 cm	
Matečná hornina	svorová rula a granitický svor	
Půdní typ	kambizem modální	

Tabulka 14: Chemické rozborů kambizemě modální v PR Sedloňovský vrch.

Odběr	Horizont	Celkový		pH		S	H	T	V	Přístupné živiny					Výměnný	
		C	N	H ₂ O	KCl					P ₂ O ₅	K ₂ O	Fe ₂ O ₃	CaO	MgO	H ⁺	Al ⁺³
		%														
1992	F	34,90		3,44	2,58	10,70	35,40	46,10	23,30	16,70	38,10	80,00	288,80	40,60	31,60	101,40
	H	23,20		3,42	2,69	4,60	7,20	11,70	38,80	26,70	19,70	106,70	68,70	15,60	18,20	108,10
	Ah	10,10		3,55	2,84	3,60	8,70	12,30	29,60	53,30	8,40	584,00	49,60	27,30	17,80	89,30
	Ahe	9,10		3,84	3,26	3,20	5,40	8,60	37,80	46,30	4,60	608,30	10,40	6,60	8,50	100,00
	B	2,30		4,15	3,74	3,50	1,10	4,70	75,50	34,50	3,70	433,30	26,90	7,40	3,80	61,10
	B/C	1,00		4,22	3,75	2,00	0,60	2,60	75,90	30,00	2,90	266,70	47,20	9,10	2,50	51,10
1997	F	35,00		4,40	3,10	16,82	58,85	75,67	22,23	18,20	30,80	50,70	153,30	27,30	24,40	34,50
	H	27,80		3,83	2,63	8,66	56,29	64,95	13,33	17,90	16,20	65,30	53,30	10,30	6,15	81,05
	Ah	5,90		4,58	3,15	2,52	16,09	18,61	13,54	54,50	4,70	294,70	4,00	3,20	8,98	74,93
	B1	3,30		5,36	3,94	3,64	13,98	17,62	20,66	33,50	3,50	314,00	3,70	2,10	3,08	66,68
	B2	3,40		5,40	3,96	4,01	13,39	17,40	23,05	35,20	3,40	340,00	4,70	2,20	2,60	56,68
	B/C	1,00		5,72	4,12	2,05	6,33	8,38	24,46	29,00	3,90	244,00	9,30	2,10	1,83	32,93
	Cn	1,00		5,67	4,11	1,93	5,87	7,80	24,74	29,60	4,50	209,30	8,70	3,40	1,85	34,20
2013	L+F	30,18	2,42	4,53	3,74	14,44	51,10	65,54	22,03	32,80	78,27	20,00	224,00	40,80	16,00	24,00
	H	25,14	1,92	3,18	2,91	5,60	76,40	82,00	6,83	19,20	27,73	76,79	69,33	15,47	9,20	94,40
	Ah	4,80	0,47	3,88	3,04	2,86	18,35	21,21	13,48	44,00	5,87	296,64	10,67	4,67	0,03	78,05
	Ahe/B1	2,60	0,25	4,71	3,91	3,02	15,62	18,64	16,21	51,67	5,10	357,63	10,67	4,07	0,03	83,68
	B2	1,53	0,11	4,93	4,14	2,86	16,70	19,56	14,60	44,37	5,40	310,64	12,00	2,40	0,03	58,30
	B/C	0,49	0,06	4,81	4,30	0,11	6,90	7,01	1,57	33,93	4,60	155,95	19,33	2,87	0,03	27,43

NPR Bukačka

TVP Bukačka 1

Půdní profil je zobrazen na Obr. 31 a popis půdního profilu uvádí Tab. 15. Půdy lokality Bukačka se ve sledované části NPR vyznačují silnou, 5 cm mocnou vrstvou nadložního humusu a poměrně výrazně diferencovanými minerálními horizonty.

Výsledky půdních rozborů jsou uvedeny v Tab. 16. Humus má charakter morového moderu až moru s patrným členěním na vrstvu opadu (L), vrstvu drtě, fermentační (F) a vrstvu měli, humifikační (H). Je velmi silně kyselý, výrazně sorpčně nenasyčený, s nízkým obsahem výměnných živin.

Pod celkem 5 cm silnou vrstvou nadložního humusu se nachází humusem obohacený horizont Ah, 4 cm mocný. Malá hloubka pronikání humusu do hlubších částí půdního profilu svědčí o nízké biologické aktivitě půdy. Horizont Ah je rovněž velmi silně kyselý, s velmi vysokou sorpční kapacitou, danou vysokým obsahem humusu (humusový horizont), ovšem výrazně sorpčně nenasyčený. Zásoba fosforu je vysoká, zásoba hořčíku a draslíku je střední, vápníku nízká. Ještě hlouběji jsou horizonty B s tvorbou jílu, akumulací sesquioxidů, železa a humusu, s výraznou alterací (brunifikací, hnědnutím), které hlouběji přecházejí ve zvětralinu

matečné horniny. Půdní reakce se do spodin pozvolna zvyšuje, je silně až velmi silně kyselá, výměnná acidita pozvolna klesá, což je zapříčiněno poklesem obsahu humusu s hloubkou a rovněž poklesem obsahu výměnného hliníku. Směrem do hloubky klesá i obsah výměnných bází, sorpční kapacita a sorpční nedosycenost. V důsledku těchto změn charakteristik sorpčního komplexu roste postupně nasycení sorpčního komplexu bázemi, které je výrazně nenasyčené až nenasyčené. Obsah sesquioxidů rychle roste, v horizontu Bh2 dosahuje maxima a potom zase velmi výrazně klesá, což svědčí o silné tvorbě druhotných minerálů i o vyplavování těchto látek ze svrchních vrstev půdy v důsledku acidifikace.

Hlubší horizonty jsou humózní až mírně humózní. Obsah organické hmoty klesá postupně se zvyšující se hloubkou. Zásoba přijatelného vápníku do hloubky ca 30 cm postupně klesá, což svědčí o biologické akumulaci ve svrchních horizontech a na druhé straně i o vyplavování tohoto prvku do spodin. Hlouběji se jeho množství opět zvyšuje, jak klesá zvětralost substrátu.

V posledním sledovaném období dochází k mírným revitalizačním procesům, a to zejména ke snižování půdní kyselosti.



Obr. 31: Kambizem modální v PR Bukačka 1 (foto: S. Vacek).

Tabulka 15: Popis půdního profilu v PR Bukačka 1.

Nadmořská výška (m)		990
Expozice		Z
Sklon (°)		5
SLT		7K
Půdní kryt		<i>Vaccinium myrtillus, Avenella flexuosa</i>
Horizont	Hloubka (cm)	
L+F	0–3	vrstva bukového opadu se zbytky borůvky, ve spodině opad částečně rozložen
H	3–5	vrstva rozloženého tmavého humusu
Ah	5–9	humusem obohacený horizont s výraznou agregátovou strukturou, čerstvě vlhký
Bh1	9–14	humusem a sesquioxidy obohacený horizont, tmavě hnědý, s vyšším obsahem jílu, polyedrické agregáty
Bh2	14–19	tmavší hnědý horizont, jílnatý, polyedrické agregáty
B	19–39	rezivě hnědý horizont se slabě polyedrickou až partikulární strukturou
B/C	39–59	světle okrový přechodný horizont s vyšším obsahem skeletu a vrstevnatou partikulární strukturou, stejně jako celý profil vlhký
C	59–65+	slabě okrová zvětralina matečné horniny
Prokořenění		hojně do 30 cm jednotlivě do 60 cm
Matečná hornina		svorová rula a granitický svor
Půdní typ		kambizem modální

Tabulka 16: Chemické rozborů kambizemě modální v PR Bukačka 1.

Odběr	Horizont	Celkový		pH		S	H	T	V	Přístupné živiny					Výměnný	
		C	N	H ₂ O	KCl					P ₂ O ₅	K ₂ O	Fe ₂ O ₃	CaO	MgO	H ⁺	Al ³⁺
		%														
1992	H	31,80		3,42	2,81	10,00	49,20	59,10	16,90	3,00	20,00	12,40	99,10	13,70	31,90	135,60
	Ah	15,90		3,44	2,86	6,40	32,00	38,40	16,60	37,60	11,70	233,30	27,70	7,20	31,30	135,60
	Bh ₁	9,40		3,63	2,93	7,40	21,60	29,00	25,60	41,40	6,30	84,00	13,30	5,90	22,90	121,90
	Bh ₂	8,50		3,83	3,11	5,80	19,10	24,80	23,30	37,00	6,10	92,50	9,50	7,40	19,30	124,40
	B	4,10		4,18	3,82	5,70	13,50	19,20	29,80	24,60	4,00	37,00	10,50	3,80	3,10	111,30
	B/C	1,30		4,30	4,07	3,40	7,30	10,70	31,90	44,70	2,00	108,70	52,60	2,10	0,10	74,70
	C	1,20		4,43	4,11	5,00	6,60	11,50	43,30	75,30	4,00	63,30	136,80	11,20	0,05	65,4
1997	Ah			4,02	2,74	6,60	20,20	26,80	24,80	39,20	12,30	525,10	67,70	8,70	12,70	72,20
	Bh			4,99	3,58	6,60	14,90	21,60	30,80	13,50	6,70	699,20	3,20	3,80	8,70	73,10
	B/C			5,57	4,04	4,30	7,20	11,50	37,60	35,10	1,90	132,20	14,50	1,30	5,00	45,40
2013	L	24,87	2,58	5,20	4,62	35,90	36,58	72,48	49,53	56,00	142,93	23,73	608,00	90,67	24,60	10,30
	F	23,53	2,13	4,51	3,61	20,66	68,95	89,61	23,06	18,93	32,27	97,32	120,00	22,93	28,50	49,90
	H	29,99	1,93	4,28	3,19	8,64	88,65	97,29	8,88	27,60	30,80	123,32	77,33	16,27	9,80	215,90
	Ah	16,60	0,77	3,25	2,60	4,53	33,20	37,73	12,01	15,07	23,67	209,78	49,33	10,27	11,83	50,18
	B1	9,38	0,36	3,36	2,81	3,24	23,12	26,36	12,29	12,47	5,80	165,65	24,00	3,60	8,18	98,13
	B2	7,94	0,47	3,89	3,04	1,40	15,29	16,68	8,36	5,53	5,47	249,71	26,67	3,60	1,18	106,15
	B3	4,21	0,38	4,51	3,67	2,00	11,72	13,71	14,55	5,47	6,00	280,24	25,33	3,60	0,03	89,35
	B/C	4,30	0,52	4,82	3,79	0,32	8,29	8,61	3,72	9,27	3,73	143,05	14,67	1,80	0,03	58,60
	Cn	2,50	0,47	4,96	3,93	1,29	7,56	8,84	14,54	7,97	3,97	96,36	18,67	1,87	0,03	58,30

TVP Bukačka 2

Půdní profil je zobrazen na Obr. 32 a popis půdního profilu uvádí Tab. 17. Půdy lokality TVP Bukačka 2 vyznačují silnou, 7 cm mocnou vrstvou nadložního humusu a poměrně výrazně diferencovanými minerálními horizonty. Výsledky půdních rozborů jsou uvedeny v Tab. 18 a jsou obdobné jako na TVP Bukačka 1.



Obr. 32: Kambizem modální v PR Bukačka spodní (foto: S. Vacek).

Tabulka 17: Popis půdního profilu v PR Bukačka spodní.

Nadmořská výška (m)		940
Expozice		Z
Sklon (°)		12
SLT		6S
Půdní kryt		<i>Vaccinium myrtillus, Calamagrostis villosa, Fagus sylvatica</i>
Horizont	Hloubka (cm)	
L	0–1	vrstva opadu buku, třtiny a borůvky
F	1–4	částečně rozložený opad buku, třtiny a borůvky
H	4–7	vrstva rozloženého tmavého humusu
Ah	7–18	humusem obohacený horizont s výraznou agregátovou strukturou, čerstvě vlhký
B	18–40	tmavší hnědý horizont, jílnatý, polyedrické agregáty
B/C	40–60	světle okrový přechodný horizont s vyšším obsahem skeletu a vrstevnatou partikulární strukturou, stejně jako celý profil vlhký
C	60+	slabě okrová zvětralina matečné horniny
Prokořenění		hojně do 40 cm jednotlivě do 70 cm
Matečná hornina		svorová rula a granitický svor
Půdní typ		kambizem modální

Tabulka 18: Chemické rozborů kambizemě modální v PR Bukačka 2 v roce 2013.

Horizont	Celkový		pH		S	H	T	V	Přístupné živiny					Výměnný	
	C	N	H ₂ O	KCl					P ₂ O ₅	K ₂ O	Fe ₂ O ₃	CaO	MgO	H ⁺	Al ³⁺
	%				mval/100 g			mg/100 g							
L	29,1	1,68	3,8	3,6	14,2	44,3	58,5	24,3	333	723	824	1653	261	4,2	89,5
F	27,9	2,00	3,6	3,4	10,0	66,9	76,9	13,0	341	437	704	587	149	2,7	175,6
H	19,8	1,96	3,4	3,2	7,6	65,4	73,0	10,5	255	287	1632	213	101	1,7	221,9
Ah	5,2	0,48	3,8	3,6	3,1	15,6	18,7	16,6	232	34	2836	67	49	2,2	110,2
B	2,0	0,27	4,1	3,9	3,9	7,7	11,6	33,6	231	34	2298	133	35	0,9	61,0
B/C	0,7	0,08	4,3	3,9	2,1	7,1	9,3	23,0	238	31	1766	187	31	0,8	74,2
C	0,5	0,06	4,1	3,9	1,8	5,9	7,7	23,0	116	23	978	147	33	0,6	69,7

Výsledky vlivu půdního půdního pokryvu na půdní poměry na TVP 4 jsou uvedeny v Tab. 19–22. Z těchto dat vyplývá, že nejkyselější půdy jsou pod třtinou a nejméně kyselé pod borůvkou. Z hlediska sorpčního komplexu pak nejpříznivější půdy jsou pod metličkou a nejméně příznivě pod borůvkou. Z hlediska přístupných živin jsou pak nejpříznivější půdy pod borůvkou a bukovým zmlazením a nejméně příznivé pod třtinou.

Tabulka 19: Chemické rozbory kambizemě modální v PR Bukačka 2 – pokryv *Calamagrostis villosa* v roce 2013.

Horizont	Celkový		pH		S	H	T	V	Přístupné živiny					Výměnný	
	C	N	H ₂ O	KCl					P ₂ O ₅	K ₂ O	Fe ₂ O ₃	CaO	MgO	H ⁺	Al ³⁺
	%														
L 0-1	29,8	1,72	3,9	3,5	22,5	37,5	59,9	37,5	453	1267	64	3840	437	14,7	10,0
F 1-3	23,6	1,72	3,5	3,0	18,9	57,7	76,6	24,7	335	563	540	1733	355	17,5	32,8
H 3-5	16,2	1,19	3,2	3,0	6,9	56,7	63,5	10,8	537	320	4468	347	149	2,5	147,3
A 5-8	6,3	0,53	3,5	3,1	4,7	20,1	24,8	19,0	359	87	4686	133	85	4,6	103,6

Tabulka 20: Chemické rozbory kambizemě modální v PR Bukačka 2 – pokryv *Avenella flexuosa* v roce 2013.

Horizont	Celkový		pH		S	H	T	V	Přístupné živiny					Výměnný	
	C	N	H ₂ O	KCl					P ₂ O ₅	K ₂ O	Fe ₂ O ₃	CaO	MgO	H ⁺	Al ³⁺
	%														
L 0-2	28,8	1,80	4,0	3,5	22,3	31,1	53,4	41,7	568	949	157	5120	635	13,8	14,7
F 2-4	27,5	1,69	3,5	3,4	9,1	60,1	69,2	13,2	361	409	607	693	147	3,7	151,8
H 4-8	20,2	1,56	3,4	3,1	4,3	56,3	60,6	7,1	335	292	2380	347	120	0,8	190,5
A 8-12	6,7	0,51	3,8	3,5	5,1	18,0	23,1	22,3	275	75	3753	160	87	4,2	122,7

Tabulka 21: Chemické rozbory kambizemě modální v PR Bukačka 2 – pokryv *Vaccinium myrtillus* v roce 2013.

Horizont	Celkový		pH		S	H	T	V	Přístupné živiny					Výměnný	
	C	N	H ₂ O	KCl					P ₂ O ₅	K ₂ O	Fe ₂ O ₃	CaO	MgO	H ⁺	Al ³⁺
	%														
L	28,3	2,09	4,3	3,9	28,9	35,9	64,8	44,6	672	1200	219	5227	901	14,7	16,0
F	27,4	1,89	3,3	2,8	13,6	67,6	81,2	16,8	275	328	587	2187	325	15,7	63,0
H	24,2	2,00	3,1	2,7	3,5	91,2	94,6	3,7	275	283	988	400	128	12,5	170,3
A	11,7	0,76	3,9	3,6	3,2	27,8	31,0	10,2	257	135	3153	293	77	8,5	110,9

Tabulka 22: Chemické rozbory kambizemě modální v PR Bukačka 2 – zmlazení *Fagus sylvatica* v roce 2013.

Horizont	Celkový		pH		S	H	T	V	Přístupné živiny					Výměnný	
	C	N	H ₂ O	KCl					P ₂ O ₅	K ₂ O	Fe ₂ O ₃	CaO	MgO	H ⁺	Al ³⁺
	%														
L	32,2	1,93	3,9	3,6	27,7	45,1	72,8	38,1	368	624	171	3733	528	14,6	22,1
F	28,7	1,90	3,5	3,1	18,8	59,1	77,8	24,1	344	536	389	2987	443	15,7	33,5
H	24,9	1,78	3,3	3,0	3,5	61,1	64,6	5,4	344	332	3485	533	179	4,3	135,0
A	9,2	0,58	3,5	3,3	3,3	22,4	25,7	12,8	383	87	5213	160	139	2,2	125,6

PR Komáří vrch

Půdní profil je zobrazen na Obr. 33 a popis půdního profilu uvádí Tab. 23. Půda je pokryta silnější vrstvou nadložního humusu, až 7 cm mocnou, přitom je dobře rozlišen horizont L, F i H. Také minerální horizonty jsou výrazně rozlišeny.

Výsledky půdních rozborů jsou uvedeny v Tab. 24. Humus má charakter moru, je velmi silně kyselý. Výměnná kapacita je zde dosud velmi vysoká, sorpční komplex vrstvy humusu je výrazně nenasycený. Obsah vápníku je nízký, obsah hořčíku, draslíku a fosforu dobrý.

Pod vrstvou humusu je 2 cm silný horizont Ah, obohacený humusem, silně humózní, silně až velmi silně kyselý. Pokles obsahu hliníku naznačuje počínající podzolizaci, stejně jako obsah sequioxidů železa. Obsah výměnných bází je velmi nízký, použitá metoda neindikovala žádný. Tomu odpovídá i nulové nasycení sorpčního komplexu, výměnná místa tak jsou obsazena pouze kationty hliníku, železa a vodíku, tj. tzv. kyselými kationty. Narušení půdy koresponduje i s velmi nízkým obsahem přijatelných živin. Zásoba vápníku, a v tomto případě i fosforu, je velmi nízká, zásoba draslíku a hořčíku nízká. Živiny jsou poutány na organickou hmotu, což indikuje nepříznivý stav minerální složky sorpčního komplexu.

Hluběji leží mocný eluviovaný horizont Ahe, lze v něm rozeznat dvě vrstvy, označené 1 a 2. Tento horizont je výrazně ochuzen o báze, sesquioxidy železa, hliníku i o přijatelné živiny. Půdní reakce je v obou vrstvách silně až velmi silně kyselá, zemina je mírně humózní. Výměnná kapacita je nízká, ve spodní vrstvě dokonce neprůkazná. Svrchní vrstva je výrazně, spodní extrémně sorpčně nenasycená. Obsah vápníku je extrémně nízký, stejně tak i obsah hořčíku, draslíku a fosforu.

Pod eluviovaným horizontem se nachází výrazný podzolový horizont Bhs s akumulací sesquioxidů a organické hmoty. Půdní acidita je mírně otupena, třebaže zemina je dosud silně kyselá, horizont je silně humózní. Výměnná kapacita je opět vysoká, zemina však zůstává extrémně sorpčně nenasycená. Zásoba vápníku a hořčíku je velmi nízká, obsah draslíku nízký, obsah fosforu naopak velmi vysoký.

Hluběji ležící horizonty postupně přecházejí do zvětraliny matečné horniny. Půdní pH se postupně zvyšuje a dosahuje mírně kyselého oboru. Obsah humusu klesá, stejně tak i výměnná kapacita, která je již nízká. Nasycení sorpčního komplexu se zvyšuje až na 35,6 %, jedná se

však stále o sorpčně nenasycenou zeminu. Obsah vápníku se rychle zvyšuje, obsah hořčíku a draslíku však dále klesá a je velmi nízký. Velmi dobrá zůstává zásoba přijatelného fosforu.

Jedná se o kryptopodzol modální s náznaky podzolu modálního. Půdní prostředí je na této lokalitě mimořádně nepříznivé, pravděpodobně je ovlivněno i budováním pevnostní linie v 30. letech 20. století.

V posledním sledovaném období dochází k mírným revitalizačním procesům, a to zejména ke snižování půdní kyselosti.



Obr. 33: Podzol modální v PR Komáří vrch (foto: Z. Vacek).

Tabulka 23: Popis půdního profilu v PR Komáří vrch.

Nadmořská výška (m)		965
Expozice		JV
Sklon (°)		10
SLT		6K
Půdní kryt		Žádný
Horizont	Hloubka (cm)	
L+F	0–3	vrstva bukového a smrkového opadu, ve spodině částečně rozloženého
H	3–7	vrstva tmavého, rozloženého, čerstvě vlhkého humusu
Ah	7–9	humusem obohacený horizont s výrazně agregátovou strukturou, tmavý, vlhký
Ahe1	9–25	světlejší vyluhovaný horizont s partikulární strukturou, vlhký
Ahe2	25–32	ještě světlejší vyluhovaný horizont s partikulární strukturou
Bh	32–47	tmavě hnědý horizont s vyšším obsahem jílu, humusu a sesquioxidů, čerstvě vlhký
B	47–72	okrový horizont s tvorbou jílu, vlhký
B/C	72–87+	přechod do zvětraliny matečné horniny
Prokořenění		hojné do 20 cm jednotlivé do 70 cm
Matečná hornina		svorová rula
Půdní typ		kryptopodzol modální

Tabulka 24: Chemické rozboru podzolu modální v PR Komáří vrch.

Odběr	Horizont	Celkový		pH		S	H	T	V	Přístupné živiny					Výměnný	
		C	N	H ₂ O	KCl					P ₂ O ₅	K ₂ O	Fe ₂ O ₃	CaO	MgO	H ⁺	Al ⁺³
		%														
1992	H	22,10		3,57	2,91	12,90	44,90	57,80	22,30	17,60	23,30	34,80	47,20	17,60	20,00	118,70
	Ah	3,50		3,61	2,83		9,80	9,80		3,30	6,10	10,00	11,30	4,90	12,00	67,60
	Ah1	1,00		3,76	2,99	3,60	8,20	11,80	30,40	2,70	3,00	10,00	5,20	1,10	6,50	97,60
	Ah2	1,00		3,78	3,22		7,70	7,70		3,30	3,10	8,70	7,30	0,90	3,20	104,90
	Bh	5,90		3,84	3,40	1,70	23,90	25,60	6,80	118,70	6,00	226,70	15,50	2,60	13,50	207,90
	B	2,00		4,36	4,12	4,00	9,70	13,70	29,20	66,70	1,00	132,00	31,10	1,20	10,00	74,50
	B/C	1,20		4,69	4,32	3,90	7,00	10,90	35,60	60,00	1,00	90,70	98,20	1,50		55,80
1997	H	40,90		4,80	2,70	14,20	44,70	58,90	24,10	13,30	20,90	48,00	129,30	46,90		43,50
	Ah	8,00		4,90	2,60	2,30	11,20	13,50	17,10	5,10	2,70	33,30	9,30	2,10		39,80
	Ah1	2,50		4,80	3,00	0,30	7,50	7,80	3,50	4,00	4,60	20,70	21,30	14,30		62,80
	Ah2	1,70		5,10	3,40	0,30	7,40	7,70	4,10	5,20	3,70	28,70	8,70	1,60		62,80
	Bh	10,60		5,00	3,50	1,70	20,00	21,70	8,00	116,10	6,60	362,70	12,00	3,70		121,00
	B	2,40		5,20	4,10	3,00	5,30	8,30	36,40	56,10	1,40	119,30	25,30	0,90		25,60
	B/C	1,00		5,20	4,20	3,20	3,50	6,70	48,20	48,60	1,70	50,70	44,70	0,80		18,30
2013	L	21,95	2,44	5,36	4,56	48,80	30,85	79,65	61,27	48,80	76,00	24,53	618,67	93,33	15,50	7,80
	F	24,54	2,08	4,38	3,64	32,58	63,10	95,68	34,05	32,00	53,07	24,13	461,33	71,47	15,90	7,60
	H	28,92	2,57	3,31	2,82	13,98	110,20	124,18	11,26	30,53	31,33	49,60	192,00	81,07	17,00	73,00
	Ah	3,19	0,36	3,33	2,95	1,45	11,82	13,26	10,90	6,50	6,90	24,56	26,67	6,67	0,03	50,55
	Ahe1	1,27	0,15	4,39	3,49	0,13	12,85	12,98	1,00	20,50	4,00	186,98	12,00	2,53	0,03	103,10
	Ahe2	2,11	0,19	4,58	3,80	0,26	16,22	16,47	1,55	40,30	5,23	334,97	10,67	2,47	0,03	93,48
	Bh	2,63	0,19	4,83	3,93	3,73	16,23	19,95	18,67	147,73	3,83	284,64	10,00	2,40	0,03	76,68
	B/C	2,33	0,15	4,96	4,16	3,39	11,52	14,90	22,72	107,17	1,60	214,65	14,00	1,60	0,03	48,98
	Cn	1,55	0,08	4,89	4,24	1,44	5,45	6,89	20,84	156,10	0,97	163,15	17,33	1,33	0,03	35,18

5.1.2 Fytcenologické poměry

5.1.2.1 Přehled sytaxonů na TVP

V následujícím přehledu jsou uvedeny sytaxony přírodních bučin podle MORAVCE et al. (1983), které byly vylišeny v rámci fytcenologických snímků ve studovaných rezervacích. Jedná se o 1 vegetační třídu a řád, 2 svazy a podsvazy a 3 asociace:

- třída: *Quercu-Fagetea* Br. – Bl. et Vlieger in Vlieger, 1937
- řád: *Fagetalia sylvaticae* Pawlovski in Pawlowski, Sokolowski et Wallisch, 1928
- svaz: *Fagion* Luguët, 1926
- podsvaz: *Eu-Fagenion* Oberdorfer, 1957 em. Tüxen in Tüxen et Oberdorfer, 1958
- asociace: *Dentario enneaphylli-Fagetum* Oberdorfer ex W. et A. Matuszkiewicz, 1960
- podsvaz: *Acerenion* Oberdorfer, 1957
- asociace: *Aceri-Fagetum* J. et M. Bartsch, 1940
- svaz: *Luzulo-Fagion* Lohmeyer et Tüxen in Tüxen, 1954
- asociace: *Calamagrostio villosae-Fagetum* Mikyška, 1972

V rámci fytcenologických snímků však byla hodnocena pouze asociace *Calamagrostio villosae-Fagetum*, která dominuje na všech TVP. Pouze na TVP 1, 4 a 5 se okrajově nachází asociace *Aceri-Fagetum*, jelikož tyto asociace zde vytvářejí mozaiku. Pouze v okolí TVP 1 se nachází i asociace *Dentario enneaphylli-Fagetum*.

Calamagrostio villosae-Fagetum

V celkem dobře zapojeném stromovém patře dominuje *Fagus sylvatica*, přimíšen je *Picea abies* (V. tř. konst.) a jen ojediněle jsou vtroušeny *Sorbus aucuparia*, *Acer pseudoplatanus* a *Abies alba* (I. tř. konst.). V řídkém keřovém patře převládá *Fagus sylvatica* (III. tř. konst.) a jen víceméně výjimečně jsou zastoupeny ostatní dřeviny stromového patra.

Fyziognomicky je asociace charakterizována vysokou pokryvností *Calamagrostis villosa*, která místy tvoří téměř souvislé patro. Značně vysoké hodnoty pokryvnosti má i *Calamagrostis arundinacea*, *Avenella flexuosa*, *Vaccinium myrtillus*. Hojně je zastoupen *Maianthemum bifolium* a *Oxalis acetosella*, ve IV. tř. konst.: *Calamagrostis arundinacea*, *Polygonatum*

verticillatum a *Fagus sylvatica*, ve III. tř. konst. *Athyrium filix-femina* a *Prenanthes purpurea*. V mechovém patře je v V. tř. konst. zastoupen *Polytrichum formosum*, ve IV. tř. konst. *Dicranum scoparium* a ve III. tř. konst. *Plagiothecium curvifolium*.

Význačnou druhovou kombinaci tvoří *Fagus sylvatica*, *Calamagrostis villosa*, *Calamagrostis arundinacea*, *Deschampsia flexuosa*, *Dryopteris carthusiana*, *Athyrium filix-femina*, *Maianthemum bifolium*, *Oxalis acetosella*, *Polygonatum verticillatum*, *Prenanthes purpurea*, *Vaccinium myrtillus*, *Polytrichum formosum* a *Dicranum scoparium*.

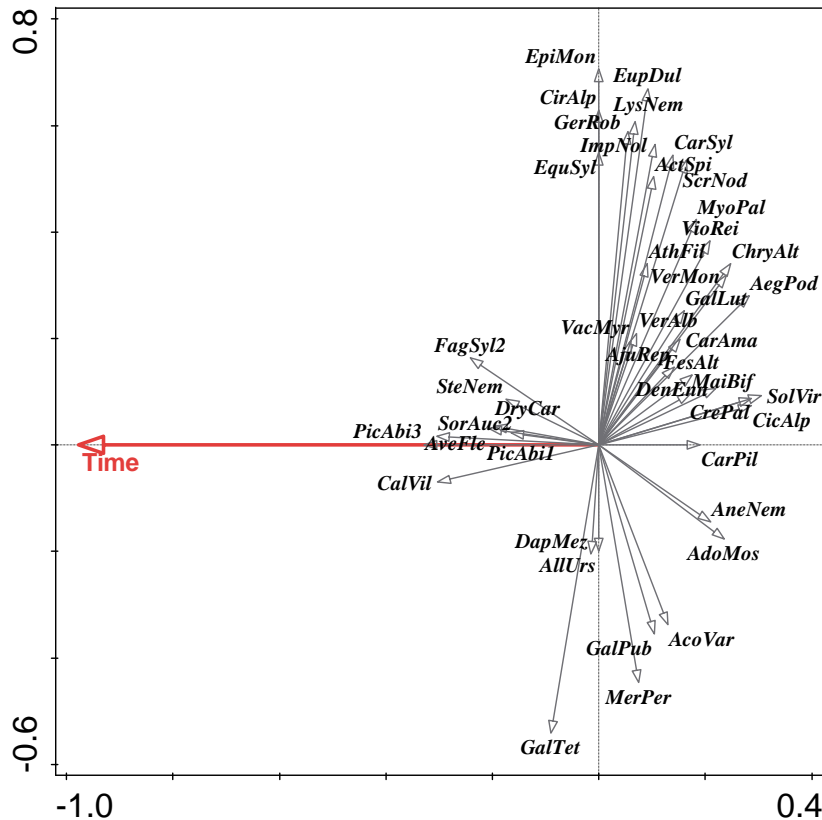
V asociaci bylo celkem zaznamenáno 88 druhů, počet druhů ve snímcích kolísal mezi 12 – 52 druhy, přičemž jejich konstance, kromě diagnostických druhů, nebyla příliš veliká. Průměrný počet druhů ve snímcích v r. 1951 činil 22 (100 %), v r. 1971 20 (91 %), v r. 1991 14 (64 %), v r. 2001 23 (105 %) a v r. 2011 a 2016 24 (110 %).

Společenstva byla nalezena na hlinitopísčité až písčitohlinité oligortofní až mezotrofní kambizemi a kryptopodzolu na všech 5 TVP. Z hodnoty Sørensova koeficientu též vyplývá, že ve společenstvech této asociace probíhají významnější změny než pouhá fluktuace v čase. Společenstva této asociace náleží k nejrozšířenějším vegetačním typům bučin v Orlických horách.

5.1.2.2 Vegetační dynamika

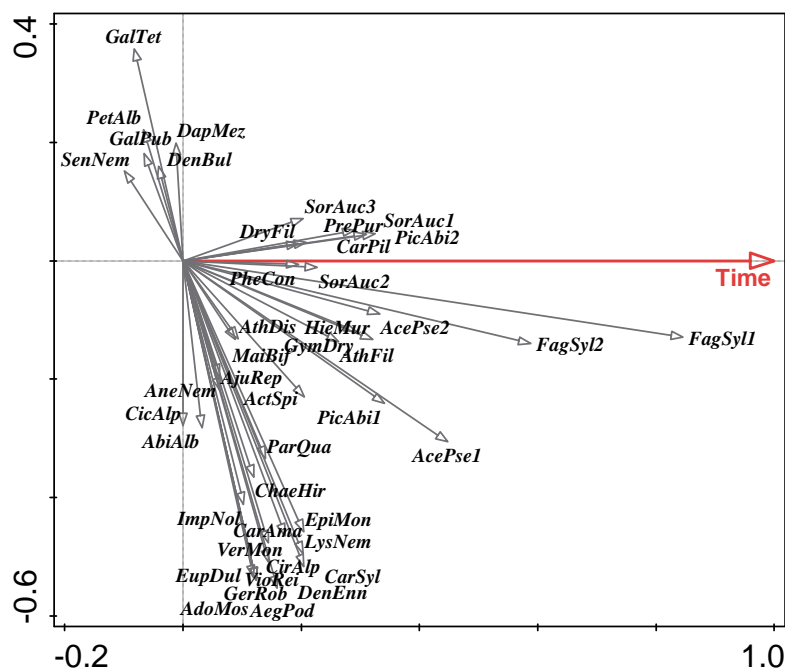
Zrychlující se změny v bučinách v letech 1971 – 1991 vedou k jejich přechodu na druhově chudší acidofilní typy *Calamagrostio villosae-Fagetum* (Obr. 34). V letech 1991– 2016 pak stoupl počet druhů ve snímcích z bučin (Obr. 35). Většina charakteristických druhů květnatých bučin se však do sledovaných společenstev navracela velmi pomalu. Průměrný počet druhů ve snímcích společenstva Cv-F kolísal okolo 22 (100 %), 20 (91 %), 14 (64 %), 23 (105 %) a 24 (110 %).

Je pravděpodobné, že výrazné urychlení vegetační dynamiky v bukových porostech (TVP 1-5) v letech 1971–1991 bylo způsobeno zvýšeným imisně ekologickým zatížením. Naopak díky příznivějším ekologickým poměrům, zejména pak od 90. let 20. století dochází k významným revitalizačním procesům, a to v podstatě ve všech vegetačních patrech ($E_3 - E_0$). Nejzřetelnější jsou tyto jevy v bylinném patře a po roce 2001 pak dochází k výraznému nástupu přirozené obnovy, a to především buku, a to jak v bylinném, tak i v keřovém patře (Obr. 35).



Obř. 34: Ordinační RDA analýza s testem času a odstraněním vlivu kovariant (nadmořská výška, expozice, plocha) z fytoocenologických snímků z let 1951–2016.

Vysvětlivky: AcoVar – *Aconitum variegatum*, ActSpi – *Actaea spicata*, AdoMos – *Adoxa moschantellina*, AegPod – *Aegopodium podgraria*, AjuRep – *Ajuga reptans*, AllUrs – *Allium ursinum*, AneNem – *Anemone nemerosa*, AthFil – *Athyrium filix-femina*, AveFle – *Avenella flexuosa*, CalVil – *Calamagrostis villosa*, CarPil – *Carex pilulifera*, CarSyl – *Carex sylvatica*, CicAlp – *Cicerbita alpina*, CirAlp – *Circea alpina*, CrePal – *Crepis paludosa*, DapMez – *Daphne mezereum*, DenEnn – *Dentaria enneaphyllos*, DryCar – *Dryopteris carthusiana*, EquSyl – *Equisetum sylvatica*, EpiMon – *Epilobium montanum*, EupDul – *Euphorbia dulcis*, FagSyl – *Fagus sylvaticus*, FesAlt – *Festuca altissima*, GalLut – *Galeobdolon luteum*, GalPub – *Galeopsis pubescens*, GalTet – *Galeopsis tetrahit*, GerRob – *Geranium robertianum*, ChryAlt – *Chrysosplenium alternifolium*, ImpNol – *Impatiens noli-tangere*, MaiBif – *Maiantemum bifolium*, MerPer – *Mercurialis perennis*, MyoPal – *Myosotis palustris*, PicAbi – *Picea abies*, ScrNod – *Scrophularia nodosa*, SolVir – *Solidago virgaurea*, SorAuc – *Sorbus aucuparia*, SteNem – *Stelaria nemorum*, VacMyr – *Vaccinium myrtillus*, VerAlb – *Veratrum album*, VerMon – *Veronica montana*, VioRei – *Viola reichenbachiana*.



Obr. 35: Ordinační RDA analýza s testem času a odstraněním vlivu kovariant (nadmořská výška, expozice, plocha) z fytoocenologických snímků z let 1991–2016.

Vysvětlivky: AbiAlb – *Abies alba*, AceAuc – *Acer pseudoplatanus*, ActSpi – *Actaea spicata*, AdoMos – *Adoxa moschantellina*, AegPod – *Aegopodium podgraria*, AjuRep – *Ajuga reptans*, AneNem – *Anemone nemerosa*, AthDis - *Athyrium distentifolium*, AthFil - *Athyrium filix-femina*, CarAma – *Cardamine amara*, CarPil - *Carex pilulifera*, CarSyl – *Carex sylvatica*, CicAlp – *Cicerbita alpina*, CirAlp – *Circea alpina*, DapMez - *Daphne mezereum*, DenBul - *Dentaria bulbifera*, DenEnn – *Dentaria enneaphyllos*, DryFil – *Dryopteris filix-mas*, EpiMon – *Epilobium montanum*, EupDul – *Euphorbia dulcis*, FagSyl - *Fagus sylvaticus*, GalPub – *Galeopsis pubescens*, GalTet – *Galeopsis tetrahit*, GerRob – *Geranium robertianum*, GymDry – *Gymnocarpium dryopteris*, HieMur - *Hieracium murorum*, ChaeHir – *Chaerophyllum hirsutum*, ImpNol – *Impatiens noli-tangere*, LysNem – *Lysimachia nemorum*, MaiBif – *Maiantemum bifolium*, ParQua – *Paris quadrifolia*, PetAlb – *Petasites albus*, PheCon – *Phegopteris connectilis*, PicAbi – *Picea abies*, PrePur – *Prenanthes purpurea*, SenNem – *Senecio nemerosis* agg., SorAuc – *Sorbus aucuparia*, VerMon – *Veronica montana*, VioRei – *Viola reichenbachiana*.

Analýza hlavních komponent odhalila trendy dlouhodobé dynamiky porostů. Porosty bučin ukazují na pomalou, ale trvalou a téměř stejnosměrnou sukcesní změnu v období 1951–2016 na úrovni jednotlivých stanovišť. Na ordinačním diagramu vývoje populací jednotlivých druhů v čase (RDA) vidíme v bučinách (Obr. 34) úbytky v populačních četnostech u druhů jako *Galeobdolon luteum*, *Dentaria bulbifera*, *Calamagrostis arundinacea*, *Solidago virgaurea*, *Carex sylvatica*, *Euphorbia dulcis* nebo *Veronica montana*. Naopak se v čase posilují populace

mladších stádií dřevin (zvýšení pokryvností bylinného i keřového patra více druhů listnáčů i smrku s velkou intenzitou v posledních 20. letech; Obr. 35).

Promítnutím Ellenbergových průměrných indikačních hodnot do výsledku RDA analýzy s testem času a odstraněním vlivu kovariant (nadmořská výška, expozice, plocha) byla zjištěna pro bučiny mírně stoupající kontinentalita vegetační skladby a ústup teplotně náročnějších druhů.

Z ordinace metodou DCA vyplývá že:

- Není příliš velký rozdíl mezi výsledky, kdy k analýze bylo použito dat pouze o bylinném patře nebo dat o bylinném a mechovém patře společně. Obdobně standardizace dat na sumu významnosti druhů ve vegetačním patře rovnou celkové pokryvnosti patra je jen málo významná.
- Variabilita dat popsaná prvými čtyřmi ordinačními osami je obdobná u bukových i smrkových porostů. Vlastní hodnoty analyzovaných matic byly pro bukové porosty 0,538 – 0,340 – 0,249 – 0,214.

5.2 Porostní poměry

5.2.1 Druhová struktura

V současnosti se na TVP jedná o věkově a prostorově diferencované smíšené porosty s dominantním bukem lesním (podíl buku 55–88 %) přimíšeným smrkem (12–33 %), vtroušeným jeřábem (0–13 %) a klenem (0–1 %) ve stadiu optima až počátečního rozpadu (Tab. 25).

Tabulka 25: Počet jedinců stromového patra na studovaných TVP v přepočtu na 1 ha podle zastoupených dřevin.

TVP	Dřevina				Celkem
	<i>Picea abies</i>	<i>Fagus sylvatica</i>	<i>Sorbus aucuparia</i>	<i>Acer pseudoplatanus</i>	ks.ha ⁻¹
Pod Vrchmezím	132	532	36	0	700
Sedloňovský vrch	128	524	0	0	652
Bukačka 1	144	240	56	0	440
Bukačka 2	172	336	4	4	516
Komáří vrch	86	384	0	0	470

5.2.2 Věková struktura a radiální růst

Věková struktura

Věková struktura byla studována především ve vazbě na radiální růst. Průměrný věk stromového patra na studovaných TVP podle zastoupených dřevin je uveden v Tab. 26. Průměrný věk buku se na TVP pohyboval v rozmezí 140–169 let a nejstarší buk měl věk 197 let. Průměrný věk smrku se na TVP pohyboval v rozmezí 137–180 let a nejstarší smrk měl věk 238 let. Průměrný věk jeřábu se na TVP pohyboval v rozmezí 52–67 let a nejstarší jeřáb měl věk 81 let. Stáří kleny bylo 132 let. Největší věková diference byla zjištěna na TVP Bukačka 1 a nejmenší na TVP Bukačka 2.

Tabulka 26: Průměrný věk stromového patra na studovaných TVP podle zastoupených dřevin.

TVP	Věk			
	<i>Picea abies</i>	<i>Fagus sylvatica</i>	<i>Sorbus aucuparia</i>	<i>Acer pseudoplatanus</i>
Pod Vrchmezím	152	167	52	
Sedloňovský vrch	158	153		
Bukačka 1	161	169	67	
Bukačka 2	137	140		132
Komáří vrch	180	154		

Radiální růst porostů

Průměrný radiální přírůst se v rámci studované oblasti bučin Orlických hor při porovnání ploch příliš neliší, průměrná šířka letokruhů na TVP Sedloňov u buků dosahovala hodnot 1,3 mm ($\pm 0,3$ SX) u smrků 1,5 mm ($\pm 0,5$ SX), na TVP Vrchmezí hodnot 2,9 mm ($\pm 0,8$ SX) u smrku 1 mm ($\pm 0,4$ SX), na TVP Komáří vrch hodnot 1,3 mm ($\pm 0,3$ SX) u smrku 1,32 mm ($\pm 0,53$ SX), na TVP Bukačka vrch hodnot 1,3 mm ($\pm 0,3$ SX) u smrku 1,9 mm ($\pm 0,4$ SX) a na TVP Bukačka dolní u buku hodnot 1,43 mm ($\pm 0,4$ SX) a u smrku hodnot 1,65 mm ($\pm 0,5$ SX). Z regionální standardní letokruhové chronologie buku je v letech 1960–1980 patrný relativně vyrovnaný radiální přírůst a následně pak dochází k trendu jeho vlnovitého kolísání (Obr. 36). U smrku končí relativně vyrovnaný trend přírůstu již v r. 1970, do roku 1999 pak následuje jeho kolísavý pokles a od r. 2000 markantní nárůst s výjimkou r. 2015 (Obr. 37).

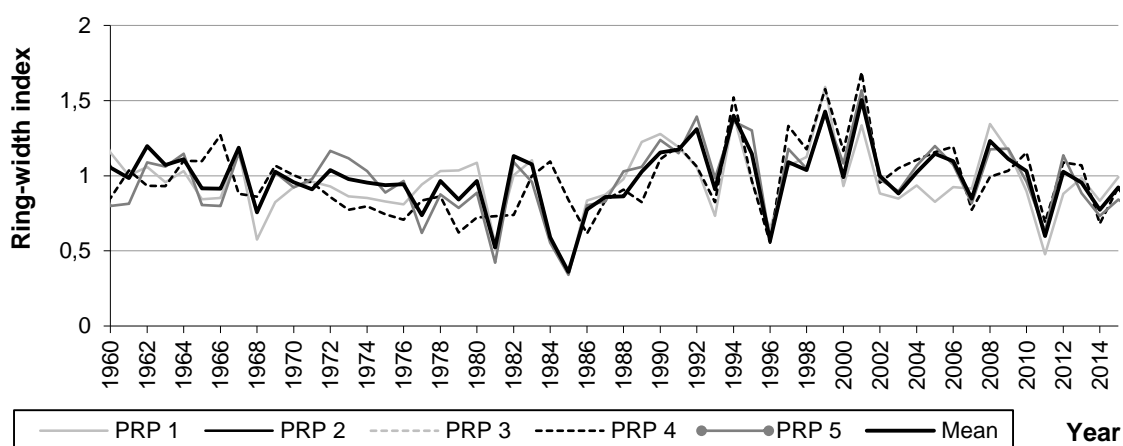
U buku byl výrazně snížený radiální přírůst v letech 1911, 1913, 1928, 1952, 1953, 1968 a 1996 způsoben silným prolámaním korun námrazou. V r. 1981 a 1985 to bylo v důsledku synergismu silného výskytu červce bukového a imisí a v r. 2011 akutního poškození ozonem. U smrku byl nízký radiální přírůst dán značným poškozením korun (vrcholové zlomy) převážně mokrým sněhem a částečně i námrazou. V letech 1980, 1984 až 1986 to bylo v důsledku synergismu imisí a klimatu, v r. 1996 silného poškození korun námrazou a v r. 2015 suchem. Letopočty s nízkým radiálním přírůstem byly potvrzeny analýzou významných negativních let pro buk 1911, 1913, 1928, 1952, 1953, 1981, 1985, 1996, 2011. Pro smrk to byly roky 1974, (1980).

Z porovnání průměrných letokruhových křivek pro jednotlivé TVP je patrná jejich vysoká vzájemná shoda, jejich hodnoty t-testu nad 3.4 ukazují na spolehlivost synchronizace. Díky ní

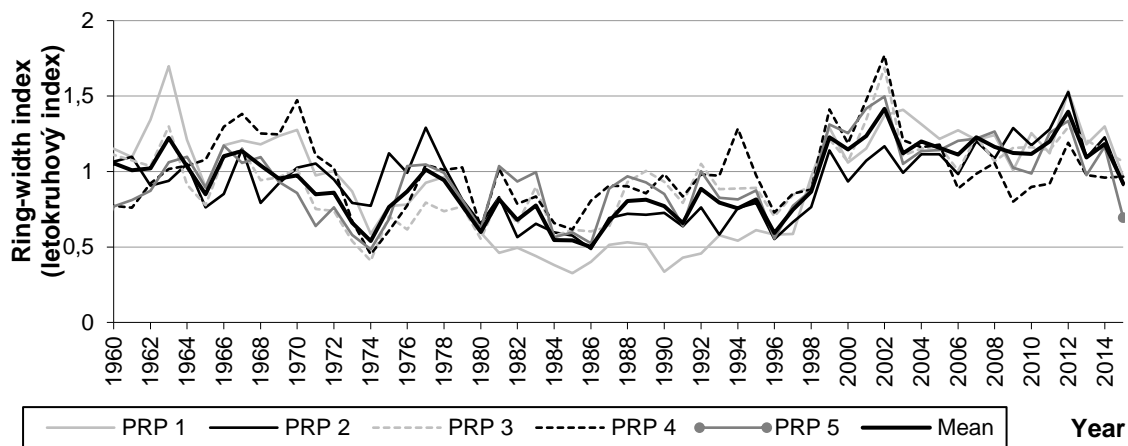
bylo možné sestavit lokální standardní chronologii pro smrkobukové porosty v Orlických horách.

Korelace tloušťkového přírůstu buku a s průměrnými měsíčními teplotami a srážkami ukazují na některé statisticky signifikantní hodnoty. Tloušťkový přírůst buku v letech 1963–2014 vykazuje v Orlických horách kladné statisticky průkazné korelace s teplotou v červenci a v srpnu předchozího roku a v dubnu aktuálního roku ($r= 0,40$, $r= 0,23$ $r= 0,32$; Obr. 38). Dále byly zjištěny statisticky průkazné kladné korelace s úhrnem srážek v březnu, a negativní korelace s úhrnem srážek v červenci aktuálního roku ($r= 0,28$, $-0,24$; Obr. 39).

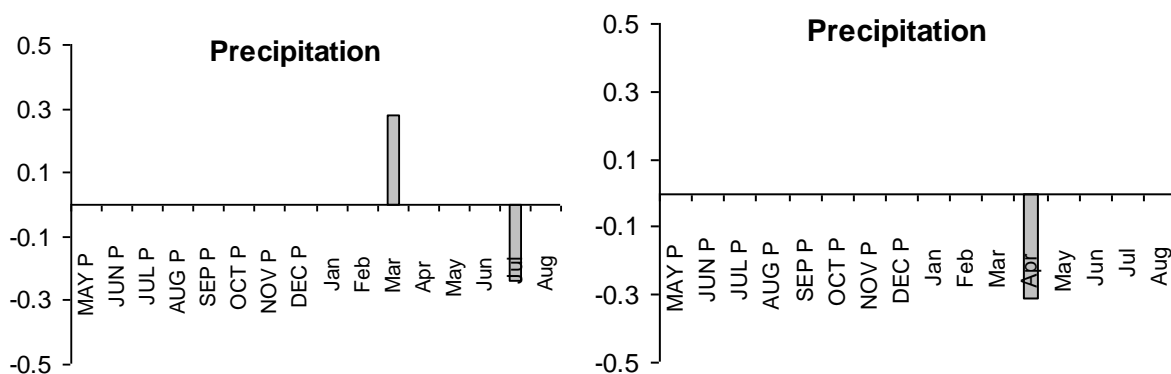
Tloušťkový přírůst smrku v letech 1963–2012 vykazuje v Orlických horách statisticky průkazné korelace s teplotou v prosinci předchozího roku a v dubnu, červnu aktuálního roku ($r= -0,27$, $r= 0,33$ $r= 0,35$; Obr. 38). Dále byly zjištěny statisticky průkazné negativní korelace s úhrnem srážek v dubnu aktuálního roku. ($r= -0,31$; Obr. 39).



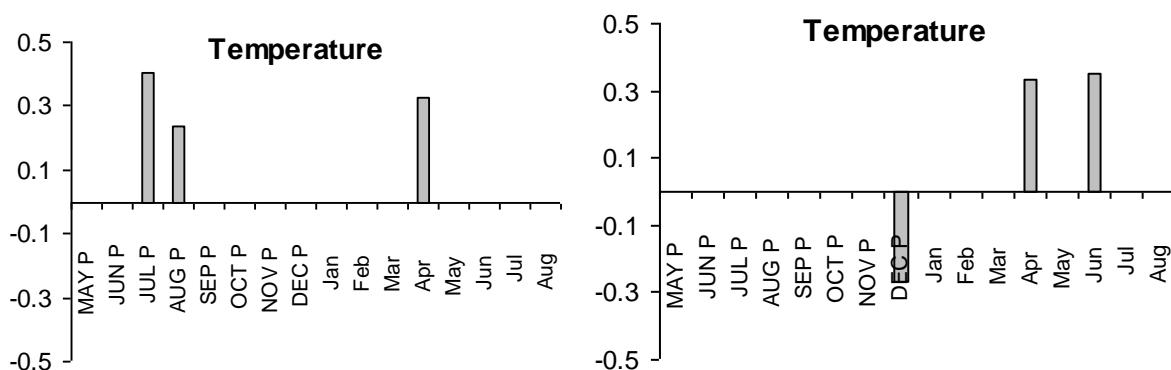
Obr. 36: Standardní letokruhová chronologie buku lesního.



Obr. 37: Standardní letokruhová chronologie smrku ztepilého.



Obr. 38: Hodnoty korelačních koeficientů standardních letokruhových indexů s měsíčními úhrny srážek od května předcházejícího roku do září aktuálního pro období 1963–2014 pro buk na levé straně a smrk napravo. Zobrazené hodnoty jsou statisticky významné ($\alpha = 0,05$).



Obr. 39: Hodnoty korelačních koeficientů standardních letokruhových indexů s měsíčními průměrnými teplotami od května předcházejícího roku do září aktuálního pro období 1963–2014 pro buk na levé straně a smrk napravo. Zobrazené hodnoty jsou statisticky významné ($\alpha = 0,05$).

5.2.3 Prostorová struktura

Z hlediska vertikální struktury jsou porosty na TVP tvořeny třemi etážemi. Arten-profil index (A_p) se na jednotlivých plochách pohybuje mezi 0,572–0,781, což odpovídá vyrovnané vertikální struktuře. Nejvyšší hodnoty dosahuje na TVP 2, kde se blíží výběrné struktuře, predikce pro rok 2054 u tohoto indexu na této ploše je 0,824 (Tab. 27).

Z hlediska strukturální diferenciacie dosahuje tloušťková diferenciacie (TM_d) hodnot od 0,284 do 0,455 ($TM_d = 0,387 \pm 0,040$ SX; Tab. 27), což představuje střední hodnoty, pouze na TVP4 se jedná o hraniční hodnotu mezi nízkou a střední tloušťkovou diferenciací, na této lokalitě i nejnižší výšková diferenciacie (0,186) s výhledem na další pokles v budoucnu. Na zbývajících TVP se pohybuje výšková diferenciacie (TM_h) mezi 0,241–0,367.

Komplexní diverzitu můžeme charakterizovat jako porosty s nerovnoměrnou výstavbou, jejich porostní diverzita (B) se pohybuje od 6,566–8,047 ($B = 6,566–8,047$; Tab. 27). Ve všech zmiňovaných případech, kromě vertikální struktury, jsou zkoumané strukturální indexy ve prospěch TVP 1.

Jestliže se zaměříme na horizontální strukturu, tak podle α indexu jsou jedinci stromového patra rozmístěni náhodně (Obr. 40), kromě TVP 1, kde se jedná o mírně pravidelné uspořádání. R index vykazuje na TVP 3, 4 a 5 s mírně zhoršenými půdními a klimatickými podmínkami (vliv vrcholového fenoménu) shlukovitost, oproti tomu prostorové rozmístění na nejnižší položené TVP 1 je signifikantně pravidelné (Tab. 27). Podrobněji horizontální strukturu stromového patra dle čtyř indexů uvádí Tab. 28. Agregovanou strukturu potvrdila i L-funkce na TVP 3 do vzdálenosti (rozestupu) 2,5 m, u TVP 5 od 0,5 do 2,5 m a u TVP 2 a 4 byla shlukovitost signifikantní do rozestupu 12 m (Obr. 41). Naopak u TVP 1 byla prokázána pravidelnost při vzdálenosti 0,5 až 1,5 m a v ostatních případech byla na TVP zjištěna náhodnost. Horní etáž je rozmístěna náhodně s inklinací k pravidelnosti na TVP 3 a 5, avšak stromy v nižších vrstvách vykazují shlukovité uspořádání. Při simulaci samovývoje se tloušťková struktura bude stále více diverzifikovat, oproti tomu dojde k poklesu celkové diverzity. Agregáční indexy se v průběhu 40 let budou postupně přibližovat k náhodnému Poissonovu rozdělení.

Tabulka 27: Přehled indexů popisující biodiverzitu stromového patra na trvalých výzkumných plochách.

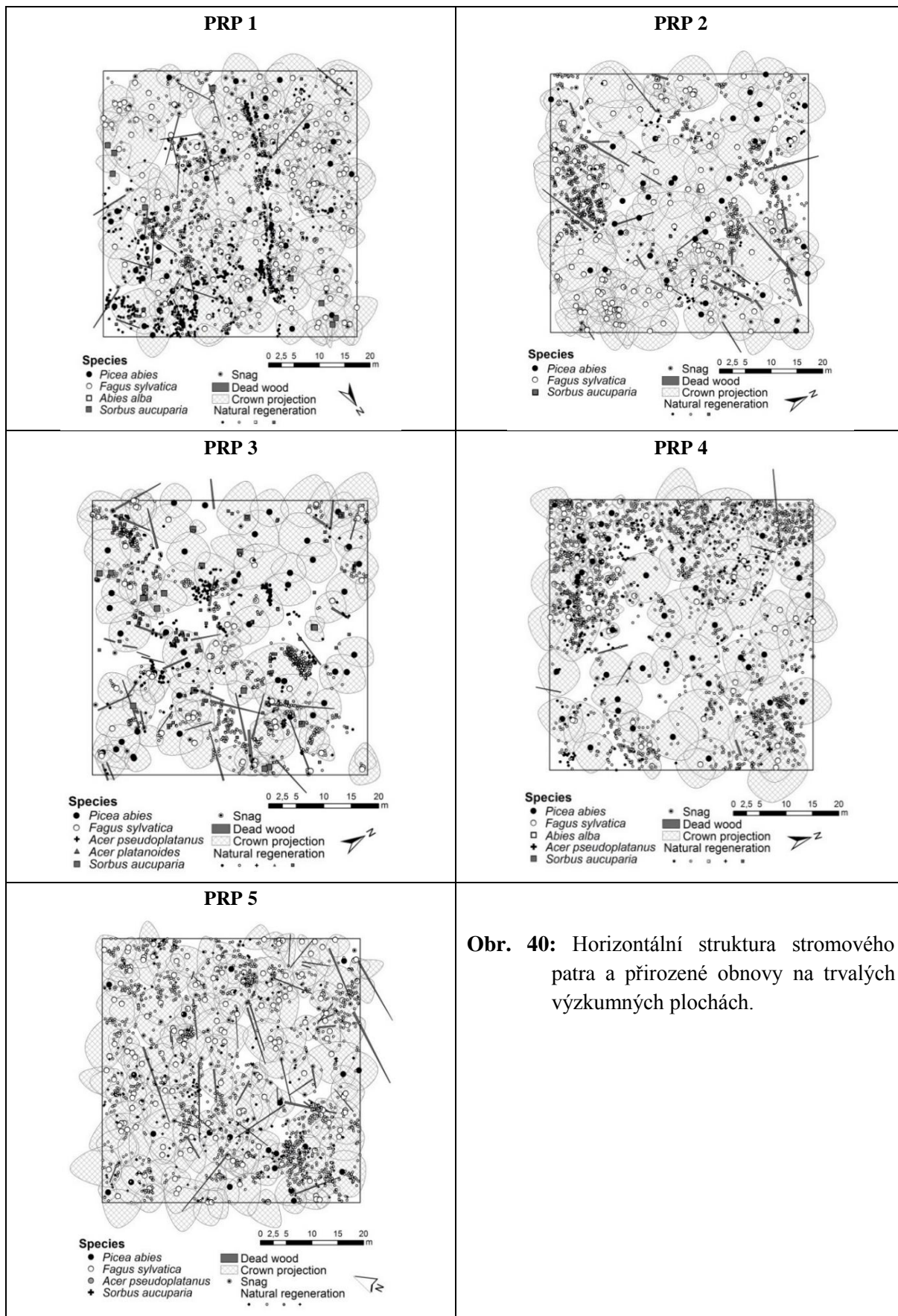
TVP	Rok	A (Pri)		TM _d (Fi)		TM _h (Fi)		R (C&Ei)*		α (P&Mi)*		B (J&Di)	
1	2014	0.663	↘	0.455	↗	0.367	↗	1.127 ^R	↘	0.902	↗	7.427	↘
	2054	0.536		0.674		0.487		1.068		0.985		7.229	
2	2014	0.781	↗	0.413	↗	0.334	↘	1.004	↘	1.144	↗	7.006	↘
	2054	0.824		0.466		0.295		0.991		1.129		6.204	
3	2014	0.603	↗	0.440	↗	0.327	↘	0.891 ^A	↗	1.612	↘	7.232	↘
	2054	0.622		0.496		0.302		0.956		1.576		7.100	
4	2014	0.572	↗	0.284	↗	0.186	↘	0.912	↗	1.052	↗	8.047	↘
	2054	0.731		0.299		0.161		1.007		1.104		5.629	
5	2014	0.721	↘	0.345	↗	0.241	↘	0.933 ^A	↗	1.227	↘	6.566	↘
	2054	0.674		0.396		0.225		0.985		1.204		5.965	

Vysvětlivky: TVP – trvalá výzkumná plocha, A – Arten-profil index, TM_d – index tloušťkové diferenciace, TM_h – index výškové diferenciace, R – agregační index, α – index nenáhodného rozdělení, B – index porostní proměnlivosti; * statisticky signifikantní pro horizontální strukturu (^A – shlukovitost, ^R – pravidelnost); změny: ↘ – pokles, ↗ – nárůst.

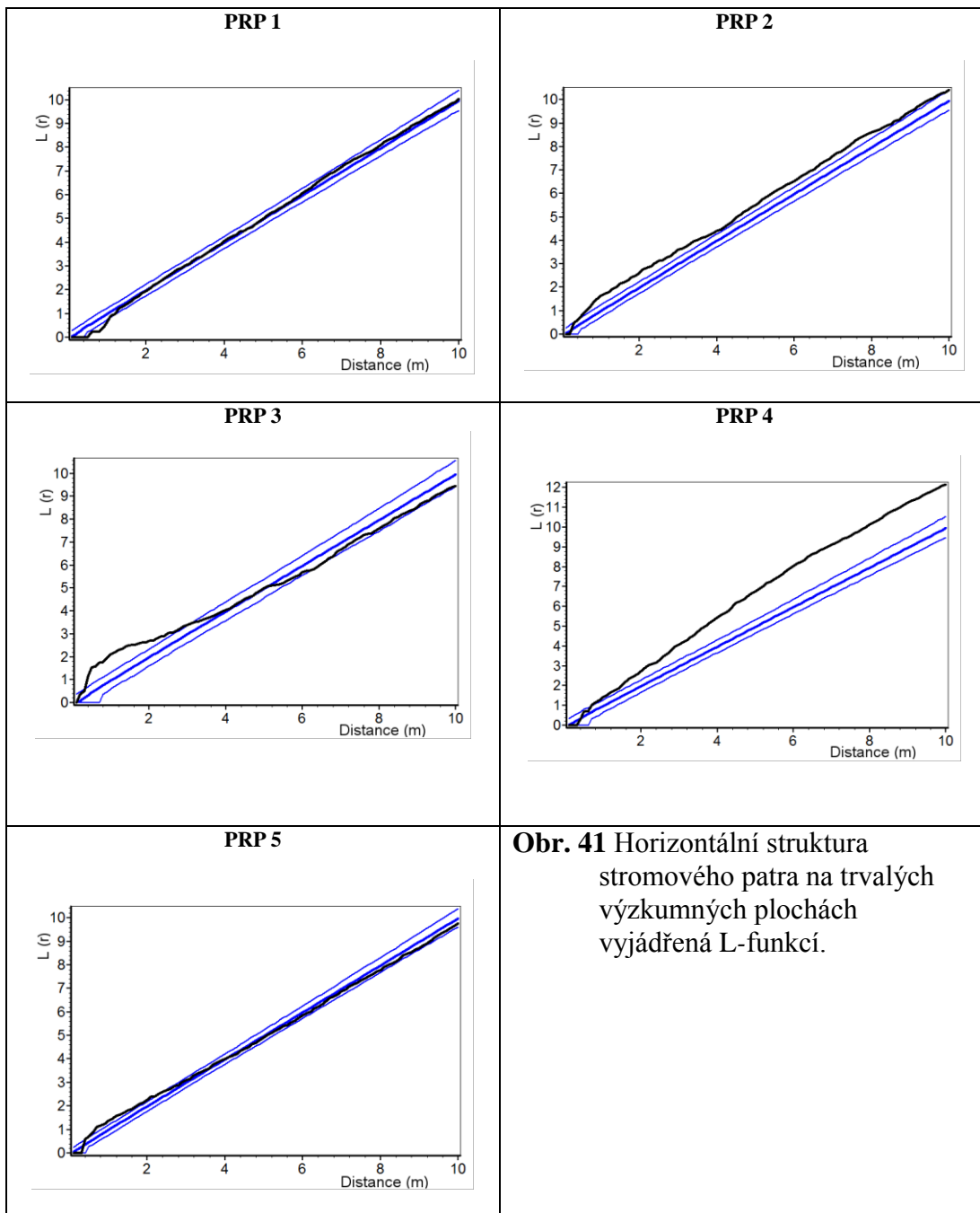
Tabulka 28: Zjištěné hodnoty indexů popisujících horizontální strukturu stromového patra na TVP 1–5.

	Horní etáž				
	TVP 1	TVP 2	TVP 3	TVP 4	TVP 5
Hopkins–Skellam	0,516	0,475	0,608*	0,520	0,554
Pielou–Mountford	1,133	1,074	1,205	1,267	1,233
David–Moore	1,068	1,006	0,788*	0,978	0,933*
Clark–Evans	-0,133	0,680*	0,423*	1,354*	0,143

* statisticky významné



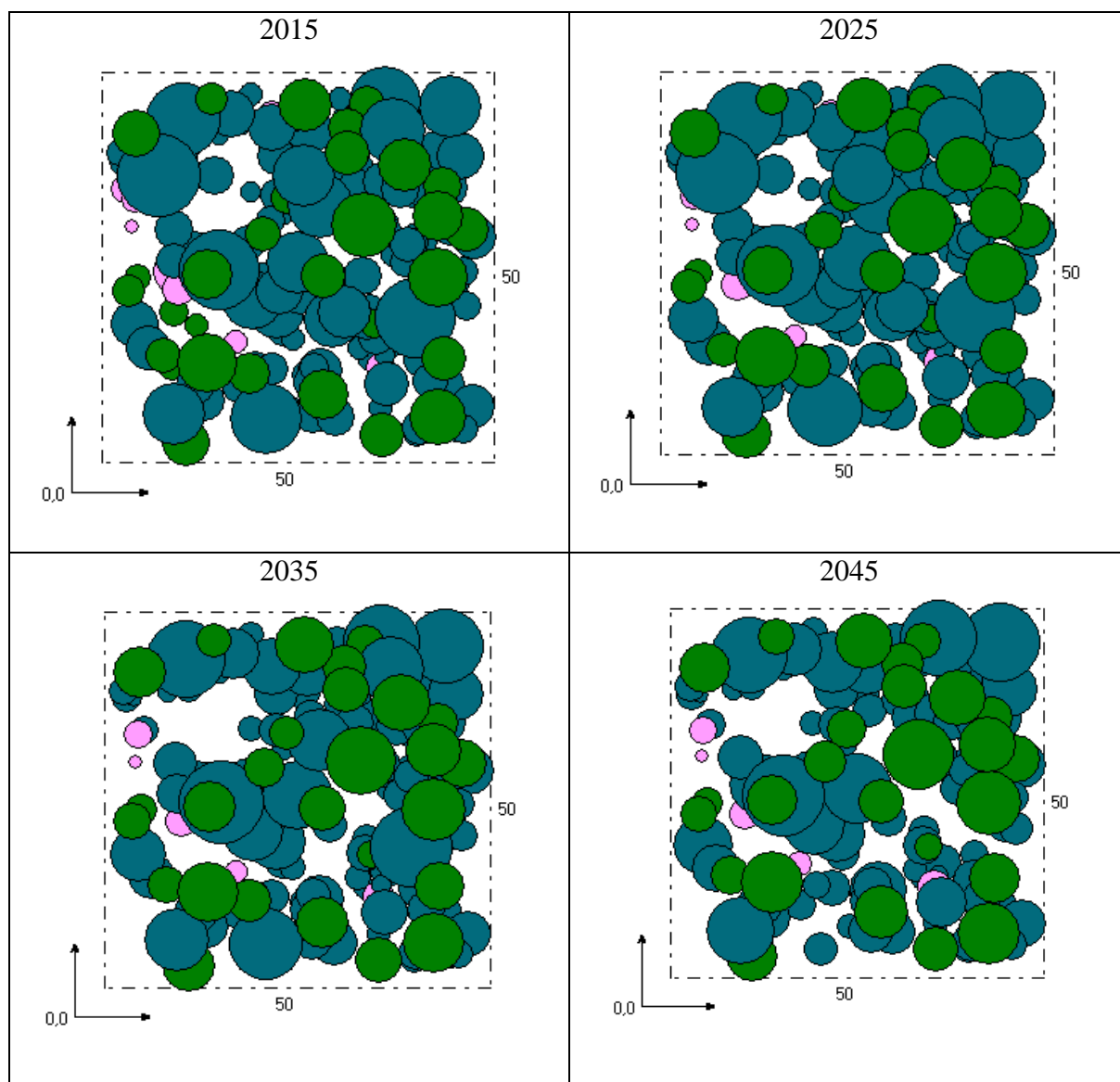
Obr. 40: Horizontální struktura stromového patra a přirozené obnovy na trvalých výzkumných plochách.



Obr. 41 Horizontální struktura stromového patra na trvalých výzkumných plochách vyjádřená L-funkcí.

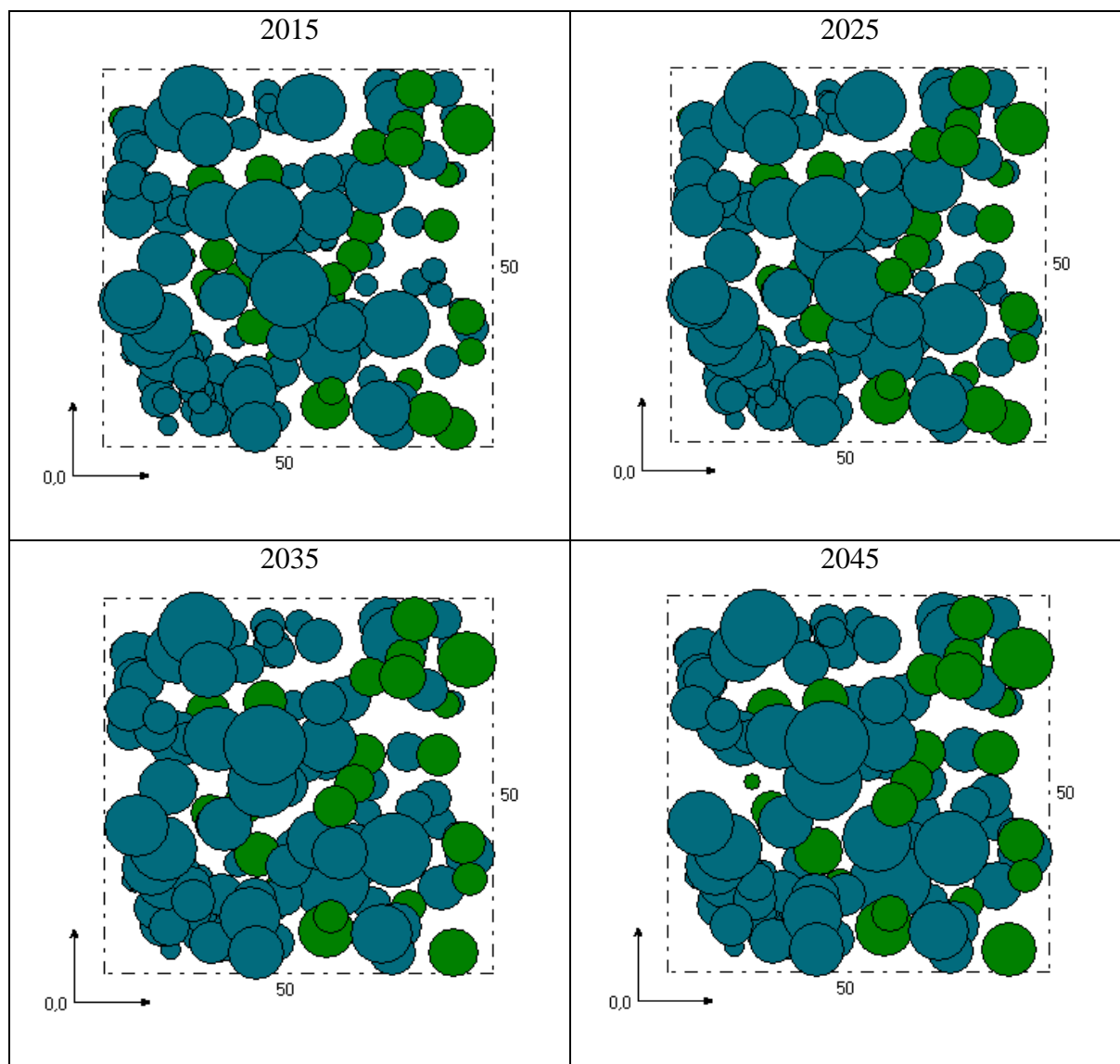
Vizualizace horizontální struktury stromového patra se simulací vývoje na TVP 1–5 je situačně znázorněna na Obr. 42–46.

Porost na TVP 1 – Pod Vrchmezím (Obr. 42) podle agregačního indexu i indexu nenáhodnosti charakterizuje pravidelnost horizontální struktury. Celkově tento porost vykazuje převládající známky stadia optima s pomístními náznaky stadia dorůstání.



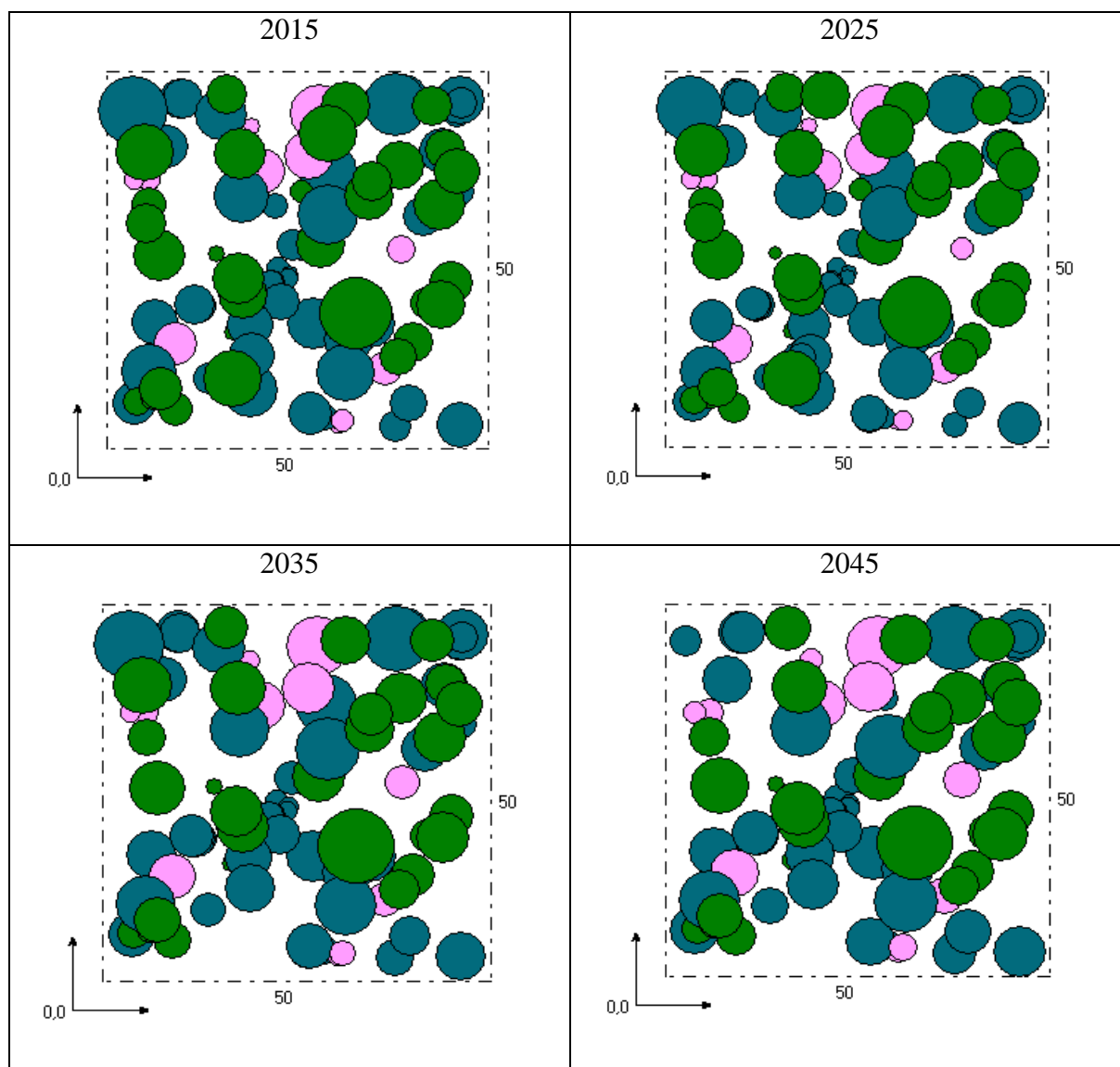
Obr. 42: Vizualizace horizontální struktury stromového patra s predikcí vývoje na TVP 1 – Pod Vrchmezím v letech 2015–2045.

Porost na TVP 2 Sedloňovský vrch (Obr. 43) má nejnižší index druhové bohatosti (D_1), mírnou shlukovitost potvrzuje Index nenáhodnosti, ale agregační index se blíží střední hodnotě. Lokalita vykazuje převládající známky stadia optima s pomístními náznaky stadia rozpadu i dorůstání.



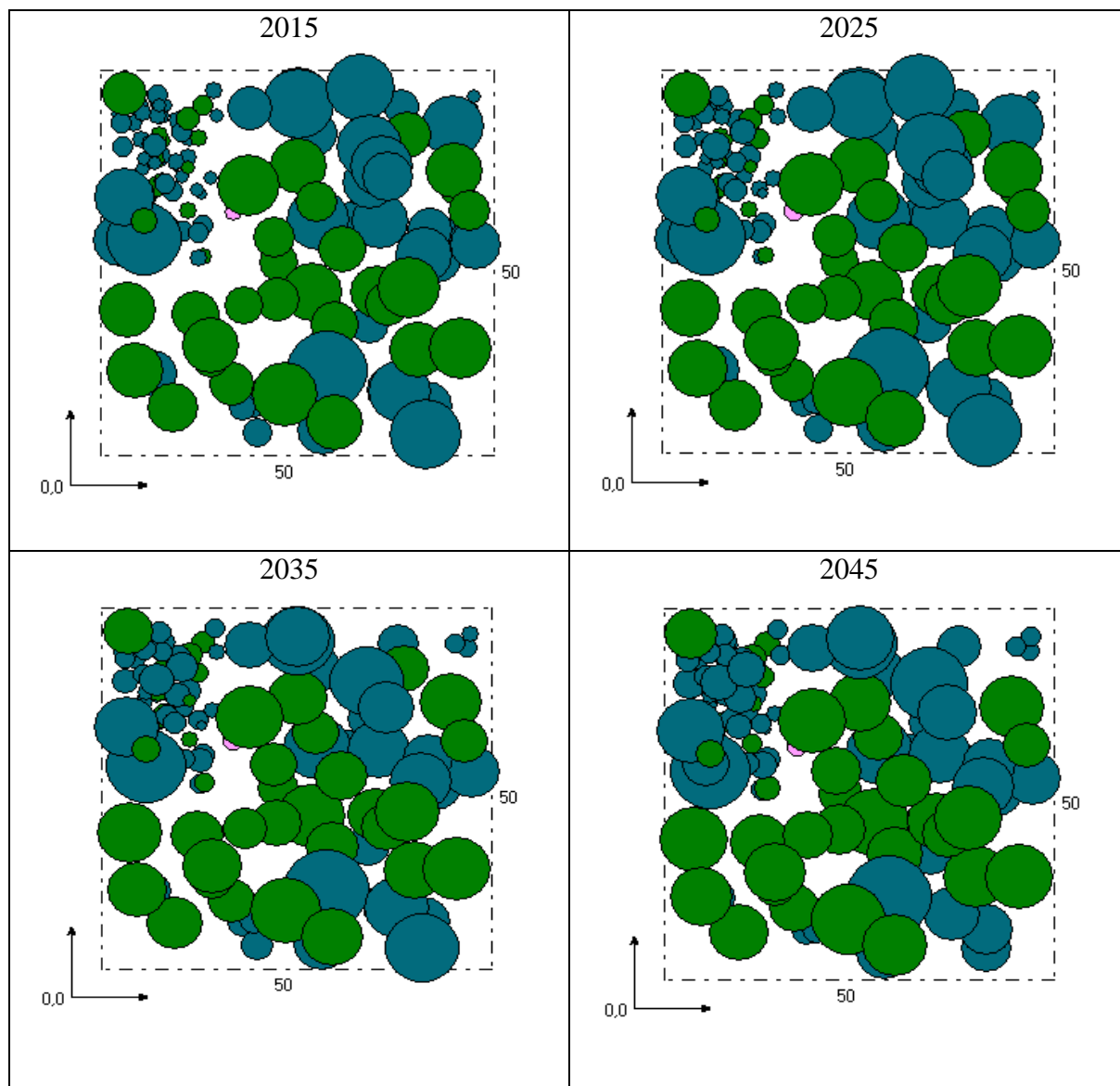
Obr. 43: Vizualizace horizontální struktury stromového patra s predikcí vývoje na TVP 2 – Sedloňovský vrch v letech 2015–2045.

Porost na TVP 3 – Bukačka 1 (Obr. 44) má nejvyšší hodnoty indexu nenáhodnosti, které charakterizují shlukovité rozmístění jednotlivých dřevin na lokalitě, což potvrzuje relativně nižší agregační index. Na lokalitě (v porovnání s ostatními sledovanými plochami) byl změřen jeden z nejvyšších indexů druhové bohatosti (D_1). Tato výzkumná plocha vykazuje převládající známky počáteční fáze stádia rozpadu.



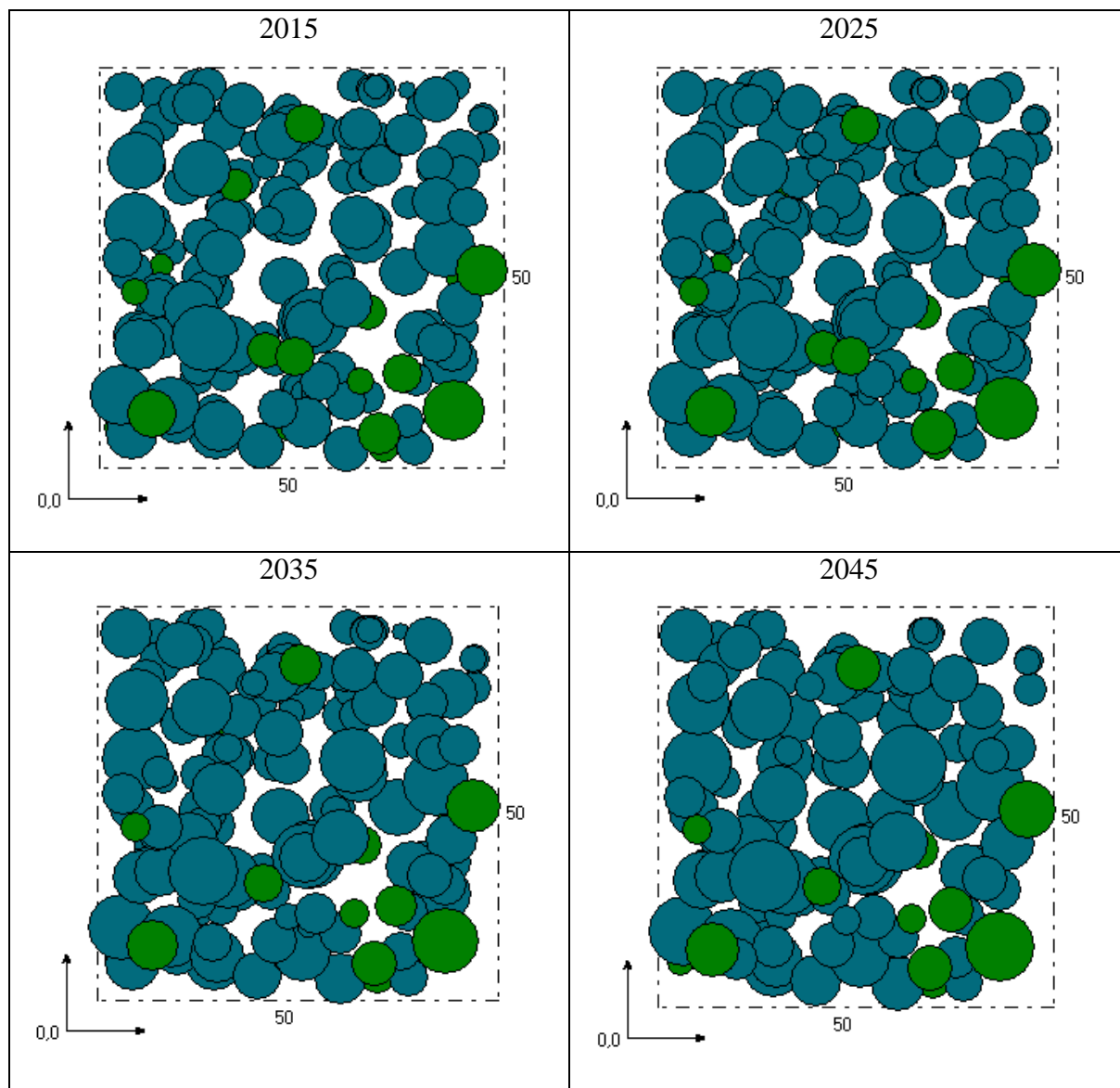
Obr. 44: Vizualizace horizontální struktury stromového patra s predikcí vývoje na TVP 3 – Bukačka 1 v letech 2015–2045.

U porostu na TVP 4 – Bukačka 2 (Obr. 45) hodnoty agregačního indexu a indexu nenáhodnosti ukazují na shlukovité horizontální uspořádání dřevin, lokalita má jeden z nejvyšších indexů druhové bohatosti (D_1). Výzkumná plocha vykazuje převládající známky stadia optima s pomístními náznaky stadia rozpadu.



Obr. 45: Vizualizace horizontální struktury stromového patra s predikcí vývoje na TVP 4 – Bukačka 2 v letech 2015–2045.

Porost na TVP 5 – Komáří vrch (Obr. 46) z hlediska horizontální struktury vykazuje známky mírné shlukovitosti, což dokládají hodnoty agregačního indexu a indexu nenáhodnosti. Vlastní porost vykazuje převládající známky stadia optima.

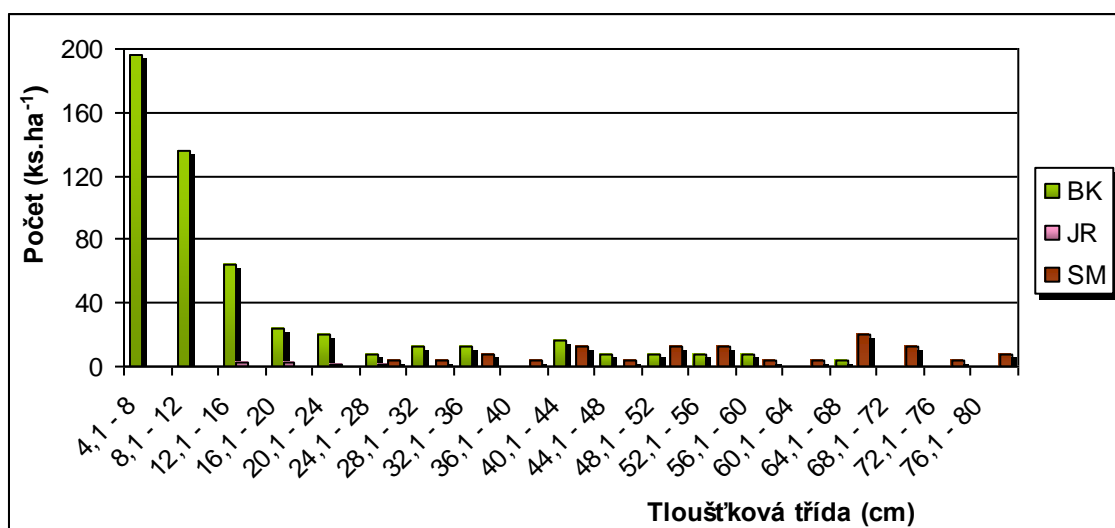


Obr. 46: Vizualizace horizontální struktury stromového patra s predikcí vývoje na TVP 5 – Komáří vrch v letech 2015–2045.

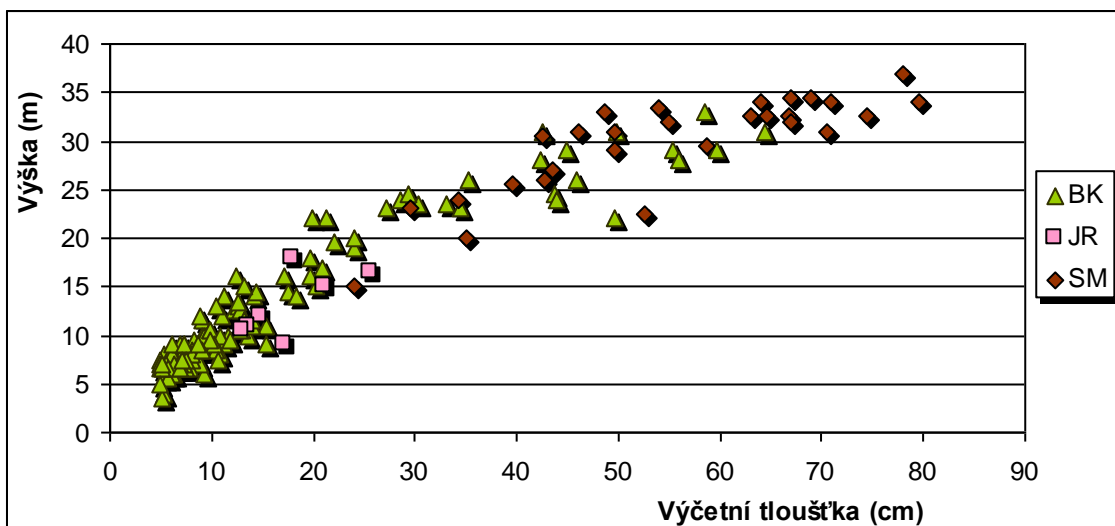
5.2.4 Tloušťková struktura

Tloušťková struktura je na jednotlivých plochách znázorněna v podobě histogramů tloušťkových tříd a vztahem mezi výčetní tloušťkou stromů a jejich výškou diferencovaně podle dřevin.

Na Obr. 47 a 48 jsou znázorněny histogramy tloušťkových tříd a vztah mezi výčetní tloušťkou stromů a jejich výškou diferencovaně podle dřevin na TVP 1. Z Obr. 47 je patrné, že nejvyšší zastoupení buku v menších dimenzích než smrku. Smrk zde dosahuje nadprůměrného vzrůstu (Obr. 48). Vyšší zastoupení buku v menších tloušťkových třídách svědčí o jeho dobré regenerační schopnosti a schopnosti vytvářet obnovu. Jeřáby jsou zde zastoupeny pouze jako příměs a v porostech, které jsou téměř plně zapojené a dochází k jejich postupnému odumírání.

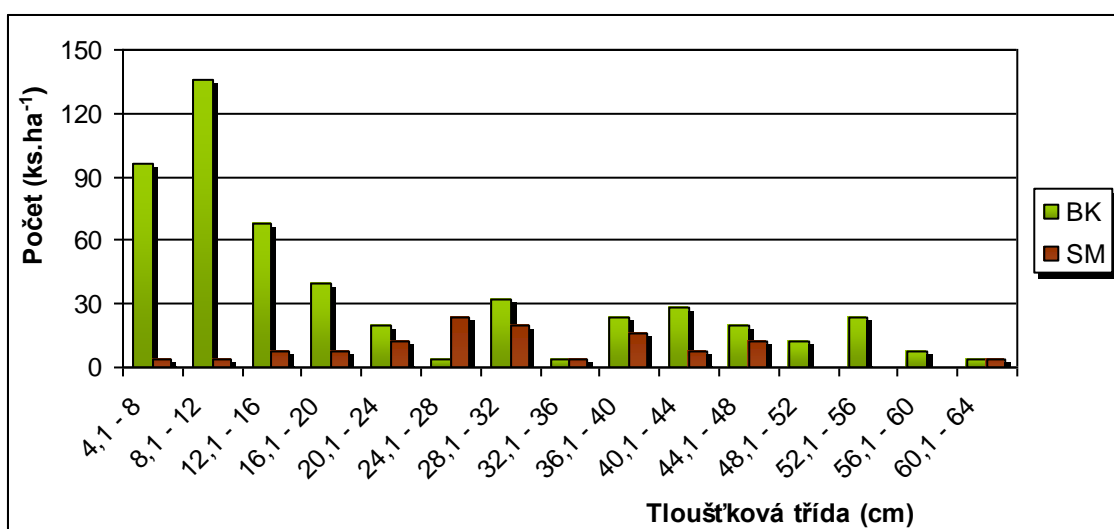


Obr. 47: Histogram tloušťkových tříd diferencovaně podle dřevin ve smíšeném porostu na TVP Pod Vrchmezím.

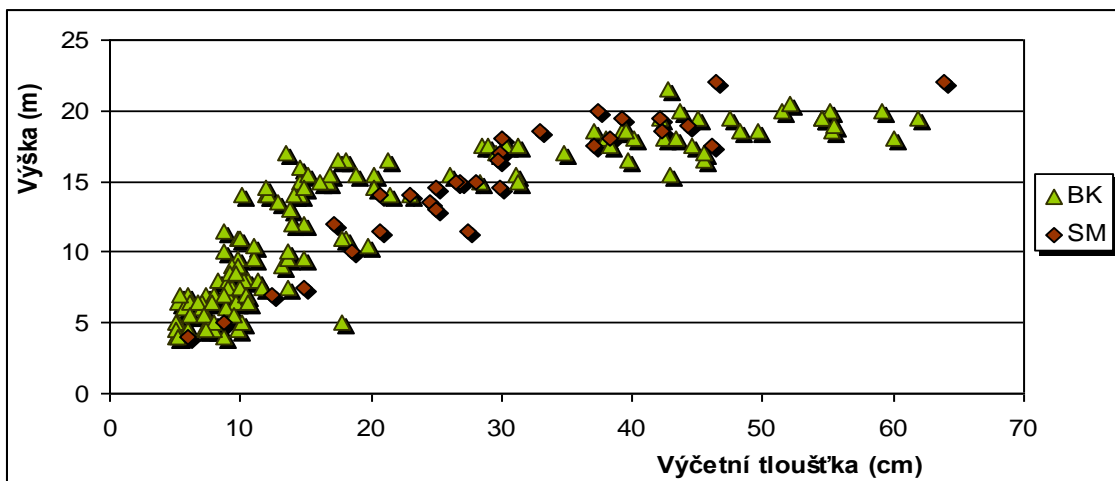


Obr. 48: Vztah mezi výčetní tloušťkou a výškou stromů ve smíšeném porostu diferencovaně podle dřevin na TVP Pod Vrchmezím.

Na Obr. 49 a 50 jsou znázorněny histogramy tloušťkových tříd a vztah mezi výčetní tloušťkou stromů a jejich výškou diferencovaně podle dřevin na TVP 2. Z Obr. 49 je patrná převaha buku lesního, a to nejen v nejvyšších tloušťkových třídách, ale i v tloušťkových třídách od 4 do 20 cm. Výrazné množství jedinců buku v nižších tloušťkových třídách značí o tom, že porost i přes svůj věk a stanovištní podmínky je schopen poměrně hojné obnovy. Z Obr. 50 pak vyplývá, že i stromy s větší výčetní tloušťkou nepřesahují výšku 22 m, což je známka výrazného tlumení výškového přírůstu vrcholovým fenoménem.

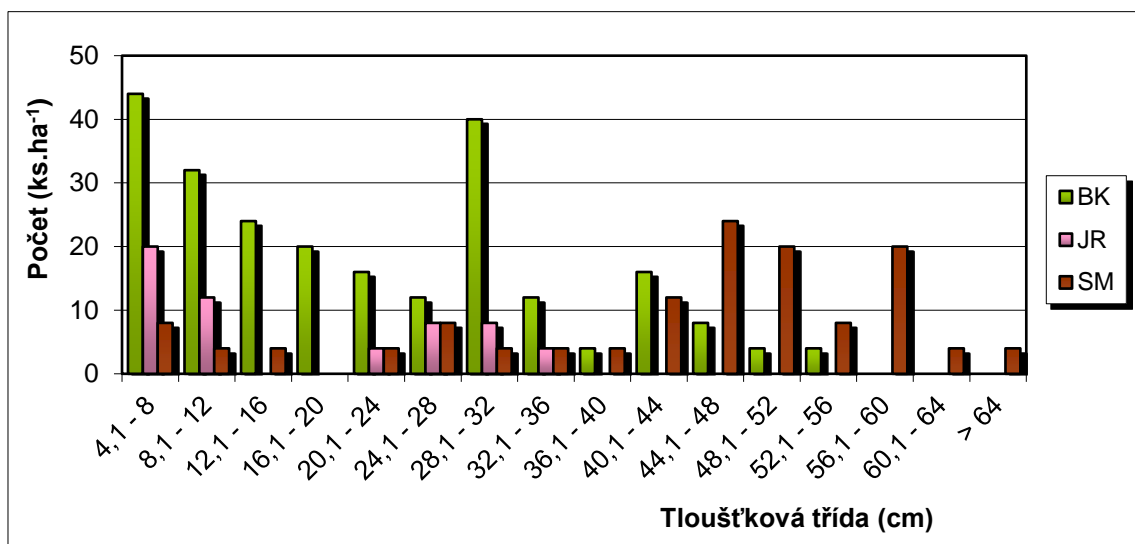


Obr. 49: Histogram tloušťkových tříd diferencovaně podle dřevin ve smíšeném porostu na TVP Sedloňovský vrch.

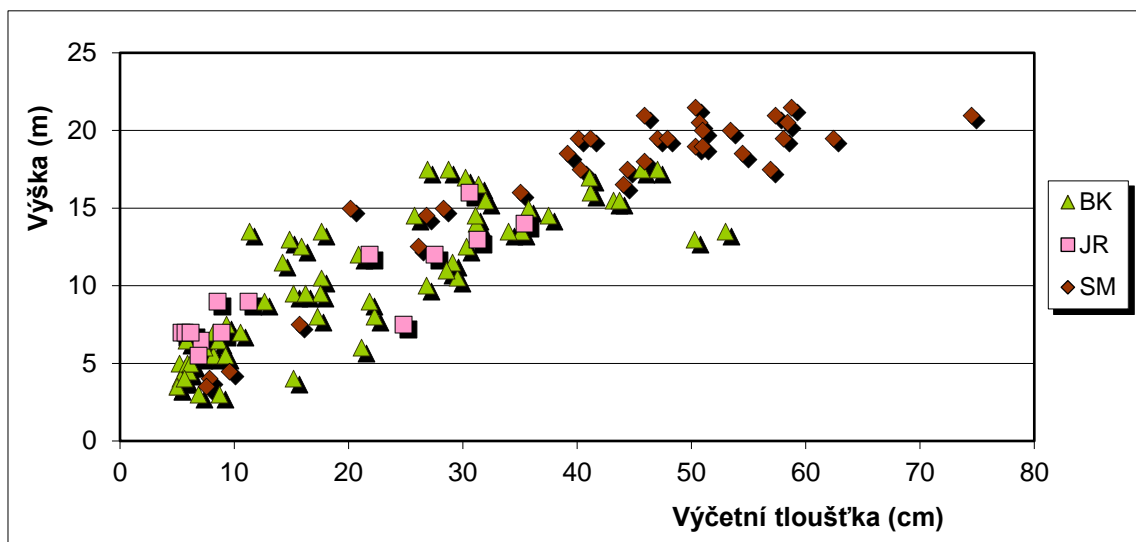


Obr. 50: Vztah mezi výčetní tloušťkou a výškou stromů ve smíšeném porostu diferencovaně podle dřevin na TVP Sedloňovský vrch.

Na Obr. 51 a 52 jsou znázorněny histogramy tloušťkových tříd a vztah mezi výčetní tloušťkou stromů a jejich výškou diferencovaně podle dřevin na TVP 3. Zastoupení dřevin ve stromovém patře a jejich tloušťková diferenciace je patrná z Obr. 51. Největších dimenzí dorůstá smrk ztepilý, a to výčetní tloušťky až 64 cm i více. Hlavní dřevina, buk lesní, zde dosahuje výčetních tlouštěk do 56 cm. Jeřáb ptačí zde dosahuje také poměrně velkých dimenzí v závislosti na stanovišti, největší jeřáby dosahují tlouštěk až 36 cm. Závislost výšek jedinců na jejich výčetní tloušťce je patrná z Obr. 52. Zejména pak buk je zde výrazně ovlivňován vrcholovým fenoménem.

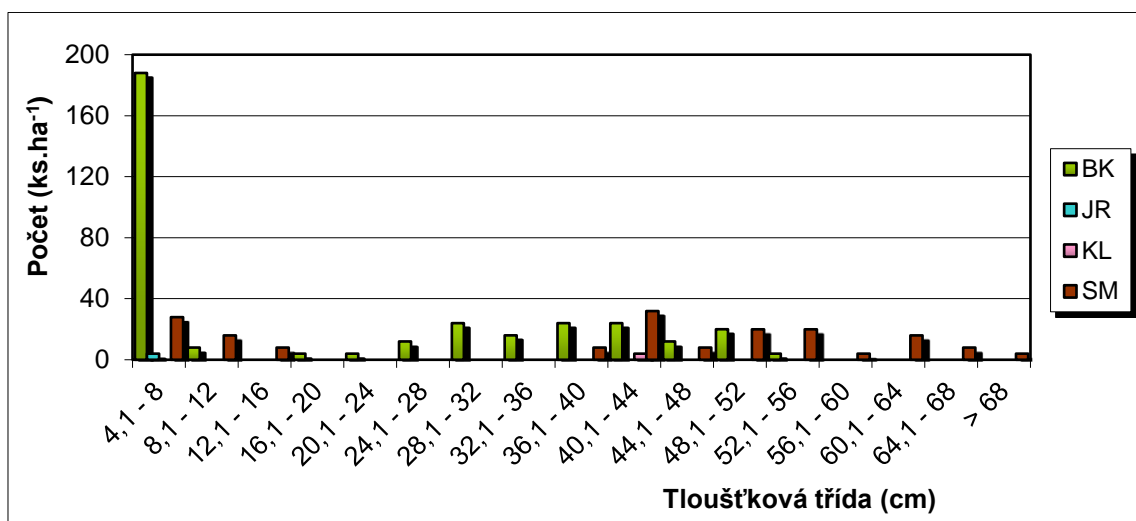


Obr. 51: Histogram tloušťkových tříd diferencovaně podle dřevin ve smíšeném porostu na TVP TVP Bukačka 1.



Obr. 52: Vztah mezi výčetní tloušťkou a výškou stromů ve smíšeném porostu diferencovaně podle dřevin na TVP Bukačka 1.

Na Obr. 53 a 54 jsou znázorněny histogramy tloušťkových tříd a vztah mezi výčetní tloušťkou stromů a jejich výškou diferencovaně podle dřevin na TVP 4. Dle zastoupení jedinců v tloušťkových třídách (Obr. 53) je možno vylíšit dvě etáže, spodní etáž je tvořena dorůstajícími jedinci obnovy přibližně do tlouštěk 20 cm. Horní etáž je tvořena hlavně bukem lesním a smrkem ztepilým, a to v dimenzích až 68 cm i více cm ve výčetní výšce, dále je v horní vrstvě přimíšen i javor klen, který dosahuje poměrně kvalitního vzrůstu. Výrazná porostní diferenciacce na dvě etáže je patrná i z Obr. 54.

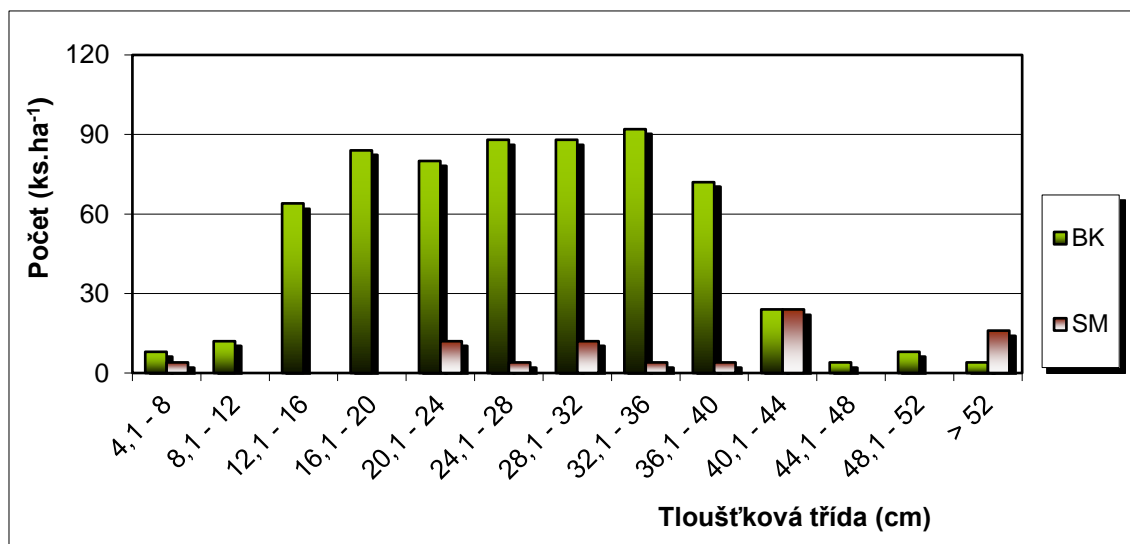


Obr. 53: Histogram tloušťkových tříd diferencovaně podle dřevin ve smíšeném porostu na TVP Bukačka 2.

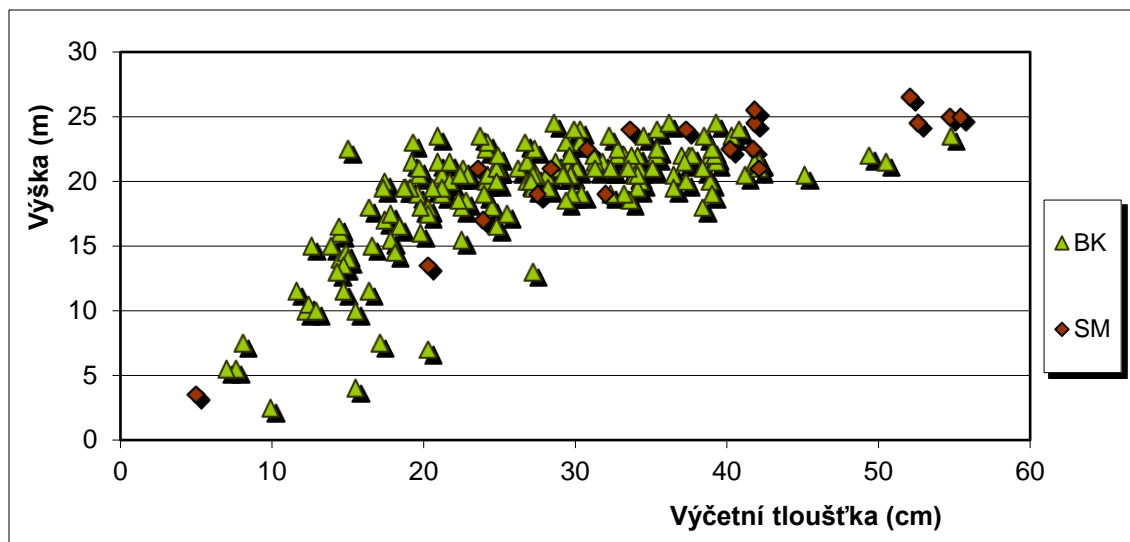


Obr. 54: Vztah mezi výčetní tloušťkou a výškou stromů ve smíšeném porostu diferencovaně podle dřevin na TVP Bukačka 2.

Na Obr. 55 a 56 jsou znázorněny histogramy tloušťkových tříd a vztah mezi výčetní tloušťkou stromů a jejich výškou diferencovaně podle dřevin na TVP 5. Ze zastoupení jedinců v tloušťkových třídách (Obr. 55) ve tvaru Gausovy křivky vyplývá minimální tloušťková i věková diferenciacie porostu. Převažují zde tloušťkové třídy mezi 24 až 36 cm. Horní etáž je tvořena hlavně bukem lesním a přimíšeným smrkem ztepilým. Řídkou střední a spodní etáž tvoří převážně buk lesní (Obr. 56).



Obr. 55: Histogram tloušťkových tříd diferencovaně podle dřevin ve smíšeném porostu na TVP Komáří vrch.



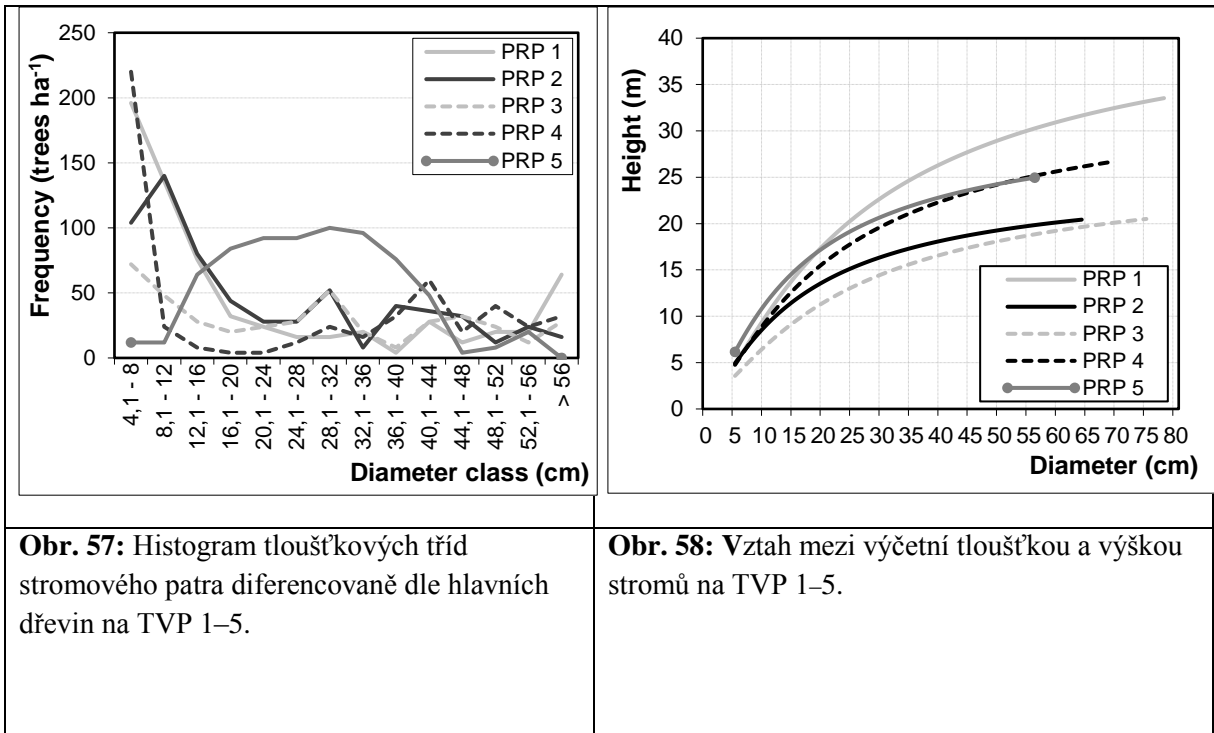
Obr. 56: Vztah mezi výčetní tloušťkou a výškou stromů ve smíšeném porostu diferencovaně podle dřevin na TVP Komáří vrch.

Zastoupení tloušťkových tříd na TVP 1 a 4 rámcově odpovídá tvaru Liocurtovy křivky s největší četností 196 a 188 ks.ha⁻¹ u třídy 4–8 cm (Obr. 57). Naproti tomu na TVP je klasické Gausovo rozdělení tloušťkových tříd. Smrk je zde v tloušťkových třídách zastoupen nerovnoměrně, tloušťková struktura buku také poukazuje na křivku optimální struktury výběrného lesa. Levostranný charakter histogramu má i TVP 2 a 3. Rozmístění stromů v tloušťkových třídách na TVP 5 je typické pro stadium optima s těžištěm v rozmezí 20–36 cm.

Celkově na TVP jsou zastoupeny i třídy s výčetní tloušťkou > 76 cm. Smrk se nachází především v silnějších tloušťkových třídách (> 20 cm). Jeřáb se vyskytuje zejména v slabších třídách, pouze na TVP 3 dosahují jedinci tloušťky až 36 cm. Smrk tvoří nadúroveň s maximální výškou 36,8 m, resp. buk nepřesahuje hranici 33,1 m (hodnoty na TVP 1). Při srovnání tloušťkových histogramů po modelové simulaci za 40 let došlo k charakteristickému posunu z nižších do silnějších tloušťkových tříd, avšak stále největší četnosti dosahují počáteční tloušťkové třídy (kromě TVP 3). Největší změny nastaly u jeřábu (výrazný nárůst v rozpětí 4–12 cm) a odumření jedinců smrku a buku s výčetní tloušťkou > 64 cm.

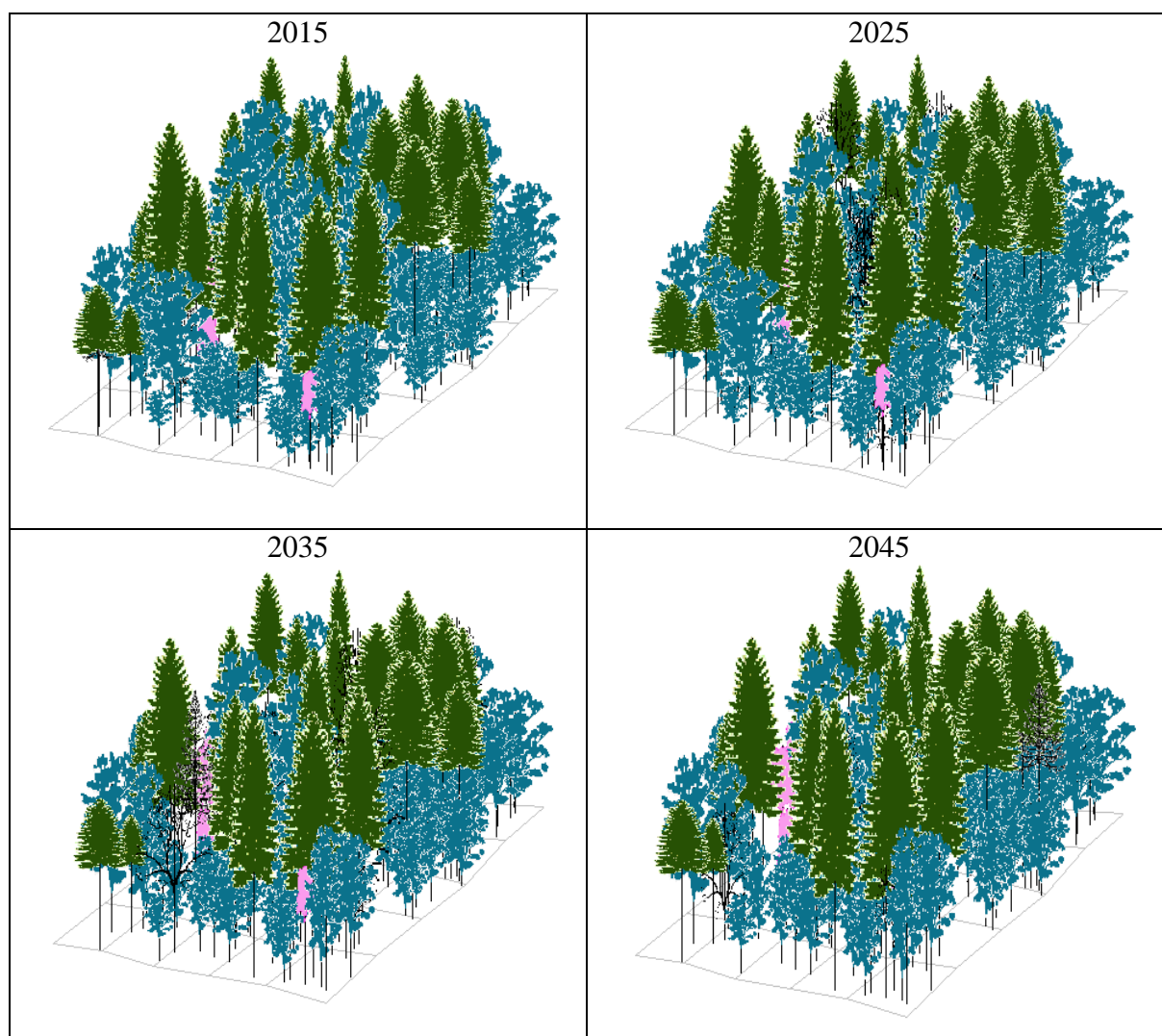
Vztah mezi výčetní tloušťkou a výškou stromů diferencovaně dle hlavních dřevin na TVP 1–5 je znázorněn na Obr. 58. Z tohoto obrázku je patrná relativně výrazná závislost výšek jedinců na jejich výčetní tloušťce. Přitom stromy i největších tloušťkových tříd na TVP 2–4 nepřesahují výšku 17–22 m u buku a 22–27 m u smrku, což je způsobeno výrazným vrcholovým

fenomémem. Naproti tomu na TVP 1 tyto výšky u buku dosahují 33 m a u smrku 37 m, jelikož je tato TVP před výrazným vrcholovým fenomémem částečně chráněna horou Vrchmezí.



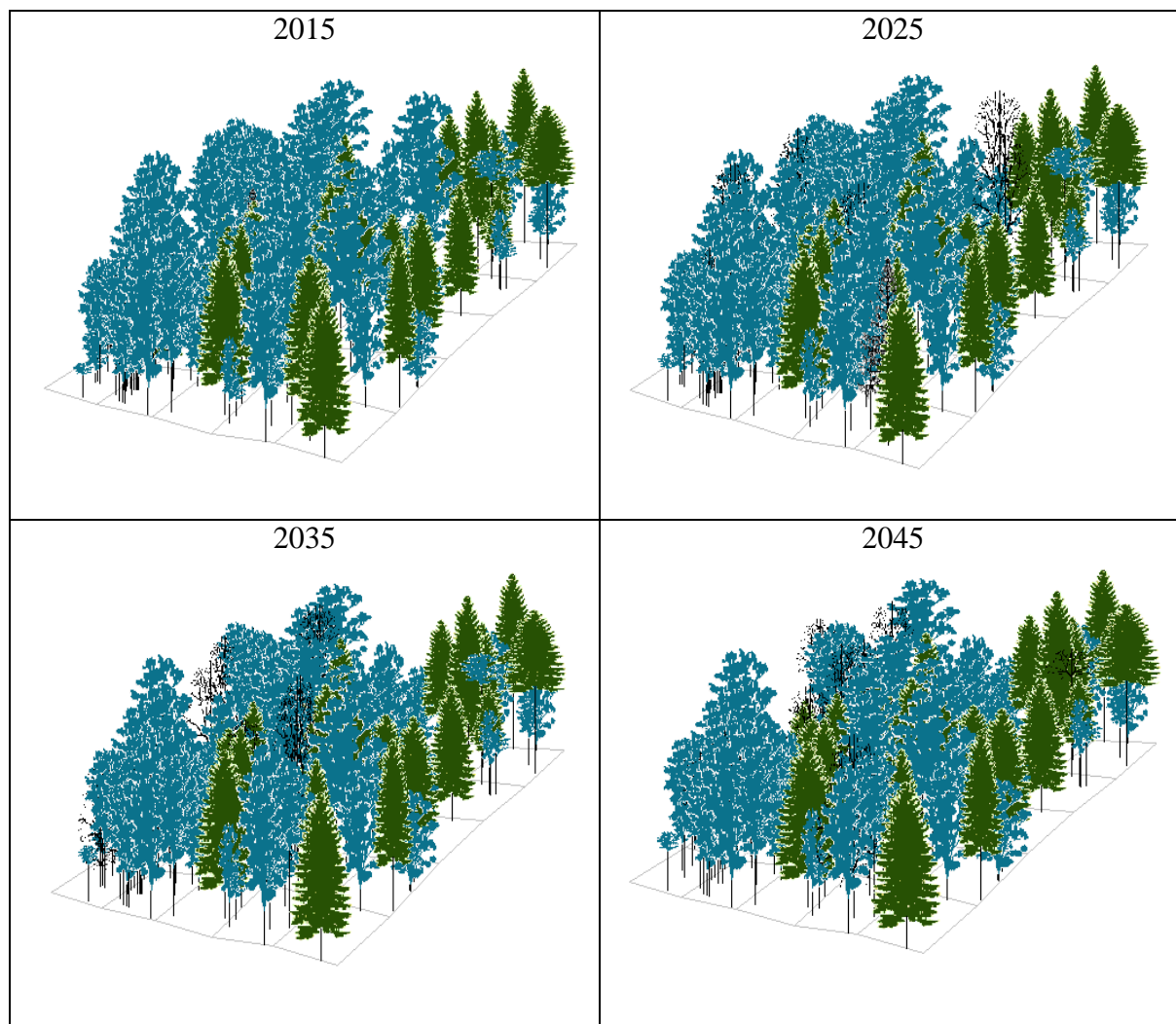
5.2.5 Výšková struktura

Vizualizace vertikální struktury stromového patra se simulací vývoje na TVP 1–5 je situačně znázorněna na Obr. 59–63. Porost na TVP 1 – Pod Vrchmezím (Obr. 59) je výškově silně diferencovaný a vykazuje převládající známky stadia optima s pomístními náznaky stadia dorůstání. V horním stromovém patře dominuje především smrk ztepilý, buk lesní převažuje ve středním stromovém patře a jeřáb ptačí v podúrovni. Podobně tomu je i v rámci predikovaného vývoje.



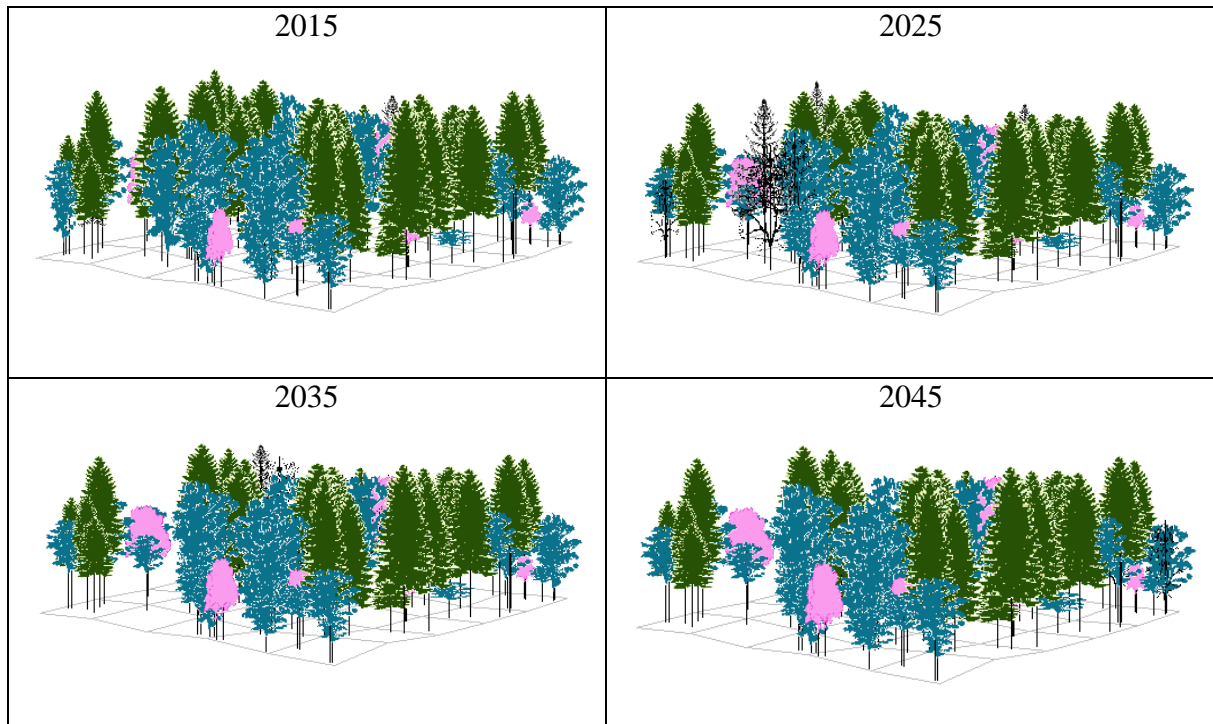
Obr. 59: Vizualizace vertikální struktury stromového patra s predikcí vývoje na TVP 1 – Pod Vrchmezím v letech 2015–2045.

Porost na TVP 2 Sedloňovský vrch (Obr. 60) je výškově středně diferencovaný a vykazuje převládající známky stadia optima s pomístními náznaky stadia rozpadu i dorůstání. V důsledku výrazného vrcholového fenoménu je výšková diferenciacie smrku a buku ve stromovém patře relativně vyrovnána. Podobně tomu je i v rámci predikovaného vývoje.



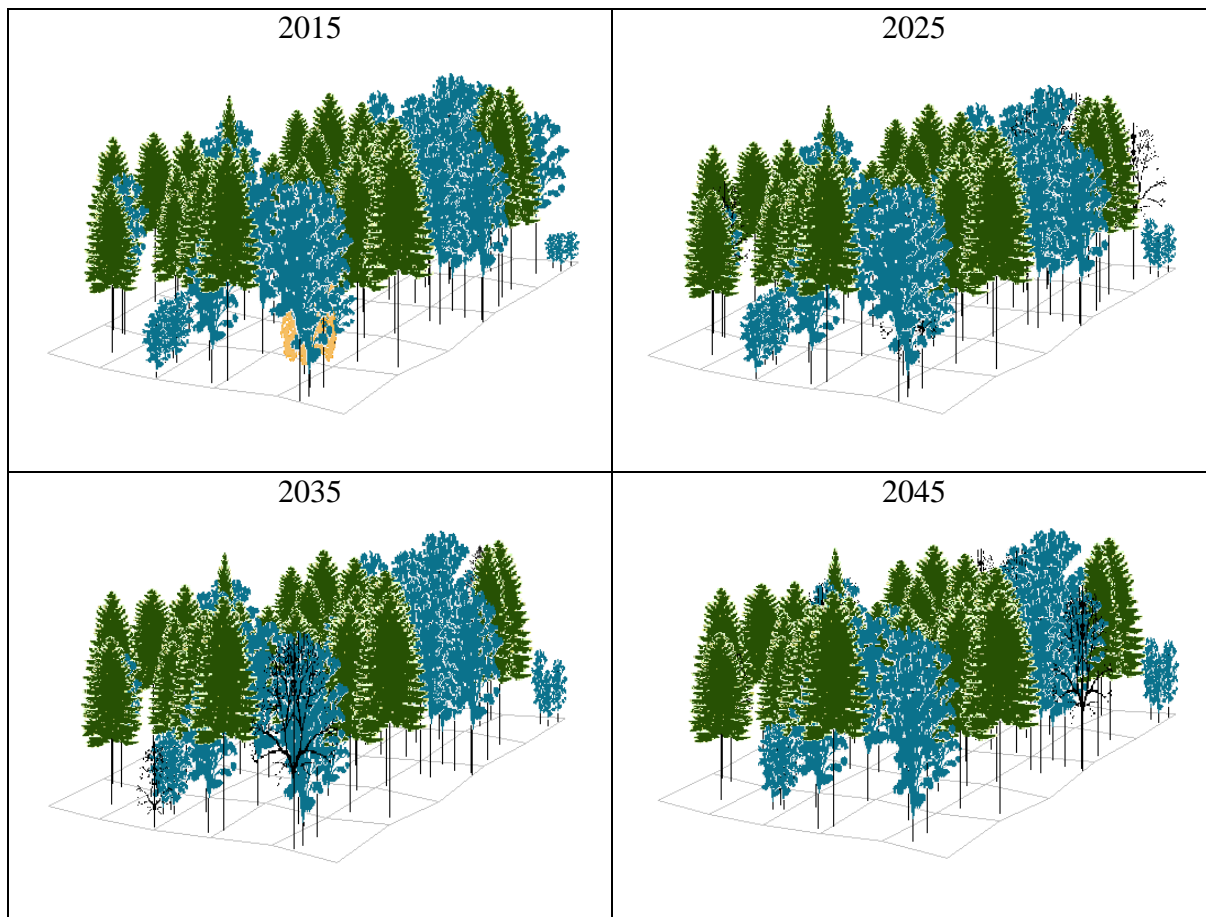
Obr. 60: Vizualizace vertikální struktury stromového patra s predikcí vývoje na TVP 2 – Sedloňovský vrch v letech 2015–2045.

Porost na TVP 3 – Bukačka 1 (Obr. 61) je výškově mírně diferencovaný a vykazuje převládající známky stadia počáteční fáze stádia rozpadu. V horním stromovém patře jen mírně dominuje smrk ztepilý nad bukem lesním. Jeřáb ptačí se nachází v podúrovni. Podobně tomu je i v rámci predikovaného vývoje.



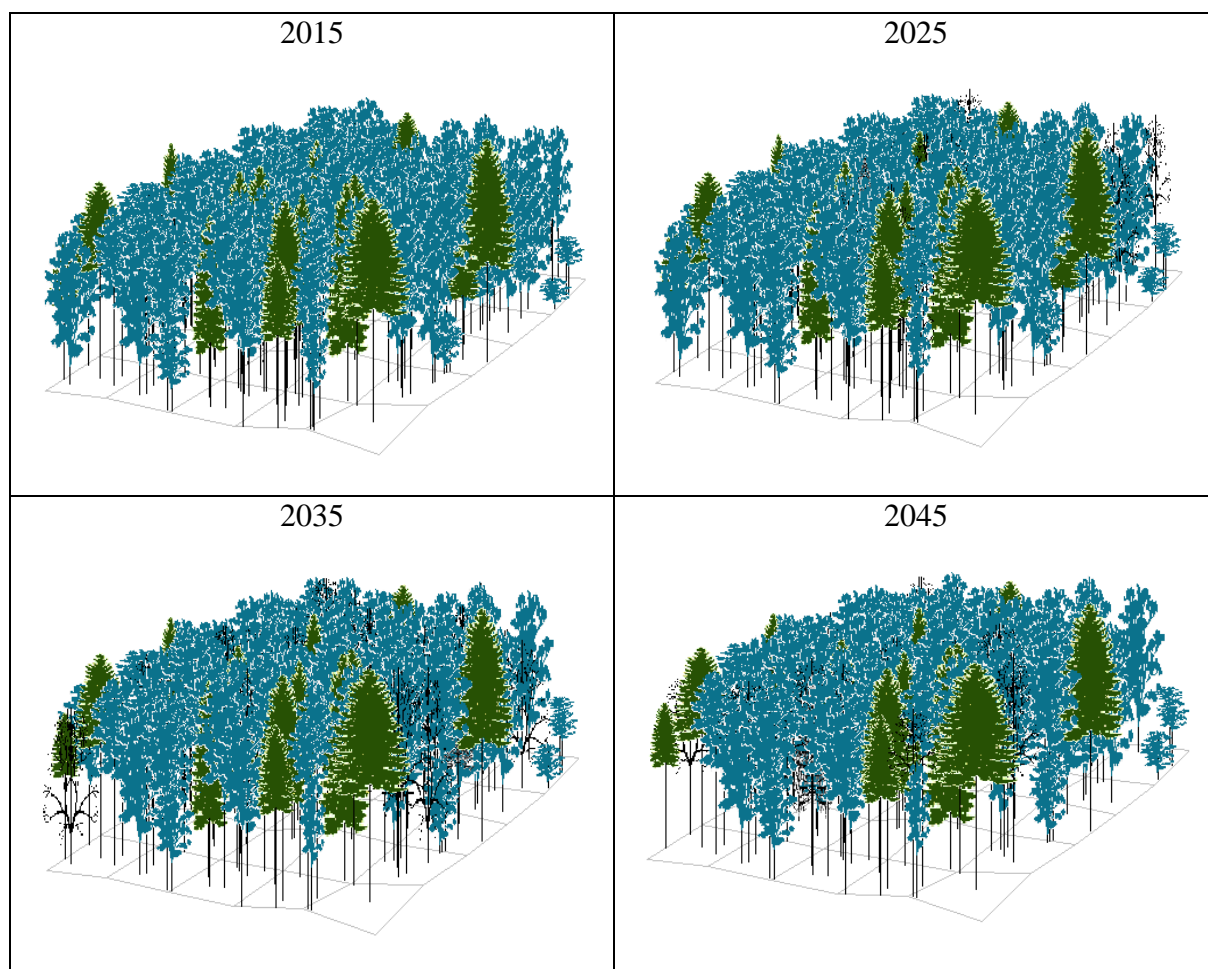
Obr. 61: Vizualizace vertikální struktury stromového patra s predikcí vývoje na TVP 3 – Bukačka 1 v letech 2015–2045.

Porost na TVP 4 – Bukačka 2 (Obr. 62) je výškově mírně až středně diferencovaný a vykazuje převládající známky stadia optima s pomístními náznaky stadia rozpadu. V horním stromovém patře jen mírně dominuje smrk ztepilý nad bukem lesním. Jeřáb ptačí a javor klen se nachází v podúrovni. Podobně tomu je i v rámci predikovaného vývoje.



Obr. 62: Vizualizace vertikální struktury stromového patře s predikcí vývoje na TVP 4 – Bukačka 2 v letech 2015–2045.

Porost na TVP 5 – Komářův vrch (Obr. 63) je výškově mírně až středně diferencovaný a vykazuje převládající známky stadia optima. V horním stromovém patře jen mírně dominuje smrk ztepilý nad bukem lesním. Podobně tomu je i v rámci predikovaného vývoje.



Obr. 63: Vizualizace vertikální struktury stromového patra s predikcí vývoje na TVP 5 – Komářův vrch v letech 2015–2045.

5.2.6 Odumřelé dřevo

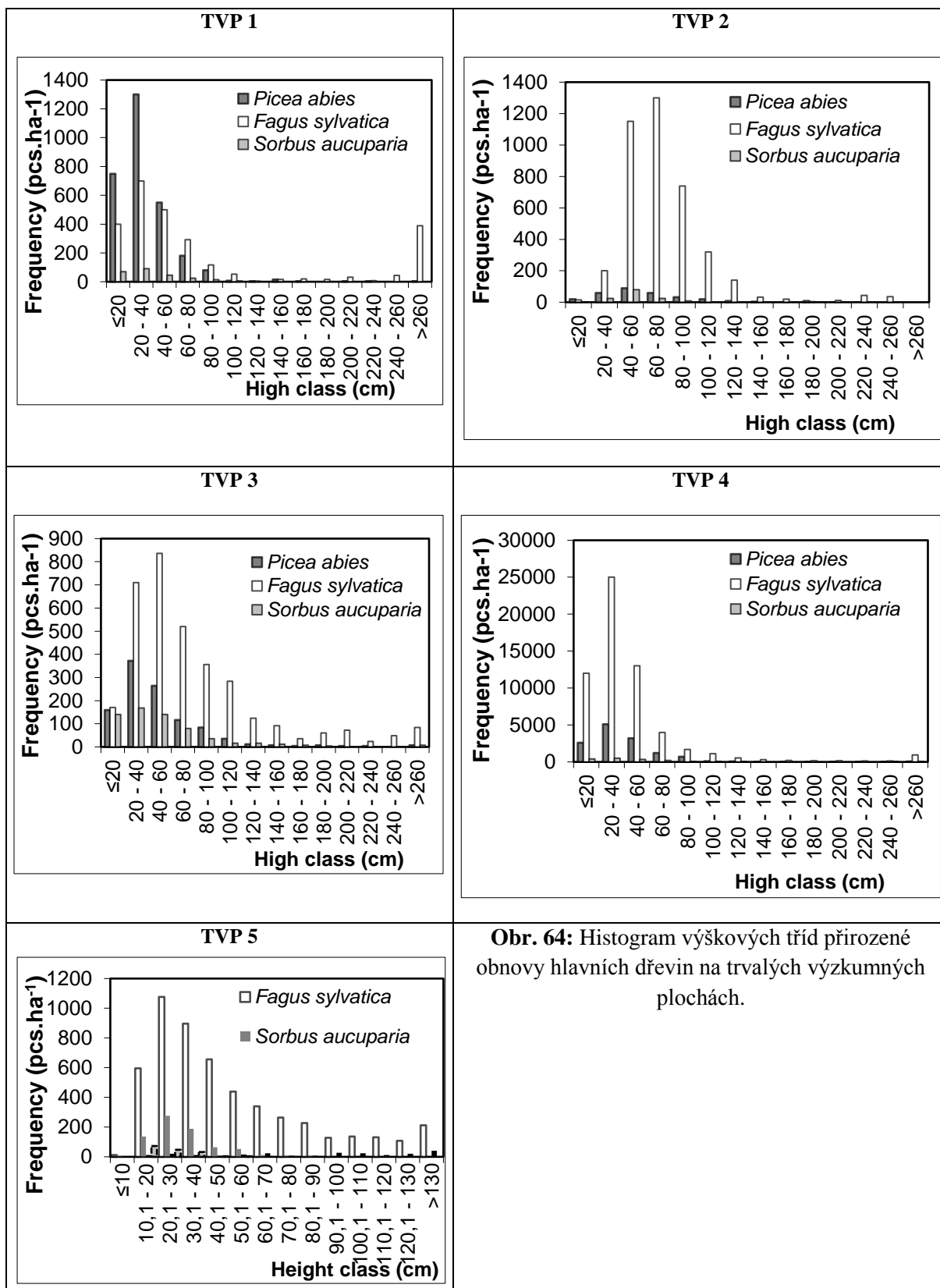
Celkový objem odumřelého dřeva se pohybuje v rozmezí 6,1–112,1 m³.ha⁻¹, z toho objem stojícího dřeva na TVP kolísá od 1,1 m³.ha⁻¹ (TVP 4) do 83,6 m³.ha⁻¹ (TVP 1). Odumřelé ležící dřevo tvoří 1,2–83,2 %, z celkového množství (30,5 m³.ha⁻¹ ± 8,7 SX). Odumřelé dřevo se na celkové zásobě porostu (stromů živých a odumřelých) podílí 1,0–24,2 %. Z hlediska rozkladu největší podíl u stojící odumřelého dřeva má 2. stupeň a 3. stupeň. U ležícího odumřelého dřeva převládaly pokročilejší stadia dekompozice (3. a 4. stupeň); 1. stupeň se zde vyskytuje jen minimálně. Při simulaci samovolného vývoje lze předpokládat, že v r. 2054 stoupne průměrný objem odumřelého dřeva na 138,5 m³.ha⁻¹ (± 46,9 SX). Horizontální struktura stojícího a ležícího odumřelého dřeva je na všech TVP uspořádána náhodně (Obr. 40).

5.2.7 Přirozená obnova

5.2.7.1 Struktura obnovy

Na TVP počet přirozené obnovy ($h \geq 10$ cm) je v rozmezí od 4 584 (TVP 2) do 73 740 (TVP 4) ks.ha⁻¹; buk tvoří 44,9–91,2 % smrk 6,3–50,6 %, jeřáb 2,4–12,3 % a klen s jedlí < 1 %. V důsledku tlaku vysoké zvěře na TVP dochází jen pozvolna k vytváření výrazněji výškově a tloušťkově diferencovaného přirozeného zmlazení. Výšková struktura přirozené obnovy má levostranný charakter a nejvíce jedinců svou výškou náleží do tříd v rozmezí 20–100 cm (64,4–82,2 %), u TVP 1 a 4 je hojně zastoupena i výšková třída ≤ 20 cm (1220 a 9 692 ks.ha⁻¹; Obr. 64). Nejvíce věkově a výškově diverzifikovaná přirozená obnova je na TVP 3, nejvyšší druhová diverzita je na TVP 1 a 3 (Tab. 29).

Prostorové rozmístění obnovy je na všech plochách signifikantně agregované ($R = 0,459–0,720$, $\alpha = 2,749–9,108$) s nejvyšší tendencí k shlukovitosti na TVP 2 (Tab. 28, Obr. 65). Průměrná výška jedinců je výrazně vyšší ($F_{(3, 5\ 467)} = 54,8$, $P < 0,001$) na TVP 2 (87,5 cm \pm 2,3 SX), než na TVP 3 (75,1 \pm 2,1 SX) a TVP 1 (74,5 \pm 2,0 SX); signifikantně nejmenší výška je na TVP 5 (51,1 \pm 1,9 SX).



Obr. 64: Histogram výškových tříd přirozené obnovy hlavních dřevin na trvalých výzkumných plochách.

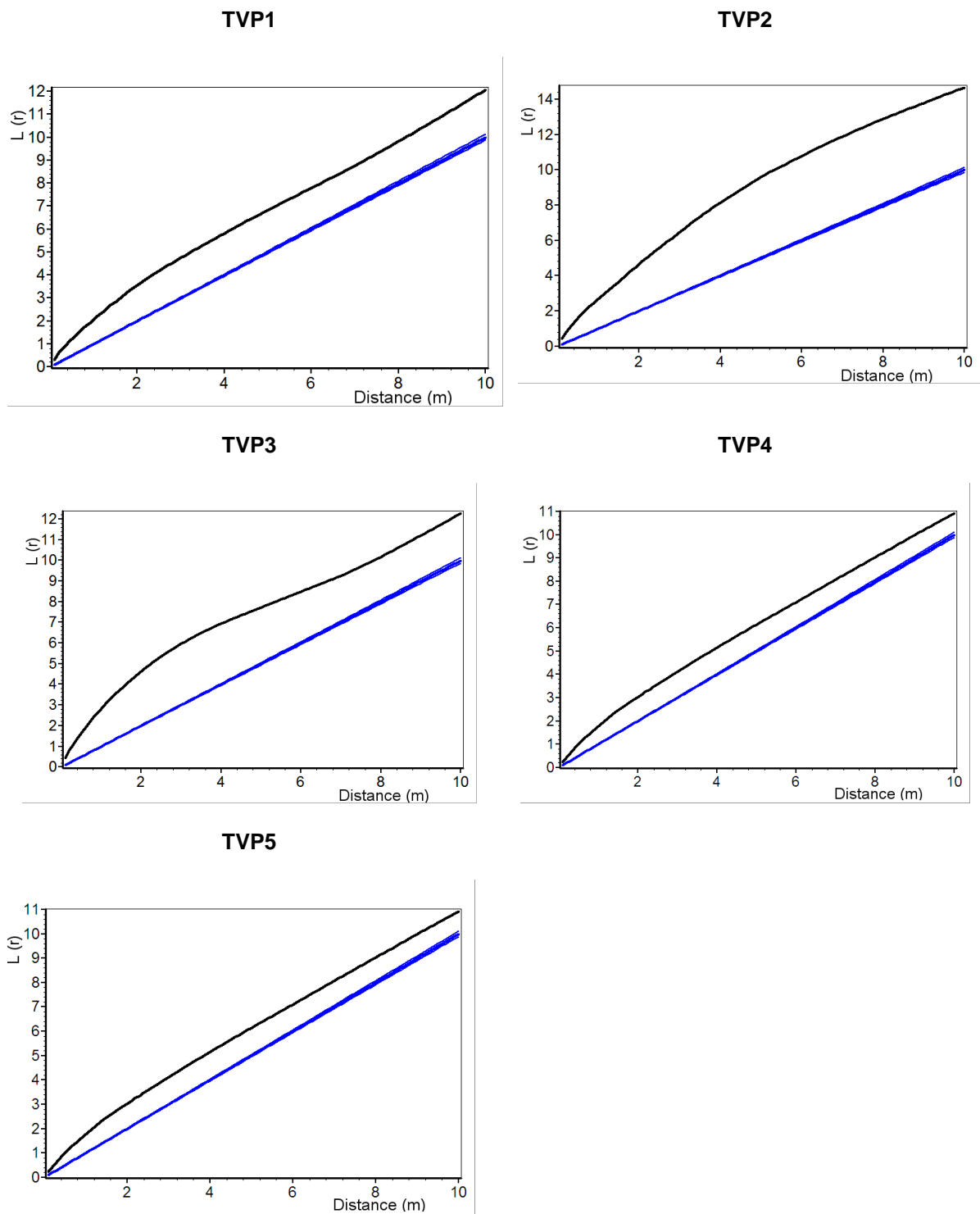
Tabulka 29: Indexy popisující druhovou diverzitu přirozené obnovy.

TVP	D ₁ (Mai)	D ₂ (Mei)	λ (Sii)	H' (Shi)	E ₁ (Pii)	E ₂ (Hii)
1	0,347	0,053	0,540	0,846	0,610	0,882
2	0,237	0,044	0,164	0,350	0,319	0,467
3	0,468	0,069	0,505	0,899	0,558	0,700
4	0,443	0,055	0,237	0,440	0,273	0,563
5	0,343	0,050	0,310	0,626	0,452	0,516

Tabulka 30: Zjištěné hodnoty indexů popisujících horizontální strukturu přirozené obnovy na TVP 1–5.

Index	Přirozená obnova				
	TVP 1	TVP 2	TVP 3	TVP 4	TVP 5
Hopkins–Skellam	0,878*	0,953*	0,933*	0,846*	0,789*
Pielou–Mountford	5,002*	9,108*	6,676*	3,671*	2,749*
David–Moore	0,636*	0,459*	0,476*	0,688*	0,720*
Clark–Evans	0,180*	0,403*	0,305*	0,160*	0,150*

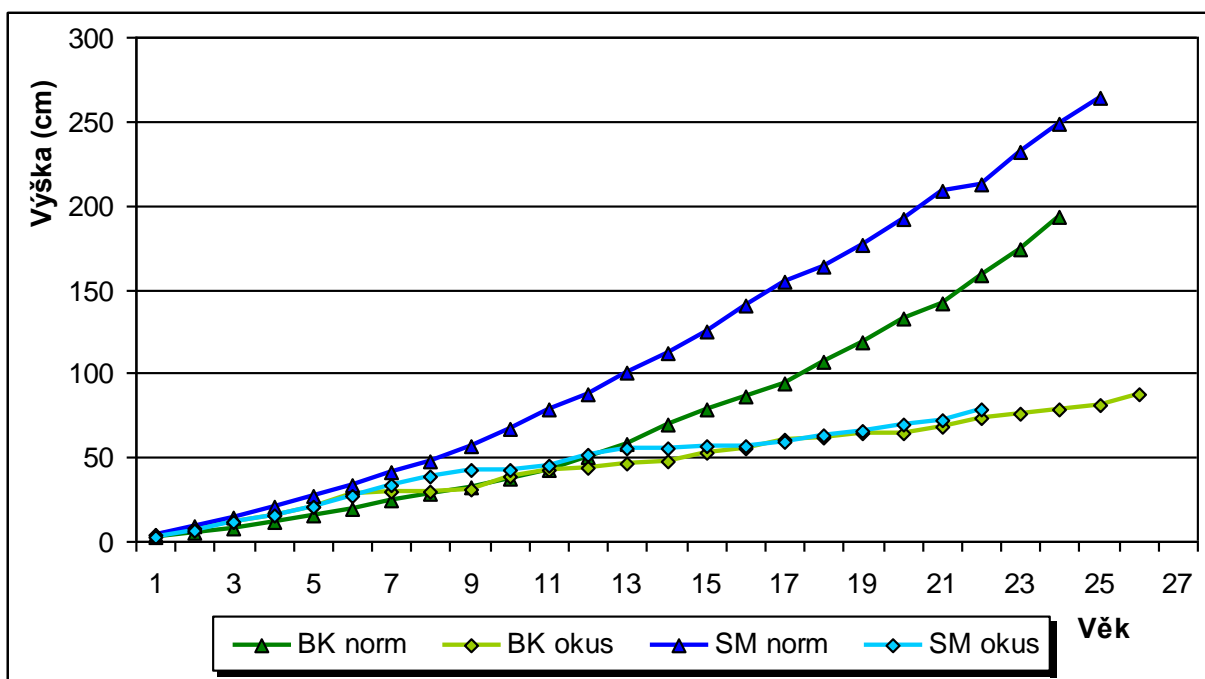
* statisticky významné



Obr. 65: Horizontální struktura přirozené obnovy na TVP 1–5 vyjádřená L-funkcí.

5.2.7.2 Vliv zvěře na přirozenou obnovu

Porovnáním průměrných výšek nepoškozených jedinců buku a snížených okusem se zjistilo, že spárkatá zvěř má významný vliv na odrůstání obnovy ($F_{(1,318)} = 111.6$, $P < 0.001$). Do 7 let nejsou sledované dřeviny zvěří v podstatě poškozovány ($F_{(1,14)} = 4.2$, $P > 0.05$), ale po dosažení výšky bylinného patra, jsou již významně ovlivňovány pravidelným okusem. Např. nepoškozený buk v 29 letech má ve studovaných rezervacích průměrnou výšku 228 cm (± 18 SX), ale při silném okusu zvěří jen 96 cm (± 13 SX). Nejvíce poškozován je jeřáb a klen, smrk ze všech dřevin nejméně. Porovnání vývoje průměrných hodnot běžného výškového růstu buku a smrku ve srovnání s jejich sníženým růstem způsobeným okusem v NPR Bukačka je patrné z Obr. 66.



Obr. 66: Vývoj běžného výškového růstu buku a smrku v NPR Bukačka (průměrné hodnoty běžného trendu ve srovnání se sníženým růstem způsobeným okusem). Vysvětlivky: BK – buk, SM – smrk, norm – běžný trend, okus – vliv zvěře.

Škody okusem zvěří na terminálním vrcholu i bočních prýtech přirozené obnovy diferencovaně podle dřevin na TVP 1–5 jsou podrobně uvedeny v Tab. 31–35. Z těchto tabulek vyplývá, že výrazně více jsou okusem postiženy listnaté dřeviny (buk, javor klen, jeřáb ptačí) než smrk prakticky na všech výzkumných plochách (jedinou výjimkou je TVP Komáří vrch,

kde procentuálně vyšších hodnot poškozených jedinců nabývá smrk nad bukem, ale tato skutečnost je dána nižším zastoupením smrku na dané lokalitě).

Javor klen byl vyhodnocen pouze na lokalitě Komáří vrch, kde bylo dostatečné množství jedinců přirozené obnovy tohoto druhu a kde se prokázala preference býložravců v okusu u této dřeviny. U celkového počtu okusů terminálních vrcholů, ale i bočních prýtů, byly zanaménány hodnoty přesahující 90 % jedinců.

Při porovnání jeřábu a buku zjistíme, že na všech lokalitách je výrazněji ohrožena okusem přirozená obnova jeřábu. Na lokalitě Komáří vrch a Sedloňovský vrch je to více jak 90 % jedinců přirozené obnovy, které měly poškozený terminální vrchol, dokonce byl tento vrchol více jak ze 40 % případů odstraněn okusem více jak čtyřikrát. Rovněž i poškození bočních prýtů okusem u jeřábu bylo na těchto TVP vyšší než 70 %. Na lokalitách Bukačka 1 a Pod Vrchmezím se tyto hodnoty pohybovaly okolo 40 % pro okus bočních i vrcholových prýtů.

Buk lesní dosahoval nejvyšších preferencí z hlediska okusu v absolutních číslech, což je dáno jeho výraznějším zastoupením na těchto lokalitách. V rámci TVP byly zaznamenány řádově stovky jedinců přirozené obnovy buku lesního poškozených okusem. Nejvyšších čísel pak na lokalitě Sedloňovský vrch (1240 kusů na 1 ha).

Nejnižších hodnot poškození jedinců přirozené obnovy na TVP vykazoval smrk. Počet poškozených jedinců na žádné z lokalit nepřesáhl hodnoty 15 % u okusu terminálního vrcholu či bočních prýtů. Rovněž z hlediska absolutních čísel se počet poškozených jedinců na lokalitách pohyboval v řádu desítek jedinců na hektar (nejvyššího počtu dosáhl smrk na TVP Bukačka 1, a to 124 jedinců s okusem terminálního vrcholu).

Zvěř výrazně preferovala okus terminálního vrcholu před okusem bočních prýtů, a to prakticky ve všech sledovaných lokalitách. Jedinou výjimkou byla TVP 5 – Komáří vrch, kde byla zaznamenána vyšší hodnota okusu bočních prýtů u javoru klenu i smrku a relativně vyrovnané hodnoty okusu u jeřábu a smrku. Na ostatních lokalitách byla patrná výrazná preference okusu terminálních vrcholů. Zejména u buku lesního na TVP 1–4 byl u terminálních vrcholů poškozen více jak dvojnásobek jedinců oproti poškození bočních prýtů přirozené obnovy.

Z Tab. 31 – 35 rovněž vyplývá, že zvěř terminální vrchol okusuje velmi často opakovaně. Na některých lokalitách byl zaznamenán i více než dvojnásobný nárůst opakovaného okusu

terminálního pupenu oproti jednorázovému okusu (např. TVP Bukačka 1). Pouze na lokalitě Bukačka 2 není tento trend patrný a často se na lokalitě objevuje více jedinců postižených bez výrazného opakování.

Z hlediska poškození okusem zvěří přirozené obnovy byly zaznamenány nejmenší škody na lokalitě Bukačka 2, kde se hodnoty u všech dřevin i sledovaných parametrů pohybovaly pod 10 % poškozených jedinců přirozené obnovy. Ale i zde bylo patrné, že daleko výrazněji jsou okusem postiženy listnaté dřeviny, a to zejména jeřáb ptačí. Tyto výrazně nižší hodnoty mohou být dány polohou této lokality.

Tabulka 31: Škody okusem zvěří na přirozené obnově diferencovaně podle dřevin na TVP Bukačka 1 v roce 2015.

Druh poškození		<i>Fagus sylvatica</i>		<i>Picea abies</i>		<i>Sorbus aucuparia</i>	
		ks.ha ⁻¹	%	ks.ha ⁻¹	%	ks.ha ⁻¹	%
Okus terminálního vrcholu	1krát	168	4,9	24	2,2	72	11,5
	2-4krát	208	6,1	36	3,3	88	14,0
	5krát a více	344	10,1	64	5,9	92	14,6
	celkem	720	21,1	124	11,5	252	40,1
Okus bočních prýtů		356	10,4	80	7,4	228	36,3

Tabulka 32: Škody okusem zvěří na přirozené obnově diferencovaně podle dřevin na TVP Bukačka 2 v roce 2015.

Druh poškození		<i>Fagus sylvatica</i>		<i>Picea abies</i>		<i>Sorbus aucuparia</i>	
		ks.ha ⁻¹	%	ks.ha ⁻¹	%	ks.ha ⁻¹	%
Okus terminálního vrcholu	1krát	148	0,2	28	0,2	44	2,8
	2-4krát	236	0,4	12	0,1	68	4,3
	5krát a více	164	0,3	0	0	16	1,0
	celkem	548	0,9	40	0,3	128	8,2
Okus bočních prýtů		220	0,4	12	0,1	72	4,6

Tabulka 33: Škody okusem zvěří na přirozené obnově diferencovaně podle dřevin na TVP Sedloňovský vrch v roce 2015.

Druh poškození		<i>Fagus sylvatica</i>		<i>Picea abies</i>		<i>Sorbus aucuparia</i>	
		ks.ha ⁻¹	%	ks.ha ⁻¹	%	ks.ha ⁻¹	%
Okus terminálního vrcholu	1krát	364	8,8	12	4,0	36	25,9
	2-4krát	408	9,8	8	2,7	44	31,7
	5krát a více	468	11,3	20	6,4	52	37,4
	celkem	1240	29,9	40	13,3	132	95,0
Okus bočních prýtů		628	15,2	24	8,0	128	92,1

Tabulka 34: Škody okusem zvěří na přirozené obnově diferencovaně podle dřevin na TVP Pod Vrchmezím v roce 2015.

Druh poškození		<i>Fagus sylvatica</i>		<i>Picea abies</i>		<i>Sorbus aucuparia</i>	
		ks.ha ⁻¹	%	ks.ha ⁻¹	%	ks.ha ⁻¹	%
Okus terminálního vrcholu	1krát	92	3,6	16	0,6	28	11,2
	2-4krát	124	4,8	24	0,8	32	12,8
	5krát a více	68	2,6	36	1,2	48	19,2
	Celkem	284	11,0	76	2,6	108	43,2
Okus bočních prýtů		128	4,9	24	0,8	84	33,6

Tabulka 35: Škody okusem zvěří na přirozené obnově diferencovaně podle dřevin na TVP Komáří vrch v roce 2015.

Druh poškození		<i>Fagus sylvatica</i>		<i>Picea abies</i>		<i>Sorbus aucuparia</i>		<i>Acer pseudoplatanus</i>	
		ks.ha ⁻¹	%	ks.ha ⁻¹	%	ks.ha ⁻¹	%	ks.ha ⁻¹	%
Okus terminálního vrcholu	1krát	28	0,5	4	1,7	152	20,4	48	30,0
	2-4krát	36	0,7	4	1,7	196	26,3	48	30,0
	5krát a více	168	3,2	8	3,5	356	47,8	52	32,5
	celkem	232	4,4	16	6,9	704	94,6	148	92,5
Okus bočních prýtů		196	3,8	20	8,6	592	79,6	152	95,0

5.2.7.3 Vliv mikrostanovišť na přirozenou obnovu

Vliv studovaných typů mikroreliefu na výšku přirozené obnovy je vyhodnocen v Tab. 36. Na základě statistických vyhodnocení lze konstatovat, že statisticky významné rozdíly výšky přirozené obnovy vzhledem k mikroreliefu byly zjištěny na 4 z 5 TVP. Z Tab. 36 dále vyplývá, že nejvyšší průměrná výška byla nejčastěji dosahována na šikminách a naopak nejnižší výšky zmlazení i přes jejich malé zastoupení byly doloženy na vyvýšeninách, což je dáno nejhoršími edafickými poměry (mělký půdní profil se značným podílem skeletu a minimem jemnozeme). Ve sníženinách a na rovině zde odrůstá přirozená obnova poměrně různorodě, což je dáno značnou variabilitou edafických a cenotických poměrů.

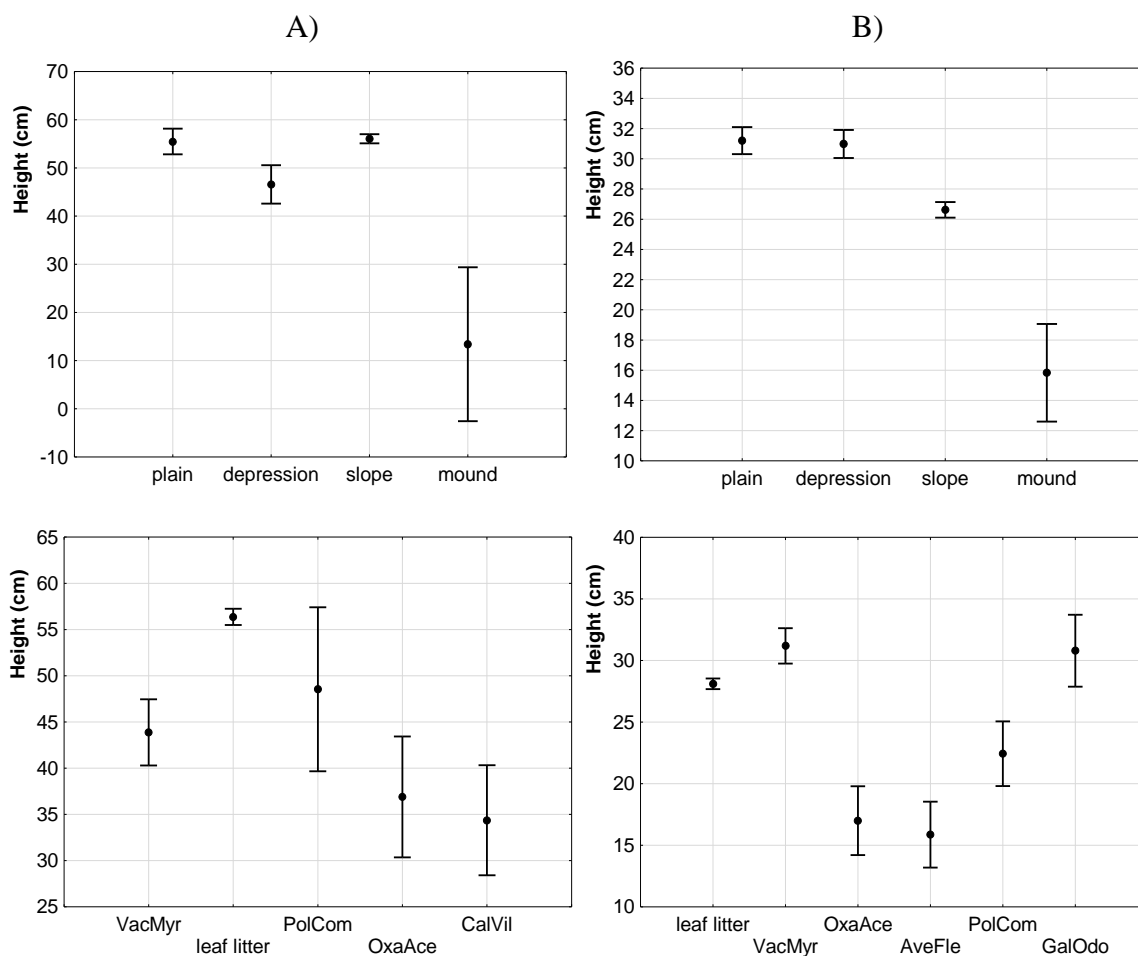
Tabulka 36: Vliv různých typů mikroreliefu na výšku přirozené obnovy.

TVP	Microrelief			
	specifická úroveň	typ mikroreliefu	průměrná výška (cm)	homogenní skupina
1	0.02586	šikmina	37,76	A
		rovina	33,70	B
2	0.01350	sníženina	53,73	A
		šikmina	66,91	B
		rovina	69,70	B
3	0.00000	vyvýšenina	15,34	C
		sníženina	41,86	A
		šikmina	54,83	B
		rovina	49,26	A
4	0.32199	sníženina	32,24	A
		šikmina	31,68	A
		rovina	32,51	A
5	0.00215	sníženina	18,69	A
		šikmina	40,46	B
		rovina	32,88	B

Vliv půdního pokryvu na výšku přirozené obnovy je uveden v Tab. 37. Na základě statistických vyhodnocení lze konstatovat, že statisticky významné rozdíly výšky přirozené obnovy vzhledem k půdnímu pokryvu byly zjištěny na všech 5 TVP. Z Tab. 37 dále vyplývá, že nejvyšší průměrná výška byla nejčastěji dosažena na hrabance, kde přirozené obnově nekonkuruje žádná bylinná ani mechová vegetace. Velmi dobře odrůstá přirozená obnova také na dílčích ploškách s *Galium odoratum*, kde byl v půdních horizontech F, H a A zjištěn nejvyšší obsah mikroelementů, zejména pak N a Ca. U zbývajících dominant pokryvu uvedených v Tab. 37 jsou výškový růst a výška přirozené obnovy v důsledku kompetice či méně příznivých edafických poměrů limitovány výrazněji. Nejméně příznivé poměry pro odrůstání zmlazení buku byly prokázány na ploškách s *Avenella flexuosa*, kde byly zjištěny velmi mělké skeletovité a na živiny nejchudší půdy ze všech sledovaných variant půdního pokryvu. Málo příznivé poměry byly též prokázány v hustém pokryvu *Callamagrostis villosa*, kde růst semenáčků buku je limitován silnou konkurencí této trávy.

Tabulka 37: Vliv různého půdního pokryvu na výšku jedinců přirozené obnovy na TVP.

TVP	Dominantní druhy, substrát			
	specifická úroveň	typ mikrostanoviště	průměrná výška (cm)	homogenní skupina
1	0,00897	hrabanka	36,10	A
		<i>Vaccinium myrtillus</i>	34,94	A
		<i>Avenella flexuosa</i>	28,80	B
2	0,00000	hrabanka	70,49	A
		<i>Vaccinium myrtillus</i>	48,70	B
3	0.00000	hrabanka	54,64	A
		<i>Vaccinium myrtillus</i>	40,13	B
		<i>Polytrichum formosum</i>	28,60	C
		<i>Calamagrostis villosa</i>	34,37	B
4	0,00000	hrabanka	32,15	A
		<i>Avenella flexuosa</i>	10,04	B
5	0,00672	hrabanka	37,56	A
		<i>Galium odoratum</i>	45,64	A
		<i>Oxalis acetosella</i>	19,04	B



Obr. 67: Průměrná výška obnovy s intervalem spolehlivosti 0,95 diferencovaně podle mikrorelieфу a mikrostaniště: A) zajištěná (vyspělá) přirozená obnova, B) nezajištěná přirozená obnova.

Na Obr. 67 je znázorněna průměrná výška přirozené obnovy na studovaných TVP rozdělená na zajištěnou a nezajištěnou obnovu. Na základě statisticky zpracovaných dat lze konstatovat, že trend vlivu mikrorelieфу na výšku přirozené obnovy je u varianty A i B až na menší odlišnosti velice podobný. U varianty A nejvyšších výšek dosahují jedinci rostoucí na rovině a na šikmině. Mírně nižších výšek dosahují jedinci ve sníženinách. Zdaleka nejnižších výšek dosahují jedinci obnovy na vyvýšeninách, kteří jsou až 4krát menší než na rovině a šikmině. Varianta B je mírně odlišná relativně nižší výškou jedinců na šikmině oproti vyšší průměrné výšce jedinců ve sníženinách, v nichž je akumulováno vyšší množství jemnozeme než na šikmině. Na rovině a vyvýšenině je postavení výšek jedinců srovnatelné s variantou A. Přitom největší rozdíl v průměrné výšce u varianty B je mezi rovinou a vyvýšeninou. Na vyvýšenině jsou výšky jedinců až 2krát menší než na rovině. U této varianty tedy není tak

významný rozdíl mezi těmito parametry jako u varianty A, což vyplývá z příznivějších edafických poměrů s menší skeletovitostí na vyvýšeninách u varianty B.

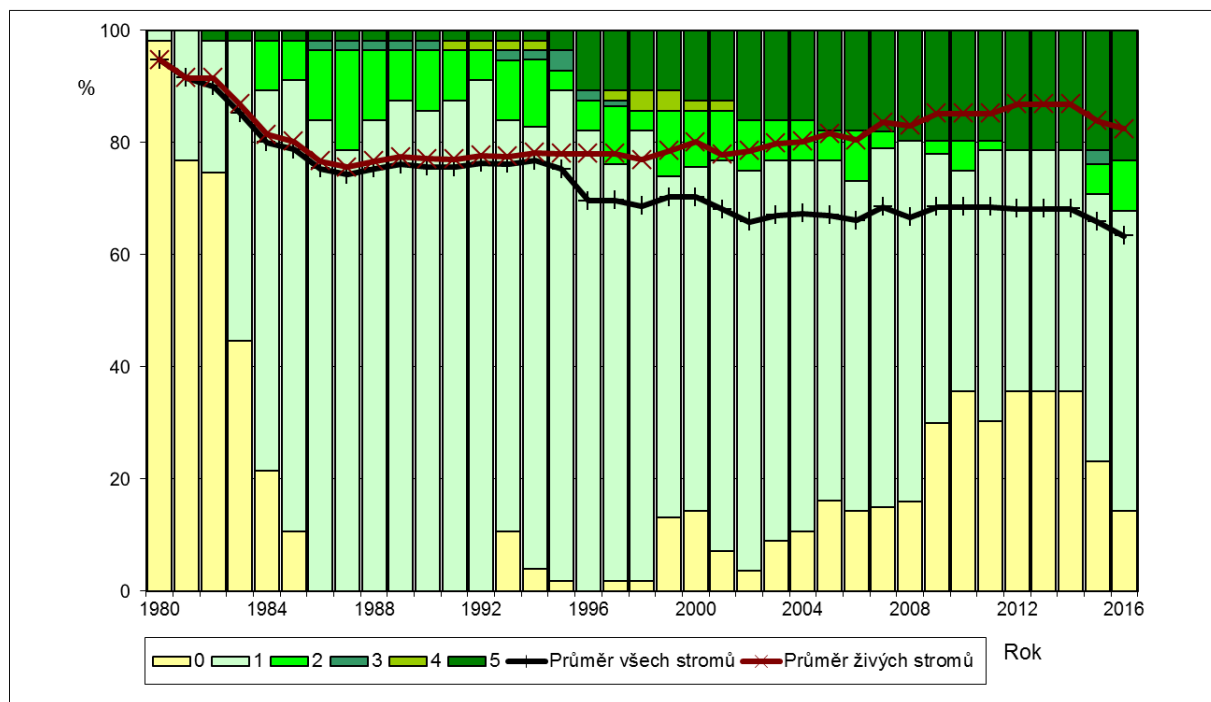
Výraznější rozdíly mezi A a B jsou zřejmé při vyhodnocení průměrných výšek vzhledem k dominantě mikrostanoviště i vzhledem k absenci *Galium odoratum* a *Avenella flexuosa* na TVP zahrnutých do statistického vyhodnocení ve variantě A a naopak absenci *Calamagrostis villosa* u varianty B. U varianty A je dosahováno nejvyšších průměrných výšek na hrabance s postupně se snižující výškou až k nejnižší průměrné výšce jedinců rostoucích v dominantní *Calamagrostis villosa*. V této dominantě jsou jedinci v průměru 1,6krát nižší než na hrabance. U varianty B bylo nejvyšších výšek jedinců dosaženo ve *Vaccinium myrtillus* a *Galium odoratum*. Průměrná výška zmlazení na hrabance je jen nepatrně nižší než ve *Vaccinium myrtillus* a *Galium odoratum*. Naproti tomu nejnižších průměrných výšek dosahují jedinci na ploše s dominancí *Avenella flexuosa*, kde jsou výšky 2krát menší oproti výškám jedinců rostoucích ve *Vaccinium myrtillus* a *Galium odoratum*. Je to dáno především velmi mělkým pokryvem a silnou skeletovitostí na místech s dominantní *Avenella flexuosa*.

5.2.8 Zdravotní stav porostů

Zdravotní stav buku lesního v porostech s dominantním bukem lesním na TVP 1–5 je podle olistění a stupňů odlistění uveden na Obr. 68–72.

TVP 1 – Pod Vrchmezím

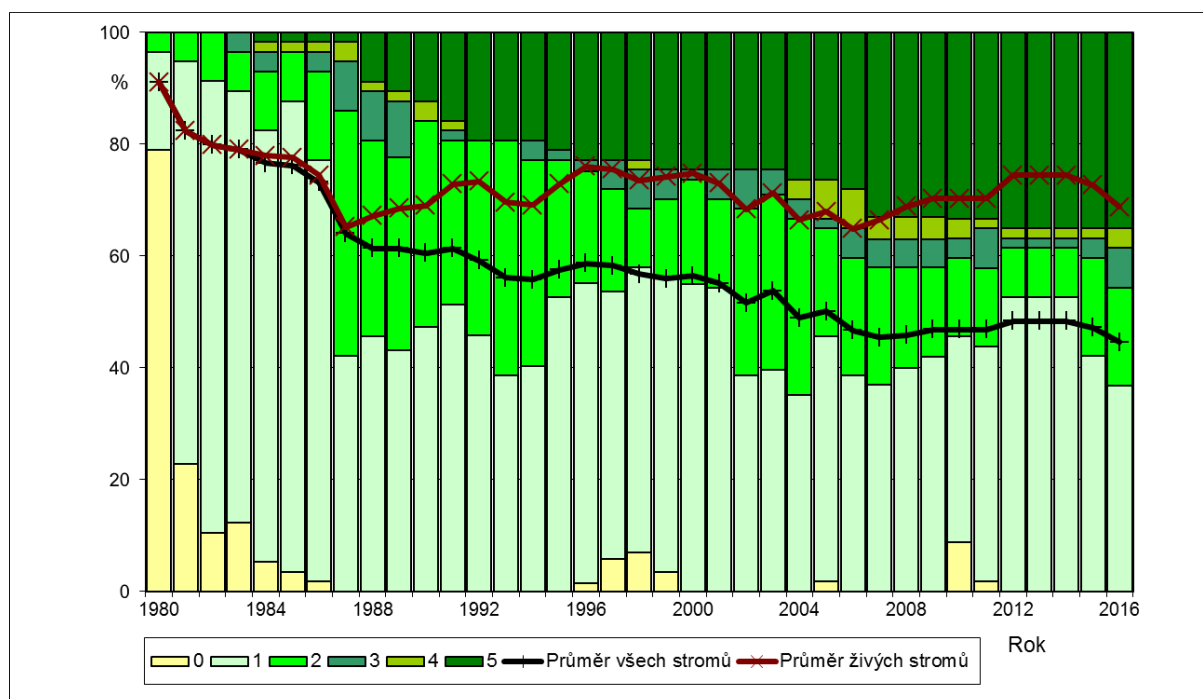
Z vývoje průměrného olistění a podílu stupňů defoliace je zřejmé, že u buku lesního (Obr. 68) pouze v letech 1981 až 1986 docházelo ke značné defoliaci. V ostatních letech byl trend olistění zdánlivě stabilizovaný avšak zejména pak v r. 1996 došlo v důsledku mortality několika stromů silně napadených červcem bukovým k výraznějšímu poklesu olistění všech stromů. Od r. 2002 až do r. 2014 pak dochází k mírným regeneračním procesům. V letech 2015 a 2016 pak dochází k nárůstu defoliace.



Obr. 68: Dynamika průměrného olistění a podíl stupňů odlistění buku v autochtonním bukovém porostu na TVP 1 Pod Vrchmezím.

TVP 2 – Sedloňovský vrch

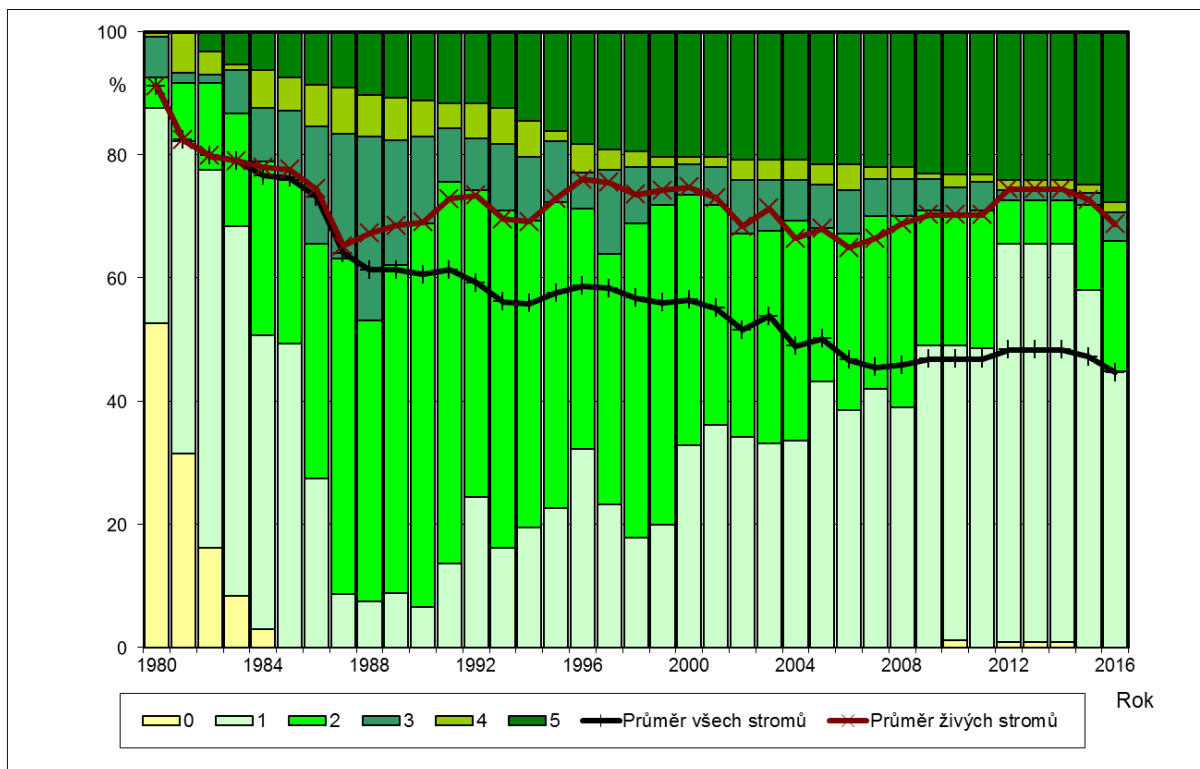
Z vývoje průměrného olistění a podílu stupňů defoliace je zřejmé, že u buku lesního (Obr. 69) docházelo v letech 1981 až 1987 ke značné defoliaci. Od r. 1988 se trend olistění relativně stabilizoval, avšak docházelo k četným výkyvům, a to zejména v letech 1993, 1994, 2002 a 2004. Výraznější regenerační projevy jsou patrné zejména v letech 1995, 1996 a 2012. V letech 1996 až 1999, 2005, 2010 a 2011 byly u buku opět po delší době zaznamenány stromy zdravé. V letech 2012 až 2014 se trend olistění stabilizoval a následně od r. 2015 dochází k nárůstu defoliace. Velmi výrazné zvýšení defoliace pak bylo zaznamenáno v r. 2016.



Obr. 69: Dynamika průměrného olistění a podíl stupňů odlisnění buku v autochtonním smrkobukovém porostu na TVP 2 Sedloňovský vrch.

TVP 3 – Bukačka 1

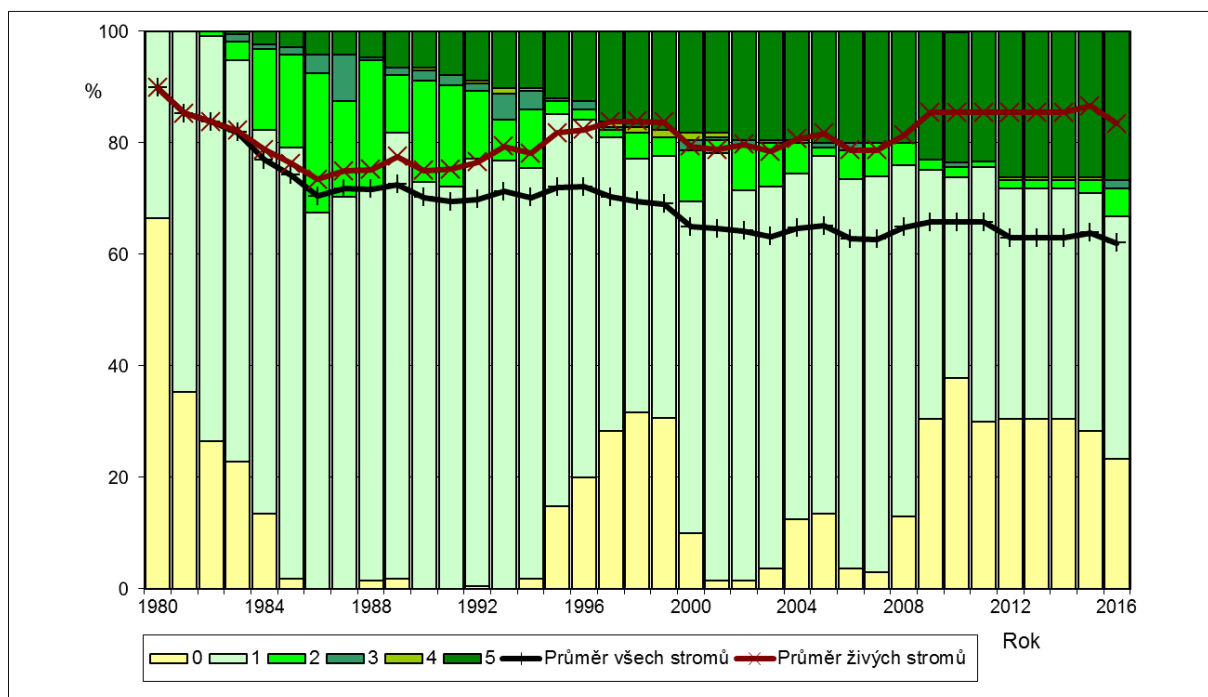
Z vývoje průměrného olistění a podílu stupňů defoliace je zřejmé, že u buku lesního (Obr. 70) docházelo v letech 1981 až 1987 k výrazné defoliaci. Po roce 1988 se stav olistění zdánlivě stabilizoval, avšak zejména pak v letech 1992, 1993, 2002 a 2004 docházelo k určitým oscilacím. Od r. 2007 dochází k postupnému zvyšování olistění buku a nejvyšší trend regenerace v posledním desetiletí byl zaznamenán v r. 2012. V r. 2016 pak došlo k výraznějšímu nárůstu defoliace. Relativně urychlená dynamika vývoje zdravotního stavu v tomto porostu je kromě imisně ekologického stresu výrazně ovlivňována pokračujícím stadiem rozpadu tohoto porostu.



Obr. 70: Dynamika průměrného olistění a podíl stupňů odlistění buku v autochtonním bukovém porostu na TVP 3 Bukačka 1.

TVP 4 – Bukačka 2

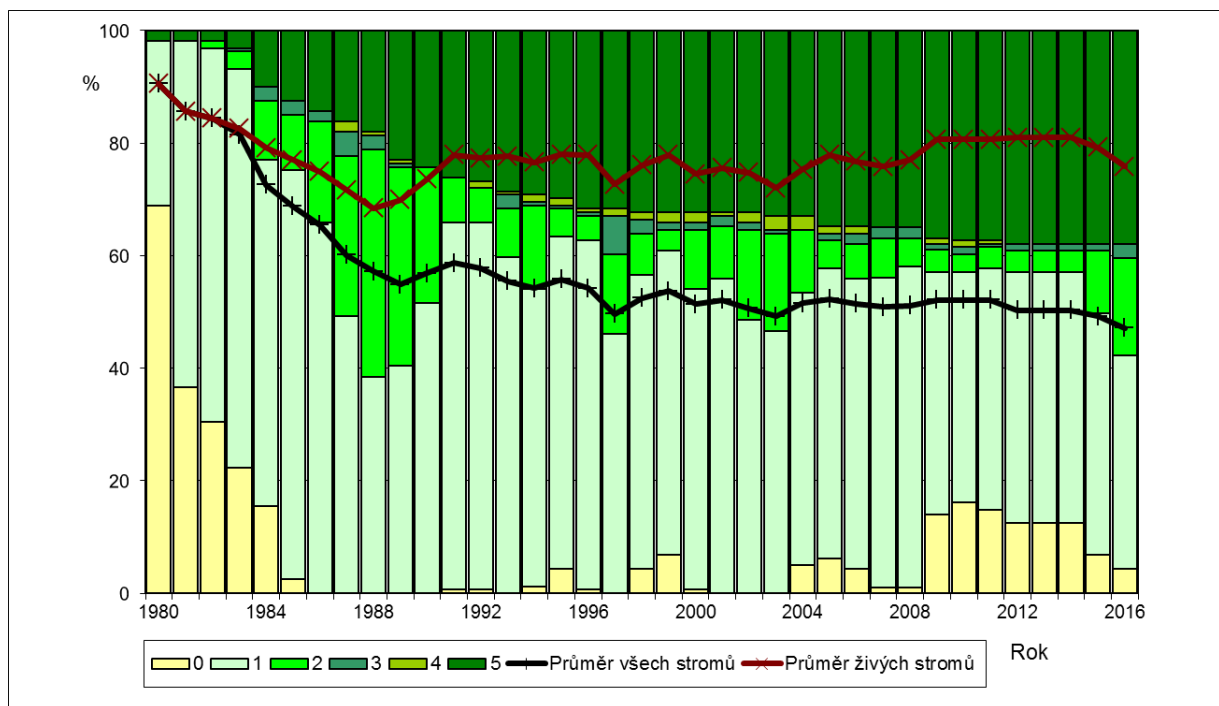
Z vývoje průměrného olistění a podílu stupňů defoliace je zřejmé, že u buku lesního (Obr. 71) docházelo v letech 1981 až 1986 ke značné defoliaci. Od roku 1987 se trend olistění relativně stabilizoval, avšak zejména v letech 1990 a 1994 docházelo k určitým oscilacím. Mírně zvýšená defoliace byla zaznamenána v letech 2000 až 2007. Od r. 2008 jsou pak patrné regenerační procesy. Regenerační procesy končí r. 2015. V roce 2016 následně dochází k nárůstu defoliace.



Obr. 71: Dynamika průměrného olistění a podíl stupňů odlistění buku v autochtonním smrkobukovém porostu na TVP 4 Bukačka 2.

TVP 5 – Komáří vrch

Z vývoje průměrného olistění a podílu stupňů defoliace je zřejmé, že u buku lesního (Obr. 72) docházelo v letech 1981 až 1988 docházelo k výrazné defoliaci. Od r. 1989 se trend olistění relativně stabilizoval, avšak zejména v letech 1997 a 2003 docházelo k větším oscilacím. Od r. 2009 došlo k výraznějšímu nárůstu stromů zdravých. V tomto období je trend olistění relativně stabilní, od r. 2015 ale dochází k nárůstu defoliace.



Obr. 72: Dynamika průměrného olistění a podíl stupňů odlistění buku v autochtonním bukوسmrkovém porostu na TVP 5 Komáří vrch.

5.3 Biodiverzita vyjádřená indexy

Stromové patro

Přehled indexů popisujících biodiverzitu stromového patra na TVP 1-5 je uveden v Tab. 38. Z hlediska vertikální členitosti se hodnoty Arten-profil indexu ve všech sledovaných lokalitách pohybují mezi hodnotami 0,572–0,781, což odpovídá vyrovnané vertikální struktuře. Žádná z výzkumných ploch nevykazuje známky výběrného lesa. Nejvíce se výběrnému lesu blíží porost TVP 2 (Sedloňovský vrch) a TVP 5 (Komáří vrch). Tyto hodnoty ukazují na vyšší míru diverzity na lokalitách TVP 2 a TVP 5. Zejména lokalita TVP2 vykazuje podle predikce dalšího vývoje hodnoty, které se blíží výběrné struktuře.

Strukturální diferenciaci je charakterizována tloušťkovou diferenciací TM_d , která dosahuje na lokalitách hodnot od 0,284 – 0,455. Tyto hodnoty představují střední diferenciaci. Pouze na lokalitě TVP4 leží hodnota na hranici mezi nízkou a střední hodnotou tloušťkové diferenciaci. Predikce vývoje na této lokalitě dle Tab. 27, ale ukazuje, že tato hodnota bude časem dosahovat středních hodnot. Pro lokalitu TVP1, kde byla zjištěna nejvyšší hodnota, je předpokládán trend zvýšení hodnoty tloušťkové diferenciaci do kategorie vysoká. Hodnoty výškové diferenciaci se pohybují mezi 0,186–0,376. Nízká výšková diferenciaci je zaznamenána z lokality TVP4, kde již byla naměřena i nejnižší tloušťková diferenciaci, navíc na této lokalitě dle předpokládaného vývoje budeme očekávat i další pokles této diferenciaci. Nízkých hodnot dosahuje výšková diferenciaci i na lokalitě TVP5 (0,241), kde rovněž model předpokládá další pokles hodnot tohoto ukazatele strukturální diferenciaci. Na ostatních lokalitách tento index vykazuje střední hodnoty. Pouze na lokalitě TVP1, kde je zároveň nejvyšší tloušťková diferenciaci, předpokládáme ve vývoji během padesáti let vysokou výškovou diferenciaci.

Z hlediska horizontální struktury porostu vykazuje většina sledovaných ploch shlukovitost podle indexu nenáhodnosti i indexu shluku. Jedinou výjimkou je TVP 1 (Pod Vrchmezím), kde oba indexy vykazují pravidelnost horizontálního uspořádání porostu TVP 2 (Sedloňovský vrch) se velmi blíží v agregačním indexu střední hodnotě.

Lokalitu TVP1 charakterizuje podle agregačního indexu i indexu nenáhodnosti pravidelnost horizontální struktury. Na TVP2 mírnou shlukovitost vykazuje index nenáhodnosti, ale agregační index se blíží střední hodnotě. Lesní porost na TVP3 vykazuje nejvyšších hodnot indexu nenáhodnosti, porost vykazuje známky shlukovitého rozmístění

jednotlivých dřevin na lokalitě, což jen dokládá i nižší hodnota agregačního indexu. Obdobné shlukovité uspořádání dřevin ukazuje index nenáhodnosti na TVP4, ale agregační index zde dosahuje hodnoty pravidelnosti. Poslední z porostů na TVP5 z hlediska horizontální struktury vykazuje známky mírné shlukovitosti.

Lesní porost na TVP2 (Sedloňovský vrch) a TVP5 (Komáří vrch) vykazuje nejnižší index druhové bohatosti D_1 i D_2 . Naopak nejvyšší indexy druhové bohatosti D_1 i D_2 byly zjištěny na lokalitách TVP3 (Bukačka 1) a TVP4 (Bukačka 2). Index druhové bohatosti D_1 se na lokalitách pohybuje mezi 0,151–0,480 a index D_2 mezi 0,073–0,175. Nejvyšších hodnot Simsonova indexu diverzity (λ) dosahují rovněž obě lokality v NPR Bukačka, jeho hodnota se pohybuje kolem 0,5 (0,576 na TVP3 a 0,463 na TVP4), naopak nejnižší hodnoty 0,205 dosahuje tento index na TVP5. Hodnoty druhové vyrovnanosti se pohybují mezi 0,530 – 0,834 pro E_1 a 0,597–0,847 pro E_2 . Relativně vysokých hodnot pro oba indexy dosahují TVP2 a TVP3.

Z pohledu komplexní diverzity můžeme porosty na daných výzkumných plochách charakterizovat jako porosty s nerovnoměrnou strukturou. Hodnoty se pohybují mezi 6,566–8,047. Nejvyšší hodnoty dosahuje porost na TVP4 – Bukačka 2, kde lesní porost vykazuje jedny z nejvyšších hodnot druhové bohatosti. Nejnižší hodnoty pak porost na TVP5 Komáří vrch, který v ukazatelích diverzity patřil mezi nejslabší lokality.

Tabulka 38: Přehled indexů popisujících biodiverzitu stromového patra na TVP.

Kritérium	Kvantifikátor	TVP 1	TVP 2	TVP 3	TVP 4	TVP 5
Vertikální diverzita	Arten-profil index Ap (Pri)	0,663	0,781	0,603	0,572	0,721
Strukturální diferenciaci	Tloušťková diferenciaci TM _d (Fi)	0,455	0,413	0,440	0,284	0,345
	Výšková diferenciaci TM _h (Fi)	0,376	0,334	0,327	0,186	0,241
Horizontální struktura	Index nenáhodnosti α (P&Mi)	1,133	1,074	1,205	1,267	1,233
	Index shluku A (H&Si)	0,516	0,475	0,608	0,520	0,544
	Agregační index R (C&Ei)	-0,133	0,680	0,423	1,354	0,143
	Index velikosti klastru ICS (D&Mi)	1,068	1,006	0,788	0,978	0,933
Diverzita	Druhá bohatost D ₁ (Mai)	0,308	0,155	0,331	0,480	0,151
	D ₂ (Mei)	0,116	0,079	0,146	0,175	0,073
	Druhá heterogenita H'	0,321	0,251	0,353	0,319	0,358
	λ (Sii)	0,347	0,311	0,576	0,463	0,205
	Druhá vyrovnanost E ₁ (Pii)	0,673	0,834	0,740	0,530	0,711
	E ₂ (Hii)	0,618	0,714	0,847	0,820	0,597
Komplexní diverzita	Porostní diverzita B (J&Di)	7,427	7,006	7,232	8,047	6,566

Přirozená obnova

Přehled indexů popisujících biodiverzitu přirozené obnovy na TVP 1–5 je uveden v Tab. 39. Z pohledu horizontální struktury přirozené obnovy na lokalitě můžeme hovořit o shlukovitém uspořádání lesních porostů dle index nenáhodnosti, jehož hodnoty se pohybuje od 2,749 (proTVP5) až po 9,108 (pro TVP2). Index velikosti klastru vykazuje opět známky shlukovitosti, hodnoty se pohybují od 0,459 (TVP2) po 0,720 na TVP5. Index shluku se na obou lokalitách pohybuje mezi 0,789 (TVP5) po 0,953 (TVP2). Dle agregačního indexu na lokalitě můžeme označit přirozenou obnovu jako pravidelnou, hodnoty na všech lokalitách dosahují více jak 14,981.

Druhá bohatost přirozené obnovy vyjádřená indexem druhové bohatosti (D_1 (Mai)) kolísá mezi 0,237–0,468. Vyšší hodnoty můžeme nalézt na TV3 a TV4 (Bukačka 1 a Bukačka 2). Pro tyto lokality je charakteristický i nejvyšší index druhové bohatosti D_2 (Mei). Nejnižší hodnoty pro oba indexy byly zaznamenány na lokalitě TVP2. Index druhové heterogenity H' se pohybuje mezi 0,350–0,899. Tento index opět dosahuje nejvyšší hodnoty na TVP3 a nejnižší hodnoty na TVP2. Nejvyšších hodnot Simsonova indexu diverzity (λ) dosahuje TVP1, jeho hodnota se pohybuje na studovaných lokalitách od 0,540 po 0,164 na lokalitě TVP2, která vykazuje nejnižší hodnoty prakticky ve všech indexech diverzity. Hodnoty druhové vyrovnanosti se pohybují mezi 0,273–0,610 pro E_1 a 0,467–0,882 pro E_2 . Relativně vysokých hodnot pro oba indexy dosahují TVP1. a TVP3.

Tabulka 39: Přehled indexů biodiverzity popisujících přirozenou obnovu na TVP.

Kritérium	Kvantifikátor	TVP 1	TVP 2	TVP 3	TVP 4	TVP 5
Horizontální struktura	Index nenáhodnosti α (P&Mi)	5,002	9,108	6,676	3,671	2,749
	Index shluku A (H&Si)	0,878	0,953	0,933	0,846	0,789
	Agregační index R (C&Ei)	0,17994	0,40306	0,30503	0,15958	0,14981
	Index velikosti klastru ICS (D&Mi)	0,636	0,459	0,476	0,688	0,720
Diverzita	Druhá bohatost D_1 (Mai)	0,347	0,237	0,468	0,443	0,343
	D_2 (Mei)	0,053	0,044	0,069	0,055	0,050
	Druhá heterogenita H'	0,846	0,350	0,899	0,440	0,626
	λ (Sii)	0,540	0,164	0,505	0,237	0,310
	Druhá vyrovnanost E_1 (Pii)	0,610	0,319	0,558	0,273	0,452
	E_2 (Hii)	0,882	0,467	0,700	0,563	0,516

5.4 Modelový vývoj porostů

Stav a modelový vývoj porostu

V současnosti se na TVP jedná o věkově a prostorově diferencované smíšené porosty s dominantním bukem lesním (podíl buku 55–88 %, smrku 12–33 %, jeřábu 0–13 %) ve stadiu optima až počátečního rozpadu. Index hustoty porostu (SDI) stromového patra v průměru dosahuje 0,72 ($\pm 0,11$ SX), plocha korunových projekcí 2,42 ha ($\pm 0,36$ SX) a taxační zápoj 0,90 ($\pm 0,11$ SX). Zásoba hroubí sdruženého porostu se pohybuje od 239 m³.ha⁻¹ na TVP 3 do 536 m³.ha⁻¹ na TVP 1 (Tab. 37). Přestože v budoucnosti na TVP bude postupně docházet k přirozenému odumírání stromů v úrovni a v nadúrovni, předpokládá se v roce 2054 navýšení zásoby cca o 124 m³.ha⁻¹ (± 27 SX). Počet jedinců stromového patra kolísá v rozmezí 440–760 ks.ha⁻¹ a kruhová základna 36,2–50,4 m².ha⁻¹ s maximálními hodnoty na TVP 5. Během 40 let dojde k poklesu počtu jedinců stromového patra cca o 12,2 %. V roce 2014 byl celkový běžný přírůst 3,0–8,8 m³.ha⁻¹.rok⁻¹ a celkový průměrný přírůst 1,5–3,9 m³.ha⁻¹.rok⁻¹.

Tabulka 40: Přehled porostních veličin sdruženého porostu celkem a buku lesního na TVP 1–5.

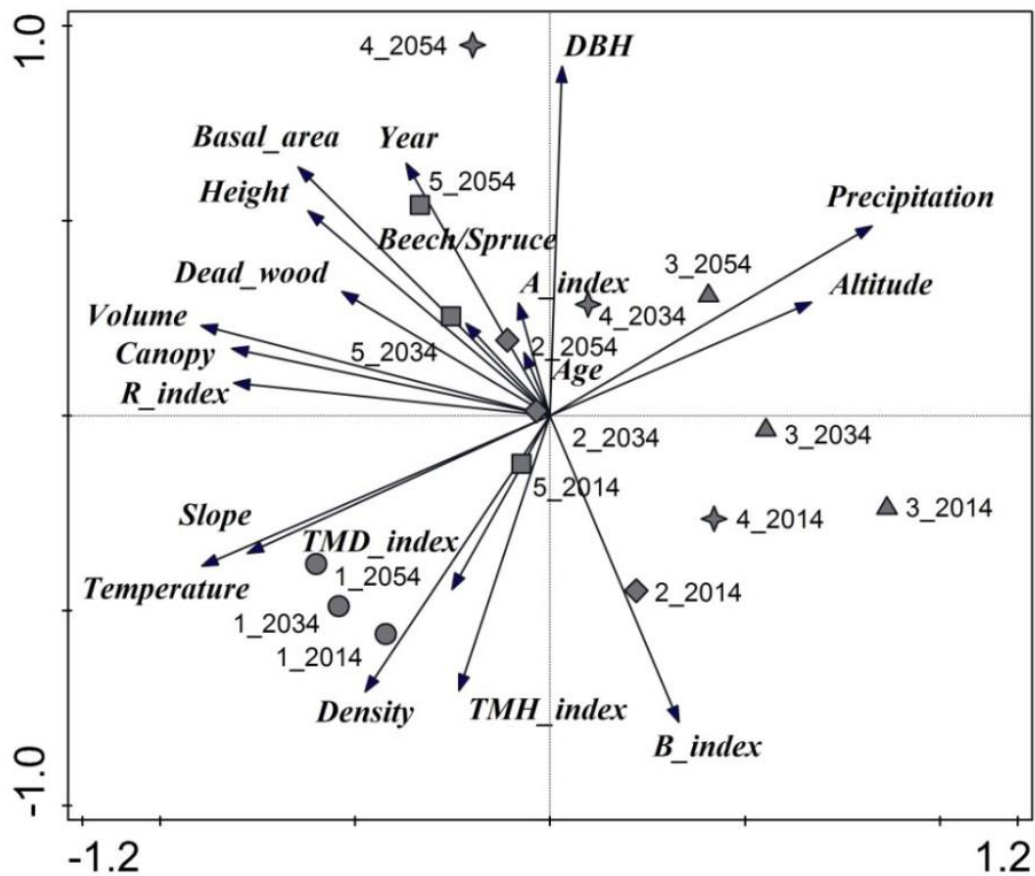
TVP/Rok	Dřevina	t	dbh±SD	h	f	v	N	G	V	h:d	CBP	CPP	CC	SD	SDI
1/2014	buk	152	20,2	12,31	0,92	0,364	532	17,0	194	60,9	2,8	1,28			
	smrk	167	53,1	27,05	0,43	2,566	132	29,1	339	50,9	4,3	2,03			
	Σ	161	29,3±19,8	15,15	0,750	0,766	700	47,0	536	51,7	7,2	3,33	93,4	0,86	0,74
1/2054	buk	158	21,5	16,05	0,66	0,384	404	14,7	155	74,7	2,3	1,85			
	smrk	207	70,8	31,24	0,38	4,679	104	40,9	487	44,1	4,2	2,46			
	Σ	194	36,9±24,4	19,10	0,60	1,217	532	56,7	648	51,8	6,6	4,18	95,0	0,92	0,78
2/2014	buk	158	26,3	12,02	0,69	0,452	524	28,3	237	45,7	4,2	1,50			
	smrk	153	31,9	14,48	0,45	0,517	128	10,2	66	45,4	1,3	0,44			
	Σ	157	27,4±15,8	12,51	0,630	0,464	652	38,5	303	45,7	5,5	1,93	92,0	0,89	0,69
2/2054	buk	178	30,5	13,43	0,62	0,606	372	27,1	225	44,0	3,3	2,15			
	smrk	188	43,8	16,29	0,40	0,988	116	17,4	115	37,2	1,5	0,64			
	Σ	181	34,1±18,5	14,11	0,54	0,696	488	44,5	340	41,4	4,8	2,78	94,8	0,97	0,72
3/2014	buk	161	25,7	10,41	0,63	0,342	240	12,4	82	40,5	1,3	0,56			
	smrk	169	44,5	16,47	0,412	1,055	144	22,3	152	37,0	0,0	0,90			
	Σ	165	32,5±17,5	12,27	0,534	0,543	440	36,4	239	37,8	3,0	1,45	83,7	0,74	0,57
3/2054	buk	195	31,6	11,19	0,60	0,530	184	14,4	98	35,4	1,1	0,67			
	smrk	219	57,5	17,82	0,378	1,747	108	28,0	189	31,0	1,5	1,02			
	Σ	211	42,2±23,5	13,49	0,474	0,894	324	45,2	290	32,0	2,6	1,79	87,3	0,80	0,64
4/2014	buk	137	25,5	12,61	0,81	0,524	336	17,1	176	49,5	3,0	1,28			
	smrk	140	43,7	18,35	0,49	1,334	172	25,6	229	42,0	3,7	1,64			
	Σ	139	32,7±20,3	14,53	0,654	0,798	516	43,3	412	44,4	6,7	2,96	88,1	0,85	0,68
4/2054	buk	175	30,6	17,15	0,64	0,811	200	14,6	162	56,0	2,3	1,77			
	smrk	189	63,6	23,46	0,39	2,890	140	44,3	405	36,9	4,1	2,23			
	Σ	185	47,1±19,5	19,75	0,485	1,667	340	59,0	567	41,9	6,4	3,99	89,7	0,93	0,74
5/2014	buk	119	27,7	18,4	0,516	0,572	672	40,6	384	66,3	7,9	3,24			
	smrk	138	37,7	20,7	0,421	0,972	88	9,8	86	54,9	1,5	0,62			
	Σ	122	29,0±10,4	18,64	0,502	0,618	760	50,4	470	64,3	8,8	3,85	2,64	0,95	0,89
5/2054	buk	154	37,6	21,3	0,507	1,196	420	46,7	502	56,5	7,1	4,47			
	smrk	180	52,2	24,0	0,382	1,960	60	12,8	118	45,9	1,3	0,77			
	Σ	159	39,7±15,1	21,6	0,483	1,292	480	59,5	620	54,4	8,4	5,19	2,74	0,97	0,93

Vysvětlivky: TVP – trvale výzkumná plocha, t – průměrný věk porostu; d – průměrná výčetní tloušťka (cm); h – střední porostní výška (m); f – výtvarnice; v – průměrný objem stromu (m^3); N – počet stromů na 1 ha; G – výčetní kruhová základna ($m^2 \cdot ha^{-1}$); V – objem porostu ($m^3 \cdot ha^{-1}$); h:d – štihllostní kvocient; CBP – celkový běžný přírůst ($m^3 \cdot ha^{-1} \cdot rok^{-1}$); CPP – celkový průměrný přírůst ($m^3 \cdot ha^{-1} \cdot rok^{-1}$); CC – stupeň zápoje (taxační zápoj), SD – zakmenění, SDI – index hustoty porostu.

5.5 Vzájemné vztahy stanovištních a porostních parametrů

Výsledky PCA analýzy jsou prezentovány ve formě ordinačního diagramu na Obr. 73. První ordinační osa vysvětluje 33,5 %, první dvě 57,9 % a všechny čtyři osy celkem 89,5 % variability dat. První osa x představuje objem porostu, stupeň zápoje a index agregace R. Druhá osa y představuje výčetní tloušťku, věk porostu a vertikální diverzitu (index A). Výčetní kruhová základna, průměrná výška, objem porostu, vertikální diference, podíl smrku a objem odumřelého dřeva se zvyšovaly v průběhu času. Opačný trend byl zaznamenán u komplexní porostní diverzity B. Indexy tloušťkové a výškové diference (TM_d , TM_h) pozitivně korelovaly s

hustotou porostu, přičemž tyto parametry byly v negativní korelaci s průměrnou výčetní tloušťkou a výškou stromů. Úhrn srážek se zvyšoval s nadmořskou výškou, zatímco průměrná teplota s ní klesla. Horizontální struktura stromového patra směřovala od mírně pravidelného ke shlukovitému rozmístění. Vliv věku porostu na vertikální diverzitu a podíl buku a smrku byly relativně malé. Dynamika parametrů v průběhu posledních 40 let byla významná zejména pro TVP 4 a naproti tomu málo významná pro TVP1.



Obr. 73: Ordinační diagram s výsledky PCA analýzy - vztahy mezi parametry stanovišť (nadmořská výška, sklon, teplota, srážky), porostními poměry (věk, objem dřeva, výčetní kruhová základna, výčetní tloušťka, výška, stupeň zápoje, hustota, zastoupení buku a smrku), strukturální rozmanitosti (A, TM_d , TM_h , R a B indexy) a objemem odumřelého dřeva cv průběhu času (roky); Značky: ●, ▼, ◆, ■ ukazují plochy s danými hodnoceními v letech 2014–2054.

6. DISKUSE

1. Jaké jsou stanovištní (půdní a fytoocenologické) poměry studovaných porostů?

Převažujícím půdním typem v rezervacích na lesním půdním fondu CHKO Orlické hory je kambizem, a to ve většině případů kambizem kyselá. Tento typ lesní půdy souvisí s bučinami až smrkobukovými porosty podhorských a horských oblastí, jejichž zbytky jsou hlavním předmětem ochrany v přírodních rezervacích sledovaného regionu. Tato společenstva byla před přeměnou původních porostů na smrkové monokultury nejrozšířenějším typem porostů a tomu odpovídá i plošný podíl kambizemí (cf. PODRÁZSKÝ, VACEK, 1994, 1996b). Pouze půda na části plochy dvou rezervací vybočuje z tohoto schématu: na lokalitě Komáří vrch byl doložen modální kryptopodzol až podzol.

Extrémní půdní chemismus je výsledkem společného působení nepříznivého klimatu a antropogenních zásahů. Výrazné zhoršení stavu půd je spojeno především se změnou druhové skladby, degradačními účinky některých technologických postupů a i se zvýšeným množstvím kyselého spadu (cf. PODRÁZSKÝ, VACEK, 1996b). Půdy sledovaných chráněných území se vyznačují značnou kyselostí, nízkým obsahem živin a v mnohých případech již nepředstavují stabilizující složku lesních ekosystémů. Nepříznivý stav půd výrazně přispívá ke sníženému odolnostnímu potenciálu lesních porostů Orlických hor (cf. VACEK et al., 2000).

Ze studia fytoocenóz v bukových porostech Orlických hor v letech 1951–2016 vyplývá urychlená vegetační dynamika. Zrychlující se změny v bučinách vedou především k ochuzování druhově bohatších květnatých typů v PR Pod Vrchmezím. Je pravděpodobné, že výrazné vegetační urychlení v bukových porostech 1971–1991 bylo způsobeno zvýšeným imisně ekologickým zatížením. K podobným závěrům dospěli též VACEK, MATĚJKA (2002).

2. Jaká je horizontální a vertikální struktura porostů?

Správné porozumění prostorovému uspořádání, jak horní etáže (PRETZSCH, 2006, VACEK et al., 2010a) tak i přirozené obnovy (NAGEL et al., 2006, VACEK et al., 2010b) a odumřelého dřeva (AMANZADEH et al., 2013) je základním klíčem pro management s cílem napodobit dynamiku přírodních lesů. Pro objektivní posouzení horizontální struktury nestačí pouze studie zápoje, zakmenění a hustoty porostu, ale také je nutná analýza prostorového rozmístění pomocí strukturálních indexů a funkcí (SCHRÖTER et al., 2012). Tyto algoritmy neposkytují pouze

informace týkající se statické struktury, ale současně charakterizují stadium vývoje, ve kterém se dané společenstvo právě nachází, resp. jakým směrem bude vývoj směřovat. Na druhou stranu ze zjištěných výsledků vyplývá, že více druhů indexů a funkcí by mělo být použito současně, protože jsou odlišně citlivé na mírně různé typy procesů. Výzkum CORRAL-RIVAS (2010) poukazuje, že jednotlivě vypočítané hodnoty indexů rozmístění porostu by měly být interpretovány s opatrností, protože nemusí být vždy spolehlivé. Každá metoda má své výhody a nevýhody. Je nutno také vzít v úvahu toleranci jednotlivých dřevin k zastínění, neboť jak prokázali ve svých studiích WARD et al. (1996) či ALDRICH et al. (2003) u druhů náročných na světlo, je snížení počtu jedinců obvykle doprovázeno snižujícím se trendem ke shlukování, zatímco stín tolerantní druhy vykazují opačný trend, jakož je v našem případě buk (cf. ELLENBERG et al., 1992, KUNSTLER et al., 2005)

Na studovaných TVP bylo u stromového patra zjištěno mírně pravidelné až shlukovité rozmístění stromů a přitom shlukovitost byla v pozitivní korelaci s nadmořskou výškou. Podobně prostorové rozmístění jedinců stromového patra s dominantním bukem lesním jako na těchto TVP uvádí VACEK et al. (2015b) z NP Krkonoš a BULUŠEK et al. (2016) z oblastí Sudetské soustavy. BULUŠEK et al. (2016) ve výškovém gradientu nejvýše položené TVP K60 (1 310 m n. m.) dokládají shlukovité uspořádání jedinců stromového patra, jež je způsobeno extrémními podmínkami vrcholového fenoménu. V těchto podmínkách dochází k růstu jedinců v sevřených bioskupinách. Tento trend odklonu od náhodného uspořádání je zde ještě více zesílen vegetativním množením jako adaptací na extrémní podmínky růstu (DOLEŽAL, ŠRŮTEK, 2002, VACEK, HEJCMAN, 2012). Na níže položené TVP K38 v pásmu acidofilních horských bučin BULUŠEK et al. (2016) též jako v mé dizertační práci dokládají převážně náhodné uspořádání jedinců stromového patra, což je typické pro většinu porostů v pokročilém stadiu optima a v počátečním stadiu rozpadu. Obdobné výsledky byly zjištěny i v CHKO Broumovsko (TVP B1). Velmi často vyskytující se náhodné uspořádání porostů bylo prokázáno např. u horní etáže v přírodě blízkých bukových fragmentech v Německu (VON OHEIMB et al., 2005). Z Boubínského pralesa ŠEBKOVÁ et al. (2011) prezentují na počátku měření také dominující náhodnou strukturu, která se postupně změnila ve strukturu spíše agregovanou. K podobným výsledkům docházejí JANIK et al. (2013), kteří ze smíšených porostů v západních Karpatech dokládají tendenci k převážně agregované struktuře. BULUŠEK et al. (2016) v porostu vysoce produktivní květnaté bučiny v Krkonoších ve stadiu optima dokládají tendenci k pravidelnému rozmístění, podobně jako v květnaté bučině v CHKO Broumovsko. Pravidelný

rozestup, který se v přírodě nachází jen v malém rozsahu, je způsoben konkurencí mezi susedními stromy. Horní etáž v květnaté bučině v Krkonoších (TVP K35) byla rozmístěna pravidelně, avšak stromy v nižších vrstvách vykazovaly shlukovité uspořádání. Toto uspořádání bylo též pozorováno i v bukových porostech ve Slovinsku (RUGANI et al., 2013) nebo v dalších evropských přirozených lesích s dominantním bukem (SZWAGRZYK, CZERWCZAK, 1993; COMMARMOT et al., 2005). Sklon k agregaci ve spodní vrstvě je výsledkem zdárného odrůstání přirozené obnovy v mezerách zápoje vytvořených po odumřelých stromech (CANHAM, 1988, ZEIBIG et al., 2005, SZWAGRZYK, SZEWCZYK, 2008). Přejchod od výrazně shlukovitého rozmístění nových jedinců přes náhodné až k pravidelnému uspořádání stromů (od DBH > 32,5 cm) byl také pozorován v přírodě blízkých lesích ve Francii (POMMERENING et al., 2002; WIJDEVEN, 2003).

Stejně jako v jiných studiích přirozené obnovy buku (NAGEL et al., 2006, VACEK et al., 2010b, ZAHRADNÍK et al., 2010) bylo zjištěno, že horizontální struktura zmlazení byla na mnou sledovaných TVP výrazně agregovaná. Množství přirozeného zmlazení je diferencováno podle topografie a pokryvu bylinného i mechového patra (VACEK, MATĚJKA, 2003). Ke shlukovitému rozmístění přirozené obnovy nedochází pouze v mezerách korun stromového patra, ale obnova buku může proniknout relativně daleko od okraje mezery. Při analýze horizontální struktury korun lze stanovit, že jejich centroidy buku byly více pravidelně distribuovány než kmeny stromů. Plasticita korun tak snižuje vnitrodruhovou konkurenci a umožňuje efektivnější využití růstového prostoru, a tím dává potenciál zachovat vysokou produktivitu porostu (LONGUETAUD et al., 2008, SCHRÖTER et al., 2012).

Prostorové rozdělení odumřelého stojícího dřeva bylo převážně náhodné. Na tento typ rozmístění odumřelých stojících stromů a jejich fragmentů poukazují hodnoty horizontálních indexů z bučin v Německu (VON OHEIMB et al., 2005) a z jedlobukových porostů v západních Karpatech (JANIK, 2013). Shlukovitost odumřelých stojících stromů malých dimenzí lze vysvětlit zmlazováním ve skupinách a jejich následnou autoredukci, zatímco náhodné uspořádání odumřelých stromů velkých dimenzí je důsledek mortality jednotlivých stromů způsobené dosažením fyzické zralosti (ROUVINEN, KOUKI, 2002). Podle studií ze Švédska (ROUVINEN, KOUKI, 2002) a Finska (EDMAN, JONSSON, 2001) odumřelé stojící stromy ukázaly jinou prostorovou strukturu – tenké odumřelé stromy shlukovité a silné odumřelé stromy náhodné rozdělení. Lokální trendy shlukovitosti odumřelého dřeva lze vysvětlit zmlazováním

jedinců ve skupinách a jejich následnou autoredukci, zatímco náhodné uspořádání odumřelých stromů velkých dimenzí je důsledek mortality jednotlivých stromů způsobené dosažením fyzické zralosti (ROUVINEN, KOUKI, 2002).

Z predikce samovolného vývoje vyplývá, že na sledovaných TVP se bude tloušťková struktura v průběhu nejbližších desetiletí stále více diverzifikovat, oproti tomu dojde k poklesu celkové diverzity, což bylo též zjištěno ve smrkobukových porostech v NPR Trčkov v Olických horách (VACEK et al., 2014).

3. Jaký charakter má přirozená obnova zkoumaných porostů?

Na TVP počet přirozené obnovy ($h \geq 10$ cm) je v rozmezí od 4 584 do 73 740 ks.ha⁻¹, což ve srovnání s přirozenými lesy ze Slovinska se jedná o nižší i výrazně vyšší počty – 11,654–14,615 ks.ha⁻¹ (NAGEL et al., 2006). Oproti tomu množství přirozené obnovy v bukových lesích v severovýchodním Německu dosahovalo v průměru 3 202 ks. ha⁻¹ (VON OHEIMB et al., 2005). Srovnatelné množství přirozené obnovy buku na TVP v Krkonoších jako v Orlických horách pak uvádí VACEK et al. (2009a).

Růst semenáčků je ve studovaných bučinách v první řadě ovlivněn různou světelnou intenzitou, která je výsledkem velikosti a tvaru dané světliny a samozřejmě pozice jedince v rámci této světliny. Negativní dopad přímého slunečního záření a vyšší stupněm zabuřnění pak zhoršují růstové vlastnosti zmlazení (cf. BÍLEK et al., 2013).

Limitujícím faktorem úspěšného odrůstání přirozené obnovy je zde spárkatá zvěř. Množství jedinců přirozeného zmlazení je diferencováno především podle zápoje stromového patra, podle charakteru půdního povrchu a pokryvnosti bylinného i mechového patra. Přirozená obnova je zde dlouhodobě silně redukována, a to zejména u velmi sporadicky se vyskytující jedle, dále pak u javoru kleny a jeřábu ptačího a částečně i buku lesního. Významný tlak zvěře tak negativně působí na druhové složení těchto cenných autochtonních porostů. K podobným poznatkům o škodách spárkatou zvěří na přirozené obnově ve srovnatelných smíšených porostech dospěli VACEK et al. (2009a) v Krkonoších. JAWORSKI et al. (2002), kteří se zabývají výzkumem v Západních Karpatech v Polsku, potvrzují také klesající zastoupení jedle v rozmezí 4–15 % v závislosti na stanovišti během desetiletého období, především na úkor buku, jehož

přirozená obnova v tamních porostech dobře prosperuje, snižující se zastoupení jedle zdůvodňují zejména destruktivním vlivem spárkaté zvěře na její přirozenou obnovu. Také BOTTERO et al. (2011) ve smíšených přírodě blízkých lesích v lesní rezervaci Lom v Bosně a Hercegovině zaznamenali velmi výrazně se snižující zastoupení jedle vzhledem k zastoupení jedinců v jednotlivých růstových a vývojových stadiích. Patrný úbytek jedle ve smíšených porostech je zaznamenán i na Slovensku, jedle je nahrazována v porostech taktéž především bukem lesním (ŠTEFANČÍK, ŠTEFANČÍK, 2002, ŠTEFANČÍK, 2006). Rovněž SANIGA et al. (2013) konstatují produkční a funkční prosazování buku lesního v produkčním prostoru pralesa v NPR Skalná Alpa ve všech vývojových stadiích. Podobný trend byl zjištěn i ve smíšených porostech v Dobročském pralesu na Slovensku (SANIGA, 1999).

Z porovnání průměrných výšek nepoškozených a okusem poškozených vyplývá, že spárkatá zvěř má zde významný vliv na odrůstání obnovy. Nejvíce poškozován je zde jeřáb, jedle, buk i klen a smrk ze všech dřevin nejméně. Podobně tomu je nejen v jiných částech Orlických hor (VACEK et al., 2014), ale i v lesích Bavorska (AMMER, 1996) či Alpách v Itálii (MOTTA, 1996), kde vlivem okusu nejsilněji trpí jeřáb, jedle a buk, naopak smrk je jím ovlivněn méně.

Též VRŠKA et al. (2001) prezentují změny prostředí a dynamiky vývoje dřevinné složky ekosystémů v přírodních lesích Šumavy. Přitom se zabývají otázkou nadměrných stavů spárkaté zvěře ve vztahu ke konkurenceschopnosti hlavních dřevin v přirozené obnově – jedle bělokoré, buku lesního a smrku ztepilého. Kladou si přitom otázku oprávněnosti a smysluplnosti použití oplocení jako nástroje managementu v lesních rezervacích. Na základě výsledků opakovaných šetření přitom docházejí i přes všechny diskutabilní důsledky k závěru, že úplné oplocení pralesů je zde v současné době jediné řešení, které zajišťuje jeho relativně přirozený samovolný vývoj. Dále pak zdůrazňují, že v pralesu je třeba udržovat oplocení v provozuschopném stavu a podle možností vytlačovat ven zvěř, která do oplocení pronikne. K podobným závěrům dochází i DIACI et al. (2010), který výzkumem smíšených lesů smrku, jedle a buku ve Slovinsku dokládá, že úbytek jedle zde není způsoben pouze devastací přirozené obnovy býložravci, ale také znečištěním ovzduší (emisemi SO₂), na které je jedle relativně citlivá. Obdobné poznatky vlivu znečištění ovzduší na zdravotní stav a ústup porostů jedle bělokoré v Krkonoších uvádí VACEK et al. (2007a).

Z výše uvedeného vyplývá, že stavy spárkaté zvěře v zájmové oblasti jsou velmi vysoké pro zdárné odrůstání přirozené obnovy většiny listnatých dřevin a jedle. Zejména pak u jelení zvěře jsou 1,6krát vyšší než stavy normované a černé zvěře jsou dokonce 2,7krát vyšší. Jedná se tedy o stavy výrazně vyšší, než uvádí VERA (2000). Pro úspěšné odrůstání přirozené obnovy jsou podle ní přípustné stavy 5–30 ks jelení zvěře a 40–50 ks srnčí zvěře na 1000 ha. V důsledku toho dochází k výraznému sběru bukvic zvěří v semenném roce a následně k poškozování přirozené obnovy, která převyšuje výšku bylinné pokrývky (cf. AMBROŽ et al., 2014; VACEK et al., 2014).

Podobně jako na sledovaných TVP, je i v jiných pracích (VON OHEIMB et al., 2005; VACEK et al., 2014) prostorové rozmístění obnovy agregované, jak to již bylo podrobně rozebráno u předcházejícího bodu.

4. Jaká je strukturální biodiverzita studovaných porostů?

Z hlediska stavby a dynamiky porostů je jedním z nejdůležitějších faktorů druhové složení, které odráží strukturální diverzitu porostů. Ze získaných výsledků na TVP vyplývá, že parametry strukturální diverzity se na TVP pohybují převážně ve středním rozmezí daných stupnic. Podobně jako v této studii se i řada dalších prací zabývá biologickou rozmanitostí lesních porostů (DUELLI, OBRIST, 2003) či jejich beta diverzitou (VAN CALSTER et al., 2007). Na základě získaných výsledků lze dokumentovat mírně rozdílnou biodiverzitu na studovaných plochách, které jsou převážně ponechány samovolnému vývoji. Tyto výsledky jsou v souladu s obdobnými studii (KEITH et al., 2009, HÉDL et al., 2010). Zajisté na biodiverzitu těchto porostů mělo vliv jejich obhospodařování v minulosti, což potvrzují monozi autoři (např. VAN CALSTER et al., 2008; ROONEY et al., 2001).

Zejména pak šíření až masové zmlazování buku lesního v posledním desetiletí dokládá řada autorů (THIMONIER et al., 1994; LAMEIRE et al., 2000; VON OHEIMB, BRUNET, 2007; STREŠTÍK, ŠAMONIL, 2006; VACEK et al., 2015a). Tuto skutečnost někteří autoři přikládají vysoké depozici dusíku (cf. HOFMEISTER et al., 2004).

Na strukturální diverzitu má vliv i tvar lesa, a zejména pak les vysoký do určité míry limituje diverzitu v porovnání s lesem sdruženým či nízkým a s celkovou strukturální diferenciací

studovaných porostů bučin (cf. GRAAE, HESKJÆR, 1997). Lze zároveň potvrdit hypotézu rozdílných změn diverzity v květnatých a acidofilních horských bučinách, což dokládá NGO BIENG et al. (2013). Tento autor dále uvádí, že jak vnitrodruhová, tak i mezidruhová konkurence mají zásadní vliv na dynamiku smíšených lesů i na jejich produktivitu.

BARBIER et al. (2008), VAN CALSTER et al. (2008) dále podobně jako na námi sledovaných TVP prokázaly pozitivní vztah mezi bohatostí horních etáží a bohatostí podrostu. Nicméně i v případě druhově bohatých porostů hraje kruhová základna, nebo zápoj zásadní roli a mohou výrazně snižovat pokryvnost všech ekologických skupin bylinných a dřevinných druhů a na druhovou bohatost nelesních druhů trav a dřevin (cf. BARBIER et al., 2009). Vztahy mezi jednotlivými parametry prostředí, jako jsou druhová bohatost dřevin a biologická rozmanitost podrostu, mohou také do velké míry záviset na sukcesním stádiu (HAVEMAN, SCHAMINÉE, 2005).

5. Jaký je výskyt odumřelého dřeva a jaké jsou jeho kvalitativní a kvantitativní parametry?

Mírně nižší zásoba hroubí sdruženého porostu než na studovaných TVP v Orlických horách 239–536 m³.ha⁻¹ byla zjištěna na srovnatelných lokalitách v Krkonoších (218–416 m³.ha⁻¹; VACEK et al. 2015b). I při porovnání s jinými přírodě blízkými bukovými lesy v Evropě je to méně. Například CHRISTENSEN et al. (2005) uvádí průměrnou zásobu 559 m³.ha⁻¹, VON OHEIMB et al. (2005) 604 m³.ha⁻¹ a MEYER et al. (2003) dokonce 715 m³.ha⁻¹.

Celkový objem odumřelého dřeva se pohybuje v rozmezí 6,1–112,1 m³.ha⁻¹ a toto rozmezí je nižší než udává práce CHRISTENSEN et al. (2005) z 86 bukových rezervací s průměrnou hodnotou 130 m³.ha⁻¹. Objem odumřelého ležícího dřeva na TVP je 30,5 m³.ha⁻¹ ± 8,7 SX, tj. 1,2–83,21 % z celkového množství odumřelého dřeva. Přitom CHRISTENSEN et al. (2005) uvádí podíl až 55 % pro horské oblasti. Tento nízký podíl je zapříčiněn managementem v minulosti, resp. odklizením ležícího odumřelého dřeva.

6. Jakého zdravotního stavu porosty dosahují a zda je úměrný danému vývojovému cyklu?

Z vývoje průměrného olistění a podílu stupňů defoliace je zřejmé, že u buku lesního docházelo na studovaných TVP v letech 1981 až 1987 k výrazné defoliaci. Po roce 1988 se stav olistění zdánlivě stabilizoval, avšak zejména pak v letech 1992 až 2004 docházelo k určitým oscilacím. Od r. 2007 dochází k postupnému zvyšování olistění buku a nejvyšší trend regenerace v posledním desetiletí byl zaznamenán v r. 2012. V suchých letech 2015 a 2016 pak došlo k výraznějším nárůstu defoliace. Relativně urychlená dynamika vývoje zdravotního stavu v tomto porostu je kromě imisně ekologického stresu ovlivňována vývojovým stadiem porostu. Lze konstatovat, že zdravotní stav těchto porostů je úměrný daným vývojovým stadiím. V porostech ve stadiu rozpadu je zdravotní stav mírně zhoršený ve srovnání se stadiem optima.

Z hlediska dynamiky defoliace je na tom lépe buk lesní ve srovnání se smrkem ztepilým či jeřábem ptačím. To je plně v souladu s hodnocením smrkobukových porostů v Orlických horách (cf. Vacek et al., 1994a, 2000). K podobným poznatkům ze smrkobukových porostů v Krkonoších dospěli Vacek (1996), Vacek, Matějka (2010) a na Šumavě Vacek, Mayová (2000) a Vacek et al. (2003, 2006).

7. Jaký je stav těchto porostů v současnosti, jak probíhal jejich vývoj v minulosti a jak bude probíhat v budoucnosti?

Strukturální dynamika přírodě blízkých porostů s dominantním bukem lesním a přimíšeným smrkem ztepilým v chráněných územích ve vrcholových partiích Orlických hor představuje unikátní ukázkou fragmentů autochtonních porostů ponechaných samovolnému vývoji v oblasti s výrazným vrcholovým fenoménem s častým výskytem silných námraz (cf. KADLUS, 1960; KADLUS, ŘÍHA, 1971; VACEK et al., 2012a, 2014).

Průměrná šířka letokruhů u buku lesního i u smrku ztepilého byla na studovaných TVP podobná a převážně se pohybovala v rozmezí 0,5–1,5 mm. 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. Z minim radiálního přírůstu na TVP vyplývá častější silné poškození korun buku námrazou ve srovnání se smrkem. Extrémní výskyt námrazy ve vrcholových partiích Orlických hor též dokládají KADLUS (1960, 1972) KADLUS, ŘÍHA (1971). V průběhu 80. let 20. století byla růstová minima u obou studovaných dřevin způsobena synergismem imisí, klimatu a u buku i červce bukového, což je v souladu s pracemi JURÁSEK, VACEK (1987) a VACEK (1989), VACEK et al. (2015a). V r. 2011 to u buku bylo v důsledku značného poškození asimilačního aparátu ozonem a u smrku v r. 2015 v důsledku sucha opakovaně již druhým rokem po sobě. Výrazný vliv sucha na radiální přírůst smrku též uvádějí BOLTE et al. (2010). Na rozdíl od našich poznatků WIPFLER et al. (2005) uvádějí větší vliv ozonu na radiální přírůst smrku než buku. V důsledku globálních klimatických změn se ve vrcholových partiích Orlických hor výrazně snižuje výskyt námrazy silně poškozující koruny buku. Zatímco v letech 1910-1970 to bylo 6krát, tak v r. 1970-2015 pouze 1krát, tj. 3,5krát méně. Tím zde dochází ke zvyšování konkurenceschopnosti buku vůči smrku, což v posledních letech, zejména v r. 2015 ještě zvyrazňují škody suchem u smrku. V budoucnu lze tedy z ekologického hlediska předpokládat větší preferenci buku na úkor smrku, který je v posledních letech více citlivý nejen na stávající, ale i nastupující abiotické faktory prostředí. Navíc je výrazně více poškozován hmyzími škůdci a houbovými patogeny. Tyto poznatky jsou v souladu např. s pracemi SPIECKER (1991); LÜPKE et al. (2004); BRÉDA et al. (2006); PICHLER, OBERHUBER (2007); BOLTE et al. (2010); MAATEN-THEUNISSEN, BOURIAUD (2012).

7. ZÁVĚR

Zkoumané přírodní rezervace pod vlivem výrazného vrcholového fenoménu v CHKO Orlické hory náleží k nejcennějším zbytkům přírodních lesů této oblasti. V průběhu vývoje strukturovaných porostů s dominantním bukem lesním a přimíšeným smrkem ztepilým dochází ke změnám v prostorovém rozmístění, které směřují od výrazně shlukovitého uspořádání jedinců ve fázi obnovy i ve stadiu dorůstání až k náhodnému i mírně pravidelnému rozmístění jedinců ve stadiu optima. Z růstových analýz a simulace vývoje porostů vyplývá, že limitujícím faktorem zdárného vývoje přirozené obnovy, především jeřábu, klenu a buku, je vysoká zvěř. Pro zajištění obnovy a stabilizaci zbytků přírodních lesů v těchto cenných rezervacích je nutné přirozenou obnovu chránit oplocením a zároveň redukovat spárkatou zvěř na úroveň ekologicky únosných škod. Z růstových analýz vyplývá, že při postupujících globálních klimatických změnách si buk lesní stále více posiluje konkurenceschopnost vůči smrku. Pro buk se tak vytvářejí lepší podmínky, a to jak pro přirozenou obnovu, tak i pro růstové a vývojové poměry ve stromovém patře. Tuto skutečnost je vhodné využít při zvyšování podílu buku na úkor smrku v obdobných stanovištních a porostních poměrech.

Získané poznatky o stanovištních a porostních poměrech porostů s dominantním bukem lesním na TVP v Orlických horách jsou zajisté dobrým výchozím předpokladem pro tvorbu přírodě blízkých způsobů managementu postaveného na exaktních vědeckých základech. Nicméně ověřování dosavadních a formulace nových kritérií a indikátorů optimálních přírodě blízkých postupů pěstování lesů se zvýšenou mimoprodukční funkcí je nezbytná v úzké vazbě na dané stanovištní a porostní poměry. Lze předpokládat, že v souladu se zvyšujícím se významem mimoprodukčních funkcí lesů (ekologických i environmentálních) bude péče o lesní ekosystémy v obdobných stanovištních i porostních poměrech do budoucna zaměřena zejména na dosažení jejich větší přirozenosti, a to zejména ve zvláště chráněných územích. Pravděpodobně to bude i z důvodu široké ekologické valence buku lesního, který značně přispívá ke zvyšování ekologické stability porostů v zájmovém území.

8. LITERATURA

- AANDERAA R., ROLSTAD J., SOGNEN, S.M. (1996): Biological Diversity in Forests. Norges Skogeierforbund og A/S Landbruksforlaget. Oslo, Norway.
- ALDRICH P.R., PARKER G.R., WARD J.S., MICHLER C.H. (2003): Spatial dispersion of trees in an old-growth temperate hardwood forest over 60 years of succession. *Forest Ecology and Management*. 180, 475–491.
- ALESSANDRINI A., BIONDI F., DI FILIPPO A., ZIACO E., PIOVESAN G. (2011): Tree size distribution at increasing spatial scales converges to the rotated sigmoid curve in two old-growth beech stands of the Italian Apennines. *Forest Ecology and Management* 262, 1950–1962.
- AMANZADEH B., SAGHEB-TALEBI K., FOUMANI B.S., FADAIE F., CAMARERO J.J., LINARES J.C. (2013): Spatial Distribution and Volume of Dead Wood in Unmanaged Caspian Beech (*Fagus orientalis*) Forests from Northern Iran. *Forests*, 4: 751–765.
- 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 Lány Game Enclosure. *Forestry Journal* 61(2): 78-88.
- AMMER CH. (1996): Impact of ungulates on structure and dynamics of natural regeneration of mixed mountain forests in the Bavarian Alps. *Forest Ecology and Management* 88, 43–53.
- AMMER C., MOSANDI R., EL KATEB H. (2002): Direct seeding of beech (*Fagus sylvatica* L.) in Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) stands – effects of canopy density and fine root biomass on seed germination. *Forest Ecology and Management*, 159: 59-72.
- ANGELSTAM P., KUULUVAINEN T. (2004). Boreal forest disturbance regimes, successional dynamics and landscape structures: a European perspective. *Ecological Bulletins* 117–136.
- ANTIPOV V. G. (1979): Ustojčivost' drevesnyh rastenij k promyšlennym gazam. Minsk, 215 s.
- ARRIETA S., SUAREZ F. (2005): Spatial patterns of seedling emergence and survival. *Forest Ecology and Management*. 205, 267–282.

- BADEA O., TANASE M., GEORGETA J., ANISOARA L., PEIOV A., UHLÍŘOVÁ H. et al. (2004): Forest health status in the Carpathian Mountains over the period 1997–2001. *Environmental Pollution*, 130(1): 93–98
- BALCAR V., VACEK S., HENŽLÍK V. (1994): Dynamika poškození lesních porostů v horských oblastech. In: Stav horských lesů Sudet v České republice. Opočno, VÚLHM Výzkumná stanice 1994, s. 73–100.
- BARBIER S., GOSSELIN F., BALANDIER P. (2008) Influence of tree species on understory vegetation diversity and mechanisms involved – a critical review for temperate and boreal forests. *Forest Ecology and Management* 254:1–15
- BARBIER E.B., BAUMGÄRTNER S., CHOPRA K., COSTELLO C., DURAIAPPAH A. et al. (2009) The valuation of ecosystem services. In: Naeem S, Bunker D, Hector A, Loreau M, and Perrings C (eds) *Biodiversity, Ecosystem Functioning, and Human Wellbeing: An Ecological and Economic Perspective*. Oxford: Oxford University Press, 248–262.
- BARNA M., KULFAN J., BUBLINEC E. et al. (2011): Buk a bukové ekosystémy Slovenska. VEDA (vydavateľstvo Slovenskej akadémie vied), Bratislava.
- BARNES B. V., ZAK D. R., DENTON S. R., SPURR S. H. (1998): *Forest ecology*. 4th edition. John Wiley & Sons, New York.
- BIČÁROVÁ S., SOJÁKOVÁ M., FLEISCHER P. (2005): Summer ground level ozone maximum in Slovakia in 2003. *Contributions Geophysics and Geology*, 35, 265-279.
- BÍLEK L., BERNATE J.F., REMEŠ J. (2013): National Nature Reserve Voděradské bučiny. 30 Years of Forestry Research. 1st Ed. *Folia Forestalia Bohemica*, Kostelec nad Černými lesy, Lesnická práce, s.r.o., 26: 86.
- 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 microhabitat factors. *Dendrobiology*, 71, 59-71.
- BOLTE A., CZAKOWSKI 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., 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 Forest Research* 129: 261–276.
- BOSE K.A., SCHELHAAS M.-J., MAZEROLLE M.J., BONGERS F. (2014): Temperate forest development during secondary succession: effects of soil, dominant species and management. *European Journal of Forest Research*. 133, 511–523.
- 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.
- BRASSEUR G. P., HAUGLUSTAIN D. A., WALTERS S., RASCH P. J., MULLER J.F., GRANIER C., TIE X. X. (1998): MOZART, a global chemical transport model for ozone and related chemical tracers, 1, Model description, *Journal of Geophysical Research*, 103 (28): 265–289.
- BRAUN–BLANQUET, J. (1964): *Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde*. Ed. 3. – Springer Verl., Wien & New York.
- BRÉDA N, HUC R, GRANIER A, DREYER E. (2006): Temperate forest trees and stands under severe drought: a review of ecophysiological responses, adaptation processes and long-term consequences. *Annals of Forest Science* 63: 625–544.
- 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: 7: 293–305.
- BURSCHEL P., HUSS J. (1997): *Grundriß des Waldbaus: ein Leitfaden für Studium und Praxis*. 2. Aufl. Parey Buchverlag, Berlin. 487 p.
- BYTNEROWICZ A., BADEA O., BARBU I., FLEISCHER P., FRACZEK W., GANCZ V., GODZIK B., GRODZINSKA K. et al. (2003): New international long-term ecological research on air pollution effects on the Carpathian Mountain forests, Central Europe. *Environment International*, 29: 367e376.
- BYTNEROWICZ A., BADEA O., POPESCU P., MUSSELMAN R., TANASE M., BARBU I., FRACZEK W., GEMBASU N., SURDU A., DANESCU F., POSTELNICU D., CENUSA R., VASILE C. (2004): Air

- pollution, precipitation chemistry and forest health in the Retezat Mountains, Southern Carpathians, Romania. *Environmental Pollution*, 137: 546–567.
- CANHAM C.D. (1988): An index for understory light levels in and around canopy gaps. *Ecology* 69, 1634–1638.
- CALVET J.C. (2000): Investigating soil and atmospheric plant water stress using physiological and micrometeorological data. *Agricultural and Forest Meteorology*, 103, 229–247.
- CARVALHO J.P.F. (2011): Composition and structure of natural mixed-oak stands in northern and central Portugal. *Forest Ecology and Management*, 262, 1928–1937.
- CASTAGNERI D., STORAUNET K.O., ROLSTAND J. (2013): Age and growth patterns of old Norway spruce trees in Trillemarka forest, Norway. *Scandinavian Journal of Forest Research* 28:232–240.
- CAVARD X., BERGERON Y., CHEN H.Y., PARÉ D., LAGANIÈRE J., BRASSARD B. (2011): Competition and facilitation between tree species change with stand development. *Oikos*, 120(11), 1683–1695.
- CLARK P., EVANS F. C. (1954): Distance to nearest neighbour as a measure of spatial relationship in populations. *Ecology* 35, 445–453.
- CLOSSET-KOPP D., SCHNITZLER A., ARAN D. (2006): Dynamics in natural mixed-beech forest of the Upper Vosges. *Biodiversity and Conservation* 15, 1063–1093.
- COLLET C., CHENOST C. (2006): Using competition and light estimates to predict diameter and height growth of naturally regenerated beech seedlings growing under changing canopy conditions. *Forestry*, 79, 489–502
- COMMARMOT B., BACHOFEN H., BUNDZIAK Y., BÜRGI A., RAMP B., SHPARYK Y. et al. (2005): Structure of virgin and managed beech forests in Uholka (Ukraine) and Sihlwald (Switzerland): a comparative study. *Forest Snow and Landscape Research* 79: 45–56.
- COOMES D.A., ALLEN R.B. (2007): Mortality and tree-size distributions in natural mixed-age forests. *Journal of Ecology* 95, 27–40.
- CORRAL-RIVAS J.J., WEHENKEL CH., CASTELLANOS-BOCAZ H.A., VARGAS-LARRETA B., DIÉGUEZ-ARANDA U. (2010): A permutation test of spatial randomness: application to nearest neighbour indices in forest stands. *Journal of Forest Research*, 15: 218–225.

- CROW T.R., BUCKLEY D.S., NAUERTZ E.A., ZASADA J.C. (2002): Effects of management on the composition and structure of northern hardwood forests in Upper Michigan. *Forest Science* 48, 129–145.
- DAILY G.C., EHRLICH P.R., SANCHEZ-AZOFEIFA G.A. (2001): Countryside biogeography: use of human-dominated habitats by the avifauna of southern Costa Rica. *Ecological Applications* 11:1–13.
- DÄSSLER H.G. (1981): Einfluß der Luftverunreinigungen auf die Vegetation. Ursachen, Wirkungen, Gegenmaßnahmen. – VEB Gustav Fischer Verlag. Jena.
- DAVID, F.N., MOORE, P.G. (1954): Notes on contagious distributions in plant populations. *Annals of Botany of London* 18: 47–53.
- DE VRIES W., REINDS G.J., VAN DOBBEN H., DE ZWART D., AMLID D., NEVILLE P., POSCH M., AUÉE J.CH., VOOGD E.M. (2003): Intensive Monitoring of Forest Ecosystems a Europe, Technical Report. EC, UN/ECE, Brussels, Geneva.
- DIACI J., ROZENBERGAR D., BONCINA A. (2010): Stand dynamics of Dinaric old-growth forest in Slovenia: Are indirect human influences relevant?. *Plant Biosystems*, 144(1), 194-201.
- DITTMAR C., ZECH W., ELLING W. (2003): Growth variations of Common beech (*Fagus sylvatica* L.) under different climatic and environmental conditions in Europe – a dendrochronological study. *Forest Ecology and Management* 173:63–78.
- DITTMAR C., FRICKE W., ELLING W. (2006): Impact of late frost events on radial growth of common beech (*Fagus sylvatica*) in Southern Germany. *European Journal of Forest Research* 125:249–259.
- DOLEŽAL J., ŠRŮTEK M. (2002): Altitudinal changes in composition and structure of mountain-temperate vegetation: a case study from the Western Carpathians. *Plant Ecology*, 158: 201–221.
- DRÖSSLER L., VON LÜPKE, B. (2005): Canopy gaps in two virgin beech forest reserves in Slovakia. *Journal of Forest Science* 51(1):446–457.
- DRÖSSLER L., VON LÜPKE B. (2007): Bestandesstruktur, Verjüngung und Standortfaktoren in zwei Buchenurwald-Reservaten der Slowakei. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung*, 178, 121–135.

- DUELLI P., OBRIST M. K. (2003): Regional biodiversity in an agricultural landscape: the contribution of seminatural habitat islands, *Basic and Applied Ecology*, 4, 129-138.
- EDMAN M., JONSSON B.G. (2001): Spatial pattern of downed logs and wood-living fungi in an old-growth spruce forest. *Journal of Vegetation Science*, 12: 609–620.
- ELLENBERG H. (1996): *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen*. 5. Aufl. Ulmer, Stuttgart. 1095 p.
- ELLENBERG H. (1992): *Vegetation Ecology of Central Europe*. 5th edn. Cambridge University Press, Cambridge.
- EMBERSON L.D., ASHMORE M.R., SIMPSON D., TUOVINEN J.P., CAMBRIDGE H.M. (2001): Modeling and mapping ozone deposition in Europe. *Water, Air, & Soil Pollution* 130, 577-582.
- FABRIKA M. (2005): Simulátor biodynamiky lesa SIBYLA, koncepcia, konštrukcia a programové riešenie. Habilitačná práca. Zvolen, Technická univerzita vo Zvolene.
- FABRIKA M., ĎURSKÝ J. (2005a): Stromové rastové simulátory. EFRA, Zvolen.
- FABRIKA M., ĎURSKÝ J. (2005b): Algorithms and software solution of thinning models for SIBYLA growth simulator. *Journal of Forest Science*, 51: 10: 431–445.
- FABRIKA M., PRETZSCH H. (2011): Analýza a modelovanie lesných ekosystémov. Technická Univerzita vo Zvolene, Zvolen 2011, s. 15 – 599
- FAJARDO A., GONZALEZ M.E. (2009): Replacement patterns and species coexistence in an Andean Araucaria-Nothofagus forest. *Journal of Vegetation Science* 20, 1176–1190.
- FALTYSOVÁ H., MACKOVČIN P., SEDLÁČEK M. et al. (2002): Královehradecko. In: Mackovčín P. a Sedláček M. (eds.): *Chráněná území ČR, svazek V*. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR a EkoCentrum Brno, Praha.
- FRANKLIN J. F., SPIES T. A., VAN PELT R., CAREY A. B., THORHBURGH D. A., BERG D.R., LINDENMAYER D. B., HARMON M. E., KEETON W. S., SHAW D. C., BIBLE K., CHEN J. (2002): Disturbances and structural development of natural forest ecosystems with silvicultural implications, using Douglas-fir forest as an example. *Forest Ecology and Management* 155, 399–423.

- FRANKLIN J.F., CROMACK K., DENISON W., MCKEE A., MASER C., SEDELL J., SWANSON F., JUDAY G. (1981): Ecological characteristics of old-growth Douglas-Fir forest. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-118.
- FRELICH L.E. (2002): Forest dynamics and disturbance regimes. Cambridge, UK: Cambridge University Press.
- FUHRER J., BENISTON M., FISCHLIN A., FREI CH., GOYETTE S., JASPER K., PFISTER CH. (2006): Climate risks and their impact on agriculture and forests in Switzerland. *Climatic Change*, 79: 79–102.
- FÜLDNER K. (1995): Strukturbeschreibung in Mischbeständen. *Forstarchiv* 66, 235–606.
- GOETZ J. (1935): Buk (*Fagus sylvatica* L.) w poznańskim na wschodnim pograniczu swego rozmieszczenia. *Prace 1-go polskiego Naukowego Zjazdu Leśniczego*, Poznań, Poland.
- GÖMÖRY D., HYNEK V., PAULE L. (1998): Delineation of seed zones for European beech (*Fagus sylvatica* L.) in the Czech Republic based on isozyme gene markers. *Annals of Forest Science* 55: 425-436.
- GOVE J.H., DUCEY M.J., LEAK W.B., ZHANG L. (2008): Rotated sigmoid structures in managed uneven-aged northern hardwood stands: a look at the Burr Type III distribution. *Forestry* 81, 161–176.
- GRAAE B.J., HESKJÆR V.S. (1997): A comparison of understory vegetation between untouched and managed deciduous forest in Denmark. *Forest Ecology and Management* 96, 111–123.
- GRATZER G., CANHAM C., DIECKMANN U., FISCHER A., IWASA Y., LAW R., LEXER M.J., SANDMANN H., SPIES T.A., SPLECHTNA B.E., SZWAGRZY J. (2004): Spatio-temporal development of forests – current trends in field methods and models. *Oikos* 107, 3–15.
- GREEN R.N., TROWBRIDGE R.L., KLINKA K. (1993): Towards a taxonomic classification of humus forms. *Forest Science*, 39, Monograph, 29.
- GRISSINO-MAYER H.D., HOLMES R.L., FRITTS H.C. (1992): International tree-ring data bank program library: user's manual. Laboratory of Tree-Ring Research, University of Arizona, Tuscon.
- HANEWINKEL M., PEYRON J.L. (2014): Tackling Climate Change: The contribution of scientific knowledge in forestry (editorial). *Annals of Forest Science*, 71: 113–115.

- HARJA D., VINCENT G., MULIA R., VAN NOORDWIJK M. (2012): Tree shape plasticity in relation to crown exposure. *Trees* 26, 1275–1285.
- HARMON M.E., FRANKLIN J.F., SWANSON F.J., SOLLINS P., GREGORY S.V., LATTIN J.D., ANDERSON N.H., CLINE S.P., AUMEN N.G., SEDELL J.R., LIENKAENPER G.W., CROMACK K., CUMMINS, K.W. (1986): Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. *Advances in Ecological Research* 15, 133-302.
- HARMON M.E. (1987): The influence of litter and humus accumulations and canopy openness on *Picea sitchensis* (Bong.) Carr. and *Tsuga heterophylla* (Raf.) Sarg. Seedlings growing on logs. *Canadian Journal of Forest Research* 17, 1475-1479.
- HARMON M.E. (1989): Effects of bark fragmentation on plant succession on conifer logs in the *Picea-Tsuga* forests of Olympic National Park. Washington. *American Midland Naturalist* 121, 112-124.
- HARMON M.E., FRANKLIN J.F. (1989): Tree seedlings on logs in *Picea-Tsuga* forests of Oregon and Washington. *Ecology* 70, 48-49.
- HART S.A., CHEN H.Y.H. (2006): Understory Vegetation Dynamics of North American Boreal Forests. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 25: 381–397.
- HAVEMAN R., SCHAMINÉE J.H.J. (2005): Floristic changes in abandoned oak coppice forests in the Netherlands, with some notes on apomictic species. – *Botanika Chronika* 18(1): 149–160.
- HÉDL R., KOPECKÝ M., KOMÁREK J. (2010): Half a century of succession in a temperate oakwood: from species-rich community to mesic forest. *Diversity and Distributions* 16:267–276
- HILL M.O. (1973) Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. *Ecology* 54: 427–432
- HJELMQVIST H. (1940): Studien über die Abhängigkeit der Baumgrenzen von der Temperaturverhältnissen unter besonderer Berücksichtigung der Buche und ihrer Klimarassen. Blom, Lund, Germany.
- HOFGAARD A. (1993): Structure and regeneration patterns in a virgin *Picea abies* forest in northern Sweden. *Journal of Vegetation Science* 4, 773-782.

- HOFMANN G. (2001): Mitteleuropäische Waldökosysteme in Wort und Bild. AFZ/Der Wald, CD-Rom. Special edition.
- HOFMEISTER J., HOŠEK J., MALÍĚK J., PALICE Z., SYROVÁTKOVÁ L., STEINOVÁ J., ČERNAJOVÁ I. (2016): Large beech (*Fagus sylvatica*) trees as ‘lifeboats’ for lichen diversity in central European forests. *Biodiversity and Conservation* 25(6):1073–1090.
- HOLEKSA J., SANIGA M., SZWAGRZYK J., DZIEDZIC T., FERENC S., WODKA M. (2007): Altitudinal variability of stand structure and regeneration in the subalpine spruce forests of the Poľana biosphere reserve, Central Slovakia. *European Journal of Forest Research* 126, 303-313.
- HOPKINS B., SKELLAM J.G. (1954): A new method of determining the type of distribution of plant individuals. *Annals of Botany* 18: 213–227
- HUECK K. (1936): Pflanzengeographie Deutschlands. Bermühler, Berlin, Germany.
- HŮNOVÁ I., ŠANTROCH J., OSTATNICKÁ J. (2004): Ambient air quality and deposition trends at rural stations in the Czech Republic during 1993–2001. *Atmospheric Environment*, 38(6): 887–898.
- HŮNOVÁ I., SCHREIBEROVÁ M. (2012) Ambient ozone phytotoxic potential over the Czech forests as assessed by AOT40. *i-Forest Biogeosci For* 5:153–162
- HUNTER M.L. (Ed.). (1999): *Managing Biodiversity in Forest Ecosystems*. Cambridge University Press, London.
- CHRISTENSEN M., HAHN K., MOUNTFORD E.P., ÓDOR P., STANDOVÁR T., ROZENBERGAR D., DIACI J., WIJDEVEN S., MEYER P., WINTER S., VRŠKA T. (2005): Dead wood in European beech (*Fagus sylvatica*) forest reserves. *Forest Ecology and Management* 210, 267-282.
- JAEHNE S.C., DOHRENBUSCH A. (1997): Ein Verfahren zur Beurteilung der Bestandesdiversität. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 116, 333–345.
- JANIK D., ADAM D., HORT L., KRÁL K., ŠAMONIL P., UNAR P., VRŠKA T., HORAL D. (2013): Spatiotemporal differences in tree spatial patterns between alluvial hardwood and mountain fir-beech forests: Do characteristic patterns exist? *Journal of Vegetation Science*, 24: 1141–1153.

- JAWORSKI A. (2000): Zasady hodowli lasów górských na podstawach ekologicznych. Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, Warszawa.
- JAWORSKI A., KOŁODZIEJ Z., PORADA K. (2002): Natural loss of trees, recruitment and increment in stands of primeval character in selected areas of the Bieszczady Mountains National Park (South-Eastern Poland). *Journal of Forest Science* 48(4):141-149.
- JAWORSKI A., PODLASKI R. (2007): Processes of loss, recruitment, and increment in stands of a primeval character in selected areas of the Pieniny National Park (southern Poland). *Journal of Forest Science* 6, 278–289.
- JONÁŠOVÁ M., VÁVROVÁ E., CUDLÍN P. (2010): Western Carpathian mountain spruce forest after a windthrow: Natural regeneration in cleared and uncleared areas. *Forest Ecology and Management*, 259: 1127–1134.
- JONSSON B.G. (2000): Availability of coarse woody debris in a boreal old-growth *Picea abies* forest. *Journal of Vegetation Science* 11, 51-56.
- JURÁSEK A., VACEK S. (1987): Příspěvek k problematice mrazových kýl buku lesního. *Opera Corcontica*, 24:133–144.
- KADLUS Z (1960): K otázce námrazy v Orlických horách. 1960. *Práce VÚL ČSR* 18: 155 – 179.
- KADLUS Z., ŘÍHA J. (1971): Pásma zimních polomů v Orlických horách. *Lesnictví* 17: 8: 735 – 750.
- KADLUS Z (1972): Zimní polomy 1966/67 ve vztahu k reliéfu Orlických hor. *Práce VÚLHM* 41: 173 – 197.
- KEITH S.A., NEWTON A.C., MORECROFT M.D., BEALEY C.E., BULLOCK J.M. (2009): Taxonomic homogenization of woodland plant communities over 70 years. *Proceedings of the Royal Society. Biological Sciences* 276:3539–3544
- KLOPCIČ M., BONČINA A. (2011): Stand dynamics of silver fir (*Abies alba* Mill.)-European beech (*Fagus sylvatica* L.) forests during the past century: a decline of silver fir? *Forestry* 84, 259–271.
- KNIBBE B. (2007): PAST4: personal analysis system for treering research, Version 4.2. SCIE M, Vienna.

- KODRÍK J., KODRÍK M. (2002): Root biomass of beech as a factor influencing the wind tree stability. *Journal of Forest Science*, 48, 12, s. 549-564.
- KORPEL Š. (1978): Začiatkové fázy prirodzenej obnovy bukových porastov. In: *Ved. Práce Výsk. Úst. Lesn. Hosp. 23 – Pestovanie a produkcia buka*. Bratislava: Priroda, 109-141.
- KORPEL Š. (1989): *Pralesy Slovenska*. Veda, Bratislava.
- KORPEL Š., PEŇÁZ J., SANIGA M. TESAR, V. (1991): *Pestovanie lesa*. Bratislava: Priroda. .
- Korpeľ Š., Saniga M. (1993): *Výberný hospodársky spôsob. VŠZ – lesnická fakulta Praha a Matice lesnická Písek, Praha*.
- KORPEL Š. (1995): *Die Urwälder der Westkarpaten*, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- KOŠULIČ M. (2010): *Cesta k prírodě blízkému hospodářskému lesu*. FSC ČR, Brno.
- 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. *Lesnický časopis Forestry Journal*, 61: 175–187.
- KRÁLÍČEK I., VACEK Z., VACEK S., KRÁL J. (2015): Struktura a modelový vývoj autochtonních porostů s dominancí *Fagus sylvatica L.* v Orlických horách (Centrální Sudety) in *Dendroflóra strednej Európy – využitie poznatkov vo výskume, vzdelávaní a praxi*, Zvolen, 155-168.
- KRUPA S., MCGRATH M.T., ANDERSEN C.P., BOOKER F.L., BURKEY K.O., CHAPPELKA A.H., CHEVONE B.I., PELL E.J., ZILINSKAS B.A. (2001): Ambient ozone and plant health. *Plant Disease* 85, 4e12.
- KRUYS N., JONSSON B.G., STAHL G. (2002): A stage-based matrix model for decay-class dynamics of woody debris. *Ecological Applications* 12, 773-781.
- KUBÁT K., HROUDA L., CHRTEK J. JUN., KAPLAN Z., KIRSCHNER J. & ŠTĚPÁNEK, J. eds. (2002): *Klíč ke květeně České republiky*, Academia, Praha.
- KUCBEL S., SANIGA M., JALOVIAR 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.

- KUČERA J., VÁŇA J., HRADÍLEK Z. (2012): Bryophyte flora of the Czech Republic: updated checklist and Red List and a brief analysis. *Preslia* 84, 813–850.
- KUNSTLER G., CURT T., BOUCHAUD M., LEPART J. (2005): Growth, mortality, and morphological response of European beech and downy oak along a light gradient in sub-Mediterranean forest. *Canadian Journal of Forest Research*, 35: 1657–1668.
- LAMEIRE S., HERMY M., HONNAY O. (2000): Two decades of change in the ground vegetation of a mixed deciduous forest in an agricultural landscape. *Journal of Vegetation Science* 11:695–704
- LANDMANN G. (1991): Ground Monitoring of Forest Vitality. French Research Into Forest Decline. Landmann, G. (ed.). DEFORPA Programme 2nd report, ISBN-2-85710-033-7. ENGREF. 14 Rue Girardet, F- 54042 Nancy, France, 120 p.
- LANG A.C., HAERDTLE W., BRUELHEIDE H., GEISSLER C., NADROWSKI K., SCHULDT A., YU, M., VON OHEIMB G. (2010): Tree morphology responds to neighbourhood competition and slope in species-rich forests of subtropical China. *Forest Ecology and Management* 260, 1708–1715.
- LE TACON F. (1981): Caractérisation edaphique. In: Teissier du Cros E., Le Tacon F., Nepveu G., Pardé J., Perrin R. & Timbal J. *Le hêtre*, p 77 – 84. INRA. Paris.
- LEAK W.B. (2002): Origin of sigmoid diameter distributions. Research Paper NE-718. Newtown Square, PA: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northeastern Research Station. s. 10.
- LEBOURGEOIS F., JABIOL B. (2002): Enracinements comparés du Chêne sessile, du Chêne pédonculé et du Hêtre. *Réflexions sur l'autécologie des essences. Revue Forestière Française* 1:17–42.
- LEDERMANN T. (2006): Description of PrognAus for Windows 2.2 H. Hasenauer (Ed.), Sustainable Forest Management. Growth Models for Europe, Springer, Berlin Heidelberg (2006), pp. 71–78
- LEIBUNDGUT H. (1959): Über Zweck und Methodik der Struktur- und Zuwachsanalyse von Urwäldern. *Schweiz. Z. Forstwesen* 110, 111–124.
- LEPŠ J. (1996): Biostatistika. Jihočeská univerzita, České Budějovice.

- LIEPELT S., CHEDDADI R., DE BEAULIEU J.L., FADY B. GÖMÖRY D., HUSSENDÖRFER E., ZIEGENHAGEN B. (2009): Postglacial range expansion and its genetic imprints in *Abies alba* (Mill.) –a synthesis from palaeobotanic and genetic data. *Review of Palaeobotany and Palynology*, 153(1), 139-149.
- LINDENMAYER D.B., MARGULES C.R., BOTKIN D.B. (2000): Indicators of biodiversity for ecological sustainable forest management. *Conserv. Biol.* 14, 941–950.
- LINDENMAYER D.B., FRANKLIN J.F., FISCHER J. (2006): General management principles and a checklist of strategies to guide forest biodiversity conservation. *Biological Conservation* 131:433–445.
- LINDENMAYER D.B., FRANKLIN J.F. (2002): *Conserving Forest Biodiversity: A Comprehensive Multiscaled Approach*. Island Press, Washington. 351p.
- LOMSKÝ B., ŠRÁMEK V., NOVOTNÝ R. (2012): Changes in the air pollution load in the Jizera Mts.: Effects on the health status and mineral nutrition of the young Norway spruce stands. *European Journal of Forest Research* 131(3): 757–771.
- LONGUETAUD F., SEIFERT T., LEBAN J., PRETZSCH H. (2008): Analysis of longterm dynamics of crowns of sessile oaks at the stand level by means of spatial statistics. *Forest Ecology and Management*, 255: 2007–2019.
- LINES E.R., COOMES D.A., PURVES D.W. (2010): Influences of forest structures, climate and species composition on tree mortality across the Eastern US. *PLoS ONE* 5, 1–12.
- LORENZ M. (1995): International co-operative programme on assessment and monitoring of air pollution effects on forests – ICP forests. *Water Air Soil Poll.* 85, 1221–1226.
- LÜPKE B. VON, AMMER C., BRUCIAMACCHIE M., BRUNNER A., CEITEL J., COLLET C., DEULEUZE C., DI PLACIDO J., HUSS J., JANKOVIC J., KANTOR P., LARSEN J. B., LEXER M., LÖF M., LONGAUER R., MADSEN P., MODRZYNSKI J., MOSANDL R., PAMPE A., POMMERENING A., STEFANCIK J., TESAR V., THOMPSON R., ZIENTARSKI J. (2004): Silvicultural strategies for conversion. In: Spiecker, H., Hansen, J., Klimo, E., Skovsgaard, J. P., Sterba, H. and Teuffel, K. von (eds): *Norway spruce conversion - options and consequences*. Brill, Leiden, Boston, pp 121-164.

- LUCAS-BORJA M.E., FONSECA T.F., LOUSADA J.L., SILVA-SANTOS P., GARCIA E.M., ABELLÁN M.A. (2012): Natural regeneration of Spanish black pine [*Pinus nigra* Arn. ssp. *salzmannii* (Dunal) Franco] at contrasting altitudes in a Mediterranean mountain area. *Ecol. Res.* 27, 913–921.
- MAREŠ V., VACEK S. (1984): Morfologická proměnlivost a kvalita semenné produkce buku v ČSR. *Zprávy lesnického výzkumu* 29(4): 3–6.
- MARGALEF R. (1958): Information theory in ecology. *General Systematics* 3: 36–71.
- MATERNA J. (1999): Development and causes of forest damage in the Ore Mts. *Journal of Forest Science.* 45, 147–152.
- MATUSZKIEWICZ J.M., KOWALSKA A., KOZŁOWSKA A., ROO-ZIELIŃSKA E., SOLON J. (2013): Differences in plant-species composition, richness and community structure in ancient and post-agricultural pine forests in central Poland. *Forest Ecology and Management* 310, 567–576.
- MATYSSEK R., WIESER G., CALFAPIETRA C., DE VRIES W., DIZENGREMEL P., ERNST D., JOLIVET Y., MIKKELSEN T.N. et al. (2012): Forests under climate change and air pollution: Gaps in understanding and future directions for research. *Environmental Pollution*, 160: 57–65.
- MAYR H. (1925): *Waldbau auf naturgesetzlicher Grundlage*. Parey, Berlin, Germany.
- MAYER H. (1984): *Wälder Europas*. Gustav Fischer Verlag. Stuttgart, New York.
- MCCARTHY J. (2001): Gap dynamics of forest trees: A review with particular attention to boreal forest. *Environ. Rev.*, 9: 1–59.
- MCELHINNY C., GIBBONS P., BRACK C. BAUHUS J. (2005): Forest and woodland stand structural complexity: its definition and measurement. *Forest Ecology and Management* 218, 1, 1–24.
- MENHINICK C.F. (1964): A comparison of some species–individuals diversity indices applied to samples of field insects. *Ecology* 45: 859–861
- MEYER P., TABAKU V., LÜPKE B. VON (2003): Die Struktur albanischer Rotbuchen-Urwälder-Ableitungen für eine naturnahe Buchenwirtschaft. *Forstwissenschaftliches Centralblatt*, 122: 47–58.

- MÍCHAL I. (1999): Principy hospodaření v biocentrech ÚSES na lesní půdě. In: Přírodě blízké hospodaření v lesích chráněných krajinných oblastí, P. Moucha Ed., Průhonice, SCHKO ČR, 47 – 53 pp.
- MÍCHAL I., PETŘÍČEK V. et al. (1999): Péče o chráněná území. II. Lesní společenstva. Praha.
- MIKESKA et al. (1999): Oblastní plán rozvoje lesů PLO 25 – Olické hory. Brandýs nad Labem, ÚHÚL – pobočka Hradec Králové, 224 s.
- MIKYŠKA R. et al. (1968): Geobotanická mapa ČSSR. 1 Česká země. Vegetace ČSSR. Academia, Praha.
- MIKYŠKA R. (1972): Die Wälder der böhmischen mittleren Sudeten und ihrer Vorberge. Rozpr. Českoslov. Akad. Věd, Řada MPV, 82, č. 3: 162.
- MINISTERSTVO ZEMĚDĚLSTVÍ ČESKÉ REPUBLIKY (2014): Zpráva o stavu lesa a lesního hospodářství České republiky v roce 2013. Ministerstvo zemědělství České republiky, Praha.
- MLINSEK D. (1967): Wachstum und Reaktionsfähigkeit der Urwaldbuchen auf der Balkanhalbinsel (Bosnien). IUFRO-Kongress Munchen IV, s. 425–435.
- MLINSEK D. (1996): From clear-cutting to close-to-nature silviculture system. International Union of Research Organization, IUFRO News, 25: 6–8.
- MÖLLER A. (1920): Kieferndauerwaldwirtschaft. Untersuchungen aus dem Forst des Kammerherren von Kalitsch in Bärenthoren. Zeitschrift für Forst- und Jagdwesen 52:4–41.
- MÖLLER A. (1921): Dauerwaldwirtschaft. Springer, Berlin, 54 p.
- MÖLLER A. (1922): Der Dauerwaldgedanke. Sein Sinn und seine Bedeutung. Berlin, 84 p.
- MORAVEC J. et al. (1994): Fytocenologie. – Academia, Praha, 403 pp.
- MORAVEC J. et al. (1995): Rostlinná společenstva České republiky a jejich ohrožení. Ed. 2. – Severočes. Přír., Litoměřice, suppl. 1/(1995): 1–206.
- MOTTA R. (1996): Impact of wild ungulates on forest regeneration and tree composition of mountain forests in the Western Italian Alps. Forest Ecology and Management 88:93–98.
- MOUNTFORD M.D. (1961): On E. C. Pielou's index of nonrandomness. Journal of Ecology 49: 271–275.

- MULLER-EDZARDS C., DE VRIES W., ERISMAN J.W. (Eds.) (1997): Ten Years of Monitoring Forest Condition in Europe. EC-UN/ECE, Brussels, Geneva.
- MUSIL I., MÖLLEROVÁ J. (2005): Listnaté dřeviny. Lesnická dendrologie 2. Česká zemědělská univerzita v Praze, Praha.
- MUSIL I., HAMERNÍK J. (2008): Jehličnaté dřeviny. Academia, Praha.
- NAGEL T.A., 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.
- NAESSET E. (1999): Decomposition rate constants of Picea abies logs in southeastern Norway. Canadian Journal of Forest Research 29, 372-381.
- NĚMEČEK J. et al. (2001): Taxonomický klasifikační systém půd České republiky. Česká Zemědělská Univerzita, Praha.
- NGO BIENG M.A., GIDOIN C., AVELINO J., CILAS C., DEHEUVELS O. et al. (2013): Diversity and spatial clustering of shade trees affect cacao yield and pathogen pressure in Costa Rican agroforests. Basic and Applied Ecology 14: 329–336.
- NICOLINI E. (2000): New observations on morphology of beech growth units (*Fagus sylvatica* L.) – shoot symmetry, reflection of tree vigor. Canadian Journal of Botany 78, 77–87.
- NILSSON S.G., NIKLASSON M., HEDIN J., ARONSSON G., GUTOWSKI J.M., LINDER P., LJUNGBERG H., MIKUSIŃSKI G., RANIUS T. (2002): Densities of large living and dead trees in old-growth temperate and boreal forests. Forest Ecology and Management. 161, 189–204.
- OLIVER C.D., LARSON B.C. (1996): Forest Stand Dynamics. John Wiley and Sons Inc., New York, NY.
- OPLETAL M. a kol. (1980): Geologie Orlických hor, Oblastní regionální geologie ČSR. ÚÚG, nakl. ČSAV, Praha.
- OTTO H.J. (1994): Waldökologie. Ulmer, Stuttgart. 391 p.
- PACKER A., CLAY K. (2003): Soil pathogens and *Prunus serotina* seedling and sapling growth near conspecific trees. Ecology 84, 108–119.

- PAFFETTI D., TRAVAGLINI D., BUONAMICI A., NOCENTINI S., VENDRAMIN G.G., GIANNINI R., VETTORI C. (2012): The influence of forest management on beech (*Fagus sylvatica* L.) stand structure and genetic diversity. *Forest Ecology and Management* 284, 34–44.
- PELÍŠEK J. (1984): Změny kyselosti lesních půd Orlických hor působením kyselých dešťů. *Lesnictví* 30 (11), 955–962.
- PEŘINA V. (1989): Lesy a znečištěné ovzduší. Orlické hory (Rychnov nad Kněžnou), 1989, č. 13, s. 14 - 20.
- PETERSON G. ALLEN C.R., HOLLING C.S. (1998): Ecological resilience, biodiversity and scale. *Ecosystems* 1: 6–18.
- PETRÁŠ R., PAJTIK J. (1991): Sústava česko-slovenských objemových tabuliek dřevín. *Lesnícky časopis* 37, 49–56.
- PETRITAN A.M., BIRIS I.A., MERCE O., TURCU D.O., PETRITAN I.C. (2012): Structure and diversity of a natural temperate sessile oak (*Quercus petraea* L.) – European Beech (*Fagus sylvatica* L.) forest. *Forest Ecology and Management* 280, 140–149.
- PICKETT S.T.A., CADENASSO M.L. (2005): Vegetation dynamics. In.: van der Maarel E. (ed.), *Vegetation ecology*. Blackwell publishing, London, p. 172-198.
- PIELOU E.C. (1959): The use of point-to-plant distances in the study of the pattern of plant populations. *Journal of Ecology* 47: 607–613.
- PIELOU E.C. (1975): *Ecological diversity*. New York: Wiley, pp. 165.
- PICHLER P., OBERHUBER W. (2007): Radial growth response of coniferous forest trees in an inner Alpine environment to heat-wave in 2003. *Forest Ecology and Management* 242:688-699
- PIOVESAN G., BERNABEI M., DI FILIPPO A., ROMAGNOLI M., SCHIRONE B. (2003): A longterm tree ring beech chronology from a high-elevation old-growth forest of Central Italy. *Dendrochronologia* 21, 13–22.
- PIROCHTOVÁ M., MAREK M. (1991): Metoda matematického vyhodnocování fotosyntetické aktivity lesních dřevin. *Lesnictví*, 37, 399-408.

- PODLASKI R. (2004): A development cycle of the forest with fir (*Abies alba* Mill.) and beech (*Fagus sylvatica* L.) in its species composition in the Świętokrzyski National Park. *J. For. Sci.* 50, 55–66.
- PODRÁZSKÝ V., VACEK S. (1994): Půdy ochranných lesů Krkonoš. *Opera Corcontica*, 31: 5–21.
- PODRÁZSKÝ V., VACEK S. (1996a): Dynamika poškození smrkových a bukových porostů v CHKO Orlické hory. V. Stav výživy lesních dřevin v přírodních rezervacích makroelementy. *Příroda*, 5: 137–144.
- PODRÁZSKÝ V., VACEK S. (1996b): Dynamika poškození smrkových a bukových porostů v CHKO Orlické hory. IV. Stav půd v přírodních rezervacích. [*Příroda*, 5: 123–136.
- POLÁK T., CUDLÍN P., MORAVEC I., ALBRECHTOVÁ J. (2007): Macroscopic indicators for the retrospective assessment of Norway spruce crown response to stress in the Krkonoše Mountains. *Trees*, 21: 23–35.
- POLANSKÝ B. et al. (1966). Pěstění lesů. SZN, Praha. 514 p.
- POLENO Z. (1994): Ekologicky orientované pěstování lesů (II). *Lesnictví* 40 (1/2): 65–72.
- 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.
- 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.
- POMMERENING A. (2002): Approaches to quantifying forest structures. *Forestry*, 75: 305–324.

- PRETZCH H., BIBER P., ĎURSKÝ J. (2002): The single tree-based stand simulator SILVA: construction, application and evaluation. *Forest ecology and management*, 162(1), 3-21.
- PRETZSCH H. (2006): Wissen nutzbar machen für das Management von Waldökosystemen. *Allg. Forstzeitschrift/Der Wald* 61, 1158–1159.
- PRETZSCH H., GROTE R., REINEKING B., RÖTZER T.H. (2008): Models for forest ecosystem management: a European perspective. *Annals of botany* 101(8): 1065-1087.
- PROCHÁZKA F. (1965): Státní rezervace Bukačka – botanická zahrada Orlických hor. Východočeské museum, Pardubice.
- PRŮŠA E. (1985): Die böhmischen und mährischen Urwälder-ihre Struktur und Ökologie. Verlag der Tschechoslowakischen Akademie der Wissenschaften, Praga.
- PUKKALA T. (2001). Monsu-metsäsuunnitteluohjelma Ver 3.1. Ohjelman toiminta ja käyttö, 75 pp.
- PUTZ F.E., REDFORD K.H., ROBINSON J.G., FIMBEL R., BATE G.M. (2000): Biodiversity Conservation in the Context of Tropical Forest Management. Paper No. 75. Biodiversity Series – Impact studies. World Bank Environment Department Papers, The World Bank, Washington, DC, USA.
- QINGHONG L., HYTTEBORN H. (1991): Gap structure, disturbance and regeneration in a primeval *Picea abies* forest. *Journal of Vegetation Science*, 2: 391–402.
- RANDUŠKA R., VOREL J., PLÍVA K. (1986): Fytocenológia a lesnícka typológia. *Príroda*, Bratislava.
- REINEKE L. H. (1933): Perfecting a stand-density index for even-aged forests. *J. Agric. Res.* 46, 627–638.
- REJŠEK K. (1996): Lesní půdy stejnorodých bučin. Habilitační práce, Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, Ústav geologie a pedologie, Brno. 474 p.
- RIPLEY B. D. (1981): *Spatial statistics.*, John Wiley & Sons, New York.
- ROČEK Z. et al. (1977): *Příroda Orlických hor a Podorlicka*, Státní zemědělské nakladatelství, Praha.

- ROONEY T.P. (2001): Deer impacts on forest ecosystems: A North American perspective. *Forestry* 74:201–208.
- ROUVINEN S., KOUKI J. (2002): Spatio-temporal availability of dead wood in protected oldgrowth forests: a case study from boreal forests in Eastern Finland. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 17 (4): 317–329.
- ROZENBERGAR D., DIACI J. (2014): Architecture of *Fagus sylvatica* regeneration improves over time in mixed old-growth and managed forests. *Forest Ecology and Management* 318, 334–340.
- RUBIN B.D., MANION P.D., FABER-LANGENDOEN, D. (2006): Diameter distributions and structural sustainability in forests. *Forest Ecology and Management* 222, 427–438.
- RUGANI T., DIACI J., HLADNIK D. (2013): Gap Dynamics and Structure of Two Old-Growth Beech Forest Remnants in Slovenia. *PLoS ONE* 8, 1–13.
- SANIGA M. (1999): Štruktúra produkčné a regeneračné procesy Dobročského Pralesa; Vedecké štúdie, 2/A; Technická Univerzita: Zvolen, Slovakia, p. 64.
- SANIGA M., SCHÜTZ J.P. (2001): Dynamik des Totholzes in zwei gemischten Urwäldern der Westkarpaten im pflanzengeographischen Bereich der Tannen Buchen und der Buchenwälder in verschiedenen Entwicklungsstadien. *Schweiz. Zeitschrift für Forstwesen* 152, 407–416.
- SANIGA M., KRAEOVIČ Š. (2009): Počiatkové fázy prirodzenej obnovy buka v skupine lesných typov Fagetum pauper v Malých Karpatoch. *Acta Facultatis Forestalis Zvolen*, 51, 29-42.
- SANIGA M., ZRAK J., PITTNER J., BALANDA M. (2013): Štruktúra, Produkcia, Regeneračné Procesy a Disturbačný Režim Prírodného Lesa v NPR Skalná Alpa; Technická Univerzita: Zvolen, Slovakia, 68 s.
- SERENGIL Y., AUGUSTAITIS A., BYTNEROWICZ A., GRULKE N., KOZOVITZ A. R., MATYSSEK R. et al. (2011): Adaptation of forest ecosystems to air pollution and climate change: a global assessment on research priorities. *iForest-Biogeosciences and Forestry*, 4(2): 44.
- SHANNON C.E. (1948): A mathematical theory of communications. *Bell. Syst. Techn. J.* 27: 379–423.

- SCHRÖTER M., HAERDTLE W., VON OHEIMB G. (2012): Crown plasticity and neighborhood interactions of European beech (*Fagus sylvatica* L.) in an oldgrowth forest. *European Journal of Forest Research* 131, 787–798.
- SIITONEN M., HÄRKÖNEN K., HIRVELÄ H., JÄMSÄ J., KILPELÄINEN H., SALMINEN O., TEURI M. (1996): MELA Handbook 1996 Edition. Finnish Forest Research Institute, Research Papers 622, p. 452 pp.
- SIMON J., VACEK S. (2008): Výkladový slovník hospodářské úpravy lesů. Mendlova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, Brno.
- SIMPSON H. (1949): Measurement of diversity. *Nature* 163: 688.
- SPIECKER H. (1991): Zur Steuerung des Dickenwachstums und der Astreinigung von Trauben- und Stieleichen (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl. und *Quercus robur* L.). Schriftenreihe der Landesforstverwaltung, Band 72, 150 p
- SPETICH A. M., LIECHTY H. O., STANTURF J. A., MARION D. A., LUCKOW K., MEIER C. E., GULDIN J. M. (2002): Coarse woody debris of a prerestoration shortleaf pinebluestem forest. In Proceedings of the eleventh biennial southern silvicultural research conference. Gen. Tech. Rep. SRS-48. Asheville, NC: US Department of Agriculture, Forest Service, Southern Research Station.
- SPLECHTNA B.E., GRATZER G. (2005): Natural disturbances in Central European forests: approaches and preliminary results from Rothwald, Austria, Forest Snow and Landscape. *Research* 79 57–67.
- STANNERS D., BORDEAU P. (1995): Europe's environment: the Dobris assessment. Copenhagen, European Environ Agency, p. 547–551.
- STEVENS V. (1997): The ecological role of coarse woody debris: an overview of the ecological importance of CWD in B.C. forests, Res., Br., B.C.Min.For., Victoria, B.C. Work. Pap. 30/1997.
- STŘELCOVÁ K., MATEJKA F., KUČERA J. (2004): Beech stand transpiration assessment – two methodical approaches. *Ekológia (Bratislava)*, 22, Suppl. 2, 147-162.

- STŘEŠTÍK S., ŠAMONIL P. (2006): Ecological valence of expanding European ash (*Fraxinus excelsior* L.) in the Bohemian Karst (Czech Republic). *Journal of Forest Science*, 52 (2006), pp. 293–305
- SVOBODA P. (1955): Lesní dřeviny a jejich porosty. Část II. SZN, Praha. 573 p.
- SVOBODA M. (2008): Efekt disturbancí na dynamiku horského lesa s převahou smrku ve střední Evropě. *Ochrana přírody*, 1: 31-33.
- SZWAGRZYK J., CZERWCZAK M. (1993): Spatial patterns of trees in natural forests of East Central Europe. *Journal of Vegetation Science*, 4: 469–476.
- SZWAGRZYK J., SZEWCZYK J. (2008): Is natural regeneration of forest stands a continuous process? A case study of an old-growth forest of the Western Carpathians. *Polish Journal of Ecology*, 56 (4): 623–634.
- ŠÁLY R. (1978): Pôda základ lesnej produkcie. Bratislava, Príroda.
- ŠAMONIL P., VRŠKA T. (2007): Trends and cyclical changes in natural fir-beech forest at the northe-western edge of the Carpathians. *Folia Geobot.* 42, 337–361.
- ŠEBKOVÁ B., ŠAMONIL P., JANÍK D., ADAM D., KRÁL K., VRŠKA T., HORT L., UNAR P. (2011): Spatial and volume patterns of an unmanaged submontane mixed forest in Central Europe: 160 years of spontaneous dynamics. *Forest Ecology and Management*, 262: 873–885.
- ŠPULÁK O., SOUČEK J. (2010): The Sibyla model and development of beech forests affected by air pollution. *Central European Journal of Biology* 5: 371–383.
- ŠTEFANČÍK I., MIHÁL I. (1993): Vplyv imisií na lesné porasty Žiarskej kotliny. *Čistota Ovzdušia*, 23, 7-16.
- ŠTEFANČÍK I. (2006): Changes in tree species composition, stand structure, qualitative and quantitative production of mixed spruce, fir and beech stand on Stará Píla research plot. *Journal of Forest Science*, 52 (2): 74–91.
- ŠTEFANČÍK I., ŠTEFANČÍK L. (2002): Assessment of long-term tending in mixed stands of spruce, fir and beech on research plot Korytnica | [Zhodnotenie dlhodobej výchovy v zmiešanom smrekovo-jedl'ovo-bukovom poraste na výskumnej ploche Korytnica]. *Journal of Forest Science*, 48 (3): 100–114.

- 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.
- TAIZ L., ZEIGER E. (2007): *Plant Physiology*. Heidelberg, Spektrum Akademischer Verlag.
- TARASIUK S. (1999): Buk zwyczajny (*Fagus sylvatica* L.) na obrzeżach zasięgu w Polsce. Warunki wzrostu i problemy hodowlane. [European Beech (*Fagus sylvatica* L.) in its marginal sites in Poland. Growth conditions and silvicultural problems]. Fundacja „Rozwój SGGW” Warszawa, 99 p.
- TAYLOR S.L., MACLEAN D.A. (2007): Dead wood dynamics in declining balsam fir and spruce stands in New Brunswick, Canada. *Canadian Journal of Forest Research* 37, 750–762.
- TESAŘ V. (1985): Nebezpečí znečištění ovzduší pro Orlické hory. *Orlické hory* (Rychnov nad Kněžnou), č. 7, s. 6 - 9.
- TESAŘ V., ANDĚL P., SCHWARZ O., VACEK S. (1982): Poznatky o míře ovlivnění lesních porostů Krkonoš imisemi na úrovni roku 1979. *Opera Corcontica* 19:79–94.
- THIMONIER A., DUPOUEY J. L., BOST F., BECKER M. (1994): Simultaneous eutrophication and acidification of a forest ecosystem in North-East France. *New Phytologist* 126: 533-539.
- TOMÁŠEK M. (2007): *Půdy České republiky*. Česká geologická služba, Praha.
- 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.
- ULRICH B., MAYER R., KHANNA P.K. (1980): Chemical changes due to acid precipitation in a loess derived soil in central Europe. *Soil Science*, 130: 193–199.
- ÚRADNÍČEK L., MADĚRA P., KOLIBÁČOVÁ S., KOBLÍŽEK J., ŠEFL, J. (2001): *Dřeviny České republiky*. Matice lesnická, spol. s. r. o., Písek.
- ÚRADNÍČEK L., MADĚRA P., TICHÁ S., KOBLÍŽEK J. (2009): *Dřeviny České republiky*. Lesnická práce s. r. o., Kostelec nad Černými lesy.
- VACEK S. (1982): Ekologické aspekty dekompozice biomasy v autochtonních ochranných smčínách. *Zprávy lesnického výzkumu*, 27: 2: 5–11.

- VACEK S., JURÁSEK A. (1985): Olistění jako kritérium hodnocení zdravotního stavu bukových porostů pod vlivem imisí. *Lesnictví* 31, 212–223.
- VACEK S. (1989): Dynamika změn ve smrkobukových porostech pod vlivem imisí. *Práce VÚLHM*, 74: 239–276
- VACEK S. (1990): Fruktifikace bukových porostů pod vlivem imisí v Krkonoších. In: Úkoly semenářství a šlechtění při obhospodařování lesů v imisních oblastech. Sborník referátů z 8. celostátní konference. Špindlerův Mlýn, ČSAZ 1990, s. 145–151.
- VACEK S. (1992): Dynamika odlistění bukových porostů pod vlivem imisí v Krkonoších. In: Ekologicko-ekonomický význam buka. Zborník referátov z medzinárodnej vedeckej konferencie drevárskej fakulty Technická Univerzita vo Zvolene, Zvolen 1992, s. 72–78.
- VACEK S. (1993): Vegetační změny ve smrkových a bukových porostech. *Práce VÚLHM*, 78: 33–49.
- VACEK S., PODRÁZSKÝ V. (1993): Imisně ekologické poměry, zdravotní stav a obnova lesních ekosystémů v Orlických horách. *Panoráma*, 1: 33–46.
- VACEK S., PODRÁZSKÝ V., MAREŠ V. (1994a): Dynamika poškození smrkových a bukových porostů v CHKO Orlické hory. III. Trendy půdního vývoje. *Příroda*, 1: 177–183.
- VACEK S., PODRÁZSKÝ V., MAREŠ V. (1994b): Dynamika poškození smrkových a bukových porostů v CHKO Orlické hory. I. Změny ve stromovém patře. *Příroda*, 1: 153–64.
- VACEK S. (1996): Zvyšování podílu buku v lesních porostech a problémy jejich pěstování. *Lesnictví*, 42: 1: 1–2.
- VACEK S., HANIŠ J., MINX A., FIŠERA J., PODRÁZSKÝ V., BALCAR V. (2000): Vývoj poškození ekosystémů Orlických hor. [In: Lesnické hospodaření v imisní oblasti Orlických hor. Sborník referátů z celostátního semináře. Opočno, 31. 8. – 1. 9. 2000. Ed. M. Slodičák. Opočno, VÚLHM VS, s. 39–64.
- VACEK S., MAYOVÁ J. (2000): Zdravotní stav lesních porostů na TVP v NP Šumava. [In: Monitoring, výzkum a management ekosystémů Národního parku Šumava. Sborník z celostátní konference. Kostelec nad Černými lesy, 27. a 28. listopadu 2000. Ed. V. Podrázský, Praha, Česká zemědělská univerzita, s. 142–152.

- VACEK S. (2001): Zdravotní stav lesních porostů na TVP v Krkonoších v letech 1976 – 2000. *Opera Corcontica*, 37: 2: 536–541.
- VACEK S., MATĚJKA K. (2002): Vegetační změny v bukových a smrkových porostech Orlických hor v letech 1951 – 2001. In: *Problematika lesnické typologie IV. Sborník příspěvků ze semináře. Kostelec nad Černými lesy*, 30. – 31. 1. 2002. Praha, Česká zemědělská univerzita 2002, s. 11 – 15.
- VACEK S., MATĚJKA K. (2003): Vegetation changes in beech and spruce stands in the Orlické hory Mts in 1951-2001. *Journal of Forest Science*, 49, 2003, č. 10, s. 445 – 473.
- VACEK S., PODRÁZSKÝ V., MIKESKA M., MOSER W.K. (2003): Introskeletal erosion threat in mountain forests of the Czech Republic. *Journal of Forest Science*, 49, č. 7, s. 313 – 320
- VACEK S., SIMON J., MINX T., PODRÁZSKÝ V., KACÁLEK, D. (2006): Struktura, vývoj a management přírodě blízkých smíšených porostů v přírodní rezervaci Pod Vrchmezím v CHKO Orlické hory. In: *Zvýšení podílu přírodě blízké porostní složky lesů se zvláštním statutem ochrany. Sborník referátů. Brno 6. 12. 2006*, Vacek, S. ed., Brno, Praha, MZLU a ČZU 2006, s. 101 – 109.
- VACEK S., SIMON J., REMEŠ J., PODRÁZSKÝ V., MINX T., MIKESKA M., MALÍK V., JANKOVSKÝ L., TURČÁNY M., JAKUŠ R., SCHWARZ O., KOZEL J., VALENTA M., LIČKA D., HLÁSNÝ T., ZÚBRIK M., KREJČÍ F., TŘEŠŇÁK J., HOFMEISTER Š. (2007a): Obhospodařování bohatě strukturovaných a přírodě blízkých lesů, *Lesnická práce*, s. r. o., Kostelec nad Černými lesy.
- VACEK S. et al. (2007b): Zdravotní stav a dynamika lesních ekosystémů Krkonoš pod stresem vyvolaným znečištěním ovzduší. [Health status and dynamics of forest ecosystems under air pollution stress in the Giant Mts.]. *Folia forestalia Bohemica. Kostelec nad Černými lesy, Lesnická práce, s.r.o., č. 4, 2007*, 216 s.
- 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. (2009a): Obnova lesních porostů na výzkumných plochách v národních parcích Krkonoš., *Lesnická práce*, s. r. o., Kostelec nad Černými lesy.
- VACEK S., KREJČÍ F., MATĚJKA K., PODRÁZSKÝ V., REMEŠ J., ULBRICHOVÁ I., ZATLOUKAL V., SIMON J., MINX T., JANKOVSKÝ L., TURČÁNY M., LEPŠOVÁ A., STARÝ J., VIEWEGH J., BEDNAŘÍK J., MALÍK K., BÍLEK L., ŠTÍCHA V., SEMELOVÁ V., MIKESKA M., PRAUSOVÁ R.,

- EŠNEROVÁ J., MÁNEK J., KUČERA A., VOJTĚCH O., JAKUŠ R., KOZEL J., MALÍK V., VOJTÍŠEK R., BALÁŠ M. (2009b): Lesní ekosystémy v Národním parku Šumava., Lesnická práce, s. r. o., Kostelec nad Černými lesy.
- VACEK S., VACEK Z., SCHWARZ O., RAJ A., NOSKOVÁ I., BALCAR Z., BULUŠEK D., BARTOŠÍK Z., ROLÍNKOVÁ V., HIRSCHOVA E., ZAHRADNÍK D., MIKESKA M., HYNEK V, BALÁŠ M., BÍLEK L., MALÍK V., ŠOLC R., BEDNAŘÍK J. (2009c): 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., MATEJKA K. (2010): State and development of phytocenoses on research plots in the Krkonoše Mts. forest stands. Journal of Forest Science 56, 505–517.
- VACEK S., NOSKOVÁ I., BÍLEK L., VACEK Z., SCHWARZ O. (2010a): Regeneration of forest stands on permanent research plots in the Krkonoše Mts.. Journal of Forest Science, 56: 11: 541–554.
- VACEK S., VACEK Z., BÍLEK L., NOSKOVÁ I., SCHWARZ O. (2010b): Structure and development of forest stands on permanent research plots in the Krkonoše Mts. Journal of Forest Science, 56: 11: 518–530.
- 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., MATEJKA K. (2010c): 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. (2012): Péče o lesní ekosystémy v chráněných územích ČR, Ministerstvo životního prostředí ČR, Praha.

- VACEK Z., VACEK S., REMEŠ J., ŠTEFANČÍK I., BULUŠEK D., BÍLEK L. (2013): Struktura a vývoj lesních porostů v NPR Trčkov– CHKO Orlické hory, Česká republika. *Lesnícky časopis – Forestry Journal*, 59, 249–264.
- 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. (2015a): Changes in horizontal structure of natural beech forests on an altitudinal gradient in the Sudetes. *Dendrobiology*, 73: 33–45.
- VACEK S., VACEK Z., BÍLEK L., HEJCMANOVÁ P., ŠTÍCHA V., REMEŠ J. (2015b): The dynamics and structure of dead wood in natural spruce-beech forest stand – a 40 year case study in the Krkonoše National Park. *Dendrobiology*, 73: 21–32.
- VACEK Z., VACEK S., PODRAZSKÝ V., BÍLEK L., ŠTEFANČÍK I., MOSER W.K., BULUŠEK D., KRÁL J., REMEŠ J., KRÁLÍČEK I. (2015c): Effect of tree layer and microsite on the variability of natural regeneration in autochthonous beech forests. *Polish Journal of Ecology*, 63: 2: 233–246.
- VACEK S., VACEK Z., BULUŠEK D., BÍLEK L., SCHWARZ O., SIMON J., ŠTÍCHA V. (2015d): 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., HŮNOVÁ I., VACEK Z., HEJCMANOVÁ P., PODRÁZSKÝ V., KRÁL J., PUTALOVÁ T., MOSER W., K. (2015e): 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.
- VAN CALSTER H., BAETEN L., DE SCHRIJVER A., DE KEERSMAEKER L., ROGISTER J. E., VERHEYEN K., HERMY M. (2007): Management driven changes (1967-2005) in soil acidity and the understorey plant community following conversion of a coppicewith-standards forest. *Forest Ecology and Management* 241: 258-271.
- VAN CALSTER H., CHEVALIER R., WYNGENE B., ARCHAUX F., VERHEYEN K., HERMY M. (2008): Long-term seed bank dynamics in a temperate forest under conversion from coppice-with-standards to high forest management. *Applied Vegetation Science*, 11: 251–260.

- VAN DER MAAREL E. (1988): Vegetation dynamics: patterns in time and space. *Vegetatio* 77: 7-19.
- VAN DER MAAREL E. (1996a): Vegetation dynamics and dynamic vegetation science. *Acta Bot. Neerl.* 45(4): 421-442.
- VAN DER MAAREL, E. (1996b): Pattern and process in the plant community: Fifty years after A.S. Watt. *Journal of Vegetation Science* 7: 19-28.
- VAN DER MAATEN-THEUNISSEN M., BOURIAUD O. (2012): Climate-growth relationships at different stem heights in silver fir and Norway spruce. *Canadian Journal of Forest Research* 42: 958-969.
- VANČURA K., RABEN G., GORZELAK A., MIKULOWSKI M., CABOUN V., OLEKSYN J. (2000): Impacts of air pollution on the forests of Central and Eastern Europe. In: Innes, J.L., Oleksyn, J. (Eds.), *Forest Dynamics in Heavily Polluted Regions (IUFRO Research Series 1)*. CABI Publishing, Wallington, UK, 121–146.
- VÁVROVÁ E., CUDLÍN O., VAVŘÍČEK D., CUDLÍN D. (2009): Ground vegetation dynamics in mountain spruce (*Picea abies* [L.] Karsten) forests recovering after air pollution stress impact. *Plant Ecology*, 205: 305–321.
- VERA F.W.M. (2000): *Grazing ecology and forest history*. CABI Publishing, Oxon.
- VODDE, F., JÖGISTE K., GRUSON L., ILISSON T., KÖSTER K., STANTURF J. (2010): Regeneration in windthrow areas in hemiboreal forests: the influence of microsite on the height growths of different tree species. *J. For. Res.* 15, 55–64.
- VON OHEIMB G., WESTPHAL C., TEMPEL H., HÄRDTLE W. (2005): Structural pattern of a near-natural beech (*Fagus sylvatica*) forest (Serrahn, northeast Germany). *Forest Ecology and Management* 212, 253–263.
- VON OHEIMB G., BRUNET J. (2007): Dalby Soderskog revisited: long-term vegetation changes in a South Swedish deciduous forest. *Acta Oecologica* 31, 229–242.
- VRŠKA T., HORT L., ODEHNALOVÁ P., ADAM D., HORAL D. (2001): Boubín virgin forest after 24 years (1972–1996) - Development of tree layer. *Journal of Forest Science*, 47: 439–456.

- VRŠKA T., HORT L., ODEHNALOVÁ P., ADAM D., HORAL D. (2006): Developmental dynamics of virgin forest reserves in the Czech Republic 11-Floodplain forests (Cahnov-Soutok, Jiřina, Ranšpurk). Academia, Praha.
- WAGNER S., COLLET C., MADSEN P., NAKASHIZUKA T., NYLAND R.D., SAGHEB-TALEB K. (2010): Beech regeneration research: from ecological to silvicultural aspects. *Forest Ecology and Management* 259, 2172–2182.
- WARD J.S., PARKER G.R., FERRANDINO F.J. (1996): Long-term spatial dynamics in an old-growth deciduous forest. *Forest Ecology and Management* 83, 189–202.
- WIJDEVEN S.M.J. (2003): Stand dynamics in Fontainebleau. Dynamics in beech forest structure and composition over 17 years in La Tillaie forest reserve, Fontainebleau, France. Wageningen, Alterra, Green World Research, 56 p.
- WIPFLER P., SEIFERT T., HEERDT C., WERNER H., PRETZSCH H. (2005): Growth of adult Norway spruce (*Picea abies* [L.] KARST.) and European beech (*Fagus sylvatica* L.) under free-air ozone fumigation. *Plant Biology*, 7, s. 611-618
- WOBST H. (1954): Zur Klarstellung über die Grundsätze der naturgemässen Waldwirtschaft. *Forst und Holzwirt* 9:269–275.
- WOBST H. (1979): Geschichtliche Entwicklung und gedankliche Grundlagen naturgemässer Waldwirtschaft. *Forstarchiv* 50:22–27.
- YAMAGUCHI D.K. (1991): A simple method for cross-dating increment cores from living trees. *Canadian Journal of Forest Research* 21: 3: 414–416.
- YOUNG T.P., PERKOCHA V. (1994): Treefalls, Crown Asymmetry, and Buttresses. *Journal of Ecology* 82: 2: 319–324.
- ZAHRADNÍK D., VACEK S., BÍLEK L., NOSKOVÁ I., VACEK Z. (2010): Horizontal structure of forest stands on PRP in the Krkonoše Mts. and its development. *Journal of Forest Science*, 56 (11): 531–540.
- ZEIBIG A., DIACI J., WAGNER S. (2005): Gap disturbance patterns of a *Fagus sylvatica* virgin forest remnant in the mountain vegetation belt of Slovenia. *Forest Snow and Landscape Research*, 79: 69–80.

- ZENNER E.K. (2005): Development of tree size distributions in douglas-fir forests under differing disturbance regimes. *Ecological Applications* 15, 701–714.
- ZIELONKA T. (2006): Quantity and decay stages of coarse woody debris in old-growth subalpine spruce forests of the western Carpathians, Poland. *Canadian Journal of Forest Research* 36, 2614–2622.
- ZLATNÍK A. (1953): *Fytocenologie lesa – část I. – všeobecná*. SPN, Praha.