

**Česká zemědělská univerzita v Praze**

Fakulta lesnická a dřevařská

Katedra pěstování lesů



**Struktura a vývoj smrkových porostů v Sudetské  
soustavě**

**Disertační práce**

Autor: Ing. Jan Král

Školitel: Prof. RNDr. Stanislav Vacek, DrSc.

Praha 2017

### **Prohlášení**

Prohlašuji, že jsem disertační práci na téma „Struktura a vývoj smrkových porostů v Sudetské soustavě“ vypracoval samostatně na základě konzultací se školitelem a s použitím literárních pramenů, které náležitě cituji.

Souhlasím, aby tato práce byla zveřejněna v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb., o vysokých školách v platném znění, a to bez ohledu na výsledek její obhajoby.

V Praze dne 16. prosince 2017

.....

Ing. Jan Král

## **Poděkování**

Chtěl bych poděkovat především svému školiteli Prof. RNDr. Stanislavu Vackovi, DrSc. za ochotu, odborné vedení mé práce a cenné rady. Velký dík patří kolegům a přátelům, se kterými jsem strávil krásné chvíle při sběru dat. Také bych rád poděkoval rodičům, nejbližším a známým za podporu a trpělivost.

## Abstrakt

Práce se zabývá strukturou a vývojem smrkových porostů v cenných zvláště chráněných územích Sudetské soustavy. Hlavním cílem disertační práce je zhodnocení horizontální, vertikální a druhové struktury i vývoje porostů horských rašelinných smrčín na trvalých výzkumných plochách v Orlických horách, Krkonoších a Jizerských horách s akcentem na regenerační procesy po ústupu imisního zatížení. Mezi dílčí cíle patří zhodnocení přirozené obnovy, odumřelého dřeva a zdravotního stavu porostů včetně regeneračních procesů po odeznívání vlivu imisí. Sledování proběhlo na trvalých výzkumných plochách (TVP) o velikosti  $50 \times 50$  m (0,25 ha), z nichž některé jsou pravidelně sledované od roku 1979 či 1980. Pomocí technologie FieldMap byla provedena aktuální měření dendrometrických parametrů stromového patra s DBH > 4 cm, dále byla zaměřena přirozená obnova a odumřelé dřevo. Vizualizace stromového patra byla provedena pomocí růstového simulátoru biodynamiky lesa – SIBYLA. Dále byl hodnocen zdravotní stav porostu na základě olistění (foliace) jednotlivých stromů a jejich vitalita odběrem vzorků pro vyhodnocení radiálního růstu. Z výsledků je patrné, že porosty se nachází v různých vývojových stádiích, od stadia dorůstání, přes stadium optima až po stadium rozpadu s převážně značným zastoupením přirozené obnovy a odumřelého dřeva. Jejich zdravotní stav je různý, na velkou část z nich měla velký dopad imisně-ekologická kalamita, která je patrná na jejich stavu až do současnosti. Tato událost způsobila odumření převážné části stromového patra na značné části lokalit, a to převážně v pásmu ohrožení imisemi A, popřípadě i B. Od toho se odvíjí růstové charakteristiky porostu, které nabývají rozdílných dimenzí, počty živých stromů se pohybují na dosud vyhotovených výsledcích od 252 do 2892 ks.ha<sup>-1</sup>, zásoba živých stromů mezi 10 až 233 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>.

**Klíčová slova:** horské smrčiny, struktura lesních porostů, vývoj lesních porostů, zdravotní stav porostů, Sudetská soustava



## **Abstract**

This thesis regards the structure and development of spruce dominated forest stands in the most valuable parts of protected landscape areas of the Sudetes. The main goal of this dissertation was to evaluate the vertical, horizontal and species diversity as well as of growth processes of the mountain peaty spruce stands on permanent research plots located in Orlické hory, Krkonoše and Jizerské hory. Special attention was paid to the evaluation of regeneration processes after imission load recession. Thus, the forest natural regeneration process, dead wood evaluation and the health conditions of forest stands after the air-pollution calamity belong to the partial goals. The study took place on permanent research plots of  $50 \times 50$  m (0.25 ha) in size each where some of them have been observed since 1979 or 1980. Using the FieldMap technology, all stems with  $DBH > 4$  cm were measured and localized. Furthermore, natural regeneration and dead wood was measured. The SIBYLA biodynamical growth simulation software was used to create the tree layer visualisation and development. The next property to monitor was the growth health according to tree foliage and its vitality via taking samples for radial growth evaluation. The results clearly show that studied forest stands are in different development stages. From the stage of recruitment to the stage of optimum all the way to the stage of degradation with strongly significant incidence of natural regeneration and dead wood. Their health state varies, a large part of them was strongly affected by imission-ecological calamity that signifies its state until present day. This event caused the death of a significant part of tree layer in the whole area belonging to the imission zone A, alternatively immision zone B. The development of growth characteristics reflects this, they take on different stand structural characteristics. The number of living trees vary from 252 do 2892 per ha, the stock of living trees varies from 10 až 233  $m^3 \cdot ha^{-1}$ .

**Keywords:** mountain spruce forest, forest stand structure, forest stand development, health status, Sudety mountains

## Obsah

1. Úvod.....	8
2. Cíle práce .....	9
3. Rozbor problematiky .....	10
3.1. Struktura lesních porostů .....	10
3.2. Vývoj lesních porostů .....	12
3.2.1. Fylogenetický vývoj .....	13
3.2.2. Ontogenetický vývoj.....	14
3.3. Zdravotní stav lesních porostů.....	21
3.4. Přirozená obnova .....	23
3.5. Odumřelé dřevo .....	24
3.6. Ekologické charakteristiky hlavních dřevin .....	25
3.6.1. Smrk ztepilý ( <i>Picea abies</i> (L.) Karst.).....	25
3.6.2. Jeřáb ptačí ( <i>Sorbus aucuparia</i> L.).....	27
3.6.3. Borovice kleč ( <i>Pinus mugo</i> Turra).....	28
3.6.4. Bříza pýřitá ( <i>Betula pubescens</i> Ehrh.) .....	29
4. Metodika .....	30
4.1. Charakteristika zájmového území.....	30
4.1.1. Orlické hory .....	30
4.1.2. Krkonoše .....	32
4.1.3. Jizerské hory .....	35
4.2. Charakteristika zkoumaných trvalých výzkumných ploch.....	37
4.2.1. TVP 11 – Jelení lázeň .....	38
4.2.2. TVP 12 – U Kunštátské kaple.....	40
4.2.3. TVP 4 – (1, 4, 6, 7) – Pod Voseckou boudou.....	41
4.2.4. TVP 23 – Václavák.....	42
4.2.5. TVP 1, 2 – Rybí loučky .....	43
4.2.6. TVP 3 – Prameny Jizery .....	46
4.2.7. TVP 4 – Prameny Jizerky .....	47
4.3. Sběr dat .....	49
4.3.1. Struktura a vývoj porostu.....	49
4.3.2. Odběry vývrtů .....	50
4.3.3. Zdravotní stav porostů .....	50
4.3.4. Přirozená obnova .....	50
4.3.5. Odumřelé dřevo .....	51
4.4. Analýza dat .....	52
4.4.1. Struktura a diverzita porostů.....	52

4.4.2. Produkce .....	53
4.4.3. Dendrochronologie .....	54
4.4.4. Zdravotní stav porostů .....	55
5. Výsledky .....	56
5.1. Orlické hory .....	56
5.1.1. Vývoj imisních a klimatických poměrů.....	56
5.1.2. Struktura a vývoj porostů.....	59
5.1.3. Odumřelé dřevo .....	63
5.1.4. Biodiverzita porostů.....	64
5.1.5. Radiální růst porostů a jeho vztahy ke klimatu.....	64
5.1.6. Zdravotní stav porostů podle olistění.....	66
5.1.7. Přírozená obnova porostů .....	69
5.1.8. Vztahy mezi imisemi, klimatem, strukturou a vývojem porostů.....	69
5.2. Krkonoše .....	70
5.2.1. Vývoj imisních a klimatických poměrů.....	70
5.2.2. Struktura a vývoj porostů.....	71
5.2.3. Odumřelé dřevo .....	79
5.2.4. Biodiverzita porostů.....	80
5.2.5. Radiální růst porostů a jeho vztahy ke klimatu.....	81
5.2.6. Zdravotní stav porostů podle olistění.....	85
5.2.7. Přírozená obnova porostů .....	87
5.2.8. Vztahy mezi imisemi, klimatem, strukturou a vývojem porostů.....	89
5.3. Jizerské hory .....	91
5.3.1. Vývoj imisních a klimatických poměrů.....	91
5.3.2. Struktura a vývoj porostů.....	95
5.3.3. Odumřelé dřevo .....	101
5.3.4. Biodiverzita porostů.....	104
5.3.5. Radiální růst porostů a jeho vztahy ke klimatu.....	105
5.3.6. Zdravotní stav porostů podle olistění.....	106
5.3.7. Přírozená obnova porostů .....	110
5.3.8. Vztahy mezi imisemi, klimatem, strukturou a vývojem porostů.....	118
6. Diskuze .....	121
7. Závěr .....	135
8. Seznam literatury a použitých zdrojů .....	136

## 1. Úvod

Stav a vývoj lesů v Čechách je podobně jako v sousedních státech vyústěním politického, hospodářského i kulturního vývoje. V lesích se zvýšeným zájmem ochrany přírody v České republice však pouhé uplatňování systému trvale udržitelného obhospodařování lesů je nedostatečné (cf. VACEK, PODRÁZSKÝ 2000, VACEK et al. 2007a). Vyšším cílem těchto území je totiž uchování přírodních hodnot nebo zlepšování aktuálního stavu ovlivněného hospodařením člověka pomocí diferencované přírodě blízké péče či přírodě blízkého managementu lesních ekosystémů (cf. MOUCHA 1999). Postupným vývojem přístupů k lesnímu hospodaření se přírodě blízké lesy staly důležitou částí naší kulturní krajiny, tomu by měla odpovídat jeho struktura, zdravotní stav a systém přístupů k jejich obhospodařování.

Samotná ochrana přírodních procesů v lesních ekosystémech bez vazby na jejich strukturu či strukturální diverzitu ztrácí na významu. V této souvislosti je nutné poznání samovolných vývojových procesů těchto ekosystémů, které se v rámci vývojových cyklů uplatňují (PAPAİK, CANHAM 2006). Poznatky o struktuře a vývoji přírodě blízkých lesů jsou pro lesnictví jedním z nejdůležitějších podkladů, protože se z nich odvíjí ideální forma přírodě blízkých způsobů hospodaření (KLOPČIČ, BONČINA 2011). Předním cílem lesnického hospodaření v horských oblastech je v současnosti stabilizace funkcí lesa, přičemž nezastupitelným a nejdůležitějším druhem v porostech v zájmové oblasti je smrk ztepilý (*Picea abies* (L.) Karst.). Tato dřevina tvoří navíc kostru unikátních biotopů rašelinných smrčín, charakterizovaných specifickými porostními a stanovištními poměry chudými na živiny, kde má přirozený výskyt. Porosty rašelinných smrčín by měly být chráněny a měla by jim být věnována zvýšená ochrannářská pozornost, jelikož se vyznačují značnou biodiverzitou a také proto, že hospodaření v nich je neekonomické.

Mezi neopomenutelné vlivy vnějšího prostředí s výrazným rozsahem vlivu dopadu patří imise a klima, které ve střední Evropě výrazně a dlouhodobě ovlivňují jejich vývoj (ULRICH et al. 1980). Obzvláště pak lesní ekosystémy v horách, které mohou být náchylnější na vliv znečištění ovzduší, v porovnání s ekosystémy v níže položených oblastech, jsou v přirozených podmínkách vystaveny klimatickým stresům a v posledních padesáti letech i působení imisí, které gradovalo v 80. letech 20. století (cf. VACEK et al. 2003). Současný vliv dlouhotrvajícího znečištění ovzduší v kombinaci s klimatickými stresy může působit rozsáhlé odumírání lesů ve výše položených

oblastech (VÁVROVÁ et al. 2009). Nezbytnost doplnit mezery ve znalostech o interakcích mezi znečištěním ovzduší, klimatickými změnami a lesními porosty zdůraznili (SERENGIL et al. 2011, MATYSSEK et al. 2012). Přesné vyjádření těchto parametrů je zvláště důležité pro posuzování dopadů klimatických a imisních stresů na lesní ekosystémy.

Předpokladem a požadavkem na tuto práci je podrobná analýza struktury a dynamiky smrkových porostů na modelovém území horských smrčín v Sudetské soustavě, s akcentem na rašelinné a podmáčené smrčiny, s cílem přispět a rozšířit znalosti o možnostech přírodě blízkého hospodaření v těchto specifických podmínkách přírodě blízkých lesů.

## **2. Cíle práce**

Hlavním cílem disertační práce na téma „Struktura a vývoj smrkových porostů v Sudetské soustavě“ je zhodnocení prostorové (horizontální a vertikální), druhové a věkové struktury i vývoje porostů horských rašelinných smrčín na trvalých výzkumných plochách v Orlických horách, Krkonoších a v Jizerských horách s akcentem na regenerační procesy po ústupu imisního zatížení. Mezi dílčí cíle patří hodnocení přirozené obnovy, odumřelého dřeva a zdravotního stavu porostů včetně regeneračních procesů po odeznívání vlivu imisí. Dalším neméně podstatným cílem je mimo jiné vizualizace aktuálního stavu pomocí simulátoru biodynamiky lesa SIBYLA (FABRIKA 2005).

### **3. Rozbor problematiky**

Pro objasnění širokého spektra otázek, týkajících se struktury a vývoje rašelinných smrčín s akcentem na ekologickou stabilitu a biodiverzitu dřevinné složky ekosystému, byl rozbor problematiky pojat poměrně široce a rozčleněn na jednotlivé podkapitoly. Tento postup považuji za důležitý pro objasnění stěžejních ekologických souvislostí mezi jednotlivými parametry dřevinné složky rašelinných smrčín v období jejich postupné regenerace, a to od statických až po dynamické parametry, v úzké vazbě na parametry klimatu a imisního zatížení. Alespoň rámcová znalost těchto vazeb je totiž často nezbytná pro návrhy postupů nápravných opatření, směřujících k obnově a stabilizaci těchto velmi složitých ekosystémů.

#### **3.1. Struktura lesních porostů**

Strukturou lesních porostů je chápán souhrn znaků, který v něm můžeme v určitém časovém okamžiku pozorovat. Je to tedy statické zachycení kvantitativních a kvalitativních znaků, které je výsledkem růstu a vývoje porostu. Struktura zahrnuje jak vnitřní uspořádání jednotlivých částí, jako jsou stromy, klády a pařezy různých velikostí a rozkladu, tak vnější prostorové uspořádání, jako je například stromové patro a jeho uspořádání (FRANKLIN et al. 2002). Porostem rozumíme společenstvo lesních dřevin, které si v úzce vymezené části lesa vytvořilo společné, ale v jednotlivých případech specifické vnitřní a vnější vztahy. Tyto vztahy jsou vlastním způsobem samovolně regulovány přes ekologické a fyziologické projevy, což se následně odráží ve vlastnostech a vzhledu porostních složek, ale i ve vlastnostech prostředí, které porost zabírá (KORPEL et al. 1991). Velmi důležitou roli při objasňování ekosystémových procesů a funkcí hraje rozmanitost struktury, zejména při analýze dynamiky lesních porostů (KORPEL 1995; MANABE et al. 2000).

Konkurenční vztahy mezi jedinci v porostu, jejich růst, variabilita, přirozená obnova či mortalita je výrazně ovlivňována strukturou porostu (PRETZSCH 1997). Rozložení stromů v porostních etážích je dalším nepřehlédnutelným faktorem, který ovlivňuje základní procesy obnovy, růstu a mortality (BOYDEN et al. 2005). Statická struktura populace v určitém čase se hodnotí tak, že se zjišťují frekvence zastoupení jedinců populace v jednotlivých kategoriích, které se volí podle některé vypovídající charakteristiky (VACEK et al. 2010). Vypovídajícími charakteristikami může být druhové složení, věkové zastoupení, prostorové uspořádání či genetická skladba, resp. provenience (VACEK et al. 2007a, VACEK et al. 2010).

Druhovou skladbu porostu, jako jednu z charakteristik jeho struktury, lze charakterizovat jako výčet druhů dřevin a jejich zastoupení v porostu, přičemž se uvádí jako jedna z nejdůležitějších částí trvalé udržitelnosti a produktivity lesních ekosystémů (LINDENMAYER 2000). Porosty se dle zastoupení dřevin rozdělují na jehličnaté a listnaté, smíšené nebo nesmíšené. Dřeviny podle jejich procentuálního zastoupení v porostu rozlišujeme na dřeviny základní (zastoupení nad 30 %), přimíšené (v rozmezí 20–30 %), vtroušené (10–19 %) a jednotlivě vtroušené dřeviny, jejichž zastoupení nepřesahuje 10 % účasti na porostní skladbě (KORPEL et al. 1991).

Stromové patro je v klimaxových horských smrčinách a podmáčených smrčinách v pohorích střední Evropy tvořeno smrkem ztepilým často spolu s jeřábem ptačím, příměs tvoří mýsty i jedle bělokorá, buk lesní, borovice lesní a bříza pýřitá (HUSOVÁ et al. 2002). Druhové složení mateřského porostu utváří druhové složení přirozené obnovy, které je podmiňováno samotnou dostupností semen jednotlivých druhů (SNYDER, CHESSON 2004), jejichž produkce většinou pozitivně koreluje s počtem mateřských stromů (PALUCH, JASTRZĘBSKI 2013). Na druhové složení následující generace nemá vliv pouze mateřský porost, ale také další biotické i abiotické faktory. Různé druhy vegetačního krytu vytvářejí různé podmínky k uchycení nové generace a mohou být i překážkou mladým jedincům v boji o životní prostor (JONÁŠOVÁ, PRACH 2004, ZENÁHLÍKOVÁ et al. 2011). Dalším faktorem majícím mnohdy velmi negativní vliv na vývoj náletů a nárostů je okus spárkatou zvěří (MOTTA 2003, KUPFERSCHMIDT, BUGMANN 2005). Z druhového zastoupení mladého porostu jsou vytlačovány zejména potravně nejvyhledávanější dřeviny, jako je ve studovaných podmínkách jeřáb ptačí, které jsou mnohdy v určitých výškových třídách zcela decimovány, naopak výrazně nižší potravní atraktivita je zřejmá u smrku (MOTTA 2003).

Podle rozdílů věků jednotlivých stromů tvořících porosty je členíme na stejnověké, kde do stadia tyčovin je věkový rozptyl do 10 let, později do 20 let, a dále na porosty různověké (KORPEL et al. 1991). Délka života smrku dosahuje 300 až 350 let, přičemž průměrné stáří porostů v Krkonoších se pohybuje v rozmezí 135–211 let (VACEK 1990). Přirozené smrkové porosty se vyznačují velkou věkovou variabilitou (KORPEL 1989, VACEK 1990), která plyne ze způsobu obnovy porostů ve fázích, rozdíly mohou činit 70–160 let (KORPEL 1989). Díky věkovým odlišnostem, rozdílným růstovým schopnostem jednotlivých stromů a druhů dřevin dochází v průběhu růstu porostu k tloušťkovému a výškovému rozrůznění struktury (FÜLDNER 1995). Podle věku porostu a jeho vzhledu se proto rozlišují růstové a vývojové fáze lesa (POLENO et al. 2007a).

Prostorová skladba porostu se posuzuje ve směru horizontálním (vodorovným) a vertikálním (svislém). Z hlediska horizontální struktury je podstatným ukazatelem hustota porostu, zakmenění a zápoj, z hlediska vertikální struktury je to tvorba jednoho nebo více porostních pater a v jejich rámci porostních vrstev (VACEK 1982). Vhodným managementem lesních porostů můžeme přispět ke zvýšení diverzifikace prostorové struktury porostů ve všech zmíněných ohledech (POLENO et al. 2007b). Přírodě blízké lesní porosty mají převážně shlukovité až náhodně nepravidelné uspořádání, které se v příznivých podmínkách mění v rozmístění mírně pravidelné (WIJDEVEN 2004, VACEK et al. 2010). Ve vyšších horských polohách však dochází ke shlukování (HOLEKSA et al. 2007, KUCBEL et al. 2008), zápoj přechází v uvolněný až přerušovaný, struktura je trvale mezernatá až vrstevnatá (MOTTA et al. 2002, JANDA et al. 2010), takže se svou podobou blíží struktuře výběrného lesa (HLADÍK et al. 1993). NAKASHIZUKA (2001) uvádí, že vertikální rozrůzněnost porostů je jedním z předních faktorů určujících porostní vývoj v prostoru i čase. Na vertikální strukturu porostu má převažující vliv věk stromů, různá rychlost růstu jednotlivých dřevin a jejich cenotické vztahy na daném stanovišti (PRŮŠA 1985). Přítomnost různě vzrostlých stromů s různou strukturou korun, zápojem a velikostí mezer v zápoji formují rychlost růstu spodních etáží, stejně tak i druhové složení (PODLASKI 2010). Stromy v horní etáži spoluutvářejí mikroklima porostů, které má značný vliv na vývoj a růst obnovy.

### **3.2. Vývoj lesních porostů**

Lesní ekosystémy se s ohledem na neustále měnící se podmínky neustále vyvíjejí a přizpůsobují vnějšímu prostředí a jeho variabilitě (VAN COUWENBERGHE et al. 2013). Vnější prostředí lze definovat souborem mnoha faktorů abiotických a biotických, které se neustále s různou variabilitou mění a vytvářejí trvalý tlak na lesní ekosystémy. Variabilita prostředí potom utváří dispozice i pro variabilitu vývoje ve společenstvech lesních porostů, která je výsledkem reakcí a interakcí, které způsobují nepřetržité proměny vzhledu a stavu lesních porostů, a to jak v čase, tak i v prostoru. Výsledkem těchto změn jsou genotypově a fenotypově přizpůsobené druhy neustále se měnícím podmínkám, jedinci jednotlivých druhů neboli lesní společenstva daných druhů (POLENO et al. 2007a). Dochází tak k současně probíhajícímu vzniku rozličných typů porostní mozaiky, které jsou ovlivňovány vnějšími i vnitřními faktory.

Smrkové porosty jsou značně náchylné na působení biotických a abiotických činitelů, které mohou způsobit jeho rozpad a začít nové stadium a fázi vývoje lesa.



Vývoj smrkových porostů ve střední Evropě je nejvíce ovlivňován větrnými vichřicemi a následnou expanzí lýkožrouta smrkového (SHORHOVA et al. 2009), na rozdíl od boreálních lesů, kde jejich vývoj ovlivňují především požáry (LINDER et al. 1997, UOTILA, KOUKY 2005). Rozloha souvislých rozpadem zasažených porostů v našich horách, ale většinou nedosahuje rozsahu pozorovaných v boreálních oblastech (VACEK et al. 2010).

Vývojová stadia a fáze lesních porostů jsou vylišené dlouhotrvající úseky života lesa přírodního, kde se jednotlivé složky dle vnitřních zákonitostí přizpůsobují okolnímu prostředí, vznikají, kvalitativně a kvantitativně se mění a zanikají. Jde o propojený v cyklech se opakující vývoj, v jehož rámci můžeme rozlišit množství vzájemně propojených dílčích cyklů (cyklus oběhu vody, výživy, zachování hmoty, energie atd.). Určitým dalším cyklem je dynamický cyklický vývoj dřevinných složek lesa přírodního, tzv. malý vývojový cyklus lesa, v jehož rámci můžeme rozlišit tři typická vývojová stadia: stádium dorůstání, optima a rozpadu, jejichž časové rozpětí je značně ovlivněno nadmořskou výškou a stanovištními podmínkami (KORPEL 1989, VACEK et al. 2010). Lesy přírodní jsou kompozicí různých stadií a fází malého vývojového cyklu. Porost bývá často složen z vývojových fází do 10 arů, a to v jeho různých stadiích či fázích vývoje. Ve smrkových přírodních lesích je velikost ploch, které jsou ve stejné fázi vývoje znatelně větší (kolem 50 arů), než ve smíšených středoevropských lesích a po velkých disturbancích může i na souvislé ploše vzniknout mladý stejnověký porost (VACEK 1990).

Lesy přírodní poskytují materiál ke studiu spontánních vývojových procesů, avšak většina lesních porostů byla přímou i nepřímou lidskou činností značně ovlivněna. Zásady přírodě blízkého obhospodařování musí vycházet z ekologicky podložených a výzkumem ověřených poznatků o struktuře a vývoji přírodních porostů, proto pochopení dynamiky v přírodě blízkých lesních ekosystémech bez zásahu člověka má zásadní význam pro přírodě blízké obhospodařování lesů v Evropě (KORPEL 1995; POLENO et al. 2007b).

### **3.2.1. Fylogenetický vývoj**

Fylogenetickým vývojem lesa je nazýván vývoj lesních ekosystémů od poslední doby ledové (KORPEL 1991). Po ustoupení evropského kontinentálního ledovce docházelo k návratu nejen lesní vegetace z oblastí, do nichž ustoupila v době maxima zalednění, tedy převážně z oblastí jižněji položených nebo z tzv. refugií, tj. lokalit s

relativně příznivějšími klimatickými podmínkami. Na dynamice tohoto osídlování a výrazném poklesu biodiversity společenstev se značně podílel charakter pohoří ve střední Evropě, neboť uspořádáním převažující rovnoběžkový tvar bránil v plynulém šíření společenstev za ustupujícím ledovcem. Naopak díky tomuto aspektu byly na jižních svazích pohoří vhodné podmínky zejména pro uchování náročnější teplomilné vegetace (PODRÁZSKÝ 1999). V průběhu fylogenetického vývoje se lesní ekosystémy staly relativně ekologicky stabilními a druhově bohatými společenstvy, jejichž genetická, druhová, prostorová, věková skladba závisí na parametrech biotických a abiotických složek prostředí (GRATZER et al. 2004). Časové měřítko vývoje lesů střední Evropy a českých zemí zvláště bylo velice krátké a lze předpokládat, že vývoj nebyl zcela ukončen. Na toto by měl být brán ohled při formulování závěrů tzv. přirozené skladby lesů při managementu chráněných území, kde převažují hlediska ochrany přírody a původních společenstev (PODRÁZSKÝ 1999).

### **3.2.2. Ontogenetický vývoj**

O ontogenetickém vývoji lesa hovoříme v souvislosti s obnovou lesa po lokálním narušení. Rozlišujeme zde dva základní vývojové cykly v závislosti na tom, na jak velké ploše se odehrávají a jaký mají časový charakter. První je charakterizován sekundární sukcesí, která probíhá na rozlehlých plochách řádově v hektarech a bývá nazýván velkým vývojovým cyklem lesa. Druhý, tj. malý vývojový cyklus lesa probíhá v rámci klimaxu na menších plochách a v časovém horizontu staletí (KORPEL, SANIGA 1993; POLENO et al. 2007a).

#### **Velký vývojový cyklus**

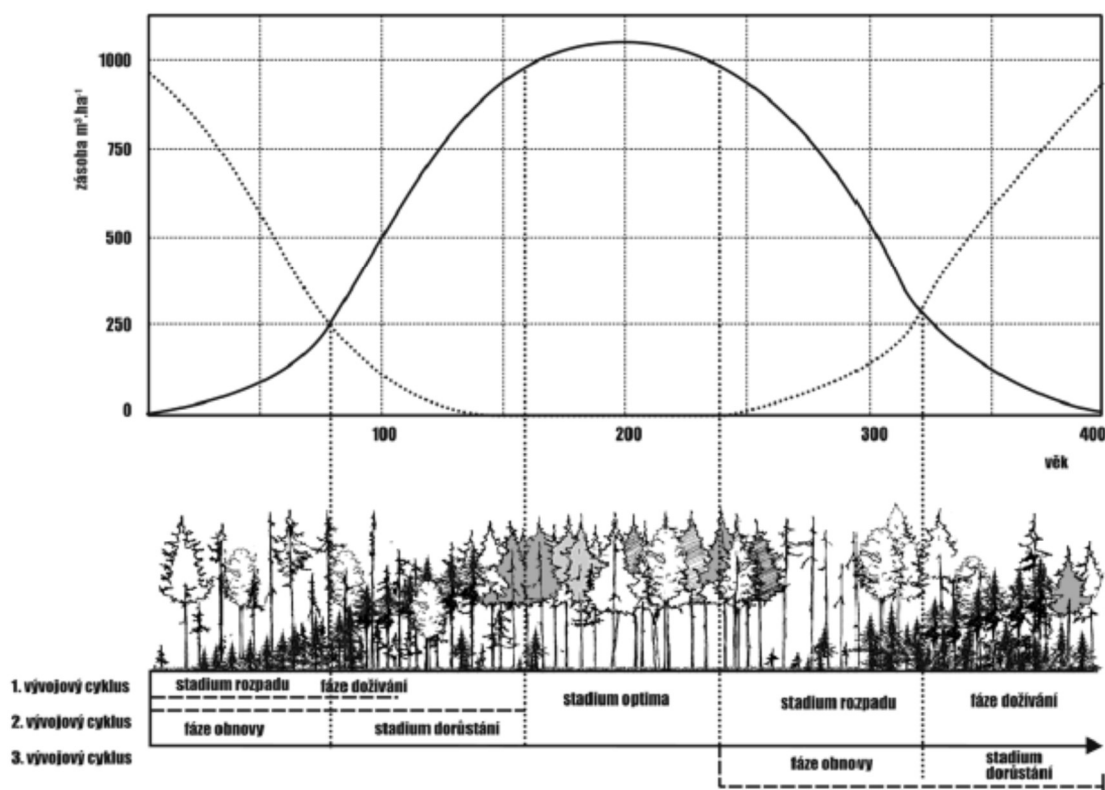
Počátkem velkého vývojového cyklu je nějaká rozsáhlá disturbance, např. větrná smršť, velká kůrovcová gradace, velká lavina, požár aj. (BARNES et al. 1998), které odstraní původní vegetační kryt (EBERHART, WOODARD 1987) a umožní tak nástup nové vegetace na této z počátku holé ploše a dochází k sekundární sukcesí. Nastává tak formování stadia přípravného lesa, který je charakterizován nástupem a postupným šířením světlomilných pionýrských dřevin jako je osika, jeřáb, bříza, olše či borovice (POLENO et al. 2007b), přičemž v určitých podmínkách může této fázi předcházet krátké období s dominancí bylin a keřů (BOSE et al. 2014). Pionýrské dřeviny jsou charakteristické velmi brzkou a v převážné většině každoroční fruktifikací, tvorbou velkého množství lehkých semen, která jsou snadno roznášena vodou, větrem i

živočichy a vysokou odolností vůči hraničním klimatickým podmínkám holin (POLENO et al. 2007b). Další charakteristickou vlastností těchto dřevin je jejich poměrně krátká životnost, během níž vývoj růstu dřeviny má rychlý průběh (VACEK et al. 2010). Tyto dřeviny neumožňují šíření klimaxových dřevin, protože jsou konkurenčně silnější v podmínkách volné plochy. K obnově smrku může docházet v menších mezerách v porostu, protože snáší zástin (DROBYSHEV 1999). Následuje postupné vnikání klimaxových dřevin do spodního patra porostu, les se tak dostává do přechodného stádia (KORPEL 1989).

Probíhající vývojové procesy jsou většinou velmi pomalé a jejich dynamika může trvat několik staletí (MATUSZKIEWICZ et al. 2013). Pod krytem zápoje nacházejí vhodnější podmínky stínomilné klimaxové dřeviny, které postupně v porostu převládnu a vývoj lesa dospívá do posledního stadia lesa závěrečného (klimaxového) – (POLENO et al. 2007a). Klimaxové dřeviny se vyznačují pozdější fruktifikací ve vyšším věku, omezenou možností šíření semen, malou odolností vůči výkyvům klimatu a také pomalejším růstem v mládí a tím i pozdní kulminací přírůstu (POLENO et al. 2007b). Neopomenutelný význam těchto dřevin spočívá v jejich dlouhé životnosti (VACEK et al. 2010). Ve středoevropských podmínkách se k nejdůležitějším klimaxovým dřevinám řadí buk, dub, jedle a smrk. Konečné sukcesní stádium může trvat tak dlouho, než nedojde k další disturbanci nebo k výrazné změně podmínek, které mohou nastat kdykoli v průběhu velkého vývojového cyklu. Nicméně pokud nenastane další velká disturbance, tak dochází k neustálým dynamickým změnám porostu na menších plochách v rámci klimaxového stadia, tj. malý vývojový cyklus lesa (KUULUVAINEN 1994).

### **Malý vývojový cyklus**

Vývojovými stádii přírodního lesa v rámci malého vývojového cyklu jsou stádium dorůstání, optima a rozpadu (KORPEL 1982; Obr. 1), probíhají v rámci klimaxu (VACEK et al. 2007a) a svými strukturními vlastnostmi se od sebe zřetelně odlišují (PRŮŠA 1985, JAWORSKI et al. 2002). Probíhá na malých plochách od 0,3 do několika ha, jednotlivá vývojová stadia mohou trvat od několika desítek po několik stovek let a závisí na druhovém složení a místních podmínkách (PODLASKI 2004).



Obr. 1: Malý vývojový cyklus lesa (upraveno dle KORPEL 1989).

Ve stádiu dorůstání jsou mezery a světliny v porostním zápoji, vznikající po pádu odumřelého stromu z předcházejícího vývojového cyklu nebo v rámci lokálního odumření stromu, rychle zapojovány novou generací stromů. V tomto stádiu dochází k nejvyššímu tloušťkovému a výškovému přírůstu, objem živých stromů roste a odumřelého dřeva naopak klesá (ŠAMONIL, VRŠKA 2007). Jak uvádějí KORPEL, SANIGA (1993) v počátcích tohoto stádia je výstavba prostorově, věkově, výškově a tloušťkově nejvíce diferencovaná s převažujícími stromy ve spodní a střední etáži. Na základě toho dochází k vytváření stupňovitého až vertikálního zápoje s vysokou vitalitou stromů. Počet živých stromů i množství odumřelého dřeva v porostu většinou dosahuje nadprůměrných hodnot v rámci celého vývojového cyklu. PODLASKI (2004) rozděluje toto stádium ještě na dílčí fáze – obnovy, selekce, vícevrstevné struktury a jednovrstevné struktury s autoredukci na niž navazuje fáze poklesu, spojená s redukcí počtu jedinců.

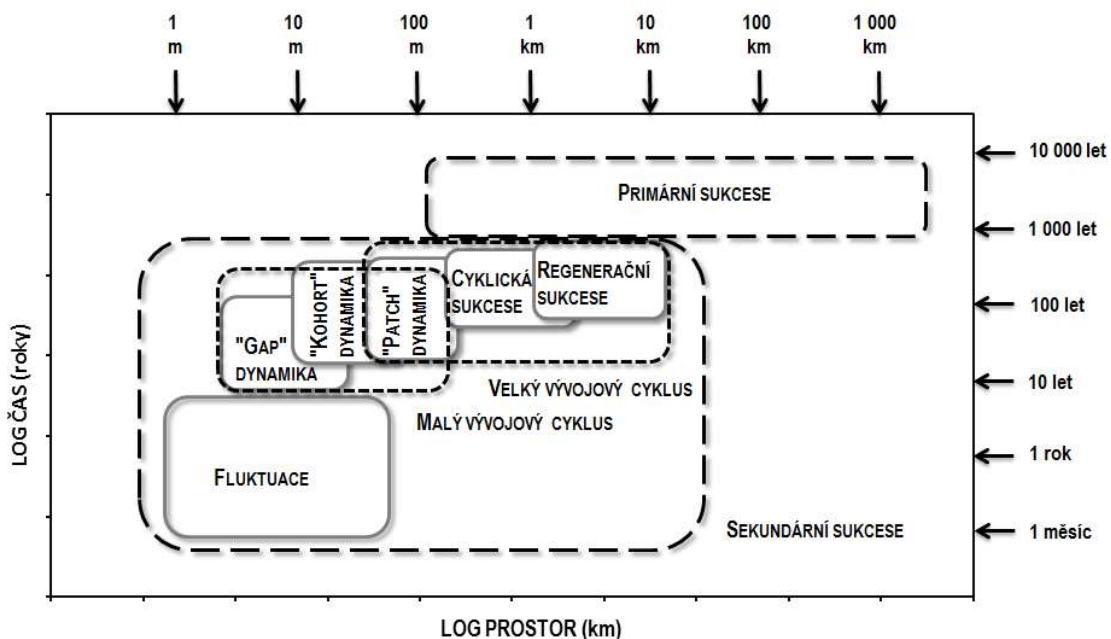
Vývojem lesa se dostává porost do stadia optima, které bývá často nazýváno stádium zralosti. Dochází k výškovému vyrovnávání stromů, kulminaci objemového přírůstu dřevin. Stromy se výškově vyrovnávají. Toto stádium je charakteristické malým počtem stromů, zvyšováním pravidelného uspořádání a snižováním vrstevnatosti porostu

(RUGANI et al. 2013). Zápoj se lehce začíná rozvolňovat, převládají stromy nejvyšších tloušťkových tříd. Bývá rozdělováno na 2 fáze, fáze síňové výstavby neboli fáze vícevrstevné struktury (PODLASKI 2004), kde stromy dosáhly maximální porostní zásoby, a fázi stárnutí, kdy nejstarší jedinci začínají ve větším počtu odumírat a porost plynule přechází do stadia rozpadu.

Stádium rozpadu je konečným stadiem v rámci malého vývojového cyklu lesa, kdy dochází k rychlému poklesu zásoby živých stromů, protože odumírající stromy nejsou dostatečně rychle nahrazovány novými, a to vzhledem k postupnému nárůstu objemu odumřelého dřeva (ŠAMONIL, VRŠKA 2007). Stádium rozpadu se částečně překrývá se stadiem dorůstání. PODLASKI (2004) ještě stádium rozpadu rozděluje na stádium s fázemi obnovy, dvouvrstevné struktury, vícevrstevné struktury a selekce. Při pozvolném průběhu stadia rozpadu dochází k obnově stinných dřevin s charakterem podrostní obnovy, při rychlém průběhu rozpadu může dojít i k obnově přípravných dřevin (VACEK et al. 1988) a malý vývojový cyklus přechází do své počáteční fáze (VACEK et al. 2007).

### **Další vývojové cykly lesa**

Za velmi složitý proces lze považovat vývoj přírodních lesů. Hlediska pro jeho studium jsou různá. Řada autorů se pokoušela o celkové zpracování terminologie vegetační dynamiky, nejcitovanějším bývá VAN DER MAAREL (1988, 1996a, 1996b). Dalšími autory jsou např. PETERSON et al. (1998) a PICKETT, CADENASSO (2005). V přírodě blízkých lesích je možné rozeznat mnohé typy vegetační dynamiky, jak je vidět z Obr. 2. Jedná se o: fluktuaci „Gap“ dynamiku, „Kohort“ dynamiku, „Patch“ dynamiku, cyklickou sukcesi, regenerační sukcesi, primární a sekundární sukcesi. S těmito typy se pak více či méně prolínají u nás nejčastěji užívané termíny malý a velký vývojový cyklus přírodních lesů dle prací LEIBUNDGUT (1959) a KORPEL (1995), které byly popsány na základě rozboru rozsáhlé sítě experimentálních dat z pralesů střední Evropy.



Obr. 2: Schéma časového a prostorového rozmístění jednotlivých typů vegetační dynamiky v lesních ekosystémech (upraveno podle PETERSON et al. 1998).

Z Obr. 2 je patrné, že vegetační dynamiku v lesních ekosystémech lze obecně rozčlenit na sukcesi primární a sekundární. Sukcese primární se týká vývoje lesních ekosystémů na půdě bez přítomnosti diaspor a má tedy podstatně delší průběh než sekundární sukcese, která probíhá na lépe vyvinutých půdách s výskytem diaspor (cf. MORAVEC et al. 1994). Nejnižší prostorovou i časovou úrovní v rámci sekundární sukcese je fluktuace (cf. MORAVEC et al. 1994), ta je však jednou z mnoha typů vegetační dynamiky, které lze v rámci sekundární sukcese v lesních ekosystémech vylišit.

Analogicky malému vývojovému cyklu, tedy v rámci vegetační dynamiky na malé ploše, lze vylišit zejména „Gap“ dynamiku a „Kohort“ dynamiku, spíše okrajově pak „Patch“ dynamiku. Počátek dynamiky porostních mezer, tzv. „Gap“ dynamiky je v přirozeném odumření jednoho nebo několika jedinců hlavní vrstvy porostu (cf. VAN DER MAAREL 1988, PICKETT, CADENASSO 2005, HART, CHEN 2006). Podle DRÖSLER, LÜPKE (2005) vypadá definice „Gap“ jako mezera v zápoji, ve které je stávající porost nižší než 2/3 výšky hlavní vrstvy porostu. Základem maloplošné struktury a textury přírodních lesů jsou porostní mezery. Oproti tomu „Kohort“ dynamika je charakteristická svým průběhem na větší ploše a v delším časovém období (ANGELSTAM, KUULUVAINEN 2004). „Patch“ dynamika bývá většinou důsledkem

požárů nebo kůrovcových kalamit (MCCARTHY 2001). Analogicky k velkému vývojovému cyklu, tedy u vegetační dynamiky probíhající na velkých plochách, můžeme vylišit „Patch“ dynamiku, cyklickou a regenerační sukcesi (cf. VAN DER MAAREL 1988, 1996a).

„Patch“ dynamika má cyklický průběh, nemusí být ale vždy periodický. Jedná se plochy 10 až 100krát větší, než je běžná velikost porostní mezery (0,1 až 1 ha). Z hlediska času se však nemusí vždy jednat o delší období. V přírodních lesích vytváří mozaiku ploch „Patch“. Může vznikat na základě menších disturbancí, přičemž nemusí docházet ke změně druhového složení (cf. QINGHONG, HAKAN 1991).

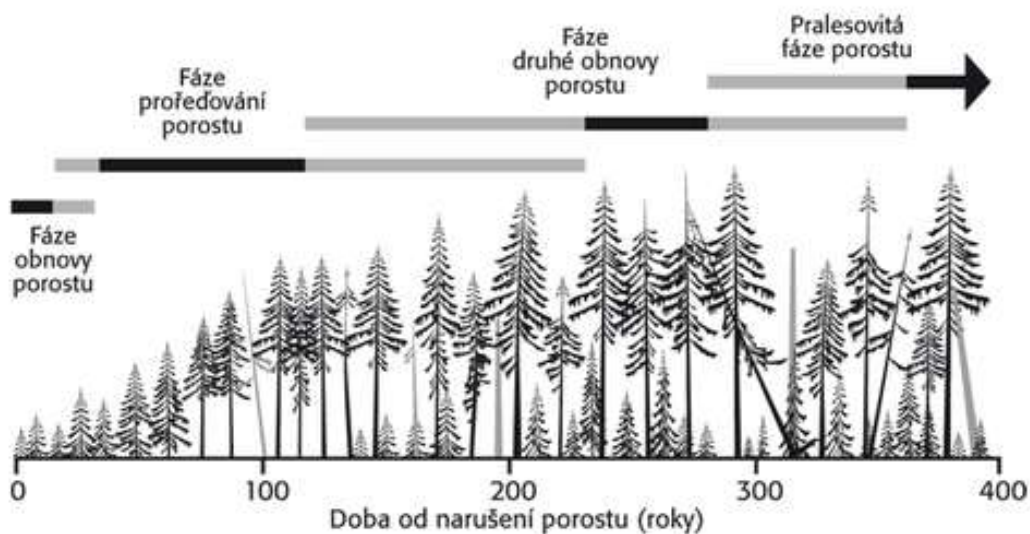
Dalším příkladem velkoplošné dynamiky je cyklická sukcese. Od „Patch“ dynamiky ji odlišuje hlavně prostorový charakter, jelikož zahrnuje větší území. Dochází zde v důsledku strukturální diferenciacce ke změně ve společenstvech, přičemž typické je pro cyklickou sukcesi krátké trvání klimaxového stadia. Příklady lze nalézt zejména v boreálních lesích, kde se jedná o požáry a kůrovcové disturbance. V našich lesích lze jmenovat kůrovcové a větrné kalamity ve smrčinách v horských oblastech v NP Šumava.

Posledním typem vegetační dynamiky je regenerační sukcese (cf. VAN DER MAAREL 1996a). Je velmi podobná cyklické sukcesi, zejména svým rozsahem a příčinami. Rozdíl je zejména v délce klimaxového stadia, které je delší v porovnání s časem potřebným na regeneraci.

### **Vývojové cykly lesa a disturbance**

Událost, označovaná v ekologii jako „Disturbance“ (narušení), znamená spontánní nebo umělé odstranění organismů a vytváří prostor pro osídlení jedinců stejného nebo jiného druhu. Tyto události jsou hlavním činitelem, které řídí dynamiku většiny lesních ekosystémů (FRELICH 2002). Na nový narušený ekosystém je vyvoláván tlak v podobě příznivých i nepříznivých vlivů, které se projevují i evolučně. Je nutné ale znát zákonitosti a odlišnosti v lesích přírodě bližších a přírodních a porovnávat stav a procesy s lesy hospodářskými. Je třeba mít v patrnosti, že příčiny proklamované trvalosti lesa jsou součástí „neviditelných“ skutečností, které po naplnění jisté míry adaptační schopnosti mohou v budoucnu přivodit katastrofu. Není to „jen“ trvalost lesa jako porostu stromů, těžby a úrodnosti půdy (POLENO 1994).

Jedním z hlavních příčin dynamické variability lesa jsou disturbance (Obr. 3), které mohou být přírodního původu nebo mohou nastat v důsledku činnosti člověka. Stávající ekosystém mohou regresivními změnami zničit a přerušit jeho plynulý vývoj. Ale vytvořením zásadně odlišných podmínek může být v případě příznivého vlivu naopak progresivními změnami vývoj podpořen. V případě negativního vlivu je dosavadní systém zničen, ve většině případů pak vznikne nový ekosystém, který je přizpůsobený novým podmínkám. Disturbance mají tedy náboj evoluce mimo jevy, které vrací ekosystém do jeho iniciální fáze (SPLECHTNA et al. 2005).



Obr. 3: Dynamika horského smrkového lesa od jednotlivých fází sekundární sukcese až po disturbance (upraveno podle OLIVER, LARSON 1996; SVOBODA 2008).

Působením vnějších přírodních sil na ekosystém se projevují disturbance spontánní, důsledkem každého způsobu těžby jsou disturbance umělé. V obou případech se může jednat o různý rozsah disturbance. Charakter kalamitní holiny mají velké spontánní, oproti tomu velké umělé jsou základem holosečného hospodářství. V přírodních lesích vznikají hojně maloplošná narušení, podobu malých holin mají střední narušení. Dále se může jednat pouze o bodová narušení, např. plošky po kůrovcových souších. Všechny velikosti disturbance mají pro ekosystém konkrétní důsledky: změny v ekosystému a v místech postižených narušením dochází k zahájení obnovy těchto ploch. Proměnlivost a pestrost obnovy na vzniklých plochách je potom odrazem proměnlivosti a pestrosti vnějších vlivů a vzniká tak různě pestrá mozaika růstových a vývojových fází nové generace lesa. Důsledky disturbance je třeba poznat, aby na ně bylo možno reagovat –



předcházet jim, omezit jejich následky případně je využít ve prospěch společnosti (Poleno et al. 2009).

Je třeba je poznat zejména proto, protože disturbance jsou přirozenou a samozřejmou složkou přírodních cyklů nezávisle na vlivu člověka. Narušování ekosystému a následné regenerační procesy jsou nedílnou součástí existence ekosystému za všech podmínek. Díky tomu je skoro každá krajina mozaikou mnoha vývojových fází (MÍCHAL et al. 1999).

### **3.3. Zdravotní stav lesních porostů**

Ekosystémy ve vyšších horských oblastech mohou být náchylnější ke znečištění ovzduší v porovnání s ekosystémy v nižších polohách. Vlivem dopravy a zejména energetické a průmyslové činnosti dochází od 50. let 20. století k velkému produkovaní škodlivých látek do ovzduší, a tato skutečnost má velký vliv na zdravotní stav lesních ekosystémů (MATERNA 1999). Výskyt mnoha příznaků poškození lesních ekosystémů, které byly způsobeny ne zcela objasněnými faktory, byl zaznamenán v Evropě zejména v období let 1970–1980 (FÜHRER 1990).

Současné působení velkých koncentrací znečišťujících látek v ovzduší po delší dobu společně s klimatickými stresy mohou vést k rozsáhlému odumírání porostů v postižených lokalitách (VÁVROVÁ et al. 2009, KRÁL et al. 2015). Mnoho teorií o příčinách poškození ekosystémů bývalo spojováno s vlivem znečištění ovzduší, a proto také bylo znečištění ovzduší považováno za prvotní a doprovodný faktor narušení lesních ekosystémů (LORENZ et al. 1999). Mimoto silné výkyvy v lesních ekosystémech v důsledku imisí nastaly vlivem následné acidifikace prostředí (VACEK et al. 2013). Přitom působením všech známých abiotických a biotických faktorů není možné vysvětlit všechny hlediska tohoto jevu (LANDMANN 1991).

Závažným problémem pro lesní ekosystémy horských poloh Sudetské soustavy bylo průmyslové znečištění ovzduší oxidem siřičitým (SO<sub>2</sub>), které se mezi lety 1970 až 1990 stává jedním z nejnebezpečnějších faktorů limitujících zdravotní stav lesů (VACEK et al. 2007b, KRÁL et al. 2015, VACEK et al. 2015). Přestože v následujících letech docházelo k postupnému poklesu znečištění ovzduší, porosty byly na mnohých místech natolik poškozené, že k odumírání lesních porostů docházelo i následně a u přežívajících stromů docházelo k výrazné defoliaci (POLÁK et al. 2007). Na základě této skutečnosti vytvořili LIKENS et al. (1996) hypotézu o dlouhodobém reziduálním účinku kyselé

depozice ve smrkových porostech. Po redukcí průmyslového znečištění (RENNER 2002, HŮNOVÁ et al. 2004) vystoupilo do popředí fotochemické znečištění oxidy dusíku ( $\text{NO}_x$ ) – (STANNERS, BOREAU 1995), které bylo způsobováno narůstajícím počtem automobilů, zejména v osobní dopravě. V této oblasti střední Evropy jsou i zvýšené koncentrace ozónu ( $\text{O}_3$ ), kterému je připisováno poškozování vegetace s ohledem na to, že se jedná o fyto toxické činidlo (BYTNEROWICZ et al. 2003, HŮNOVÁ, SCHREIBEROVÁ 2012).

Pozornost, která se horským lesním ekosystémům v posledních desetiletích věnuje je zcela oprávněná (BUTTOUD 2000). Vesměs se totiž jedná o velmi citlivé ekosystémy, které jsou vystaveny značné zátěži mnohými stresovými faktory (BRIDGMANN et al. 2002). Fyziologie smrku ztepilého (*Picea abies* (L.) Karst) je v horských polohách ovlivněná a limitovaná mnohými, zpravidla interaktivně působícími přírodními i antropogenními ekologickými faktory (TRANQUILLINI 1979). Výsledkem tohoto působení je vícenásobný stres (multiple stress), který může vést k oslabení, poškození a odumírání jednotlivých stromů a k postupnému rozpadu porostů. Samotné složení komplexu stresových faktorů a jejich působení je přitom většinou značně proměnlivé jak v prostoru, tak i v čase (KMEŤ et al. 2010, LOMSKÝ et al 2013). V podmínkách horského smrkového lesa klíčovou úlohu v současnosti hrají klimatické a extrémní meteorologické faktory, vysoké koncentrace přízemního ozónu a nadměrné dávky záření ve vzájemné kombinaci se stupňujícím oxidačním stresem (KMEŤ et al. 2009, HŮNOVÁ, SCHREIBEROVÁ 2012). Koncem zimy a v průběhu předjaří za vysoké radiace často dochází k typickému výskytu vodního stresu, tzv. zimního vysychání (winter desiccation; VACEK, LEPŠ 1987). Znečištění atmosféry v současnosti v horských podmínkách působí převážně nepřímou přes mokrou a suchou depozici (HŮNOVÁ et al. 2014, ŠRÁMEK et al. 2014). Input kyselin způsobuje acidifikační stres v rizosféře, což může spolu s poškozením povrchu jehlic a vyplavováním živin vést k prohloubení nutričního stresu (HRUŠKA, CIENCALA 2003, LÜTTGE 2014).

Makroskopické změny poškození až odumírání převažujících smrkových monokultur v tomto období však nepůsobily jen imise, ale i řada nepříznivých abiotických i biotických činitelů (sucho, mráz, hmyzí škůdci, houbová a virová onemocnění atd.; MAZURSKI 1986, MATERNA 1999, KULA et al. 2013). K výrazným poruchám docházelo po stresu, do kterého se tyto porosty dostávaly při neobvyklém uspořádání tepelných a hydrických faktorů v atmosférickém a půdním prostředí (TRANQUILLINI 1979). Naproti těmto přirozeným ekologickým činitelům v té době byly imise novým, pro rostlinný

organismus naprosto cizorodým faktorem, který zejména počátkem 80. let 20. století působil ve stále větším rozsahu a se zvyšující se intenzitou (TESAŘ 1993).

Zejména pak v počátcích imisního zatížení bylo na smrku často hodnoceno sekundární větvení (cf. LESIŃSKI, LANDMAN 1985, LESIŃSKI, WESTMAN 1987, VACEK 1992, CUDLÍN et al. 2001). V pozdějším období regeneračních procesů bylo již velmi obtížné rozlišit podíl primárního i sekundární větvení smrku (VACEK et al. 2007a).

### **3.4. Přirozená obnova**

Regenerační procesy a jejich vývoj má významný vliv na stabilitu i funkčnost lesních porostů (VACEK et al. 2009). Přirozená obnova jako jejich průvodní ukazatel má klíčové místo v obnově lesních ekosystémů. Její velkou předností je přenesení vhodných vlastností mateřského porostu na další generaci a tím udržení kontinuity vývoje autochtonních, případně stanovištně vhodných alochtonních porostů (KORPEL 1989, VACEK et al. 2010). Úspěšnost přirozené obnovy je odvislá od řady vlivů, podmínkou je zejména příznivý souběh stanovištních a klimatických podmínek (BARNA 2011). Základní podmínkou však tvoří samotná přítomnost dostatku vhodných stromů schopných plodit a výskyt semenného roku (VACEK et al. 2009). Vývoj počtu jedinců od nejmenších po odrostlejší se vyznačuje strmým poklesem jejich počtu v důsledku velké mortality. Počet přežívajících semenáčků se zvyšuje s jejich věkem.

V důsledku preference určitých mikrostanovišť (BAČE et al. 2009) dochází v prostorovém rozložení přirozené obnovy ke značné shlukovitosti (LEEMANS 1991, KUULUVAINEN, KALMARI 2003), protože smrk upřednostňuje zmlazení na vyvýšených místech, hlavně na podmáčených stanovištích, z důvodu menší konkurence buřene a příznivějších mikroklimatických podmínek. Nejen z tohoto důvodu byl v řadě prací potvrzen význam odumřelého dřeva jako nejdůležitějšího substrátu pro obnovu smrku v přírodních horských lesích (PRŮŠA 1976, ULBRICHOVÁ et al. 2006, JONÁŠOVÁ et al. 2010). Krom výše uvedených předností poskytuje tlející dřevo významný zdroj výživy a vody pro juvenilní fáze obnovy. Tyto přednosti potvrzují výsledky výzkumů, kdy při minoritním pokryvu plochy odumřelým dřevem může na tomto mikrostanovišti regenerovat i více jak polovina obnovy (ZIELONKA 2006), přitom základní podmínkou je vhodná kvalita a stupeň rozkladu, která nastává 30-60 let po odumření stromu. Velkou stanovištní konkurencí obnovy jsou porosty trav, zejména pak *Calamagrostis villosa*, které vytvářejí mnohdy nepřekonatelnou překážku v boji o živiny, světlo a

prostor (ZENAHLÍKOVÁ et al. 2011). AMMER (2008) dále uvádí, že na počáteční stádia obnovy pod krytem porostu má větší vliv dostupnost vody než množství světla.

Průběh přirozené obnovy je v horských lesích limitován dalšími vlivy, jako jsou nepříznivé klimatické podmínky, nepůvodní skladba dřevin rostoucí na nevhodných stanovištích, častý nevhodný genetický původ dřevin a extrémní imisně-ekologické poměry, které zhoršují zdravotní stav mateřského porostu. Dalším neméně podstatným negativním faktorem pro přirozenou obnovu je tlak spárkaté zvěře, která ji může okusem negativně ovlivňovat až decimovat (MOTTA 2003, VACEK et al. 2014), přičemž záleží na množství spárkaté zvěře a dřevině (MOTTA 1996), kdy některé dřeviny jsou preferovány a mohou být okusem téměř likvidovány (AMMER 1996).

### **3.5. Odumřelé dřevo**

Za důležitou součást lesních ekosystémů, zejména přírodě blízkých lesů, je považováno odumřelé dřevo (ZIELONKA 2006). Odumřelé dřevo podporuje zachování biodiverzity a tím i stability lesního ekosystému, dále má nemalý význam pro přirozené zmlazení, tedy obnovu a trvalost lesa a je také velmi podstatnou dlouhodobou zásobárnou živin v lesní půdě (HARMON et al. 1986). Odumřelé dřevo v podobě ležících kmenů a stojících souší a jeho rozklad má významný vliv na koloběh uhlíku v lesním ekosystému (YATSKOV et al. 2003). Je hlavním znakem probíhajících přírodních procesů (FRAVER 2008). Přítomnost odumřelého dřeva je také jedním z hlavních rozdílů mezi lesem hospodářským a přirozeným (PRŮŠA 1985, KORPEL 1995).

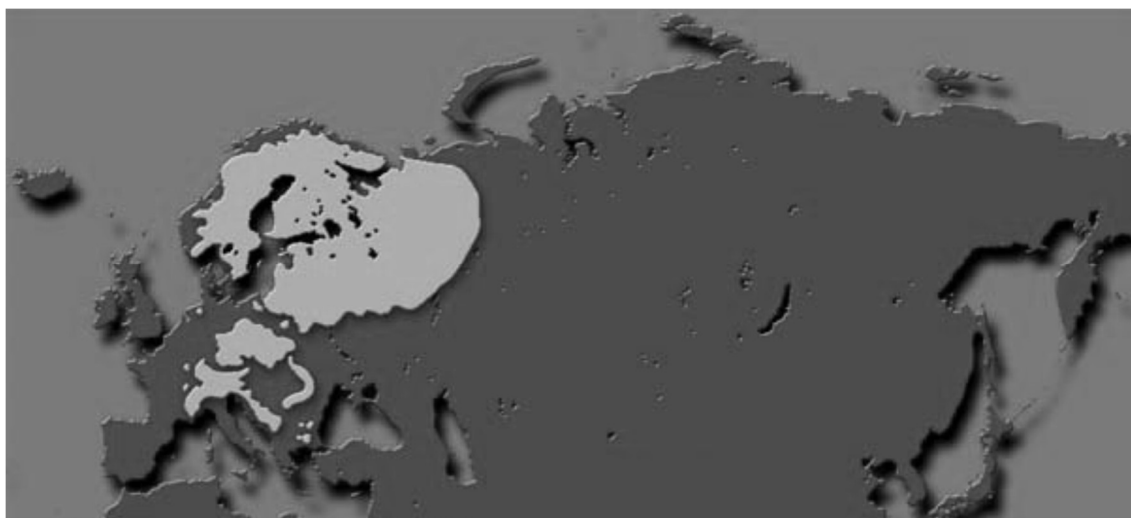
Příčin odumírání živých stromů v horských smrčínách je velké množství, nejčastějšími jsou to konkurenční vztahy, klimatické faktory jako vítr, sníh a námraza a biotické vlivy jako podkorní hmyz. Množství odumřelých souší bývá velmi variabilní (KUCBEL et al. 2008), pokud vznikají jako následek kompetice, mívají tloušťku nepřesahující 20 cm. Pokud v porostu převažují souše slabších dimenzí, pak vlivem silného větru mají všechny stromy hlavního porostu stejnou pravděpodobnost vyvrácení (LIU, HYTTEBORN 1991). Odumřelé dřevo v různém stupni rozkladu rovněž poskytuje specifické podmínky pro klíčení a růst přirozené obnovy (VACEK et al. 2009a). Velikost jeho objemu bývá různá, může se pohybovat od 30 do 150 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup> (VACEK 1990, MOTTA et al. 1999, HOLEKSA et al. 2007) a podstatný vliv na jeho množství mají stanovištní podmínky, kdy délka rozkladu kmenů se může pohybovat mezi 50 až 200 lety (VACEK 1990, MÍCHAL, PETŘÍČEK 1999, ZIELONKA 2006).

### 3.6. Ekologické charakteristiky hlavních dřevin

Hlavními dřevinami ve studovaných oblastech jsou: smrk ztepilý (*Picea abies* (L.) Karst.), jeřáb ptačí (*Sorbus aucuparia* L.), borovice kleč (*Pinus mugo* Turra), bříza pýřitá (*Betula pubescens* Ehrh.) V případě ostatních řídce se vyskytujících vtroušených dřevin, které byly zjištěny v přirozené obnově na TVP (borovice lesní – horský ekotyp a bříza bělokorá) se nejedná o přirozenou druhovou skladbu těchto stanovišť a tudíž je nepovažují za nutné blíže specifikovat. Z přirozené druhové skladby byly poblíž TVP zjištěny též semenáčky břízy karpatské.

#### 3.6.1. Smrk ztepilý (*Picea abies* (L.) Karst.)

Smrk ztepilý (*Picea abies*) jako dřevina s relativně širokou ekologickou valencí dosahuje v současné době daleko za hranice jeho přirozeného rozšíření Obr. 4. Přirozený areál rozšíření pokrýval velkou část Evropy od Řecka po rovnoběžku 70° s. š., kde tvoří hranici se smrkem sibiřským (*Picea obovata*), ve směru západovýchodním od Francie po Ural (SCHMIDT, VOGT 1977), kde volně přechází v porosty smrku sibiřského (*Picea obovata*). V dnešní době jeho rozšíření pokrývá téměř celou severní polokouli a je jednou z ekonomicky nejvýznamnějších a nejvíce se vyskytujících dřevin (SPIECKER, HASENAUER 2000). V České republice je smrk ztepilý aktuálně převládající dřevinou se zastoupením 50,7 % (MZE 2014). Jeho přirozený výskyt se rozkládá v nadmořské výšce mezi 700–1000 m, jeho produkční optimum však leží níže v nadmořské výšce 550–1000 m, ale jeho největší konkurenční schopnosti jsou ve vyšších horských polohách (VACEK 1990, VICENA et al. 1979).



Obr. 4: Rozšíření smrku ztepilého (ÚRADNÍČEK et al. 2009).

Na území střední Evropy se smrku nejlépe daří ve vyšších polohách s ročními srážkami nad 700 mm, ve středních polohách prospívá na severních svazích a v nížinách na dně údolí, kde je dostatečná vlhkost. Má relativně malou náročnost na světlo, jedná se o dřevinu stinnou až polostinnou, ve vyšších polohách jeho nároky na světlo rostou (ÚRADNÍČEK et al. 2009). Schopnost snášet zastínění se mění s věkem, ale také stanovištními podmínkami, kde vyšší toleranci k zastínění má smrk na dobrých stanovištích. MUSIL, HAMERNÍK (2007) jako mezní hodnotu zastínění, při které je smrk schopen ještě růstu uvádějí 2–4 % plného osvětlení.

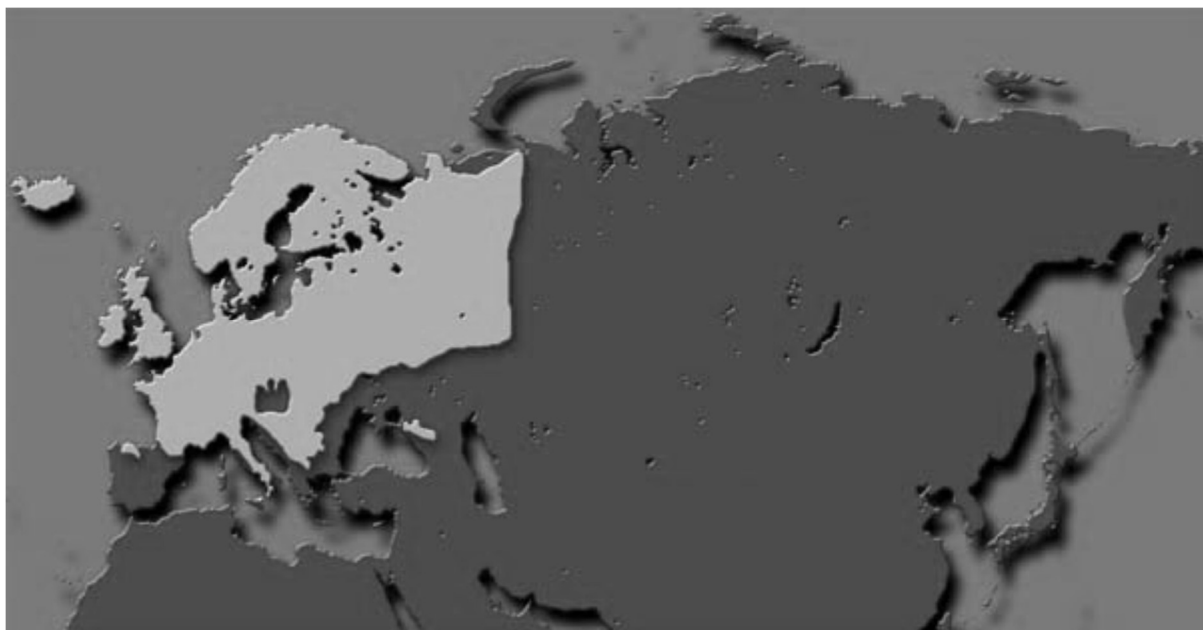
Nároky na teplo jsou relativně malé, při nárůstu teploty se sice zvyšuje přírůstek, ale pouze při současném dostatečném přísunu vody. Smrk je dobře snáší nízké teploty, jako hlavní dřevina se vyskytuje v chladnějším podnebí, kde průměrné roční teploty nepřekračují 5 °C. V těchto oblastech nahrazuje buk a jedli (MÍCHAL 1983). Spodní limit, kdy dochází k fyziologicky nezvratnému poškození jehlic, se uvádí až –40 °C. V oblastech zasažených imisemi je však smrk na nízké teploty mnohem citlivější (HOLUŠA, LIŠKA 2002), například v Jizerských horách na Malé Jizerské louce bylo pozorováno silné poškození pupenů a jehlic u dormantních mladých smrků v lednu 2009 při –35 °C (BALCAR et al. 2011).

Naopak jeho nároky na vláhu se uvádějí také v důsledku mělkého kořenového systému jako střední až vyšší; jeho optimum se pohybuje ve srážkových úhrnech 490–580 mm ve vegetačním období, roční optimum je okolo 700 mm. Sucho se negativně projevuje nejvíce v období rašení a růstu nových výhonů, v zimním období se může projevit fyziologické sucho (CHRISTENSSON, VON FRICK 1990). Částečně je smrk schopen díky vysoké intercepci korun doplňovat vláhu z usazených horizontálních srážek, především v horských polohách (MUSIL, HAMERNÍK 2007).

Nároky na živiny jsou relativně malé, v dostatečně vhodných ekologických podmínkách (ekologické optimum, dostatečné srážky) je schopen růst i na velmi chudých půdách (ÚRADNÍČEK et al. 2001). Optimální pH v hlavní zóně kořenů smrku pro jeho růst je 4–5, půdní reakce je spíše kyselá. Jeho kořenový systém je převážně povrchový a mělký, a to zejména v půdách lehkých, provzdušněných a s dostatečnou vlhkostí. Nadměrná kyselost a výskyt toxických iontů hliníků v půdě zhoršuje vývoj kořenového systému (PUHE 2003).

### 3.6.2. Jeřáb ptačí (*Sorbus aucuparia* L.)

Jeřáb ptačí (*Sorbus aucuparia* L.) je listnatý strom s širokou ekologickou valencí, jeho rozšíření se pohybuje v rámci celé Evropy, chybí pouze v nejnižnějších částech Evropy a velkých ostrovech (MEUSEL et al. 1978; Obr. 5). Díky měnícímu se klimatu se navíc rozšiřuje do vyšších nadmořských výšek a dále na sever. Tento druh bývá považován za hlavní dřevinu přípravného lesa v podmínkách vysokohorských smrčín, pod níž během několika dekád nalétne smrk a postupně jej přeroste a vytlačí z porostu (HOLEKSA, ŽYWIEC 2005). V podmínkách pohoří Sudetské soustavy však do hry vstupují další vlivy, jako je zejména tlak okusu zvěře, která ji může obnovu negativně ovlivňovat až decimovat (MOTTA 2003, VACEK et al. 2014), přičemž záleží na množství spárkaté zvěře a dřevině (MOTTA 1996). V důsledku kombinace strategie rychlého růstu v mládí a žádanosti dřeviny jako potravy pro spárkatou zvěř může být jeřáb výrazně potlačován a v některých výškových třídách dokonce téměř decimován okusem (MOTTA 2003).



Obr. 5: Rozšíření jeřábu ptačího (ÚRADNÍČEK et al. 2009).

Jeřáb je dřevina uzpůsobená pro krátké vegetační období a chladné podnebí, není tolerantní k suchu, ale dokáže tolerovat vysoké letní teploty, nejsou-li však teploty doprovázeny zároveň nedostatkem vláhy (RASPE, FINDLAY 2000). Je to dřevina tolerantní ke stresovým klimatickým faktorům (GRIME et al. 2007), je odolná k nízkým teplotám a mrazu (RASPE, FINDLAY 2000, SAVILL 2013). Jeřáb dokáže snášet kyselé půdní podmínky bez výrazného zamokření, ale oproti bříze (*Betula* sp.) je více

tolerantní na zastínění a může růst ve větších nadmořských výškách (MACVEAN, RATCLIFFE 1962, GRIME et al. 2007). Přirozeně osídluje především okrajové clonné seče, ale zpravidla i holoseče. V mládí má typicky štíhlý a rychlý růst a značně odrůstá ostatním dřevinám, pokud není poškozován zvěří. V pozdějším věku ve vzrůstu zaostává a ustupuje do podúrovně, kde zakrátko odumírá. Jako pionýrská dřevina obvykle nedosahuje vyššího věku než 100 let (ANDERBERG, ANDERBERG 1996). Jeho rozvoj může ovlivnit napadení hmyzími škůdci jako je např. bekyně velkohlavá (*Lymantria dispar*) – (DE RIGO 2016).

### 3.6.3. Borovice kleč (*Pinus mugo* Turra)

Kleč (*Pinus mugo* Turra) je jehličnatá keřovitá dřevina, která je původní v evropských horách, a to nad horní hranicí lesa v Alpách, Apeninách, Karpatech a pohoří severního Balkánu (BÜNTGEN et al. 2007; SVAJDA et al. 2011). Najdeme ji také v Tatrách (PILÁT 1964). Areál jejího výskytu má horní hranici 2 500 m (POKORNÝ 1963). Na našem území osídluje Krkonoše, Jizerské hory a nejvyšší polohy Šumavy, jinde se vysazuje jako půdoochranná dřevina (VACEK et al. 2006, ZEIDLER et al. 2012). Kleč je silně světlomilná dřevina, neschopná růst v zástínu. Proto jsou její typická stanoviště tam, kde jiné dřeviny nemají šanci ji ohrozit: nad horní hranicí lesa, na nevyhovujících podkladech jako je rašelina nebo na surových klimatických inverzích skal a soutěsek, na balvanitých sutích (ÚRADNÍČEK et al. 2009). V porostech kleče se v rámci jejího areálu ze stromovitých forem vyskytují už jen borovice limba a řídkěji smrk ztepilý, které zde rostou jako solitéry (JENÍK 1961).

Borovice kleč pochází z horských vrcholů, proto snáší i extrémní podmínky, mráz a vítr (HUECK 1939, ÚRADNÍČEK et al. 2009). V rámci zájmových pohoří Sudetské soustavy se přirozeně vyskytuje *Pinus mugo* var. *mughus*. Jedná se o poléhavé nebo vystoupavé keře, rostoucí převážně ve vyšších horách na holích nad zónou lesa a místy sestupující níže na skalnatých, méně již na rašelinných stanovištích (JENÍK 1961).

Například v Krkonoších byla borovice kleč široce využívána od 16. století pro dřevo a palivo a tak postupně její porosty byly přeměněny na pastviny a louky. Katastrofální povodně na konci 19. století pak přispěly k obnově klečových porostů z důvodů jejich vyšší kapacity zadržování vody ve srovnání se sekundárními loukami (LOKVENC 2001, VACEK et al. 2003).



Borovice kleč je ve srovnání se smrkem ztepilým (*Picea abies* L.) relativně tolerantní k extrémním klimatickým podmínkám a znečištění ovzduší sloučeninami síry (DÄSSLER 1981, TESAŘ 1982, SOUČEK et al. 2001, VACEK et al. 2012). Z těchto důvodů se borovice kleč často v imisních oblastech používala k tvorbě porostů náhradních dřevin na nejextrémnějších lokalitách (VACEK et al. 2013).

#### **3.6.4. Bříza pýřitá (*Betula pubescens* Ehrh.)**

Bříza pýřitá (*Betula pubescens* Ehrh.) je opadavý listnatý strom středních rozměrů s přímým, nápadně bílým nerozpraskaným kmenem a kulovitou korunou. Zaujímá velký eurasijský areál. V Evropě je známá až na nejzazším severu Skandinávie, roste na pobřeží Ledového moře, je rozšířena na pobřeží Barentsova moře, na severním Urale a na obrovských rozlohách Sibíře až po povodí řeky Leny. Její hranice probíhá na okraji tundry; k jihu až do lesostepí. Na jihu v Evropě je její areál značně omezen. V ČR roste v bažinatých loukách nižších poloh a v rašelinných loukách a okrajích vrchovišť středních poloh až k horní hranici lesa (ÚRADNÍČEK et al. 2009). Typická její stanoviště jsou v pohořích Sudetské soustavy (VACEK et al. 2003).

Je to druh světlomilný a neprospívá v zástínu. Roste proto jednotlivě nebo v malých skupinkách na volné ploše nebo v mezernatých ředinách (PILÁT 1963). Raší asi o 5 dní později než bříza bělokorá a přibližně stejně jako bříza karpatská. Ke svému zdárnému růstu vyžaduje hladinu spodní vody téměř na povrch půdy. Není však přizpůsobena k záplavám. Snese i chudé a kyselé půdy. Typická její stanoviště jsou na rašeliništích a slatinách. (KOBÍŽEK 2008). Často se vyskytuje v porostech s borovicí klečí, borovicí blatkou, břízou karpatskou a s některými vrbami (POKORNÝ, FÉR 1964).

Z praktického hlediska se používá k zalesňování podmáčených stanovišť, a to zejména v horských polohách (POLENO et al. 2009). Je to vhodná dřevina i do porostních směsí se smrkem ztepilým, jelikož ho ošleháváním nepoškozuje tak jako bříza bělokorá (VACEK 1991).

## 4. Metodika

### 4.1. Charakteristika zájmového území

Téma dizertační práce je zaměřeno na oblast střední a západní části Sudetské soustavy s výskytem smrkového lesního vegetačního stupně, tj. na Orlické hory, Krkonoše a Jizerské hory. V rámci těchto lokalit byly zvoleny 2–4 charakteristické trvale výzkumné plochy, na kterých byly měřeny a hodnoceny parametry uvedené v metodice práce.

#### 4.1.1. Orlické hory

Orlické hory vytvářejí kompaktní úzký hřbet podél hranic s Polskem, tvořící nejvyšší část Středních Sudet, jehož hlavní část o délce 30 km směřuje od severozápadu, kde navazují na Sudetské mezihoří a na jihovýchodě spadají k údolím Orlice. Hřbet Orlických hor je celkem plochý, nadmořská výška stoupá od řeky Bělé 416 m, až na nejvyšší vrchol Velké Deštné v severozápadní části území v 1 115 m (VACEK et al. 2012).

Na území Orlických hor byla v roce 1969 zřízena chráněná krajinná oblast Orlické hory, a to zejména pro jedinečnost krajiny, zachovalost a vzájemnou vyváženost jejich jednotlivých prvků. Její rozloha je 20 400 ha, lesnatost je 63 % a 31 % zaujímá zemědělská půda (KOS, MARŠÁKOVÁ 1997). K přírodovědecky nejcenějším ekosystémům zde mimo jiné náleží i fragmenty klimaxových horských smrčín a rašelinných smrčín, které byly značně postiženy imisní kalamitou (cf. VACEK et al. 2015). Svou polohou CHKO spadá do stejnojmenné přírodní lesní oblasti Orlické hory.

Porosty v oblasti Orlických hor rostou na podloží starých krystalických hornin, jako jsou svory a pararuly. Půdní typy v nejnižších polohách jsou zastoupeny kambizeměmi, na ně navazují kryptozoly a podzoly. Díky dominantnímu podloží krystalinika jsou půdy poměrně kyselé a minerálně chudé (PODRÁZSKÝ, VACEK 1996).

Z hlediska vertikálního členění vegetace je zde zastoupení 5. až 8. lesního vegetačního stupně. 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 %) – (MIKESKA et al. 2000).

Podnebí Orlických hor je relativně drsné, spíše kontinentálního charakteru, s nízkými teplotami, hojnými srážkami, četnými mlhami, tvořícími horizontální srážky a občasnými bořivými větry (PRŮŠA 2001). Ve vrcholových partiích, kde vrcholový

klimatický fenomén snižuje růst dřevin (PLÍVA, ŽLÁBEK 1986), působí značné škody také námraza. Průměrná roční teplota se pohybuje od 4 do 7 °C a srážky od 800 do 1 300 mm. Počet dnů se sněhovou pokrývkou kolísá od 60 do 160 dnů. Délka vegetační doby je ve výšce 600 m 132 dnů, v 900 m 107 dnů a v 1 100 m 83 dnů. Převládá západní proudění vzduchu, místy se uplatňuje bořivý severovýchodní vítr.

Hluboké lesy byly odjakživa součástí pomezního hvozdu obklopujícího celou Českou kotlinu. Vliv člověka se zde začíná projevovat od 13. století. Těžba dřeva se zintenzivnila počátkem 17. století, kdy se sem přesouvají havíři z Krkonoš, které v té době byly již z velké části odlesněné. Ke konci 17. a v 18. století byly tyto rozsáhlé holiny zalesňovány převážně sítí, přičemž se nepřihlíželo k původu osiva a nerespektovala se původní druhová a ekotypová skladba obnovovaných porostů. Další nápor odlesňování přichází s průmyslovou revolucí v 19. století (VACEK et al. 2012). Od první poloviny 19. století začínají první hospodářské úpravy s cílem zachovat výnosovou nepřetržitost. Dbá se na využívání přirozené obnovy a na vysokou kvalitu sadebního materiálu; holosečné hospodaření s převahou smrku vede k postupné přeměně značných částí porostů na labilní smrkové monokultury (VACEK et al. 2012).

Porosty v Orlických horách nebyly vystaveny jen přímému tlaku lidské činnosti, ale od 80. let 20. století byly vystaveny imisním spadům z tepelných elektráren v Polabí (VACEK 2000), které vedlo k chřadnutí a odumírání porostů v hřebenových partiích, v nichž z velké části převažoval smrk ztepilý. Oslabené porosty jsou náchylné k napadení hmyzími škůdci, působení výkyvů počasí, což znesnadňuje snahu o přechod k přírodě bližším formám hospodaření (VACEK et al. 2012).

Současná věková skladba porostů Orlických hor je značně nevyrovnaná jako výsledek dlouhodobého vývoje lesů, působení škodlivých činitelů v minulosti i v současnosti. Imisně ekologická kalamita v období let 1982–1990 měla značný vliv na snížení rozlohy starších porostů v hřbetních partiích, kde bylo vytěženo cca 2000 ha. Obnovené plochy se projeví v nadnormální rozloze 1. věkového stupně (+23 %). Značný nedostatek rozloh ve 2., 3., 5. – 8. věkovém stupni spočívá v dlouhodobě nedostatečné obnově porostů v dopravně nepřístupných polohách (VACEK, BALCAR 2000). Současný stav porostů je výsledkem dřívějších způsobů hospodaření, zejména rozsáhlých těžeb z let 1859–1863 i pozdějších polomů. Dosavadní způsoby hospodaření spolu s holosečnou formou, kterými se zde hospodařilo téměř 2 století a které přivedly preferenci smrku na úkor jedle a stanovištně vhodných listnáčů, významně ovlivnily dnešní druhovou skladbu, patrnou z Tab. 1 (MIKESKA et al. 2000).

Tab. 1: Přirozená, současná a cílová druhová skladba v PLO Orlické hory.

<b>Dřevina</b>	<b>Přirozená druhová skladba (%)</b>	<b>Současná druhová skladba (%)</b>	<b>Cílová druhová skladba (%)</b>
smrk ztepilý	36	83	70
jedle bělokorá	25	0,7	2,9
modřín opadavý	0,0	1,4	2,8
buk lesní	35	5	15
jeřáb ptačí	0,1	1	0,2
olše lepkavá	0,7	2	0,9
bříza bělokorá	0,3	2	0,8
jehličnany	61	86	78
listnáče	39	11	20

Údaje z OPRL – ÚHÚL Brandýs n. L. (Platnost 1999-2018).

V disertační práci jsou pro analýzu využity 2 trvalé výzkumné plochy rašelinných smrčín v PR Jelení lázeň a PP U Kunštátské kaple.

#### **4.1.2. Krkonoše**

Krkonoše jsou nejvyšším pohořím Západních Sudet i celé České vysočiny jdoucím od severozápadu, kde jsou sedlem odděleny od Jizerských hor, na jihovýchodu hraničí s Broumovským výběžkem a sledují hranici s Polskem v délce 36 km (cf. VACEK et al. 2012). Hřbety tohoto pohoří dosahují výšky 1500 m nad mořem (DEMEK et al. 1987). Z dvaceti nejvyšších vrcholů České republiky jich 15 leží v Krkonoších. Jejich vrcholové partie, zejména pak nejvyšší hora Sněžka (1602 m n. m.), výrazně přecházejí nad horní hranici lesa a předurčují tak zastoupení subalpínského vegetačního stupně a částečně i arктоalpínské tundry.

V roce 1963 zde byl vyhlášen Krkonošský národní park (KRNAP) s rozlohou 36 327 ha s posláním uchování a zlepšení jeho přírodního prostředí, které obklopuje ochranné pásmo o rozloze 18 642 ha. I s částí ochranného pásma náleží KRNAP do přírodní lesní oblasti Krkonoše. Na polských svazích Krkonoš byl zřízen národní park již v roce 1959 s rozlohou 5 560 ha. V roce 1992 byly Krkonoše zařazeny do světové sítě biosférických rezervací UNESCO, v podobě bilaterální biosférické rezervace Krkonoše/Karkonosze (FLOUSEK et al. 1994). Celé území krkonošského národního parku včetně jeho ochranného pásma bylo zařazeno do soustavy evropsky významných lokalit Natura 2000 v roce 2004, kde předmětem ochrany se staly mimo jiné rašelinné a podmáčené smrčiny.

Výjimečná biogeografická poloha Krkonoš uprostřed střední Evropy předurčila, že se zde v pozdně glaciálním období opakovaně setkávala severská a vysokohorská příroda (JENÍK 2000). To podmiňuje velký výskyt glaciálních reliktních, endemických a vysokou rozmanitost horských ekosystémů. Alpínské trávníky, subarktická rašeliniště, porosty kleče, horské smrkové, smíšené a bukové lesy, společenstva karů, reprezentují biodiverzitu, jehož unikátnost nelze v takovéto míře s jinými českými pohořími porovnávat (JENÍK et al. 1994, JENÍK, ŠTURSA 2003).

Z geologického hlediska tvoří Krkonoše spolu s některými okolními horskými celky tzv. krkonošsko-jizerské krystalinikum, zastoupené krystalickými břidlicemi a ortorulami. Významným geomorfologickým činitelem bylo zalednění pohoří ve čtvrtohorách. Díky významné výškové stupňovitosti je zde zastoupena škála půdních typů, jako je zejména kambizem, kryptopodzol a podzol. Vesměs se jedná o půdy silně kyselé, na živiny chudé a výrazně sorpčně nenasycené (VACEK, PODRÁZSKÝ 1994, VACEK et al. 2000, PODRÁZSKÝ, VACEK et al. 2010).

Z hlediska vertikálního členění vegetace je zde zastoupení od 5. do 9. lesního vegetačního stupně (LVS). Nejrozšířenější jsou LVS: 6. – smrkobukový (42,5 %), 8. – smrkový (20,7 %) a 7. – bukosmrkový (19,2 %). Ze souborů lesních typů (SLT) je zde největší zastoupení 6K – kyselá smrková bučina (18,8 %) a 7K – kyselá buková smrčina (10,6 %). Výrazně převládají kyselá stanoviště (ekologická řada kyselá a extrémní řada) – 72 %, oproti živným (ekologická řada živná a obohacená humusem) – 17 % a ovlivněným vodou (ekologická řada obohacená vodou, oglejená a podmáčená, resp. rašelinná) – 11 % (MIKESKA et al. 2000).

Krkonoše náleží do chladné klimatické oblasti. Převládají zde chladné západní větry od oceánu bohaté na vlhkost, vysoká hradba pohoří vytváří větrnému proudění překážku, což se projevuje vysokým množstvím dešťových a sněhových srážek i nízkými teplotami (HLADNÝ, SÝKORA 1983). Ve srovnání s ostatními pohořími Sudet mají Krkonoše v celoročním průměru nejdrsnější podnebí. Průměrné roční teploty se pohybují od 6 do 0 °C a srážky od 900 do 1 600 mm na hřebenech. Sněhová pokrývka v nejvyšších polohách trvá kolem 180 dnů a výška sněhu kolísá okolo 2–3 metrů. Délka vegetační doby je ve vyšších partiích okolo 1 000 m 102 dny a v 1 500 m 15 dnů (PLÍVA, ŽLÁBEK 1986).

Vliv člověka na tuto přírodní lesní oblast má dlouhodobý charakter. Původní porosty pralesovitého charakteru smrku, jedle, buku a kleče nad horní hranicí lesa byly od 13. století do přelomu 15. – 16. století vlivem kolonizace postupně káceny, docházelo ke

snižování rozlohy lesa zapříčiněné v 16. – 18. století hlavně expandujícím hornickým, hutnickým i sklářským průmyslem (LOKVENC 1978). Kvůli ekonomické rentabilitě a ekologické nenáročnosti byl na nově vzniklé plochy vysazován hlavně smrk a došlo tak k úplné změně druhové skladby (Tab. 2). Bohatě strukturované autochtonní stabilní lesní porosty byly přeměněny na stejnověké vysoce labilní smrkové monokultury. Počátkem 19. století docházelo k dalšímu masivnímu narušování přírodních ekosystémů Krkonoš díky pastevectví dobytka především na úkor kosodřeviny.

Oblast Krkonoš v České republice i v Polsku byla od 80. let 20. století postižena chřadnutím až odumíráním smrkových porostů pod vlivem imisí, především vysokými koncentracemi SO<sub>2</sub> (PRŮŠA 2001; KRÁL et al. 2015; VACEK et al. 2015). Po nástupu výrazného imisně ekologického zatížení došlo v důsledku současného působení imisí, klimatických extrémů a biotických škůdců ke značné dynamice a destrukci lesních ekosystémů. Nejvíce byly postiženy klimaticky exponované hřebenové partie Krkonoš ve výšce zhruba nad 900 m (SCHWARZ 1997).

Současný stav lesních porostů je výsledkem převážně pro les nepříznivých vlivů, působících dlouhodobě po několik staletí od počátku historické doby. Porovnáním rekonstruovaného zastoupení dřevin před rozsáhlými a významnými lidskými zásahy v lesích Krkonoš se stavem v polovině 20. století zaznamenáme pokles zastoupení BK z původních cca 23,0 % na 3 %, JD z 13,0 % na méně než 0,1 % a naopak vzestup podílu SM z 54,0 % na 83,0 %. MD opadavý jako zdomácnělá dřevina dosáhl podílu 0,9 % (MIKESKA et al. 2000). Současný stav druhové skladby v přírodní lesní oblasti Krkonoše uvádí Tab. 2.

Tab. 2: Přirozená, současná a cílová druhová skladba v PLO Krkonoše.

<b>Dřevina</b>	<b>Přirozená druhová skladba (%)</b>	<b>Současná druhová skladba (%)</b>	<b>Cílová druhová skladba (%)</b>
smrk ztepilý	54	83	65
jedle bělokorá	13	0,1	4
borovice kleč	6	7	7
modřín opadavý	0,0	1	+
buk lesní	24	3	18
jeřáb ptačí	17	1	3
jehličnany	73	91	76
listnáče	27	7	24

Údaje z OPRL – ÚHÚL Brandýs n. L. (Platnost 2000-2019).

V disertační práci jsou zhodnoceny trvalé výzkumné plochy: Pod Voseckou boudou (4 TVP) a Václavák (1 TVP), tj. rašelinné horské smrčiny.

#### **4.1.3. Jizerské hory**

Jizerské hory jsou horskou oblastí Západních Sudet a přiléhající ke státní hranici s Polskem. Průběh pohoří má severozápadní charakter o délce 27 km, hřbety Jizerských hor dosahují 800–1 000 m, přičemž nejvyšší horou na české straně je Smrk (1 124 m).

Na území Jizerské hory byla v roce 1967 zřízena chráněná krajinná oblast o rozloze 36 600 ha. Ve studovaném území se také nachází ptačí oblasti a evropsky významné lokality ze soustavy Natura 2000.

Horninové podloží tvoří porfyrická, středně zrnitá žula až granodiorit krkonoško-jizerského žulového plutonu, která je překryta kvarténními sedimenty (CHALOUPSKÝ 1989). Půdní typy jsou ovlivněny výškovou stupňovitostí, od nejnižších poloh, kde převládají kambizemě, přecházejí výše do kryptopodzolů až podzolů v nejvyšších partiích (SMEJKAL et al. 1999).

Z hlediska vertikálního členění vegetace jsou zde nejrozšířenější LVS: 6. – smrkobukový (43,3 %) a 5. – jedlobukový (19,0 %), přičemž velká vertikální variabilita oblasti umožňuje zastoupení lesních vegetačních stupňů od třetího do osmého. Dominantními soubory lesních typů jsou 6K – kyselá smrková bučina (17,7 %) a 5K – kyselá jedlová bučina (7,9 %). Výrazně převládají kyselá stanoviště (ekologická řada kyselá a extrémní) – 62,6 %, oproti živným (ekologická řada živná a obohacená humusem) – 23,5 % a ovlivněným vodou (ekologická řada obohacená vodou, oglejená, podmáčená, resp. rašelinná) – 14 % (SMEJKAL et al. 1999).

Jizerské hory spadají do chladné klimatické oblasti. Vzhledem k relativní blízkosti Atlantského oceánu a převládajícímu západním větrům tvoří hřbety Jizerských hor přirozenou překážku proudům vlhkého a chladného vzduchu od oceánu, což se projevuje především vysokým množstvím dešťových a sněhových srážek. Průměrná roční teplota se pohybuje od 4,4 do 7,1 °C a srážky jsou v rozmezí 1000–1705 mm. Délka vegetační doby ve středních partiích kolísá okolo 130 dnů a na hřebtech kolem 100 dnů (PLÍVA, ŽLÁBEK 1986).

Historicky byla celá krajina zalesněna, až na enklávy rašelin a lučních porostů podél některých toků. Jizerským horám a tzv. Hvozdu se dával velký obranný význam, což se projevilo v připravovaném zákoníku „Maiestas Carolina“ (okolo 1350), v němž se přikazuje bedlivá ochrana pohraničního hvozdu. Vrchní dohled nad celým hvozdem si

měl ponechat panovník, avšak tento kodex nevešel nikdy v platnost. Systematická kolonizace nastala ve 13. století. Tehdy začalo postupné klučení lesa a jeho přeměna na zemědělskou půdu a došlo k potlačání lesa téměř na dnešní hranice (SMEJKAL et al. 1999).

Les byl využíván nejen pro pastvu, lov či čížbu, již ve středověku zde bylo hornictví a hutnictví a na začátku 15. století vznikla první sklárna. Tak došlo i zde záhy k vytěžení lesa v přístupných polohách a podél vodních toků, a již počátkem 16. století se začalo uvažovat o šetření dřívím v přístupných lesích podhůří. Hřebeny Jizerských hor byly tehdy ještě téměř nepřístupné a netěžilo se tam. Po třicetileté válce stoupá režijní potřeba dříví a uvažuje se o holosečích. Pasečné hospodaření bylo zavedeno tzv. Tereziánským patentem v r. 1754 a na konci tohoto století se uskutečňují první umělé obnovy sítí. Jelikož v nižších polohách byl značný nedostatek mýtných porostů, zasáhla počátkem 18. století těžba dřeva i vrcholové partie hor, které byly mezitím zpřístupněny postavením okresních silnic. Od roku 1863 se provádí těžba zásadně v režii a zavádí se holoseče (SMEJKAL et al. 1999).

Zájmové území je dlouhodobě vystaveno atmosférickému znečištění prostředí kyselými depozicemi. Zejména pak silné imisní zatížení oxidem siřičitým zde v 70. a 80. letech 20. století vedlo k rozsáhlému oslabení studovaných porostů, jejich plošnému chřadnutí a následným masivním gradacím hmyzích škůdců, a to zejména lýkožrouta smrkového (*Ips thypographus*; BALCAR et al. 1994, VACEK et al. 2013a, 2013b). K nejintenzivnějšímu poškozování lesních porostů docházelo v západní části Jizerských hor v oblasti Kančí vrch, a to zejména na jeho severních svazích a dále v hřebenových partiích Vysokého jizerského hřebene (Smědavská hora, Jizera) – cf. BALCAR et al. (1997). Tyto vlivy výrazně přispěly k ovlivnění věkové struktury porostů (SMEJKAL et al. 1999), zastoupení věkových tříd v dnešní době je značně nevyrovnané. Důsledky této ekologické katastrofy jsou v širším území zcela zřetelné do současnosti a budou ještě přetrvávat po řadu desetiletí (SCHWARZ et al. 2009).

Lesnatost v Jizerských horách činí v současné době v průměru 73 %. Současný stav druhové skladby porostů v přírodní lesní oblasti Jizerské hory a Ještěd uvádí Tab. 3.



Tab. 3: Přirozená, současná a cílová druhová skladba v PLO Jizerské hory a Ještěd.

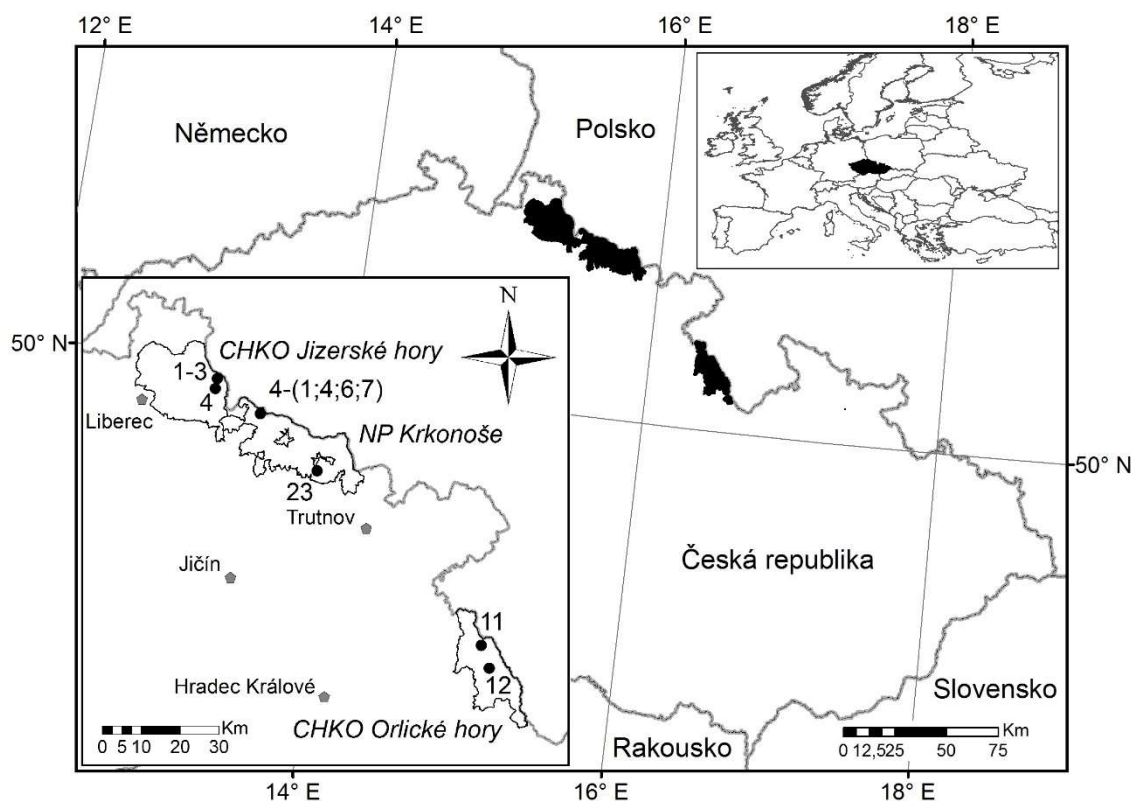
Dřevina	Přirozená druhová skladba (%)	Současná druhová skladba (%)	Cílová druhová skladba (%)
smrk ztepilý	35,5	67,9	61,5
jedle bělokorá	19,4	+	1,5
modřín opadavý	-	2,5	4,3
borovice lesní	+	1,6	1,2
buk lesní	38,9	10,3	24,9
bříza bělokorá	0,3	3,4	0,6
javor horský	1,7	0,9	2,6
jehličnany	55,5	80,0	68,7
listnáče	44,9	17,7	31,3

Údaje z OPRL – ÚHÚL Brandýs n. L. (Platnost 2000-2019).

V disertační práci jsou zhodnoceny čtyři trvalé výzkumné plochy v rašelinných smrčínách (Rybí loučky1, Rybí loučky 2, Rašeliniště Jizery a Rašeliniště Jizerky).

#### 4.2. Charakteristika zkoumaných trvalých výzkumných ploch

Lokalizace jednotlivých trvale výzkumných ploch je znázorněna na Obr. 6 a přehled jejich základních charakteristik je uveden v Tab. 4.



Obr. 6: Lokalizace jednotlivých trvale výzkumných ploch.

Tab. 4: Přehled základních stanovištních a porostních charakteristik trvale výzkumných ploch.

TVP	Název	Věk	DBH (cm)	Výška (m)	Zásoba (m <sup>3</sup> .ha <sup>-1</sup> )	Nadm. Výška (m.n.m.)	Exp.	Sklon (°)	Typ stanoviště <sup>1</sup>	Půda
11	Jelení lázeň	68	14	6	67	1 075	J	1	8R, 8T	organozem glej
12	U Kunšt. kaple	84/22	12	5	27	1 035	JZ	2	8R, 8T	organozem
4-1	Pod V.boud. 1	224/47/11	43	17	179	1180	JZ	12	8R, 8G	organozem, glej
4-4	Pod V.boud.2	224/47/11	31	12	243	1205	JZ	14	8R, 8G	organozem, glej
4-6	Pod V.boud.3	224/47/11	24	9	82	1215	JZ	8	8R, 8G	organozem, glej
4-7	Pod V.boud.4	224/47/11	38	15	273	1185	JZ	11	8R, 8G	organozem, glej
23	Václavák	192	33	11	180	1190	SV	7	8R	organozem
1	Rybí loučky1	145/35/15	7	5	18	850	S	1	8R	organozem
2	Rybí loučky 2	145/35/15	7	4	17	845	-	0	8R	organozem
3	Rašeliniště Jizery	125/35/15	7	4	10	835	-	0	8R	organozem
4	Rašeliniště Jizerky	70/35/15	12	6	37	870	-	0	8R	organozem

Notes: <sup>1</sup>forest site type: 8R – *Piceetum turfosum montanum*, 8T – *Piceetum paludosum oligomesotrophicum humile*, 8G – *Piceetum paludosum mesotrophicum*.

#### 4.2.1. TVP 11 – Jelení lázeň

Trvalá výzkumná plocha se nachází na nejzachovalejším vrchovišti s porostem rašelinných smrčín na české straně Orlických hor se značnou imisně ekologickou exponovaností, které je ovlivňované vrcholovým fenoménem (MIKESKA et al. 2000). Přírodní rezervací bylo toto území vyhlášeno v roce 1982 s velmi malou rozlohou (3,62 ha) a vymezením ochranného pásma o výměře 4,5 ha. Důvodem vyhlášení bylo její významné přírodní bohatství: subalpínské hřebenové vrchoviště s charakteristickou a ohroženou faunou a flórou a rašelinnými jevy. Trvalá výzkumná plocha se nachází na vrcholovém platu v nadmořské výšce 1075 m, v souladu s charakterem vrchoviště je sklon na TVP 11 1° s jižní expozicí. Průměrná roční teplota se pohybuje okolo 4 °C, průměrné srážky jsou cca 1300 mm (MIKESKA et al. 2000). Jádro rezervace tvoří bezlesí – rašelinný útvar o rozloze kolem 0,5 ha. Půdy se vyznačují silnou rašelinnou vrstvou mocnou 0,5–1 m, pod níž se nachází glejový horizont trvale pod vlivem spodní vody.

Vrstva humusu dosahuje velmi nízkých pH (< 3,0), které bývá již považováno za toxické pro kořeny lesních dřevin (MIKESKA et al. 2000). Extremita půdy je dána polohou hladiny spodní vody v ploché vrcholové poloze.



Obr. 7: Interiér porostu na TVP 11 (Foto: S. Vacek).

Stromové patro je tvořeno smrkem ztepilým (*Picea abies* [L.] Karst.), který v okolí hlavního rašeliniště přechází v porosty nevhodné provenience. Porosty jsou značně poškozené imisemi také proto, že se nacházejí v pásmu ohrožení imisemi A. Obnova je odstraňována na středové části v místě rašelinného jezírka, aby nebyla ohrožená flóra otevřeného vrchoviště. Na lokalitě v minulosti docházelo k odvodňování za pomoci vyhloubených melioračních příkopů, které byly v současnosti zahrazeny instalovanými přehrázkami k udržení vody ve vrchovišti (GERŽA 2012).

Na TVP Jelení lázeň se nachází soubory lesních typů 8R – *Piccetum turfosum montanum* a 8T – *Piccetum paludosum oligomesotropicum humile*. Vegetační pokryv otevřeného vrchoviště je tvořen svazem *Sphagnion magellanicum*. Mezi přítomné rostliny patří mimo jiné *Oxycoccus palustris*, *Vaccinium uliginosum*, *Eriophorum vaginatum*, *Vaccinium myrtillus*. Vyskytují se zde ohrožené druhy rostlin jako *Carex pauciflora*, *Carex limosa*, *Andromeda polifolia*, *Listera cordata*, ze zástupců hmyzu lze jmenovat vážku lesklici horskou (*Somatochlora alpetris*).

Vytyčená trvalá výzkumná plocha se nachází ve střední části přírodní rezervace okolo rašelinného jezírka na souřadnicích (WGS-84): 50°18'41"N, 16°23'55"E.

#### 4.2.2. TVP 12 – U Kunštátské kaple

Jedná se o hřebenové rašeliniště s význačnou květenou (*Carex pauciflora*, *Andromeda polyforia*, *Lycopodium sp.*). Výnosem ministerstva kultury z roku 1973 byla lokalita vyhlášena přírodní památkou o rozloze 2,86 ha s ochranným pásmem ze zákona o šířce 50 m od hranice rezervace (MIKESKA et al. 2000). Nachází se na mírně ukloněném svahu k jihozápadu (2. stupně) v nadmořské výšce 1 035 m. Je zde zastoupen půdní typ organozem modální.



Obr. 8: Interiér porostu na TVP 12 (Foto: J. Král).

Porosty jsou na TVP tvořeny rašelinnými smrčínami (věkové stupně 2 a 11), jejichž zdravotní stav je výrazně zhoršen v důsledku působení imisí a nachází se převážně ve stadiu urychleného rozpadu. V okolí TVP se v PP U Kunštátské kaple vyskytují hojně borovice kleč (*Pinus mugo*), méně již jeřáb ptačí (*Sorbus aucuparia*) a bříza pýřitá (*Betula pubescens*), která zde byla sázena v průběhu imisní kalamity v 80. letech 20.

století. Lesní porosty jsou velmi poškozené a ve značné části již odumřelé v důsledku působení imisí, jelikož se porosty nachází v pásmu ohrožení imisemi A.

Na TVP U Kunštátské kaple se vyskytují soubory lesních typů 8R – *Piccetum turfosum montanum* a 8T – *Piccetum paludosum oligomesotropicum humile*. Z hlediska curyšsko-montpelliérské školy je zde zastoupena rostlinná asociace *Sphagno–Piceetum* Tüxen 1937, Hartmann 1953. Vytyčená trvalá výzkumná plocha se nachází ve střední části PP blíže k cestě okolo rašelinného jezírka na souřadnicích (WGS-84): 50°14'48"N, 16°27'08"E.

#### **4.2.3. TVP 4 – (1, 4, 6, 7) – Pod Voseckou boudou**

Na této lokalitě byly využity 4 plochy, nacházející se v málo členitém terénu na mírném svahu o sklonu okolo 11 stupňů s jihozápadní expozicí v nadmořské výšce okolo 1180 m. Vytyčené trvale výzkumné plochy se nachází na souřadnicích (WGS-84): TVP 4-1: 50°46'39"N, 15°30'33"E; TVP 4-4: 50°46'43"N, 15°30'40"E; TVP 4-6: 50°46'38"N, 15°30'43"E; TVP 4-7: 50°46'37"N, 15°30'35"E. Délka vegetačního období je 80 dní, kde srážkový úhrn v tomto období je 690 mm. Jedná se o velmi rozvolněnou vyspělou kmenovinu ve stadiu rozpadu s hojným náletem smrku ztepilého ve fázi obnovy. Porosty fenotypové třídy B, jsou charakterizovány třemi etážemi. Horní a střední etáž o stáří 224/47 let tvoří smrk, ve spodní etáži smrk ztepilý převažuje, zastoupena je i borovice kleč, bříza pýřitá a vtroušeně jeřáb ptačí olýsalý. Zápoj horní etáže je značně rozvolněný a vytváří tak příhodné podmínky pro přežívání přirozené obnovy, a dokonce pro její zdárné odrůstání a mohla by sloužit jako model podrostního hospodářského způsobu na stanovištích podmáčených a rašelinných smrčín.



Obr. 9: Interiér porostu na TVP 4-1 (Foto: S. Vacek).

Vzhledem k tomu, že porosty náležejí do pásma ohrožení imisemi A, byl jejich zdravotní stav a vitalita výrazně zhoršen v důsledku synergismu imisního a klimatického stresu v letech 1980–1987. V tomto období došlo i k výrazným změnám ve struktuře porostů, a to včetně podílu živých a odumřelých stromů. Od r. 1988 se situace z hlediska zdravotního stavu smrkových porostů postupně stabilizuje (KRÁL et al. 2015).

Na trvalých výzkumných plochách převažuje soubor lesních typů 8R – *Piceetum turfosum montanum* a částečně je zastoupen i SLT 8G – *Piceetum paludosum mesotrophicum*. Půdními typy jsou glej organozemní a organozem glejová. Pokryvnost bylinného patra je vysoká (95 %), dominuje v něm *Deschampsia caespitosa*, *Vaccinium myrtillus* a *Calamagrostis villosa*. Díky evidentnímu tlaku buřeně proto dochází ke zmlazení hlavně na mírných terénních vyvýšeninách a odumřelém dřevě.

#### 4.2.4. TVP 23 – Václavák

Porost trvale výzkumné plochy je situován na mírném svahu se severovýchodní expozicí v nadmořské výšce 1 190 m na souřadnicích (WGS-84): 50°39'32''N, 15°44'38''E. Délka vegetačního období je 80 dní, kde srážkový úhrn v tomto období je 690 mm. Jedná se o dosti rozvolněnou kmenovinu o dvou etážích v diferencované fázi rozpadu s pomístním náletem obnovy smrku ztepilého, nacházející se v pásmu ohrožení

imisemi B. Horní etáž je tvořena pouze 192 let starým porostem smrku. Ve spodní etáži je zastoupen majoritně smrk a minoritně jeřáb (1 %) o věku 11 let. Na TVP v důsledku extrémních edafických poměrů i přes značně rozvolněný zápoj horního stromového patra nejsou dobré podmínky pro přirozenou obnovu, zejména pro její úspěšné odrůstání. K přirozené obnově jak smrku ztepilého, tak i jeřábu ptačího zde dochází pouze na výrazných vyvýšeninách a na tlejícím dřevě.



Obr. 10: Interiér porostu na TVP 23 (Foto: S. Vacek).

Trvale výzkumná plocha je umístěna v minimálně členitém terénu na souboru lesních typů 8R – *Picetum turfosum montanum*. Půdním typem je organozem fibrická. Pokryvnost bylinného patra je vysoká (85 %), dominuje v něm *Calamagrostis villosa* a *Deschampsia caespitosa*. Evidentní konkurenční tlak bylinného patra vůči přirozenému zmlazení, který ještě ztěžují extrémní edafické poměry (mocné rašelinné horizonty), způsobuje, že ke zmlazení dochází především na výrazných terénních vyvýšeninách a tlejícím dřevě.

#### 4.2.5. TVP 1, 2 – Rybí loučky

Přírodní rezervace Rybí loučky, která byla založena v roce 1965 Ministerstvem školství a kultury, v roce 1992 došlo ke změně kategorie ochrany na přírodní rezervaci na aktuální výměře 37,91 ha (MACKOVČIN et al. 2002). Hlavními předměty ochrany

zvláště chráněného území jsou odumřelé rašelinné smrčiny asociace *Sphagno-Piceetum* (vlhčí i relativně sušší typy) v pokročilejším stupni regenerace. V horní etáži je převaha souší, bohatá diferencovaná obnova, jedná se o nejvitálnější porosty tohoto druhu v celých Jizerských horách. V menší míře jsou předmětem ochrany podmáčené smrčiny středního i zralejšího věku při okraji rašelinné pánve, asociace *Bazzanio-Piceetum*. V přirozeném rašelinném bezlesí se vyskytují druhy *Carex rostrata*, *Carex nigra*, *Eriophorum angustifolium*, *Eriophorum vaginatum*. Rezervace zaujímá pramennou pánvi Rybího potoka při severovýchodním úpatí Pytláckých kamenů. Dle současných poznatků (PILOUS 2006) jde o jediný prokázaný případ glacialní modelace terénu v Jizerských horách. V pleistocénu a snad ještě počátkem holocénu se v oblasti Rybích louček nacházelo mělké ledovcové jezero, které později zaniklo. Jeho pozůstatkem je největší přirozené bezlesí v území – Velká rybí louka (VIŠŇÁK 2010a).

Reliéf území je rovinatý a mírně svažité. Horninové podloží tvoří výrazně porfyrická, středně zrnitá žula až granodiorit (CHALOUPSKÝ 1989). V zájmovém území PR Rybí loučky je většinou překryta kvarténními sedimenty. Nejde o úplně typické jizerskohorské rašeliniště, většina území se totiž nachází pod vlivem proudící nebo víceméně stagnující, minerálně obohacené vody. Chybí jakékoliv údaje o mohutnosti rašelinného ložiska. V zájmovém území se nachází půdně-substrátové jednotky: rašeliništní půda vrchovištní, glej zrašelinělý, podzol zrašelinělý (TOMÁŠEK 1992). QUITT (1971) řadí sníženiny v povodí Jizerky a Jizery do drsnějšího klimatického rajónu CH 4. Tato klimatická jednotka se vyznačuje extrémnějším podnebím především z hlediska teplotních minim, která jsou zde zvýrazněna pánevním reliéfem podmiňujícím kumulaci chladného vzduchu.

#### TVP 1 – Rybí loučky 1

Porost je situován na velmi mírném svahu (1 stupeň) se severní expozicí v pramenné pánvi Rybího potoka při severovýchodním úpatí Pytláckých kamenů v nadmořské výšce 850 m. Trvale výzkumná plocha se nachází na souřadnicích (WGS-84): 50°50'39"N, 15°20'29"E a je situována v jižní výše položené části přírodní rezervace.





Obr. 11: Interiér porostu na TVP 1 (Foto: S. Vacek).

#### TVP 2 – Rybí loučky 2

Trvale výzkumná plocha Rybí loučky 2 je položena severněji v pramenné pánvi Rybího potoka při severovýchodním úpatí Pytláckých kamenů v nadmořské výšce kolem 845 m. Trvale výzkumná plocha se nachází na souřadnicích (WGS-84): 50°50' 42"N, 15°20' 31"E.



Obr. 12: Interiér porostu na TVP 2 (Foto: S. Vacek).

#### 4.2.6. TVP 3 – Prameny Jizery

NPR Rašeliniště Jizery – je situována v plochem širokém údolí Jizery, protékající mezi Vysokým a Středním jizerským hřbetem, která tvoří státní hranici mezi Českou republikou a Polskem. Území v nadmořské výšce kolem 835 m je chráněno od r. 1960 na výměře 189,11 ha (MACKOVČIN et al. 2002). Trvalá výzkumná plocha se nachází na souřadnicích (WGS-84): 50°51'11''N, 15°19'46''E a je situována při jižním okraji přírodní rezervace. Hlavním předmětem ochrany zvláště chráněného území jsou rašelinné, nivní a podmáčené smrčiny, smrčiny přírodního charakteru, většinou silně poškozené, s rozpadajícími se soušemi, někdy i zcela odumřelé, s různým stupněm obnovy, zčásti i s podsadbami smrku a kleče, řídce břízy karpatské, převážně rašelinného typu (*Sphagno-Piceetum*). Na přirozených rašelinných bezlesích převažují *Sphagnion medii*, *Oxycocco-Ericion*, *Leuko-Scheuchzerion palustris*, *Montio-Cardaminion* (VIŠŇÁK 2010b).



Obr. 13: Interiér porostu na TVP 3 (Foto: J. Král).

Reliéf je většinou málo členitý, akumuláční, podmíněný holocénními náplavy a rozsáhlými ložisky rašeliny. Horninové podloží tvoří výrazně porfyrická, středně zrnitá žula až granodiorit krkonošsko-jizerského žulového plutonu (CHALOUPSKÝ 1989). Na většině území je žulové podloží překryto kvarténními sedimenty – rašelinnou a písčítými štěrky. Rašelina je většinou vrchovištního typu. Mocnost rašeliny se v jádrových územích pohybuje mezi 2 až 3,5 m (VIŠŇÁK 2010b). V půdním pokryvu jsou v území vyznačeny mapovací jednotky (TOMÁŠEK 1992, 1995): podzol zrašelinělý, glej zrašelinělý, rašeliništní půda vrchovištní, podzol humusový. Dominantní půdní jednotkou území je organozem typická fibrická (vrchovištní), v místech s vyšší hladinou podzemní vody, se vyvinula též organozem glejová, v okrajových částech vrchoviště a všude mimo souvislejší rašelinná ložiska je pak hojně zastoupen glej organozemní. QUITT (1971) řadí sníženiny v povodí Jizerky a Jizery do drsnějšího klimatického rajónu CH 4. Tato klimatická jednotka se vyznačuje extrémnějším podnebím především z hlediska teplotních minim, která jsou zde zvýrazněna pánevním reliéfem podmiňujícím kumulaci chladného vzduchu.

#### **4.2.7. TVP 4 – Prameny Jizerky**

NPR Rašeliniště Jizerky – je situována v širokém plochém údolí mezi Vlašským a Středním jizerským hřbetem, podél toku říčky Jizerky v nadmořské výšce kolem 865 m. Území je chráněno od r. 1987, výměra rezervace je 112,21 ha a ochranného pásma

71,25 ha (MACKOVČIN et al. 2002). Trvalá výzkumná plocha se nachází na souřadnicích (WGS-84): 50°49'37''N, 15°19'35''E a je situována v západní části přírodní rezervace. Hlavním předmětem ochrany jsou staré, většinou silně poškozené až zcela odumřelé podmáčené rašelinné smrčiny asociace *Sphagno-Piceetum*, místy s dožívající klečí v podrostu, porosty s různě rozvinutou přirozenou a zčásti i umělou obnovou, včetně nevhodných podsadeb kleče. Dále původní populace *Betula carpatica* a podmáčené smrčiny asociace *Bazzanio-Piceetum*, zčásti přechodného typu k rašelinným a třtinovým smrčinám (VIŠŇÁK 2010c). Na částech bezlesí vrchovištního typu se jako dominanty se uplatňují *Trichophorum cespitosum*, *Eriophorum vaginatum*, *Carex pauciflora*, *Eriophorum angustifolium*, *Carex rostrata*.



Obr. 14: Interiér porostu na TVP 4 (Foto S. Vacek).

Terén je na většině území rovinný nebo jen mírně svažité. Horninové podloží tvoří výrazně porfyrická, středně zrnitá žula až granodiorit krkonošsko-jizerského žulového plutonu (CHALOUPSKÝ 1989). Žulové podloží je na většině území překryto ložisky rašeliny, jejíž mocnost zřejmě nikde nepřesahuje 3 m (VIŠŇÁK 2010c), dle odběrů studovaných profilů byly vzorky 240 cm hluboké (PUCHMAJEROVÁ 1929). V půdním pokryvu jsou v území vyznačeny mapovací jednotky (TOMÁŠEK 1992, 1995): glej zrašelinělý, semiglej, podzol humusový, podzol zrašelinělý. Dominantní půdní jednotkou je organozem typická fibrická (vrchovištní). V místech s vyšší hladinou

podzemní vody, se vyvinula též organozem glejová, v okrajových částech vrchoviště glej organozemní. QUITT (1971) řadí sníženiny v povodí Jizerky a Jizery do drsnějšího klimatického rajónu CH 4. Tato klimatická jednotka se vyznačuje extrémnějším podnebím především z hlediska teplotních minim, která jsou zde zvýrazněna pánevním reliéfem podmiňujícím kumulaci chladného vzduchu.

### **4.3. Sběr dat**

Základním problémem našich horských smrčín pod výrazným imisně ekologickým zatížením je zajištění jejich ekologické stability a biodiverzity jako kategorického požadavku uplatňování principů trvalé udržitelnosti. Zamýšlenou ekologickou analýzou vlivu imisí na rašelinné smrčiny, které jsou velmi zranitelné, byly nejprve získávány poznatky především o tom, jak jsou narušovány nebo změněny vztahy uvnitř dřevinné složky ekosystémů, tvořící jejich podstatu. Pro objasnění uvedených otázek bylo třeba použít nejen postupy výzkumu obvyklé v pěstování lesa, dendrometrii a hospodářské úpravě lesa, ale i v ekologii, bioklimatologii a biomatematice. Užití postupů těchto disciplín bylo nezbytné zejména pro objasnění stěžejních ekologických souvislostí mezi základními složkami studovaných ekosystémů rašelinných smrčín.

Na 10 trvalých výzkumných plochách se soustavně nebo periodicky, podle účelových metodik, zkoumala dřevinná složka ekosystému (struktura a vývoj porostů, růstové poměry, zdravotní stav, odumřelé dřevo, biodiverzita, přirozená obnova), pozornost byla věnována i znečištění ovzduší.

#### **4.3.1. Struktura a vývoj porostu**

Pro zhodnocení struktury a vývoje stromového patra lesních ekosystémů byly při zakládání trvalých výzkumných ploch (TVP) v jednotlivých zájmových územích vytyčeny čtvercové plochy o velikosti 50 × 50 m (0,25 ha), jejichž orientace hran byla volena přednostně rovnoběžně s případnou vrstevnicí. Stromové patro bylo dle stromových tříd rozděleno na horní etáž (stromy úrovňové a nadúrovňové) a dolní etáž (stromy podúrovňové). Měření struktury porostů bylo provedeno za použití technologie FieldMap (IFER-Monitoring and Mapping Solutions Ltd.). Pomocí této sestavy byla zaměřena poloha všech jedinců v rámci plochy, jejichž výčetní tloušťka s kůrou byla větší než 4 cm. U stromového patra byly též změřeny výšky nasazení zelené koruny a korunové projekce, a to minimálně ve 4 směrech na sebe kolmých. Výčetní tloušťky stromového patra byly měřeny kovovou průměrkou s přesností na 1 mm a výšky stromů pomocí výškoměru laser Vertex s přesností na 0,1 m.

#### 4.3.2. Odběry vývrtů

Data pro analýzu růstových poměrů byla získána odběrem vývrtů ve výšce 1,3 m Presslerovým nebozezem z 30 živých zdravých úrovňových a nadúrovňových stromů smrku na jednotlivých TVP. Odběry byly prováděny kolmo na osu kmene ve směrech sever a jih, v případě převládajícího vlivu svahu ve směrech po svahu a proti svahu.

#### 4.3.3. Zdravotní stav porostů

Zdravotní stav autochtonních smrkových porostů na jednotlivých lokalitách byl hodnocen podle olistění (foliace) jednotlivých stromů, které bylo zařazeno do stupňů odlistění (defoliace) – viz Tab. 5. Průměrné olistění porostu je vyjádřeno jako aritmetický průměr hodnot olistění všech stromů na TVP a stromů živých (cf. VACEK et al. 2013). Defoliace (doplněk 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. Tato metodika je prakticky shodná metodikou použitou v mezinárodním projektu ICP-Forests a ICP-Focus (LORENZ 1995) a vychází z pojetí TESAŘE, TEMMLOVÉ (1971).

Tab. 5: Stupně defoliace a jejich charakteristika.

Stupeň defoliace	Interval foliace	Interval defoliace	Charakteristika stromu
	(%)	(%)	
0	91–100	0–10	zdravý
1	71–90	11–30	mírně poškozený
2	51–70	31–50	středně poškozený
3	31–50	51–70	silně poškozený
4	1–30	71–99	odumírající
5	0	100	odumřelý

#### 4.3.4. Přirozená obnova

Měření přirozené obnovy bylo provedeno v rámci celé plochy za použití technologie FieldMap (IFER-Monitoring and Mapping Solutions Ltd.). Na trvalých výzkumných plochách v Krkonoších byly narozdíl od zbylých lokalit pro hodnocení přirozené obnovy vytyčeny charakteristické transekty o rozměrech 50 × 5 m. Poloha transektu byla volena tak, aby dobře charakterizoval přirozenou obnovu (četnost a vyspělost nárostů) na celé TVP. Na ostatních plochách byly jedinci přirozené obnovy měřeny vždy na celé ploše. U přirozené obnovy byla měřena poloha všech jedinců v rámci

transektu či plochy, dále byla zjišťována dřevina a měřena výška, nasazení zelené koruny, šířka koruny a kořenový krček všech jedinců.

#### 4.3.5. Odumřelé dřevo

Bylo měřeno odumřelé dřevo ležící i stojící, které splňovalo parametry: průměr paty kmene  $\geq 7$  cm, délka  $\geq 1$  m. Dále byly měřeny též pařezy, jejichž průměr byl větší než 7 cm. U padlých kmenů byla měřena jejich délka, tloušťka na začátku, uprostřed a na konci. U pařezů a pahýlů byla zjišťována tloušťka ve výšce 30 cm nad zemí a jejich výška, případně DBH. Prostorové rozmístění všech prvků odumřelého dřeva bylo měřeno pomocí technologie Field-Map (IFER-Monitoring and Mapping Solutions Ltd.).

U odumřelého dřeva byla zjišťována dřevina a hodnocen objem a stupeň rozkladu pětičlennou stupnicí (upraveno podle SPETICH et al. 2002), viz Tab. 6 (v případě souší byl konečným stupněm rozkladu 4. stupeň). Základní charakteristické znaky stupnice jsou přítomnost kůry, množství větví, barva dřeva, struktura dřeva, tvar dřeva a dotyk ležícího tlejícího dřeva s povrchem půdy. Ležící odumřelé dřevo bylo součástí měřené plochy na základě polohy paty kmene. Pokud pata kmene ležela uvnitř plochy, ale většina kmene ležela mimo plochu, odumřelé dřevo bylo měřeno. Naopak pokud tlející dřevo zasahovalo do plochy, ale pata kmene ležela vně, nebylo odumřelé dřevo měřeno. Tato metoda je uváděna jako jedna ze standardních metod popisu a stanovení množství tlejícího dřeva na výzkumných plochách (HARMON et al. 1986).

Objem ležícího odumřelého dřeva byl počítán na základě Newtonova vzorce, objem souší softwarem SIBYLA, kde vstupem je průměr stromu, dřevina, výška. Dále byl hodnocen celkový objem odumřelého dřeva a jeho podíl na celkové zásobě porostu.

Tab. 6: Stupeň rozkladu odumřelého dřeva.

Stupeň rozkladu	Charakteristika mrtvého dřeva
1	čerstvě odumřelý kmen s kůrou, větvemi a drobnými větvičkami, dřevo tvrdé;
2	malé větve zlomené, kůra volná, částečně chybějící, okrajové části měkké, střed tvrdý;
3	většina velkých větví přítomna, kůra chybí, okrajové části měkké, vnitřní část částečně měkká;
4	silně rozložené až měkké, bloková struktura;
5	měkké bez struktury; velký kontakt s povrchem půdy, pokryté půdou a vegetací.

## 4.4. Analýza dat

### 4.4.1. Struktura a diverzita porostů

U všech jedinců stromového patra a přirozené obnovy byla na jednotlivých plochách hodnocena horizontální a vertikální struktura, u jedinců stromového patra (u přirozené obnovy pouze na TVP v Jizerských horách) dále i biodiverzita.

Z hlediska prostorového rozmístění byly spočítány Hopkins-Skellamův index  $A$  (HOPKINS, SKELLAM 1954), Pielou-Mountfordův index  $\alpha$  (PIELOU 1959, MOUNTFORD 1961), Clark-Evansův index  $R$  (CLARK, EVANS 1954). Z hlediska distribučních indexů založených na frekvenci stromů v jednotlivých kvadrátech byl vypočten David-Moorův index  $ICS$  (DAVID, MOORE 1954), kde velikost čtverců u TVP byla zvolena na  $10 \times 10$  m. Dále byla vyjádřena Ripleyova  $L$ - funkce (RIPLEY 1981). Na grafických výstupech černá linie zachycuje  $L$ - funkci pro reálné vzdálenosti jedinců na TVP, silná šedá čára střední průběh pro náhodné rozdělení stromů v prostoru a dvě slabší středové křivky prezentují 95% interval spolehlivosti. Střední hodnoty  $L$ - funkce byly odhadnuty jako aritmetické průměry z  $L$ - funkcí spočítaných pro 1999 náhodně vygenerovaných bodových struktur. Když je černá linie rozdělení stromů na TVP pod tímto intervalem, tak indikuje tendenci jedinců k pravidelnému rozmístění, a pokud je nad tímto intervalem, tak tendenci ke shlukovitosti. Test významnosti odchylek oproti hodnotám očekávaným pro náhodné uspořádání bodů byl proveden pomocí Monte Carlo simulací. Příslušné očekávané hodnoty těchto indexů byly spočítány pomocí numerických simulací pro každý jednotlivý případ zvlášť. Ve výsledcích statisticky významné hodnoty (přesahující konfidenční interval) jsou označeny hvězdičkou. Kritéria hodnocení indexů horizontální struktury jsou uvedena v Tab. 7. Pro výpočet charakteristik popisující horizontální uspořádání horní etáže a přirozené obnovy byl použit program PointPro 2.1.

Tab. 7: Přehled indexů popisujících horizontální strukturu a jejich výklad.

Charakteristika	Index	Průměr	Shlukovitost	Pravidelnost
Index shluku	Hopkins-Skellam	$A = 0.5$	$A > 0.5$	$A < 0.5$
Index nenáhodnosti	Pielou-Mountford	$\alpha = 1$	$\alpha > 1$	$\alpha < 1$
Agregační index	Clark-Evans	$R = 1$	$R < 1$	$R > 1$
Index velikosti klastru	David-Moore	$ICS = 0$	$ICS > 0$	$ICS < 0$

Dále byly v rámci hodnocení biodiverzity stromového patra spočítány: index tloušťkové diferenciace  $TM_d$ , výškové diferenciace  $TM_h$ , (FÜLDNER, 1995), Artenprofil index  $Ap$  (Pretsche 2006), index celkové diverzity  $B$  (JAEHNE, DOHRENBUSCH 1997),



index druhové různorodosti  $H'$  (SHANNON 1948) a index druhové vyrovnanosti  $E$  (PIELOU 1975). Kritéria hodnocení indexů diferenciace, diversity a jsou uvedena v Tab. 8.

Tab. 8: Přehled indexů popisujících strukturální diferenciaci, diversitu a jejich výklad.

Charakteristika	Index	Hodnota	Výklad
Tloušťková diferenciace	Füldner ( $TM_d$ )	$TM = 0-0,3$	nízká
		$TM = 0,3-0,5$	střední
Výšková diferenciace	Füldner ( $TM_h$ )	$TM = 0,5-0,7$	vysoká
		$TM = 0,7-1$	velmi vysoká
Vertikální diversity	Pretzsch (Arten-profil index)	$Ap = 0-0,3$	vyrovnaná
		$Ap = 0,3-0,7$	střední
		$Ap = 0,7-1$	výběrná
Komplexní (porostní) diversity	Jaehne-Dohrenbusch	$B < 4$	monotónní
		$B = 4-6$	rovnoměrná
		$B = 6-8$	nerovnoměrná
		$B > 9$	velmi různorodá
Druhová heterogenita	Shannon	$H' = 0$	minimum
		$H' = 1$	maximum
Druhová vyrovnanost	Pielou	$E = 0$	minimum
		$E = 1$	maximum

Vertikální struktura přirozené obnovy byla vyjádřena histogramy, kde zmlazení bylo rozděleno do výškových tříd, v případě výskytu více dřevin byly četnosti zastoupení v jednotlivých třídách vyjádřeny pro každou dřevinu.

Při studiu horizontální struktury stromového patra na TVP byl též odvozen index hustoty porostu  $SDI$  na základě počtu stromů na hektar a kvadratického průměru tlouštěk stromů v porostu (REINEKE 1933). Dále byl pro stromové patro i přirozenou obnovu vyjádřen biologický zápoj  $CP$ , jako suma ploch všech korunových projekcí přepočtená na hektar a taxační zápoj  $CC$ , jako horizontální plocha krytá korunami vyjádřená jako procentuální poměr k celkové výměře TVP (CROOKSTON, STAGE 1999). Situační mapy byly vytvořeny v programu ArcGIS (Copyright 1995–2010 Esri). Strukturální charakteristiky a indexy biodiverzity byly spočítány pomocí růstového simulátoru Sibyla (FABRIKA, ĎURSKÝ 2005).

#### 4.4.2. Produkce

U všech jedinců stromového patra byla na jednotlivých plochách hodnocena kvantita a kvalita produkce a kvantifikovány růstové parametry pomocí růstového simulátoru biodynamiky lesa SIBYLA (FABRIKA 2005, FABRIKA, ĎURSKÝ 2005). Objem stromů

byl též kalkulovaný podle objemových rovnic publikovaných v práci PETRÁŠ, PAJTIK (1991).

Z nasbíraných dendrometrických dat byly pro každou trvalou výzkumnou plochu spočítány tyto porostní charakteristiky:

- průměrná výčetní tloušťka  $dbh$  vypočtená jako kvadratický průměr tlouštěk všech stromů,
- střední porostní výška  $h$  vypočtená jako aritmetický průměr výšek všech stromů,
- výtvarnice  $f$  jako poměrné číslo vyjadřující podíl objemu stromu k objemu válce, jenž má se stromem společnou základnu a výšku,
- objem středního kmene  $v$  jako podíl zásoby a počtů stromů v porostu,
- počet stromů v porostu  $N$  na hektar,
- hektarová výčetní kruhová základna  $G$  jako součet kruhových základem všech stromů,
- hektarová zásoba sdruženého porostu  $V$  jako součet objemu všech stromů podružného a hlavního porostu,
- štíhlostní kvocient  $h:d$  jako poměrné číslo mezi průměrnou výškou stromu v metrech a tloušťkou středního stromu v centimetrech,
- celkový běžný přírůst  $CBP$  jako rozdíl celkové objemové produkce ve dvou periodách dělené délkou periody (5 let),
- celkový průměrný přírůst  $CPP$  jako podíl celkové objemové produkce porostu a jeho věku,
- celková objemová produkce  $COP$  vyjadřující součet zásoby hlavního porostu ve věku  $t$  zvětšená o sumu všech zásob podružného porostu do věku  $t$ .

#### **4.4.3. Dendrochronologie**

Šířky letokruhů byly měřeny s přesností na 0,01 mm binolupou Olympus na měřicím stole LINTAB a zaznamenávány programem TSAPWIN ([www.rinntech.com](http://www.rinntech.com)). Aby bylo možné vzorky datovat a odstranit chyby spojené s výskytem chybějících letokruhů, byla každá přírůstová série křížově datována s využitím statistických testů v programu PAST application (KNIBBE 2007) a následně podrobeny vizuální kontrole podle práce YAMAGUCHI (1991). Jestliže byl nalezen chybějící letokruh, byl na jeho místo vložen letokruh s šířkou 0,01 mm. Jednotlivé křivky z TVP byly dále standardně detrendovány a byla z nich vytvořena průměrná letokruhové série v programu ARSTAN, kde byl použit spline 30 let (GRISSINO-MAYER et al. 1992).

Analýza negativních významných let byla provedena dle SCHWEIN-GRUBER (1990). Pro každý strom byl testován významný rok jako extrémně úzký letokruh, který nedosahuje 40 % z průměru přírůstků z předchozích 4 let. Výskyt negativního roku byl prokázán, pokud se tato silná redukce přírůstu vyskytla alespoň u 20 % stromů na ploše. Průměrné letokruhové série z jednotlivých lokalit byly korelovány s příslušnými klimatickými daty (srážky, teploty) a imisními daty (koncentrace SO<sub>2</sub> a NO<sub>x</sub>) podle jednotlivých let. Pro modelování tloušťkového přírůstu v závislosti na klimatických charakteristikách byl použit software DendroClim (BIONDI, WAIKUL 2004).

Pro odvození stresových faktorů vázaných na imise a klima byla použita měření ze stanic imisního monitoringu a stanic meteorologických. Pro analýzu imisní situace v oblasti Orlických hor podle koncentrace SO<sub>2</sub> a NO<sub>x</sub> bylo využito dostupných dat ze stanice Šerlich (1011 m n. m.; WGS 84: 50°19'41"N, 16°23'05"E) nacházející se ve vrcholových partiích Orlických hor nedaleko od studovaných TVP. Jelikož je zde relativně krátká časová řada měření, tak byla též využita data ze stanice Desná-Souš v Jizerských horách (772 m n. m.; WGS 84: 50°47'21"N, 15°19'11"E), která též náleží do Sudetské soustavy. Průměrné letokruhové série z TVP v Krkonoších byly korelovány s klimatickými daty (srážky, teploty; 1961–2013 ze stanice Harrachov a Pec pod Sněžkou) a imisními daty (koncentrace SO<sub>2</sub>; 1971–2014 ze stanice Desná-Souš) podle jednotlivých let. Průměrné letokruhové série z TVP v Jizerských horách byly korelovány s klimatickými daty (srážky, teploty; 1961–2013 ze stanice Jizerka) a imisními daty (koncentrace SO<sub>2</sub>; 1971–2014 ze stanice Desná-Souš) podle jednotlivých let.

#### **4.4.4. Zdravotní stav porostů**

Pro další výpočty byly stupně odlistění transformovány na procentuální hodnoty defoliace (průměrné hodnoty pro daný stupeň defoliace). Základem pro hodnocení zdravotního stavu stromů smrku ztepilého byl vývoj aritmetického průměru olistění všech stromů a živých stromů na TVP, směrodatné odchylky defoliace a vývoj počtu odumřelých stromů (stromů totálně defoliováných). Pro souhrnné hodnocení stavu porostu byly vypočítány rovněž celkové průměry olistění všech stromů včetně stromů úplně defoliováných (cf. VACEK, MATĚJKA 2010).

## 5. Výsledky

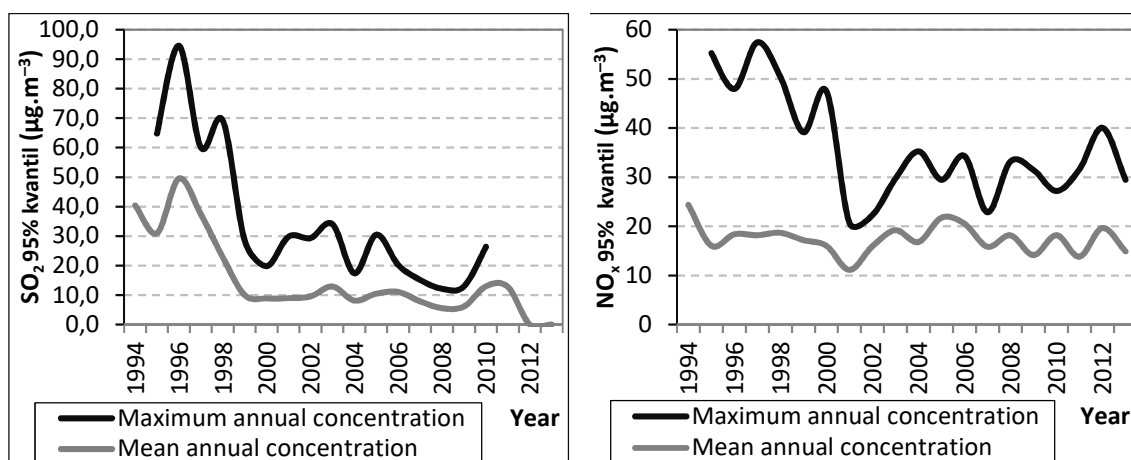
Jednotlivé výsledky jsou zpracovány zvlášť pro jednotlivá pohoří Sudetské soustavy: Orlické hory, Krkonoše a Jizerské hory se zaměřením na rašelinné smrčiny, které se na rozdíl od klimaxových smrčín zachovaly ve všech zájmových oblastech.

### 5.1. Orlické hory

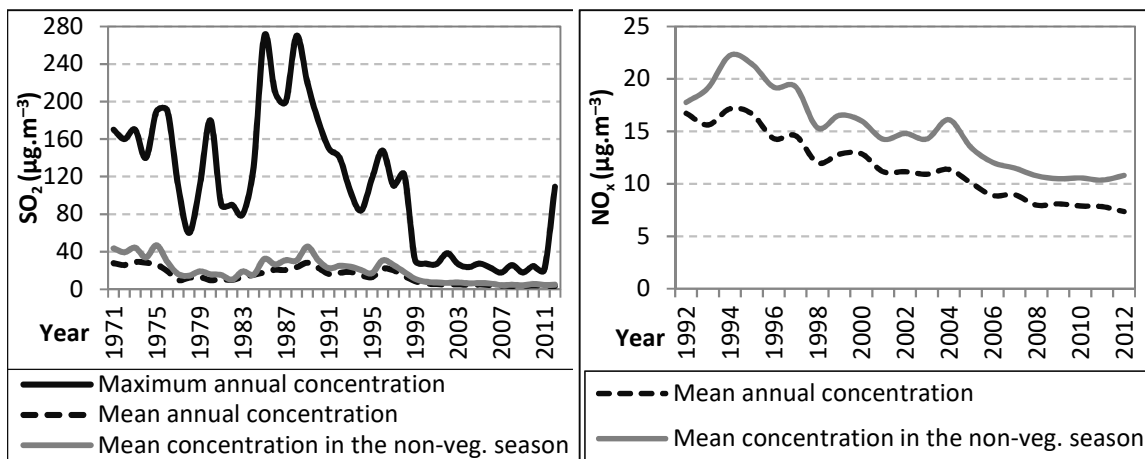
#### 5.1.1. Vývoj imisních a klimatických poměrů

Vývoj imisních poměrů dle koncentrace  $\text{SO}_2$  a  $\text{NO}_x$  ze stanice Šerlich je znázorněn na Obr. 15, ze stanice Souš na Obr. 16. Z Obr. 15 je patrný trend ročních koncentrací  $\text{SO}_2$  a  $\text{NO}_x$  (95kvantil) a jejich maxim na stanici Šerlich v letech 1994–2011. Z hodnot je patrné, že koncentrace  $\text{SO}_2$  byly ještě v letech 1994–1998 značně vysoké pro vznik akutního poškození asimilačního aparátu smrku. Od r. 1999 pak dochází k jejich poklesu s mírně fluktuálním trendem a většinou již nepůsobí akutní poškození. Těž koncentrace  $\text{NO}_x$  jsou v letech 1995–2000 relativně vysoké a následně dochází k jejich výraznějšímu poklesu avšak se značnou fluktuací.

Téměř celý průběh sledovaného období nám pak na Obr. 16 dokumentuje vývoj průměrných ročních koncentrací  $\text{SO}_2$  a  $\text{NO}_x$ , průměrných koncentrací  $\text{SO}_2$  a  $\text{NO}_x$  v mimovegetačním období a ročních maximálních koncentrací  $\text{SO}_2$  v  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  na stanici Souš. K výraznému poklesu koncentrací  $\text{SO}_2$  a  $\text{NO}_x$  dochází v r. 1999. Tento obrázek nám dokládá, že zejména pak roční maximální koncentrace  $\text{SO}_2$  byly před tímto obdobím velmi vysoké a byly tak značným predispozičním faktorem pro tvorbu akutního poškození asimilačního aparátu, acidifikaci porostní půdy a narušení půdního sorpčního komplexu. Průměrné roční koncentrace  $\text{NO}_x$  a průměrné koncentrace  $\text{NO}_x$  v mimovegetačním období pak od r. 1994 mírně klesají.

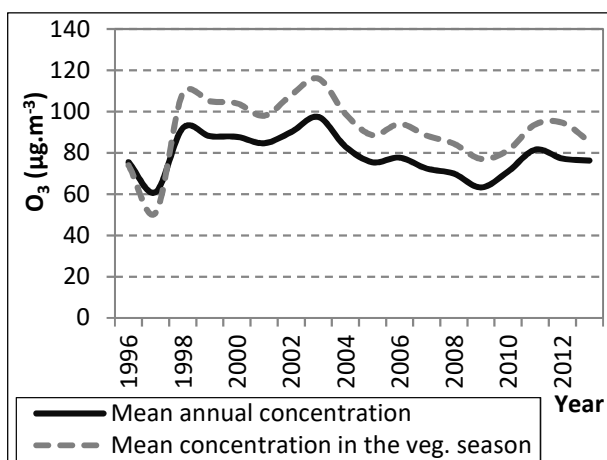


Obr. 15: Vývoj ročních koncentrací  $\text{SO}_2$  a  $\text{NO}_x$  (95% kvantil) a jejich maxim na stanici Šerlich v  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  (data od ČHMÚ).



Obr. 16: Vývoj průměrných ročních koncentrací SO<sub>2</sub> a NO<sub>x</sub>, průměrných koncentrací SO<sub>2</sub> a NO<sub>x</sub> v mimovegetačním období a ročních maximálních koncentrací SO<sub>2</sub> na stanici Souš v µg.m<sup>-3</sup> (data od ČHMÚ).

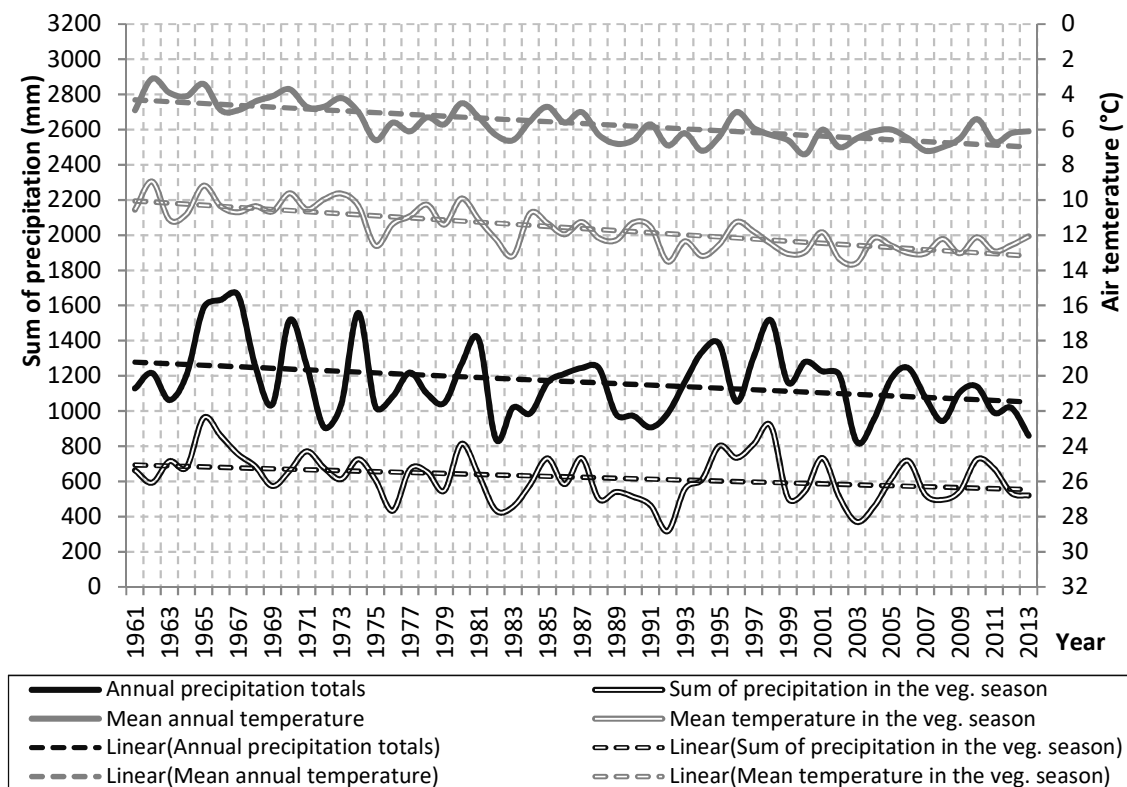
Vývoj průměrných maximálních 8hodinových koncentrací O<sub>3</sub> za jednotlivé roky a průměrných maximálních 8hodinových koncentrací O<sub>3</sub> za vegetační období v letech 1996–2013 v µg.m<sup>-3</sup> je znázorněn na Obr. 17. Z tohoto obrázku je patrné, že koncentrace ozonu jsou ve sledovaném období relativně vysoké, výrazněji se liší v letech 1996 a 1997. Makroskopicky patrná poškození asimilačního aparátu smrku ozonem (chlorózy) však byla na TVP 11–12 zaznamenána pouze v červnu r. 1998 a na TVP 11 na přelomu června a července 2002 a 2003 a v červenci 2006. V těchto letech byly na stanici Šerlich zaznamenány i nejvyšší hodnoty AOT40 (r. 2002 = 24 687, r. 2003 = 28136 a r. 2006 = 22 935 µg.m<sup>-3</sup>), a to v průběhu sledovaného období. Tehdy 8hodinová maxima koncentrací O<sub>3</sub> po několik dnů po sobě převyšovala 120 µg.m<sup>-3</sup>. V r. 2003 byla tato hodnota imisního limitu celkem překročena 200 krát.



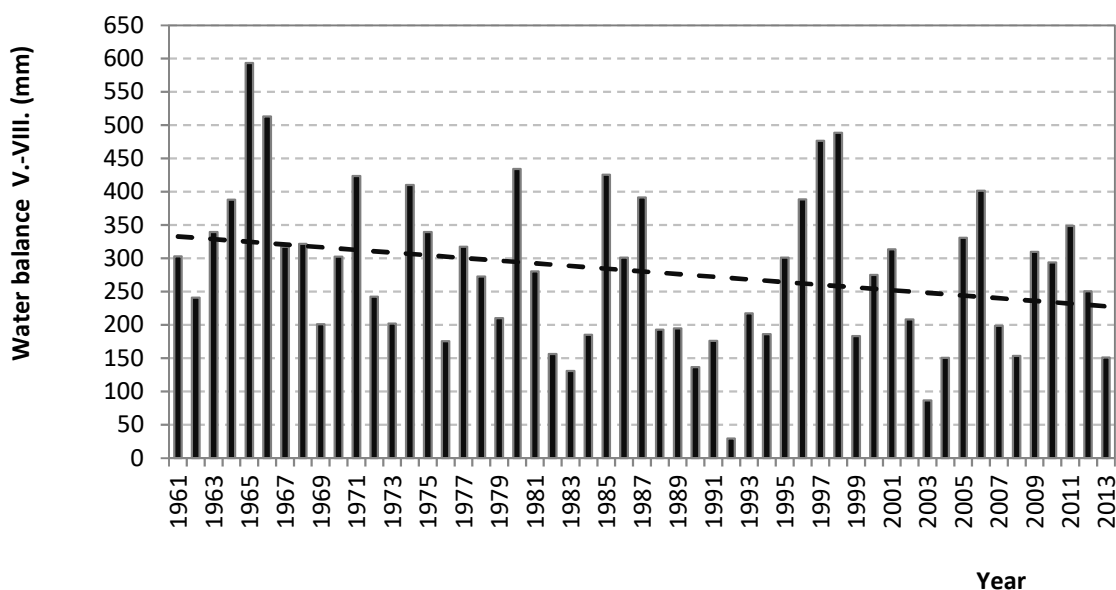
Obr. 17: Vývoj průměrných maximálních 8hodinových koncentrací O<sub>3</sub> za jednotlivé roky a průměrných maximálních 8hodinových koncentrací O<sub>3</sub> za vegetační období v µg.m<sup>-3</sup> na stanici Šerlich v letech 1996–2013 (data od ČHMÚ).

Časový vývoj teplotních a srážkových poměrů je znázorněn na Obr. 18. Z obrázku vyplývá, že průměrné roční teploty v letech 1961–2013 vykazují růstový trend cca 2,9 °C/53 let, za vegetační období růstový trend cca 3,1 °C/53 let. Roční úhrny srážek klesají cca o 250 mm/53 let a úhrny srážek za vegetační období cca o 110 mm/53 let. Vývoj vláhové bilance v období V.–VIII. na lokalitě Deštné (Obr. 19) ukazuje, že v rámci lineárního trendu dochází k poklesu srážkového přebytku o 106 mm/53 let. Tento trend je ovlivněn výskytem dvou let (1992 a 2003), kdy byla vláhová bilance v pásmu horských smrčín velmi nízká (značně deficitní zejména pro rašelinné smrčiny).

Ve studované lokalitě dosahuje průměrný úhrn srážek za měsíce květen až srpen 457 mm, průměrná roční suma 1165 mm srážek. Je zřejmé, že pro smrkové porosty, s výjimkou let 1992 a 2003, se ve sledovaném období formovaly relativně příznivé vlhkostní poměry. Sumy srážek za měsíce V.–VIII. přesahují limitní hodnotu 300 mm. V letech 1992 a 2003 došlo v letním období k výraznému snížení srážek. Tento pokles vyvolal v celé oblasti Orlických hor i celé Sudetské soustavy vlhkostní stres. Suma srážek za měsíce květen až srpen tehdy poklesla o 94 a 36 mm pod uznávaný limit 300 mm a byla příčinnou výrazného vlhkostního stresu. Relativně sušší (srážkově výrazně podnormální) byly v tomto období dále roky 1982, 1983, 1990, 2004, 2008 a 2013.



Obr. 18: Vývoj průměrné roční teploty, teploty vegetačního období, ročního úhrnu srážek a úhrnu srážek za vegetační období na stanici Deštné v letech 1961–2013 (data od ČHMÚ).



Obr. 19: Vývoj vláhové bilance v lokalitě Deštné v letech 1961–2014 (data od ČHMÚ a VÚLHM).

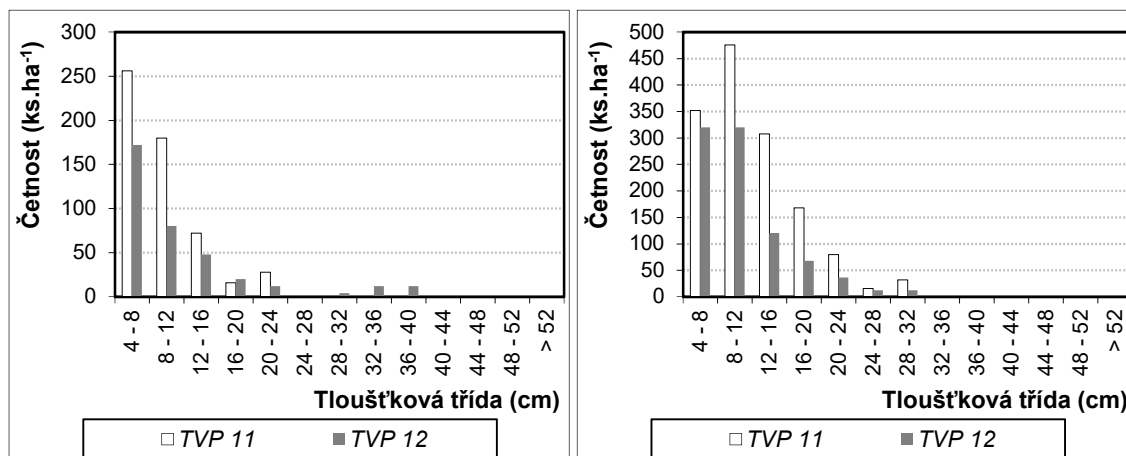
### 5.1.2. Struktura a vývoj porostů

Přehled strukturálních charakteristik na jednotlivých sledovaných TVP je uveden v Tab. 9. Počty živých stromů ( $DBH \geq 4$  cm) ve stromovém patře se v r. 1979 pohybovaly mezi 360–552 ks.ha<sup>-1</sup>, v průběhu sledovaného období docházelo k jejich nárůstu k počtům 560–1432 ks.ha<sup>-1</sup> v roce 2014. K velkému nárůstu počtu jedinců došlo na TVP 11, a to z 552 na 1432. Hodnoty průměrné kruhové základny, které se v roce 1979 pohybovaly mezi 4,6–5,5 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup> a v r. 2014 byly v rozpětí 5,4–19,5 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup>. Na TVP 11 kruhová základna 4krát narostla a na TVP 12 jen mírně klesla. Podobný trend byl zaznamenán i z hlediska zásoby porostů, která se v roce 1979 pohybovala mezi 10–12 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup> a v r. 2014 byla v rozpětí 11–50 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>. K nárůstu zásoby došlo na TVP 11 z 10 na 50 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>. Celkový běžný přírůst byl v 1979 1,0–2,0 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>.rok<sup>-1</sup> a celkový průměrný přírůst 0,12–0,23 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>.rok<sup>-1</sup>, do r. 2014 došlo k jeho nárůstu (CBP 2,0–0,6 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>.rok<sup>-1</sup> a CPP 0,13–0,55 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>.rok<sup>-1</sup>).

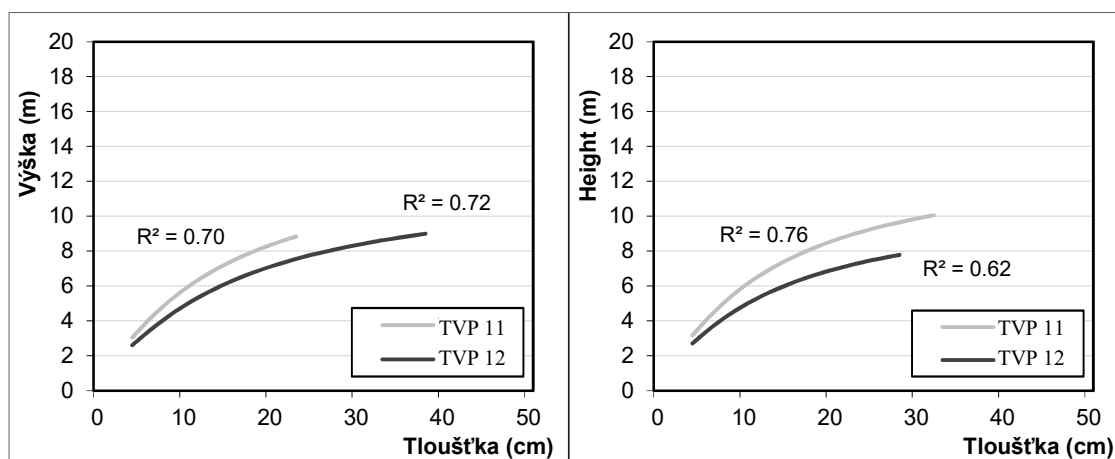
Tab. 9: Přehled taxačních charakteristik živých stromů z TVP 11–12.

TVP	Rok	t	d <sub>1,3</sub>	h	v	N	G	V	CBP	CPP	CC	CP	SDI
11	1979	48	10.3	5.5	0.02	552	4.6	10	1.0	0.23	33.1	0.40	0.11
	2014	97	13.2	5.9	0.03	1432	19.5	50	2.0	0.55	63.5	1.01	0.42
12	1979	104	13.9	4.9	0.03	360	5.5	12	0.5	0.12	26.5	0.31	0.12
	2014	84	11.1	4.8	0.02	560	5.4	11	0.6	0.13	32.2	0.39	0.13

Vysvětlivky: t – průměrný věk porostu; d – průměrná výčetní tloušťka (cm); h – střední porostní výška (m); v – průměrný objem stromu (m<sup>3</sup>); N – počet stromů na 1 ha; G – výčetní kruhová základna (m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup>); V – objem porostu (m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>); CBP – celkový běžný přírůst (m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup> rok<sup>-1</sup>); CPP – celkový průměrný přírůst (m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup> rok<sup>-1</sup>), CC - zápoj (%), CP – plocha projekce (ha), SDI – index hustoty porostu.



Obr. 20: Histogram tloušťkových tříd ve smrkovém porostu na jednotlivých TVP v r. 1979 (vlevo) a 2014 (vpravo).



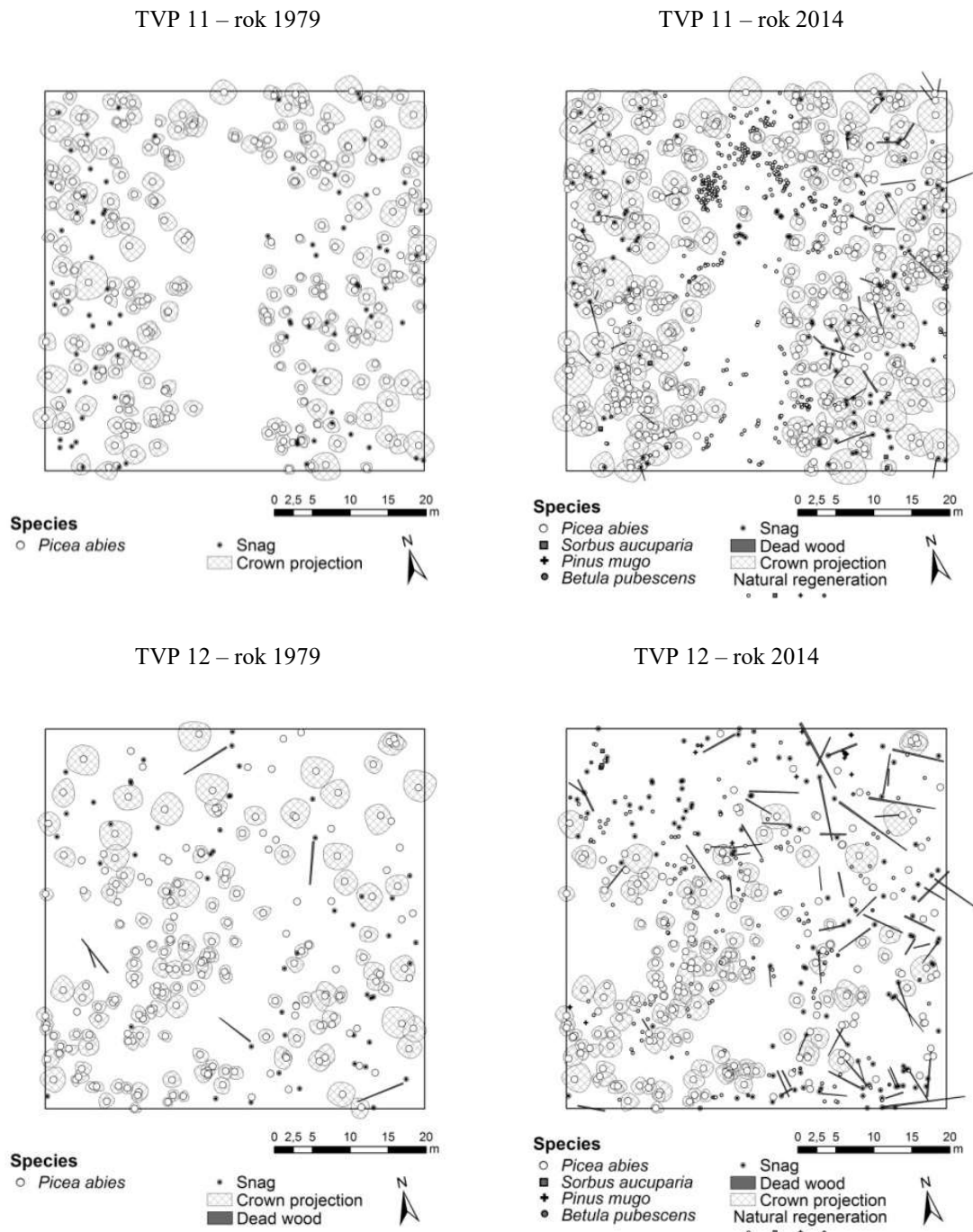
Obr. 21: Vztah mezi výčetní tloušťkou a výškou stromů ve smrkovém porostu na jednotlivých TVP v r. 1979 (vlevo) a 2014 (vpravo).

Horizontální struktura stromového patra na jednotlivých TVP v r. 1979 a 2014 je uvedena v Tab. 10 a situačně znázorněna na Obr. 22. Podle všech indexů na TVP výrazně převažuje shlukovité rozmístění stromů na ploše. Shlukovité rozmístění stromů po ploše vyplývá též z L-funkce (Obr. 24), a to při větším rozestupu stromů je shlukovitost výraznější. V roce 1979 shlukovité uspořádání nepřevládá, podle Clark-Evansova a David-Moore indexu převládá náhodné uspořádání stromů na TVP 11, na TVP 12 převládá podle ostatních indexů shlukovité uspořádání. Z grafu L-funkce na obou plochách v roce 1979 převládá do vzdáleností 5 m na TVP 11, do vzdálenosti 7 m na TVP 12 náhodné uspořádání. Ve větších vzdálenostech je pak uspořádání shlukovité.

Vertikální struktura stromového patra na jednotlivých TVP v r. 1979 a 2014 je situačně znázorněna na Obr. 23. Z těchto obrázků je patrný velmi malý vzrůst těchto porostů. Z Obr. 22 a Obr. 23 jsou dále patrné vývojové cykly obou porostů. U TVP 11



se jedná o stadium dorůstání, na TVP 12 se naopak porost dostal zejména vlivem vnějších podmínek do stadia rozpadu.

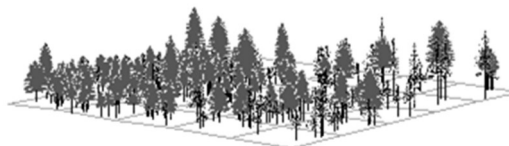


Obr. 22: Mapa horizontální struktury porostu na TVP 11 – Jelení lázeň a TVP 12 – U Kunšátské kaple v r. 1979 a 2014.

TVP 11



TVP 12



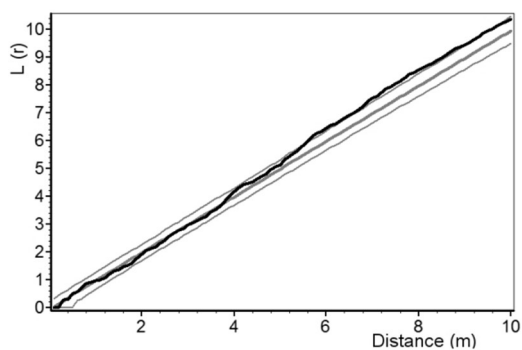
Obr. 23: Vertikální struktura rašelinných smrčín Orlických hor v r. 2014.

Tab. 10: Indexy popisující horizontální strukturu živých stromů ve smrkových porostech na TVP 11–12 v r. 1979 a 2014.

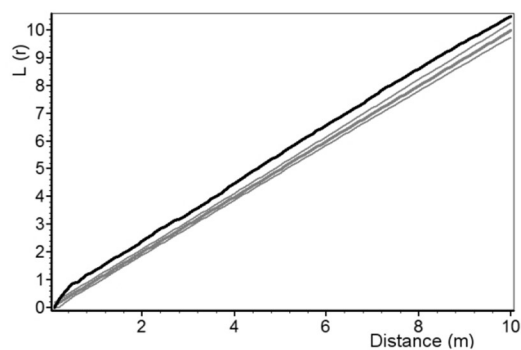
Index	Rok	TVP 11	TVP 12
Hopkins–Skellam	1979	0,660*	0,528
	2014	0,738*	0,755*
Pielou–Mountford	1979	1,945*	1,239
	2014	2,108*	2,751*
Clark–Evans	1979	1,010	1,001
	2014	0,794*	0,824*
David–Moore	1979	0,256	0,201
	2014	1,191*	1,167*

\* statisticky signifikantní ( $p > 0.05$ )

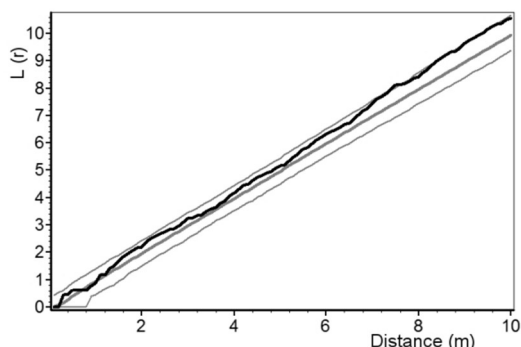
TVP 11 – 1979



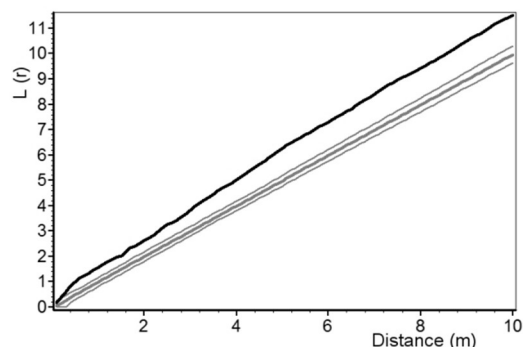
TVP 11 – 2014



TVP 12 – 1979



TVP 12 – 2014



Obr. 24: Horizontální struktura živých stromů autochtonních rašelinných smrčín vyjádřená L- funkcí na TVP 11–12.

### 5.1.3. Odumřelé dřevo

Stav odumřelého dřeva na jednotlivých TVP v r. 1979 a 2014 je uveden v Tab. 11. Celkový objem stojícího a ležícího odumřelého dřeva se na studovaných TVP v roce 1979 pohyboval v rozmezí 13.9–18.8 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>, v r. 2014 v rozmezí 8.1–28.0 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>, přičemž nejméně ho bylo v roce 2014 na TVP 11 a nejvíce v roce 2014 na TVP 12. Celkové počty odumřelého dřeva se v r. 1979 pohybovaly mezi 224–300 ks. ha<sup>-1</sup> a v r. 2014 v rozmezí 484–564 ks. ha<sup>-1</sup>. Ve sledovaném období byl na TVP 11 zaznamenán pokles objemu odumřelého dřeva, vývoj počtu kusů byl však opačný na rozdíl od TVP 12, kde obě popisované charakteristiky stouply.

Odumřelé dřevo se na celkové zásobě porostu (stromů živých a odumřelých) v r. 1979 podílelo 54–65 %, v r. 2014 to bylo 14–74 %. Z hlediska tříd rozkladu největší podíl u stojícího odumřelého dřeva na jednotlivých TVP v letech 1979 i 2014 měl 3. stupeň, přičemž v roce 1979 to bylo 42–69 %, v roce 2014 potom 60–84 %. U ležícího odumřelého dřeva převládaly také pokročilejší stadia dekompozice, a to na TVP 11 rovnoměrně stupně 3-5, na TVP 12 z těchto tří pokročilých stupňů převládal stupeň 4. V roce 1979 se na plochách z důvodu vyklizování užitkovatelného dřeva vyskytoval pouze 4. a 5. Stupeň, a to v omezené míře. Horizontální struktura stojícího a ležícího odumřelého dřeva byla na jednotlivých TVP náhodná.

Tab. 11: Charakteristiky odumřelého dřeva na jednotlivých TVP v r. 1979 a 2014.

TVP	Rok	Stojící			Ležící			Celkem		
		ks.ha <sup>-1</sup>	m <sup>3</sup> .ha <sup>-1</sup>	%	ks.ha <sup>-1</sup>	m <sup>3</sup> .ha <sup>-1</sup>	%	ks.ha <sup>-1</sup>	m <sup>3</sup> .ha <sup>-1</sup>	%
11	1979	300	18,8	100	0	0,0	0	300	18,8	65
	2014	320	4,4	50	164	3,7	50	484	8,1	14
12	1979	192	9,1	65	32	4,8	35	224	13,9	54
	2014	328	10,9	39	236	17,1	61	564	28,0	74

#### 5.1.4. Biodiverzita porostů

Strukturální indexy stromového patra spočtené pomocí růstového simulátoru Sibyla na jednotlivých TVP za r. 1979 a 2014 jsou uvedeny v Tab. 12. Vertikální struktura dle Arten-profil indexu má ve sledovaných letech výběrnou strukturu, s vývojem porostu se vertikální struktura více rozrůžňuje. Dle indexu porostní proměnlivosti jsou porosty charakterizované rovnoměrnou výstavbou. Fuldnerův index tloušťkové diferenciace poukazuje na zkoumaných porostech na střední strukturální diferenciaci, výšková diferenciace je na zkoumaných porostech malá. Na obou sledovaných TVP je korunová diferenciace nízká.

Tab. 12: Strukturální indexy stromového patra na jednotlivých TVP za r. 1979 a 2014.

TVP	Rok	Indexy				
		A (Pri)	B (J&Di)	TM <sub>d</sub> (Fi)	TM <sub>h</sub> (Fi)	K (J&Di)
11	1979	0,837	5,698	0,346	0,213	2,732
	2014	0,980	5,651	0,328	0,272	2,249
12	1979	0,900	5,985	0,338	0,257	2,877
	2014	0,934	5,856	0,282	0,220	2,305

Vysvětlivky: A – Arten-profil index, B – index porostní proměnlivosti, TM<sub>d</sub> – index tloušťkové diferenciace, TM<sub>h</sub> – index výškové diferenciace, K – index korunové diferenciace.

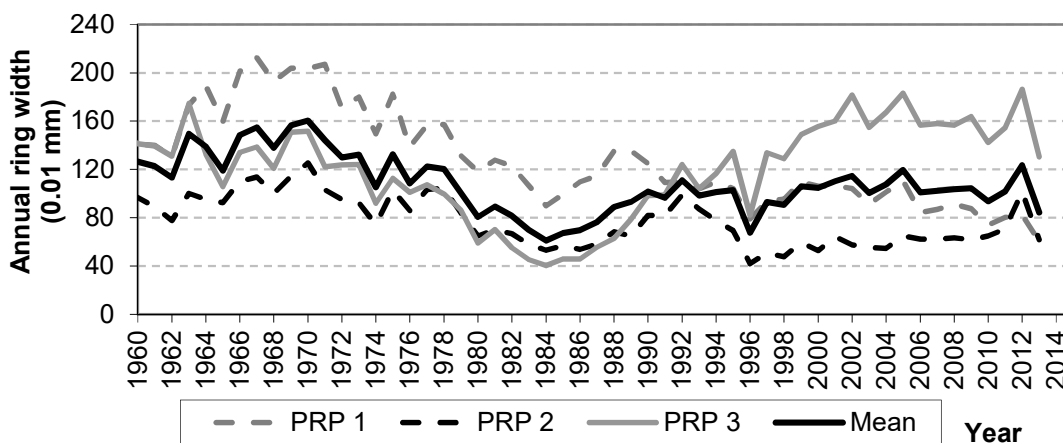
#### 5.1.5. Radiální růst porostů a jeho vztahy ke klimatu

Z porovnání průměrných letokruhových křivek pro jednotlivé TVP je patrná jejich vysoká vzájemná shoda (Obr. 25). Jejich hodnoty t-testu nad 3,6 ukazují na vysokou spolehlivost synchronizace. Díky ní bylo možné sestavit lokální standardní chronologii pro smrčiny ve vrcholových partiích Orlických hor.

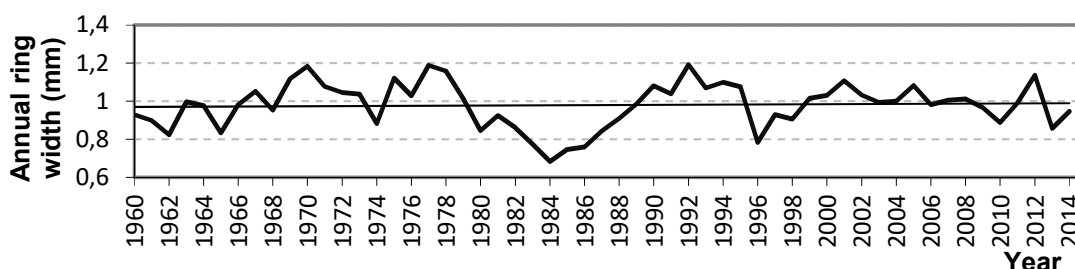
Z regionální standardní letokruhové chronologie je v letech 1960–1978 patrný relativně vyrovnaný radiální přírůst přerušovaný v letech 1978–1987 jeho poklesem. Od r. 1989 nastává období zvýšeného radiálního přírůstu, které je opět přerušeno jeho výrazným poklesem v roce 1996 a následně v letech 2010 a 2013 (Obr. 26). Letopočty s

nízkým radiálním přírůstem byly potvrzeny analýzou významných negativních let 1962, 1965, 1981–1987, 1996, 2010 a 2013.

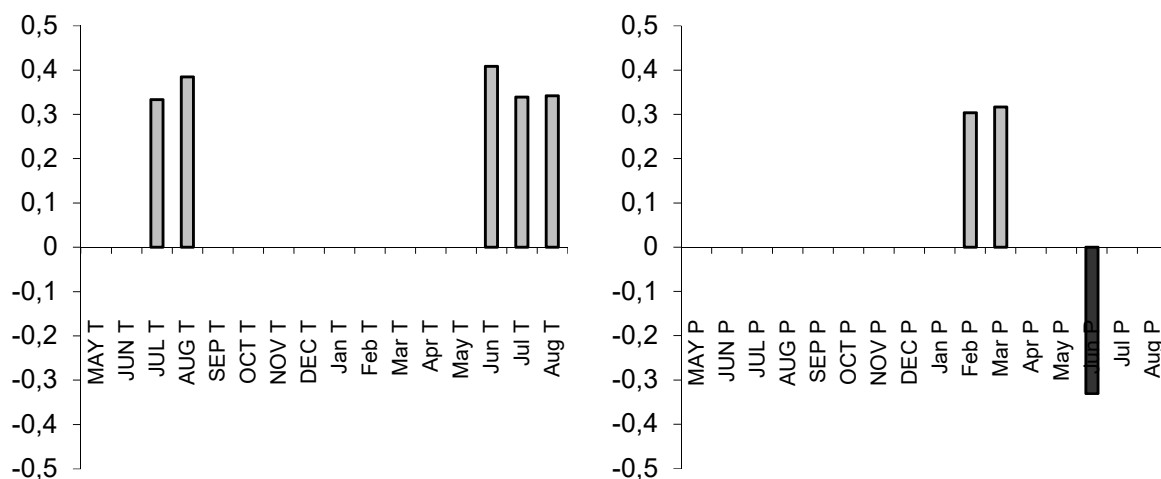
Korelace tloušťkového přírůstu v letech 1979–2013 vykazuje kladné statisticky průkazné korelace s teplotou v červenci a v srpnu předcházejícího roku ( $r= 0,33$  a  $0,38$ ), s teplotou v červnu, červenci a srpnu aktuálního roku ( $r= 0,41$ ,  $0,34$  a  $0,34$ ; Obr. 27). Dále byly zjištěny kladné statisticky průkazné korelace s úhrnem srážek v únoru a březnu aktuálního roku ( $r= 0,30$  a  $0,32$ ) a záporné v červnu aktuálního roku ( $r= -0,33$ ; Obr. 27). Záporné statisticky průkazné korelace tloušťkového přírůstu byly zjištěny s průměrnou roční koncentrací  $SO_2$  na stanici Souš ( $r= -0,53$ ), s maximální roční koncentrací  $SO_2$  na stanici Souš ( $r= -0,57$ ) a s průměrnou roční mortalitou stromů na TVP ( $r= -0,57$ ).



Obr. 25: Standardní letokruhová chronologie pro TVP 11–12 (TVP 3 – porost klimaxové smrčiny Koruna) a za celou monitorovanou oblast vrcholových partií Orlických hor.



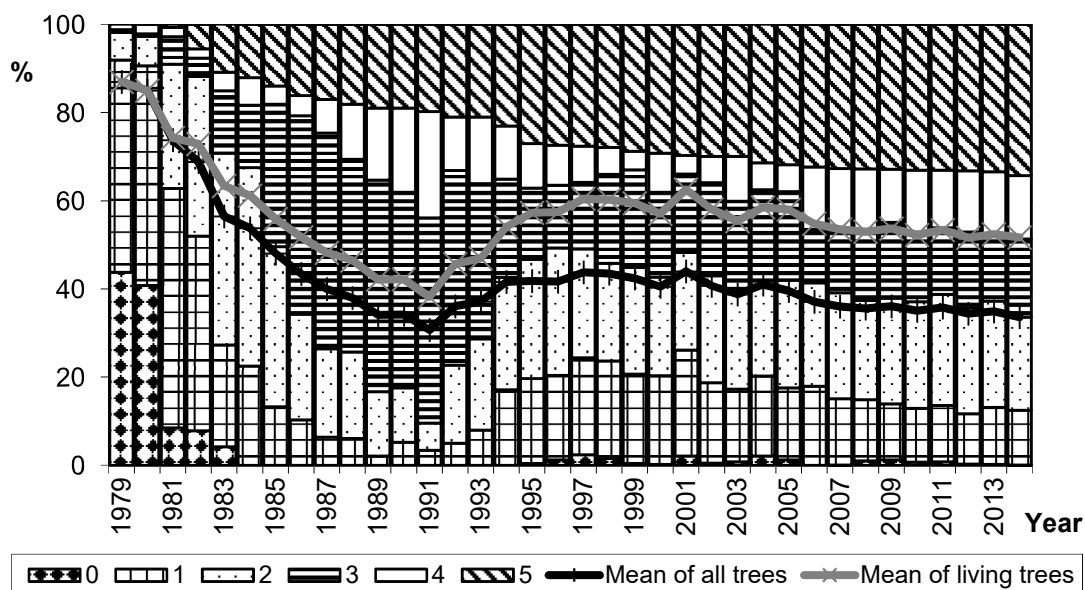
Obr. 26: Průměrný přírůst letokruhů za celou monitorovanou oblast vrcholových partií Orlických hor po odstranění věkového trendu v programu Arstan.



Obr. 27: Hodnoty korelačních koeficientů regionální reziduální dendrochronologie s průměrnou měsíční teplotou a srážkami z května předchozího roku (velké tiskací písmo) do září daného roku v období 1976–2010. Hodnoty zvýrazněné jsou statisticky významné ( $\alpha = 0,05$ ).

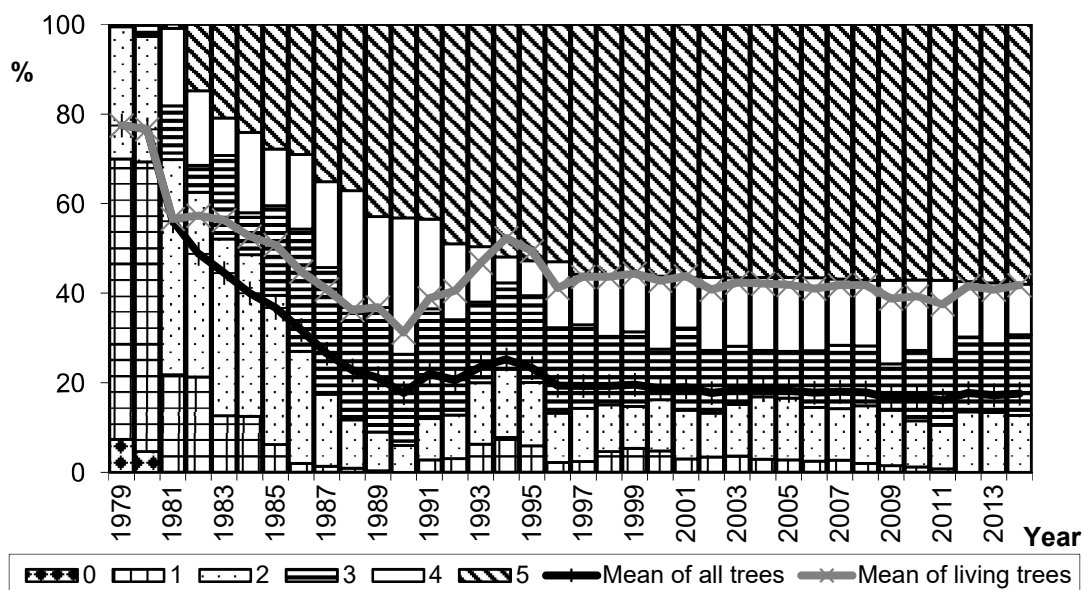
#### 5.1.6. Zdravotní stav porostů podle olistění

Vývoj průměrného olistění a stupňů odlistění jednotlivých stromů smrku na TVP 11–12 v Orlických horách v letech 1979–2014 je diferencovaně podle ploch znázorněn na Obr. 28 a Obr. 29. Průměrné olistění (87 %) a podíl stupňů defoliace stromů v rašelinné smrčíně na TVP 11 – Jelení lázeň u smrku ztepilého v r. 1979 charakterizuje stav porostu na počátku makroskopicky patrného poškození asimilačního aparátu smrku (ojedinělé nekrózy a chlorózy). V letech 1980–1991 pak dochází k poklesu olistění, tento pokles je v r. 1980 mírný (průměrná roční defoliace živých stromů 2,0 %, mortalita žádná) a v letech 1981–1983 již strmý (průměrná roční defoliace živých stromů 7,2 % a roční mortalita 3,6 %) a jen v mírnějším trendu defoliace pokračuje až do r. 1991 (průměrná roční defoliace v letech 1984–1991 9,5 % a roční mortalita 1,0 %). V letech 1992–1998 pak dochází k nárůstu olistění (průměrný roční nárůst foliace živých stromů 3,7 % a roční mortalita 1,2 %). V letech 1999–2014 je zdravotní stav porostů téměř stabilizovaný, dochází však k mírným oscilacím (průměrná roční defoliace živých stromů 0,5 % a roční mortalita 0,3 %). Vývoj mortality stromů smrku na TVP 11 je uveden na Obr. 30.



Obr. 28: Dynamika průměrného olistění a podíl stupňů odlistění smrku v porostu rašelinné smrčiny na TVP 11 – Jelení lázeň.

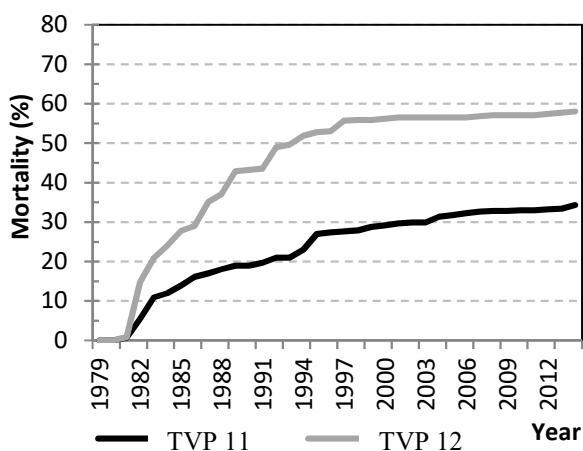
Průměrné olistění (77,5 %) a podíl stupňů defoliace stromů v rašelinné smrčíně na TVP 12 – U Kunštátské kaple u smrku ztepilého v r. 1979 charakterizuje stav porostu na počátku makroskopicky patrného poškození asimilačního aparátu smrku (ojedinělé nekrózy a chlorózy). V letech 1980–1990 pak dochází k poklesu olistění, tento pokles je v r. 1980 mírný (průměrná roční defoliace živých stromů 0,9 %, mortalita žádná) a v r. 1981 velmi strmý (průměrná roční defoliace živých stromů 20,5 % a roční mortalita 0,9 %) a následně jen v mírnějším trendu defoliace pokračuje až do r. 1990 (průměrná roční defoliace v letech 1982–1990 2,9 % a roční mortalita 4,7 %). V letech 1991–1994 pak dochází k nárůstu olistění (průměrná roční nárůst foliace živých stromů 5,3 % a roční mortalita 2,2 %). V letech 1995 a 1996 naopak dochází k markantnímu poklesu olistění (průměrná roční defoliace živých stromů 5,6 % a roční mortalita 0,5 %). V letech 1997–2014 je zdravotní stav porostů téměř stabilizovaný, dochází však k mírným oscilacím (průměrná roční defoliace živých stromů 0,1 % a roční mortalita 0,1 %). Vývoj mortality stromů smrku na TVP 12 je uveden na Obr. 30.



Obr. 29: Dynamika průměrného olistění a podíl stupňů odlistění smrku v porostu rašelinné smrčiny na TVP 12 – U Kunštátské kaple.

Korelace průměrného olistění na TVP 11–12 v letech 1979–2013 vykazují záporné statisticky průkazné korelace s průměrnou roční koncentrací  $\text{SO}_2$  na stanici Souš ( $r = -0,54$ ), s maximální roční koncentrací  $\text{SO}_2$  na stanici Souš ( $r = -0,51$ ) a s průměrnou roční mortalitou stromů na TVP ( $r = -0,56$ ).

Korelace průměrné mortality na TVP 11–12 v letech 1979–2013 vykazují statisticky průkazné korelace s průměrnou roční koncentrací  $\text{SO}_2$  na stanici Souš ( $r = 0,65$ ), s maximální roční koncentrací  $\text{SO}_2$  na stanici Souš ( $r = -0,68$ ), s průměrnou šířkou letokruhů ( $r = -0,57$ ), s průměrným ročním olistěním stromů na TVP ( $r = -0,56$ ) a s teplotami v červenci aktuálního roku ( $r = 0,33$ ).



Obr. 30: Vývoj mortality stromů smrku na TVP 11–12.



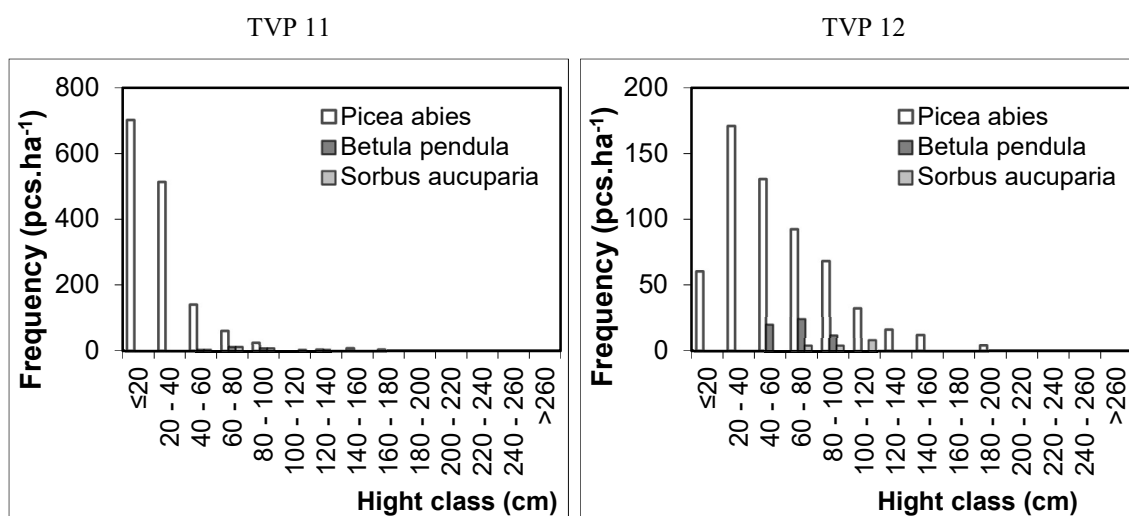
### 5.1.7. Přirozená obnova porostů

Výčet druhů dřevin v obnově na studovaných TVP v r. 2013 je uveden v Tab. 13. Z této tabulky je patrné, že výrazně převládá smrk ztepilý, přimíšená až vtroušena je borovice kleč a jeřáb ptačí. Další dřevinou nacházející se na těchto lokalitách je bříza pýřitá pocházející z umělé podsadby.

Výškové četnosti obnovy na jednotlivých TVP jsou patrné z Obr. 31. Převažují zde levostranná rozdělení výškových četností přirozené obnovy, na TVP 12 se však nachází větší množství odrostlejších jedinců smrku. U jeřábu a břízy se zastoupení jedinců přesouvá do vyšších výškových tříd s těžištěm zastoupení okolo 1 m.

Tab. 13: Počty jedinců obnovy na TVP 11–12 v přepočtu na 1 ha dle druhů dřevin.

	TVP	<i>Picea abies</i>	<i>Pinus mugo</i>	<i>Sorbus aucuparia</i>	<i>Betula pubescens</i>	$\Sigma$
Počet	11	1356	8	28	28	1420
	12	588	64	16	56	724
Výška	11	28	65	86	80	
	12	60	65	100	70	

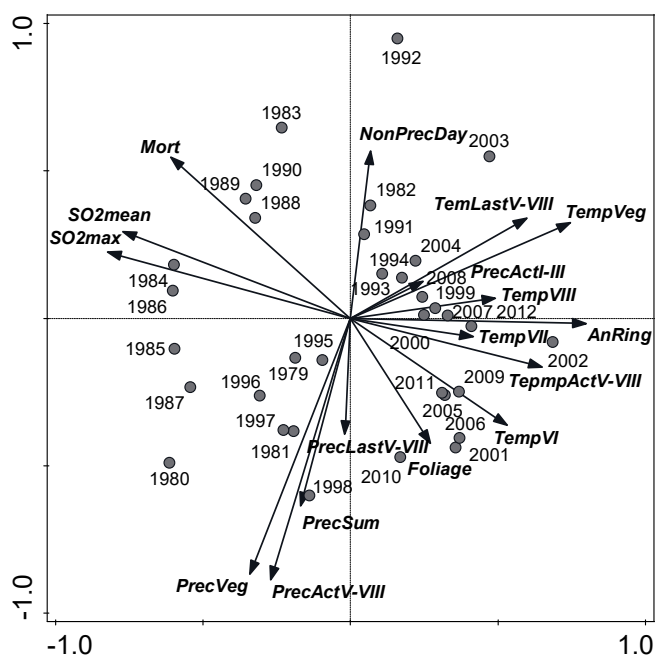


Obr. 31: Histogram výškových četností přirozené obnovy autochtonních rašelinných smrčín na TVP 11–12 v r. 2013.

### 5.1.8. Vztahy mezi imisemi, klimatem, strukturou a vývojem porostů

Výsledky analýzy PCA jsou uvedeny v ordinačním diagramu Obr. 32. První ordinační osa vysvětluje 29,5 % variability dat, první dvě osy vysvětlují společně 51,8 % a první čtyři osy vysvětlují společně 78,6 %. První osa *x* představuje roční radiální přírůstek, teplotu v červenci, srpnu a květnu-srpnu aktuálního roku společně s maximálními ročními koncentracemi SO<sub>2</sub>. Druhá osa *y* reprezentuje dny bez srážek, roční součet srážek a srážky v květnu až srpnu aktuálního roku a srážky v květnu až

srpnu předchozího roku. Maximální a průměrné roční koncentrace SO<sub>2</sub> navzájem pozitivně korelovaly s mortalitou, zatímco tyto parametry negativně korelovaly s roční šířkou letokruhů a průměrným zápojem živých stromů. Roční šířka letokruhů pozitivně korelovala s teplotou v červenci, srpnu a květnu až srpnu aktuálního roku. Dny bez srážek negativně korelovaly se všemi parametry srážek, s výjimkou srážek v lednu až březnu aktuálního roku. Roky pro období 1984-90 byly silně ovlivněny vysokými koncentracemi a nízkou růstovou charakteristikou, zatímco velká šířka letokruhů byla charakteristická pro rok 2002 nebo 2012.



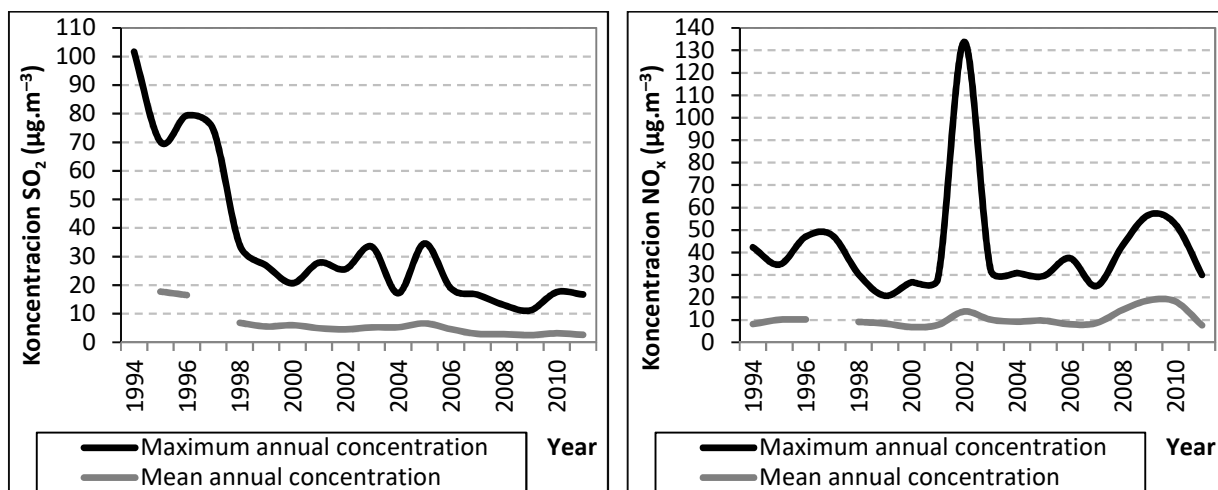
Obr. 32: Schéma ordinačního diagramu s výsledky PCA analýzy vztahů mezi klimatickými daty (*Temp* – průměrná teplota, *Prec* – suma srážek, *Act* – aktuální rok, *Last* – minulý rok, *Veg* – vegetační období, *Sum* – souhrn, *I-III*, *V-VIII*, *VI*, *VII*, *VIII* – měsíce), koncentrací SO<sub>2</sub> (*mean* – průměrná roční koncentrace, *max* – maximální roční koncentrace), mortalita (*Mort* – roční úmrtnost stromů) a šířkou letokruhů (*AnRing* – roční šířka letokruhu); šedé body ukazují roky 1979 - 2012.

## 5.2. Krkonoše

### 5.2.1. Vývoj imisních a klimatických poměrů

Vývoj imisních poměrů dle koncentrace SO<sub>2</sub> a NO<sub>x</sub>, trend ročních koncentrací a jejich maxim na stanici Rýchory v letech 1994–2011 je znázorněn na Obr. 33. Z hodnot je patrné, že koncentrace SO<sub>2</sub>, zejména pak roční maxima, byly ještě v letech 1994–1998 značně vysoké. Od r. 1999 pak dochází k jejich poklesu s mírně fluktuálním trendem a většinou již nepůsobí akutní poškození. Koncentrace NO<sub>x</sub> v letech 1994–

1998 zaznamenávají mírný pokles, v dalším období jsou koncentrace relativně nízké, avšak v letech 2002 a 2008–2010 zaznamenávají vysoké nárůsty.



Obr. 33: Vývoj ročních koncentrací SO<sub>2</sub> a NO<sub>x</sub> (95% kvantil) a jejich maxim na stanici Rýchory v µg.m<sup>-3</sup> (data od ČHMÚ).

### 5.2.2. Struktura a vývoj porostů

Přehled strukturálních charakteristik na jednotlivých sledovaných TVP je uveden v Tab. 14. Počty živých stromů (DBH ≥ 4 cm) ve stromovém patře se v r. 1979/1980 pohybovaly mezi 408–796 ks.ha<sup>-1</sup>, v průběhu sledovaného období docházelo k jejich poklesu a v r. 2014 to bylo 252–464 ks.ha<sup>-1</sup>. K největšímu poklesu počtu jedinců přitom došlo na TVP 4-4, a to z 596 na 280. Počtu stromů na TVP rámcově odpovídá i relativní hustota porostu (index SDI), který se v r. 1979/1980 pohyboval mezi 0,30–0,83 a v r. 2014 mezi 0,30–0,66. K jeho největšímu poklesu z 0,83 na 0,47 došlo na TVP 4-1. Naproti tomu na TVP 4-4 a 4-7 došlo k jeho mírnému nárůstu. S tím do určité míry souvisí i hodnoty průměrné kruhové základny, které se v roce 1979/1980 pohybovaly mezi 17,4–61,5 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup> a v r. 2014 byly v rozpětí 13,2–39,7 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup>. K největšímu poklesu kruhové základny došlo na TVP 4-1, a to z 61,5 na 28,3 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup>. Na ostatních TVP došlo k jejímu mírnému poklesu. Podobný trend byl zaznamenán i z hlediska zásoby porostů, která se v roce 1979/1980 pohybovala mezi 85–426 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup> a v r. 2014 byla v rozpětí 63–233 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>. K největšímu poklesu zásoby došlo na TVP 4-1, a to z 426 na 195 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>. Celkový běžný přírůst na plochách TVP Pod Voseckou budou byl v 1979 1,5–3,3 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>.rok<sup>-1</sup> a celkový průměrný přírůst byl 0,6–2,3 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>.rok<sup>-1</sup>, do r. 2014 došlo k jeho poklesu (CBP 1,0–2,2 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>.rok<sup>-1</sup> a CPP 0,5–1,4 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>.rok<sup>-1</sup>). Na TVP 23 byly hodnoty v roce 2014 2,2 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>.rok<sup>-1</sup> a CPP 1,19 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>.rok<sup>-1</sup>.

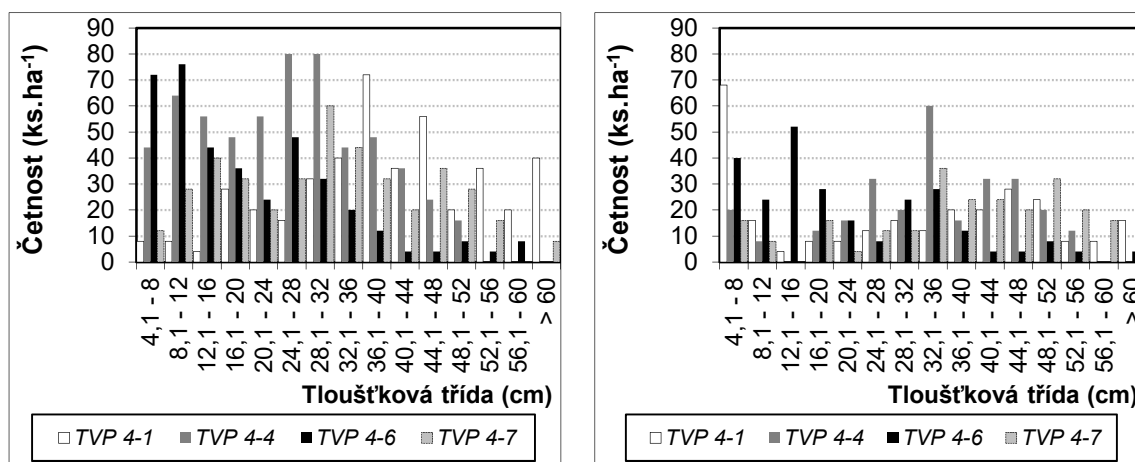
Tab. 14: Strukturální charakteristiky živých stromů na jednotlivých TVP v r. 1979/1980 a 2014.

TVP	Rok	t	d <sub>1.3</sub>	h	v	N	G	V	CBP	CPP	CC	CP	SDI
4-1	1979	182	42.4	17.00	0.978	436	61.5	426	3.3	2.34	68.4	1.15	0.83
	2014	203	36.7	13.08	0.726	268	28.3	195	2.0	1.05	47.4	0.64	0.47
4-4	1979	152	27.7	11.74	0.332	596	35.8	198	2.9	1.30	48.2	0.66	0.57
	2014	182	35.6	14.18	0.609	280	27.8	170	2.0	1.44	57.4	0.85	0.66
4-6	1979	141	23.8	8.96	0.217	392	17.4	85	1.5	0.60	35.5	0.44	0.30
	2014	157	25.6	8.95	0.246	256	13.2	63	1.0	0.54	34.8	0.43	0.30
4-7	1979	171	33.8	14.03	0.562	408	36.6	229	2.4	1.34	49.5	0.68	0.54
	2014	202	41.5	16.14	0.925	252	34.0	233	2.2	1.40	56.4	0.83	0.59
23	1980	160	23.3	10.13	0.193	796	33.9	154	2.3	0.96	49.1	0.67	0.55
	2014	195	33.0	11.38	0.388	464	39.7	180	2.2	1.19	47.9	0.65	0.50

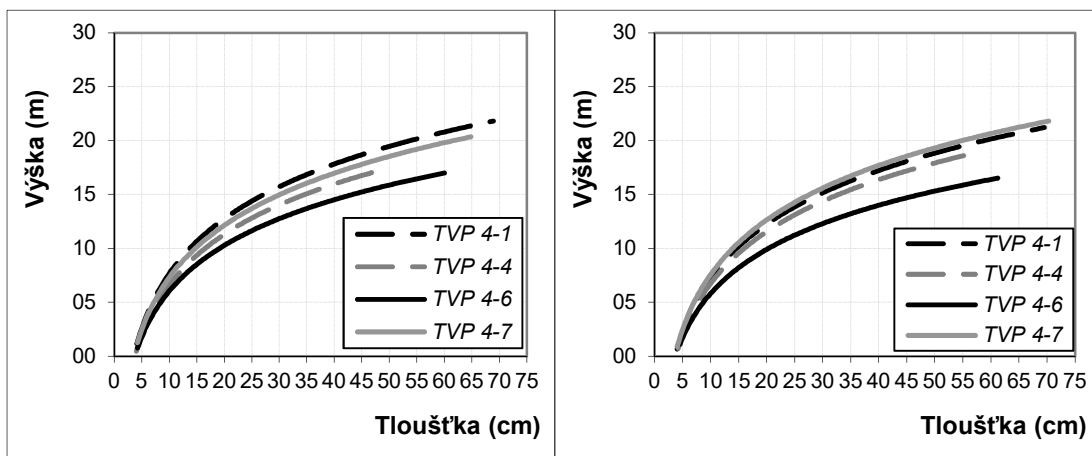
Vysvětlivky: t – průměrný věk porostu; d – průměrná výčetní tloušťka (cm); h – střední porostní výška (m); v – průměrný objem stromu (m<sup>3</sup>); N – počet stromů na 1 ha; G – výčetní kruhová základna (m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup>); V – objem porostu (m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>); CBP – celkový běžný přírůst (m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup> rok<sup>-1</sup>); CPP – celkový průměrný přírůst (m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup> rok<sup>-1</sup>), CC - zápoj (%), CP – plocha projekce (ha), SDI – index hustoty porostu.

Tloušťkové četnosti stromového patra a vztah výčetní tloušťky k výšce stromů na jednotlivých TVP v r. 1979/1980 a 2014 jsou znázorněny na Obr. 34 a Obr. 35. Z porovnání histogramů tloušťkových četností na TVP Vosecká bouda v r. 1979 a 2014 je patrné, že velká část slabších (růstově potlačených jedinců) v průběhu imisní kalamity odumřela a v r. 2014 již je patrný nárůst jedinců slabších tloušťkových tříd. Z hlediska vztahu mezi výčetní tloušťkou a výškou stromů v porostech na jednotlivých TVP v r. 1979 a 2014 došlo jen k minimálním změnám.

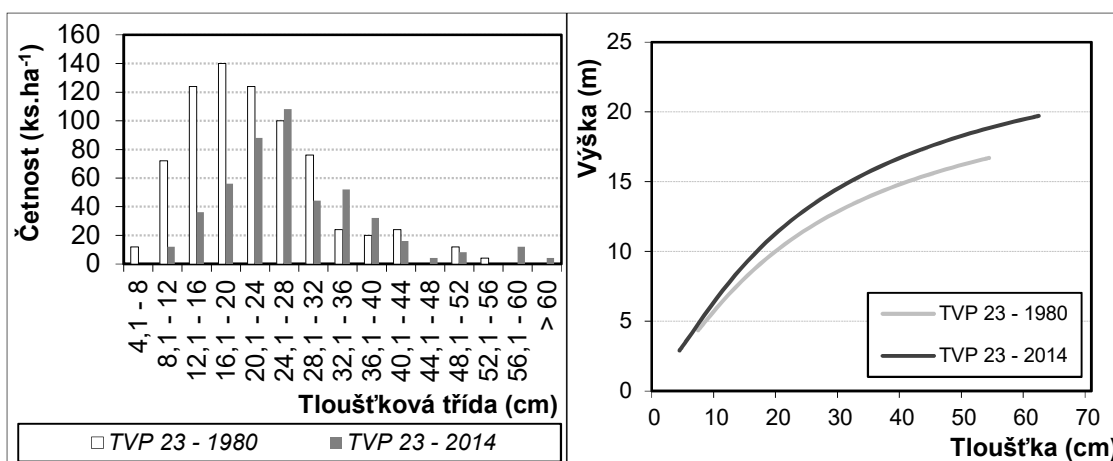
Na TVP 23 Václavák došlo k posunu tloušťkového rozdělení do silnějších tříd a zároveň k poklesu celkového počtu živých jedinců. U výškové křivky došlo k mírnému zvýšení výšky jedinců ve stejných tloušťkových třídách za 30 let vývoje tohoto porostu (Obr. 36).



Obr. 34: Histogram tloušťkových tříd ve smrkovém porostu na jednotlivých TVP v r. 1979 (vlevo) a 2014 (vpravo).



Obr. 35: Vztah mezi výčetní tloušťkou a výškou stromů ve smrkovém porostu na jednotlivých TVP v r. 1979 (vlevo) a 2014 (vpravo).

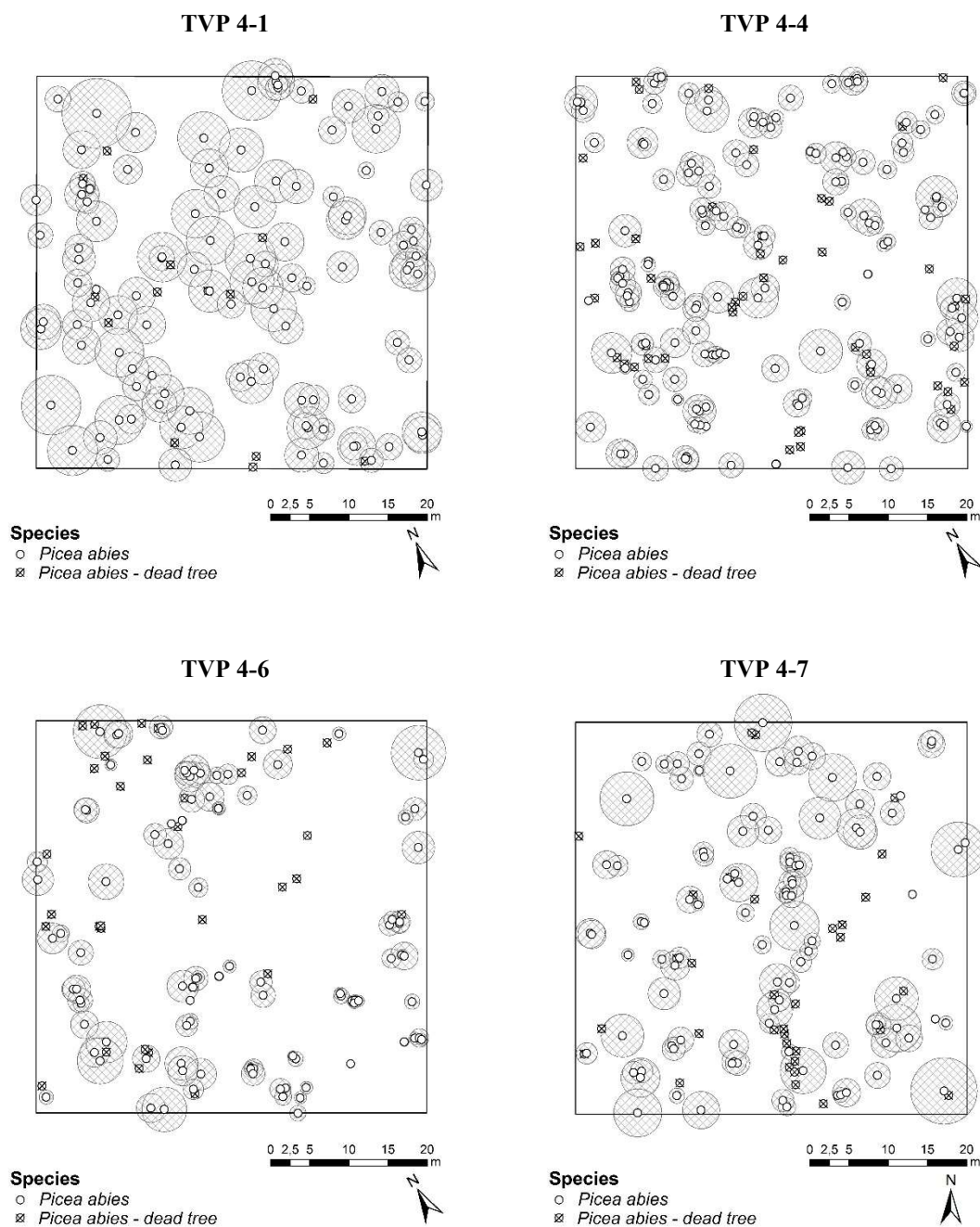


Obr. 36: Histogram tloušťkových tříd a vztah mezi výčetní tloušťkou a výškou stromů ve smrkovém porostu na TVP 23 v r. 1980 a 2014.

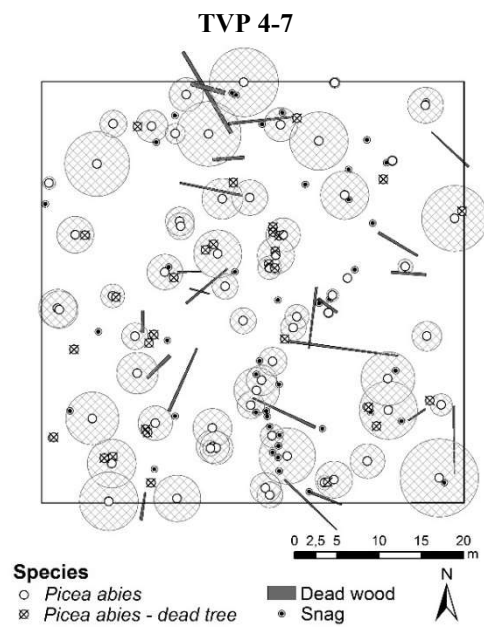
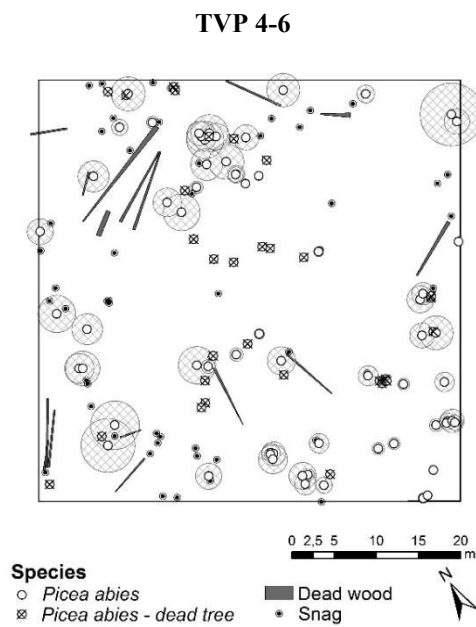
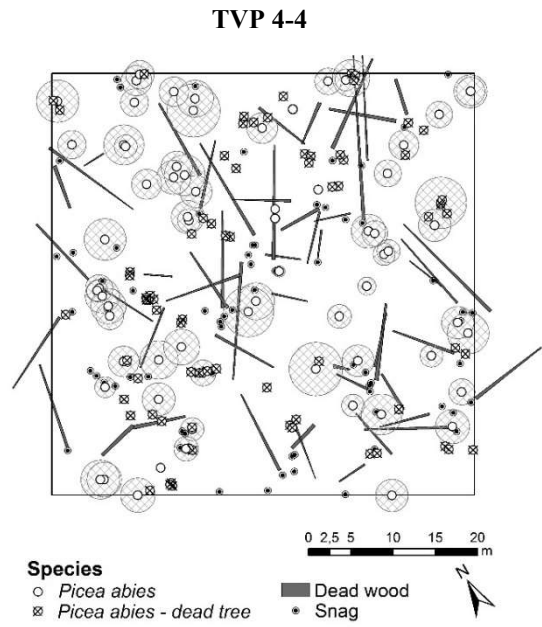
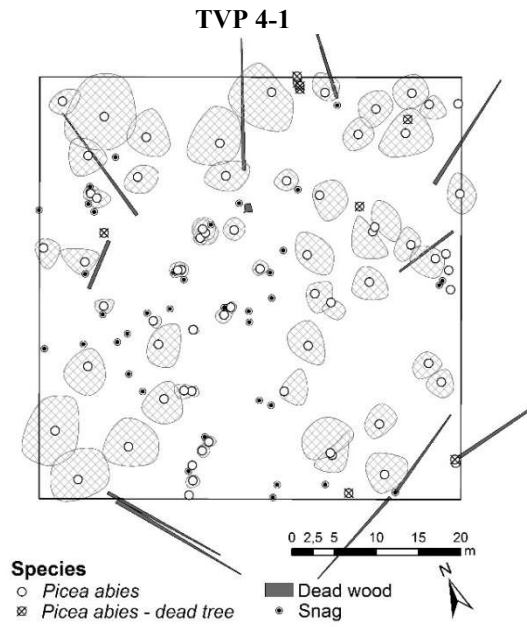
Horizontální struktura stromového patra na jednotlivých TVP v r. 1979/1980 a 2014 je uvedena v Tab. 15 a situačně znázorněna na Obr. 37 a Obr. 38. Podle všech indexů na TVP výrazně převažuje shlukovité rozmístění stromů na ploše, pouze výjimečně se vyskytuje náhodné uspořádání stromů na TVP 4-1 v r. 2014, a to podle Clark-Evansova indexu. Shlukovité rozmístění stromů po ploše vyplývá též z L-funkce, a to při menším rozestupu stromů (většinou do 3 až 4 m), výjimkou je TVP 4-6, kdy v r. 1979 je to do 7,5 m a v r. 2014 byla již agregace zjištěna ve všech případech (Obr. 41, Obr. 42). Při větším rozestupu stromů je rozmístění náhodné.

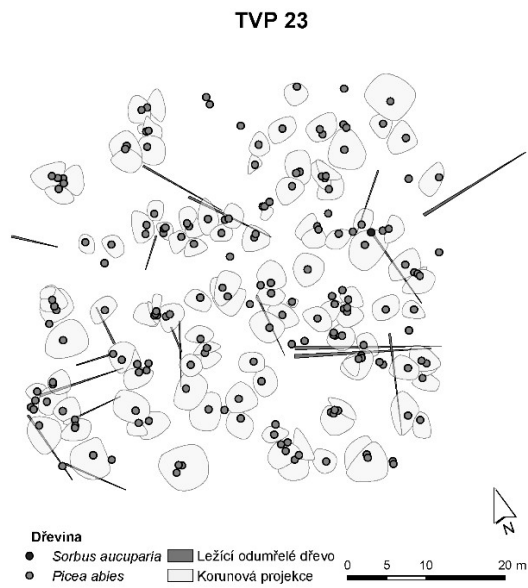
Vertikální struktura stromového patra na jednotlivých TVP v r. 1979/1980 a 2014 je situačně znázorněna na Obr. 39 a Obr. 40. Z těchto obrázků je patrné, že na TVP 4-1, 4-4, 4-7 se nachází stadium optima a na TVP 4-6 se prolíná stadium optima, rozpadu a dorůstání. V r. 2014 je již na TVP 4-7 stadium optima téměř bez obnovy, na TVP 4-4

stadium počátečního rozpadu s fází nezajištěné obnovy, na TVP 4-1 stadium počátečního rozpadu s fází vyspělé obnovy a na TVP 4-6 pokročilé stadium rozpadu až stadium dorůstání. Na TVP 23 probíhá v r. 2014 značně diferencované stadium rozpadu s fází vyspělé obnovy až dorůstání. Jedná se o porost fenotypové třídy B, který je charakterizován dvěma etážemi.

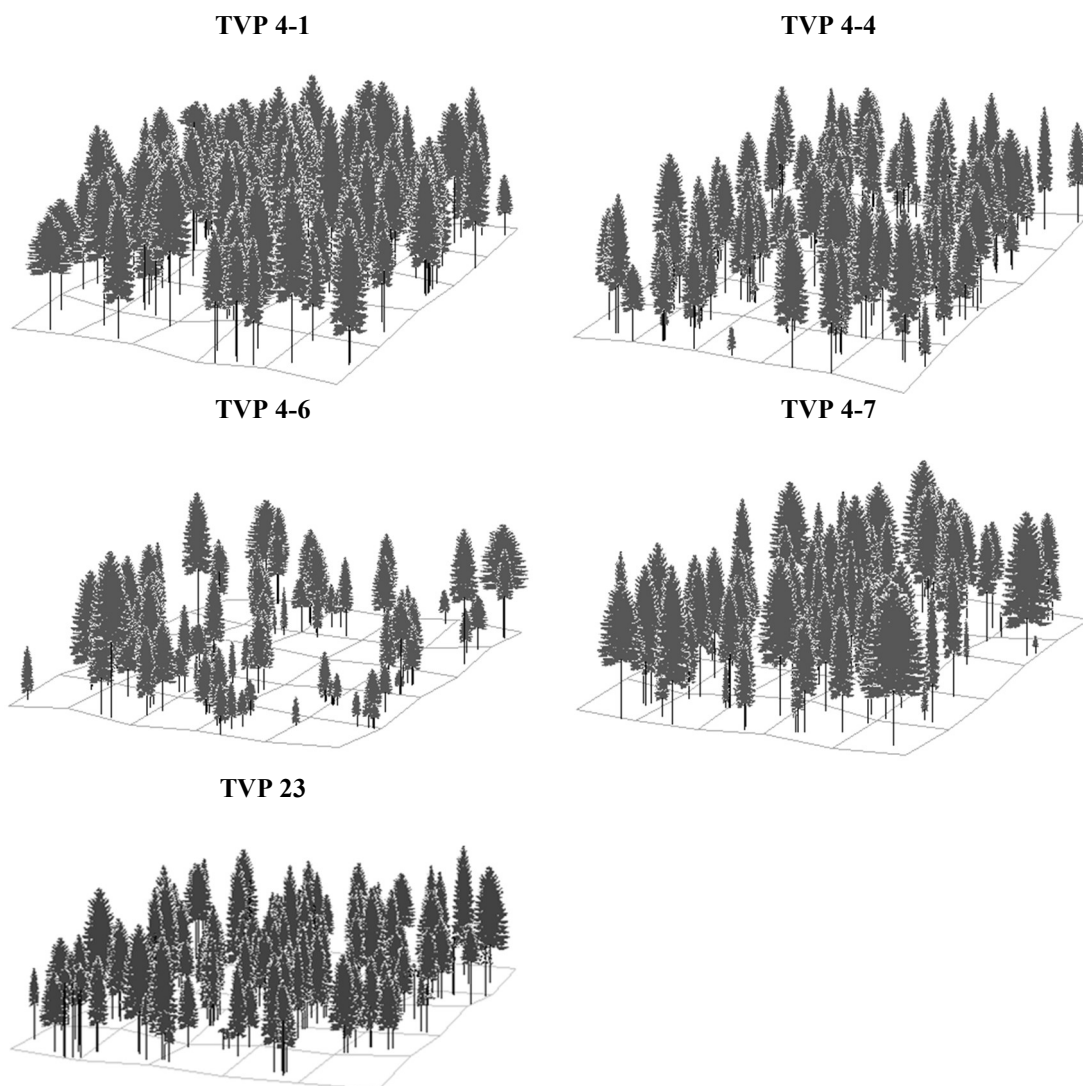


Obr. 37: Horizontální struktura podmáčených smrčín na TVP Pod Voseckou v r. 1979.



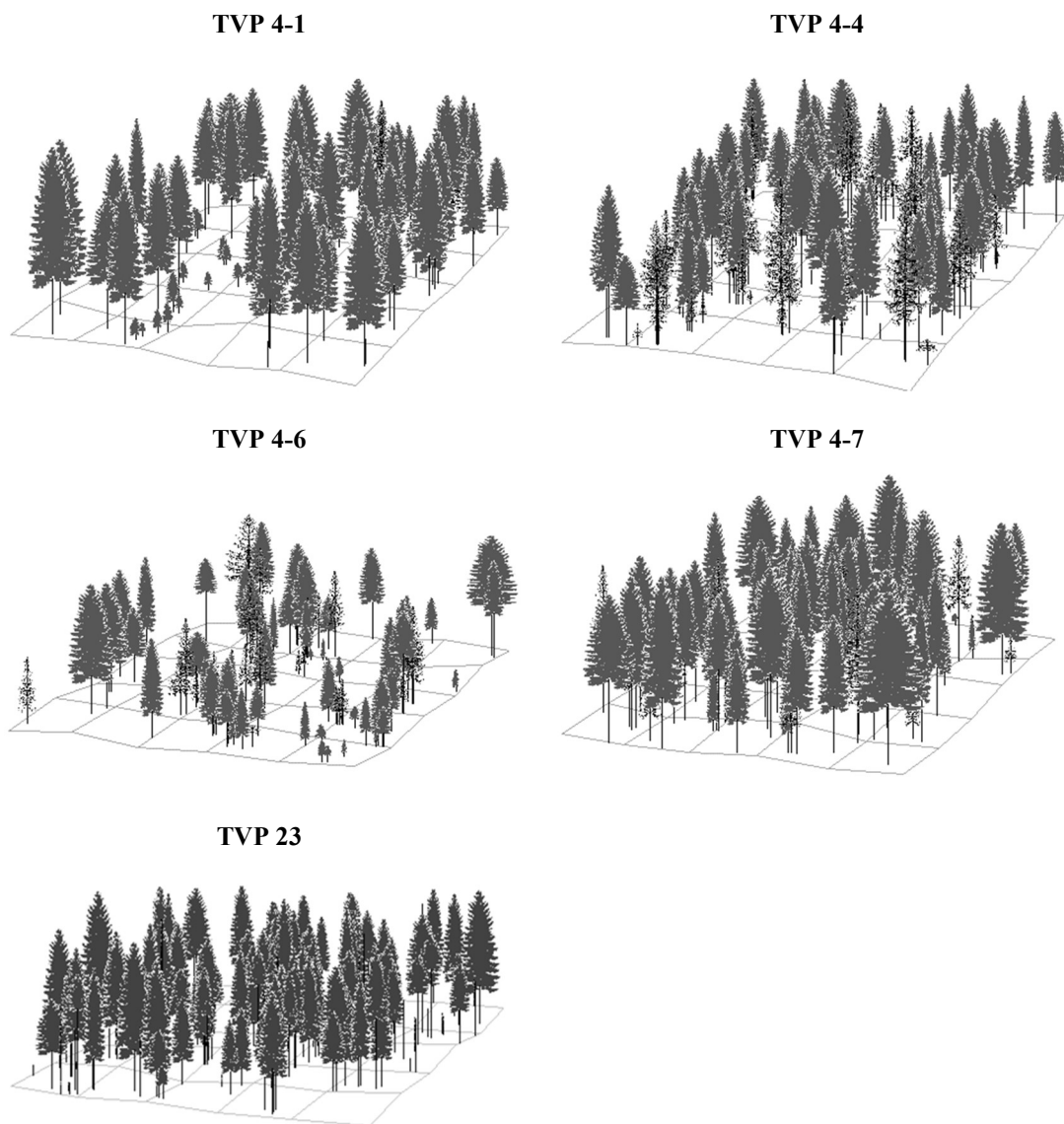


Obr. 38: Horizontální struktura podmáčených smrčín na TVP Pod Voseckou v r. 2014 a TVP Václavák v r. 2014.



Obr. 39: Vertikální struktura podmáčených smrčín na TVP Pod Voseckou v r. 1979.



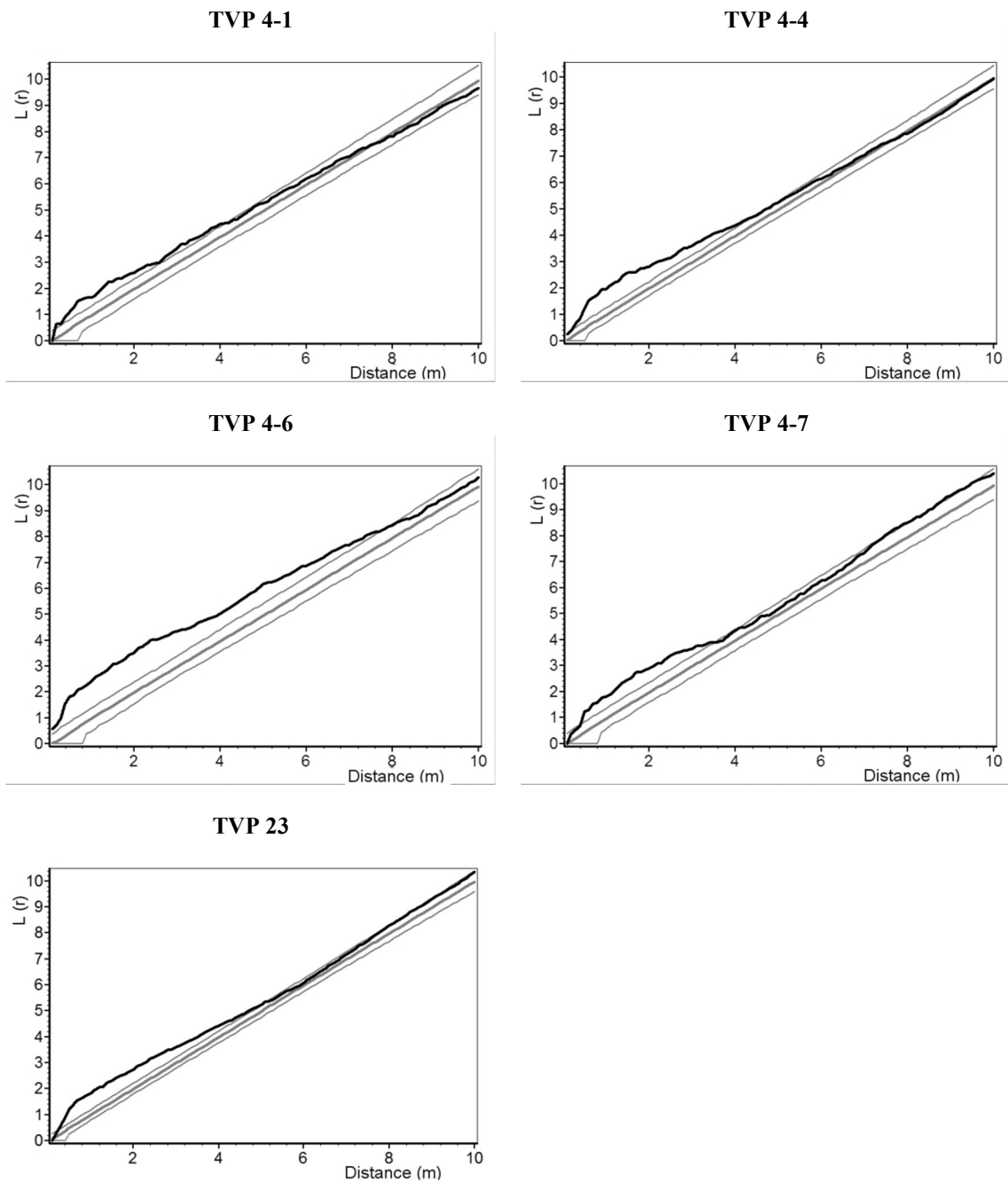


Obr. 40: Vertikální struktura podmáčených smrčín na TVP Pod Voseckou v r. 2014 a TVP Václavák v r. 2014.

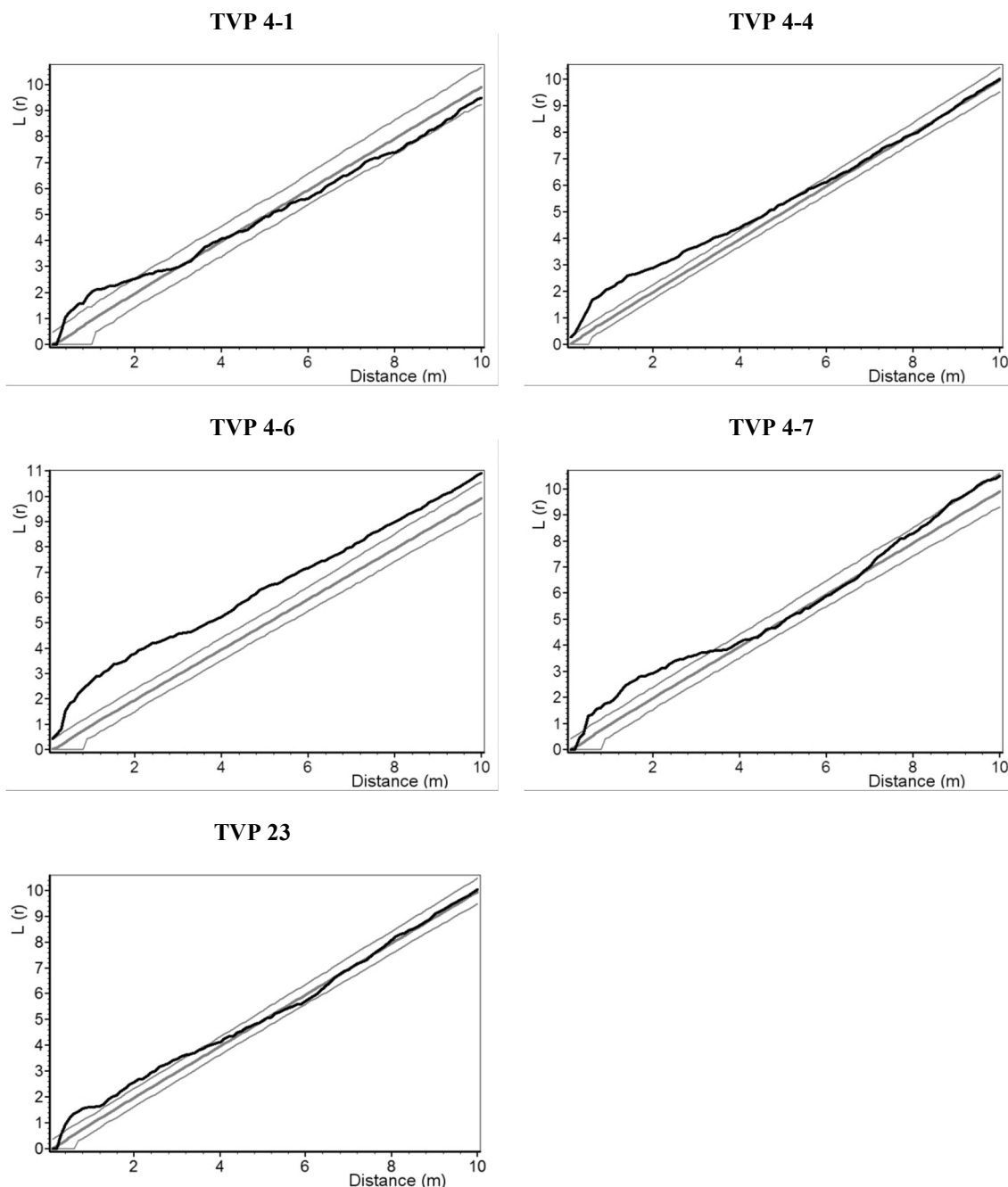
Tab. 15: Indexy popisující horizontální strukturu živých stromů ve smrkových porostech na TVP 4-1, 4-4, 4-6, 4-7 v r. 1979 a 2014, na TVP 23 v r. 1980 a 2014.

Index	Rok	TVP 4-1	TVP 4-4	TVP 4-6	TVP 4-7	TVP 23
Hopkins–Skellam	1979/80	0.524	0.671*	0.764*	0.602*	0.710*
	2014	0.480	0.737*	0.691*	0.512	0.664*
Pielou–Mountford	1979/80	1.231	1.596*	2.248*	1.347	1.718*
	2014	1.108	1.655*	1.952*	1.083	1.651*
Clark–Evans	1979/80	0.978	0.746*	0.635*	0.821*	0.731*
	2014	1.019	0.655*	0.703*	0.882*	0.843*
David–Moore	1979/80	0.596*	0.661*	1.020*	0.366*	0.914*
	2014	0.226	0.752*	1.305*	0.287	0.400*

\* statisticky signifikantní ( $p > 0.05$ )



Obr. 41: Horizontální struktura stromového patra vyjádřena L-funkcí na jednotlivých TVP Pod vošeckou boudou v r. 1979, TVP 23 v r. 1980.



Obr. 42: Horizontální struktura stromového patra vyjádřena L-funkcí na TVP 4-1, 4-4, 4-6, 4-7 v r. 2014, na TVP 23 v r. 2014.

### 5.2.3. Odumřelé dřevo

Charakteristiky odumřelého dřeva na jednotlivých TVP v r. 1979/1980 a 2014 jsou uvedeny v Tab. 16. Celkový objem stojícího a ležícího odumřelého dřeva se na studovaných TVP v roce 1979 pohyboval v rozmezí  $27.2\text{--}50.1 \text{ m}^3.\text{ha}^{-1}$ , v r. 2014 v rozmezí  $41.1\text{--}146.6 \text{ m}^3.\text{ha}^{-1}$ , přičemž nejméně ho bylo na TVP 4-6 a nejvíce na TVP 4-4. Na TVP 23 bylo množství odumřelého dřeva v r. 1980  $7.3 \text{ m}^3.\text{ha}^{-1}$ , v r. 2014 to bylo  $40.9 \text{ m}^3.\text{ha}^{-1}$ . Celkové počty odumřelého dřeva se v r. 1979/1980 pohybovaly mezi 50–

149 ks. ha<sup>-1</sup> a v r. 2014 v rozmezí 88–492 ks. ha<sup>-1</sup>, kde nejméně kusů bylo na TVP 4-1 a nejvíce na 4-4. Velký nárůst odumřelého dřeva byl zaznamenán na TVP 4-4, přitom v roce 2014 převládal podíl ležícího odumřelého dřeva, který se pohyboval v rozpětí 43 až 70 % z celkového objemu odumřelého dřeva. Velký nárůst byl též zaznamenán na TVP 23.

Odumřelé dřevo se na celkové zásobě porostu (stromů živých a odumřelých) v r. 1979/1980 podílelo 5–29 %, v r. 2014 to bylo už 22–46 %. Z hlediska tříd rozkladu největší podíl u stojícího odumřelého dřeva na jednotlivých TVP v letech 1979/1980 i 2014 měl 3. stupeň, přičemž v roce 1979/1980 to bylo 42–69 %, v roce 2014 potom 64–84 %. U ležícího odumřelého dřeva převládaly pokročilejší stadia dekompozice. V roce 1979 se na plochách z důvodu vyklizování zužitkovatelného dřeva vyskytoval pouze 4. a 5. stupeň. V roce 2014 na TVP 4-1 a TVP 4-6 převládal 3. stupeň s 33 a 78 %, na TVP 4-4 převládal 4. stupeň s podílem 37 %, na TVP 4-7 převládal 5. stupeň s 52 % a v roce 2014 na TVP 23 převládal 2. stupeň s 36,8 %. Horizontální struktura stojícího a ležícího odumřelého dřeva byla na jednotlivých TVP náhodná.

Tab. 16: Charakteristiky odumřelého dřeva na jednotlivých TVP.

TVP	Rok	Stojící			Ležící			Celkem		
		ks.ha <sup>-1</sup>	m <sup>3</sup> .ha <sup>-1</sup>	%	ks.ha <sup>-1</sup>	m <sup>3</sup> .ha <sup>-1</sup>	%	ks.ha <sup>-1</sup>	m <sup>3</sup> .ha <sup>-1</sup>	%
4-1	1979	42	22.2	82	8	5.0	18	50	27.2	6
	2014	36	17.2	30	52	39.1	70	88	56.3	22
4-4	1979	141	38.4	94	8	2.6	6	149	41.0	17
	2014	288	72.9	50	204	73.8	50	492	146.6	46
4-6	1979	96	29.4	85	12	5.2	15	108	34.6	29
	2014	124	19.1	47	64	22.0	53	188	41.1	40
4-7	1979	99	45.6	91	8	4.5	9	107	50.1	18
	2014	120	39.9	57	92	30.2	43	212	70.1	23
23	1980	64	7.3	100	0	0	0	64	7.3	5
	2014	252	29.4	72	76	11.5	28	328	40.9	22

#### 5.2.4. Biodiverzita porostů

Strukturální indexy stromového patra spočtené pomocí růstového simulátoru Sibyla na jednotlivých TVP za r. 1979/1980 a 2014 jsou uvedeny v Tab. 17. Vertikální struktura dle Arten-profil indexu na TVP 4-1 má ve sledovaných letech výběrnou strukturu, na TVP 4-4 a 4-6 je středně až silně rozrůzněná a na TVP 4-7 je velmi silně rozrůzněná. Na TVP 23 je vertikální struktura v roce 1980 velmi silně rozrůzněná, za 30 let vývoje porostu se nezměnila. Z indexu porostní proměnlivosti na TVP 4-1 vyplývá rovnoměrná výstavba a na ostatních TVP nerovnoměrná výstavba. Porost na TVP 23

měl v r. 1980 rovnoměrnou výstavbu, stejně tak v r. 2014. Földnerův index výškové a tloušťkové diferenciace poukazuje na TVP 4-1 v r. 1979 na porost s malou strukturální diferenciací a v r. 2014 již se střední strukturální diferenciací. Střední výšková a tloušťková strukturální diferenciace byla zjištěna na TVP 4-4, 4-6 a 4-7. Na TVP 23 je tloušťková a výšková diferenciace též střední, pouze výšková diferenciace v roce 1980 je nízká. Na všech sledovaných TVP je korunová diferenciace nízká.

Tab. 17: Strukturální indexy stromového patra na jednotlivých TVP za r. 1979 a 2014, na TVP 23 v roce 1980 a 2014.

TVP	Rok	Indexy				
		A (Pri)	B (J&Di)	TM <sub>d</sub> (Fi)	TM <sub>h</sub> (Fi)	K (J&Di)
4-1	1979	0.904	5.726	0.278	0.241	2.108
	2014	0.920	5.953	0.363	0.354	2.204
4-4	1979	0.700	6.699	0.413	0.346	2.923
	2014	0.614	6.345	0.382	0.355	2.590
4-6	1979	0.583	6.347	0.371	0.317	2.640
	2014	0.644	6.351	0.354	0.350	2.619
4-7	1979	0.756	6.055	0.394	0.302	2.387
	2014	0.808	6.209	0.367	0.321	2.458
23	1980	0.810	5.457	0.362	0.271	1.879
	2014	0.805	5.249	0.410	0.435	2.799

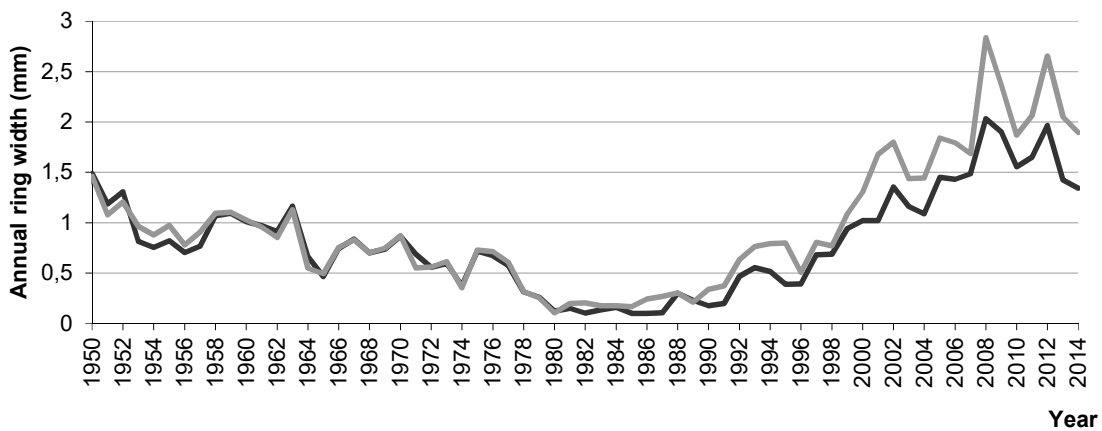
Vysvětlivky: A – Arten-profil index, B – index porostní proměnlivosti, TM<sub>d</sub> – index tloušťkové diferenciace, TM<sub>h</sub> – index výškové diferenciace, K – index korunové diferenciace.

### 5.2.5. Radiální růst porostů a jeho vztahy ke klimatu

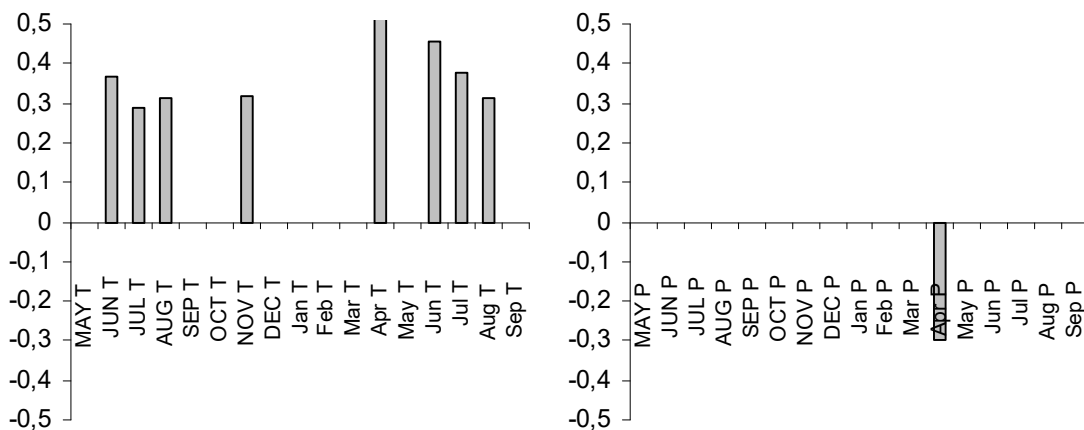
Z regionální standardní letokruhové chronologie je v letech 1950–1977 patrný relativně vyrovnaný radiální přírůst, avšak s klesající tendencí, která v letech 1977–1992 vrcholí výraznou růstovou stagnací. Od r. 1992 dochází k regeneraci a nastává období zvýšeného radiálního přírůstu, které je opět přerušeno jeho výrazným poklesem v roce 1996 a následně v letech 2003, 2010 a 2013 (Obr. 43). Letopočty s nízkým radiálním přírůstem byly potvrzeny analýzou významných negativních let 1956, 1962, 1965, 1981–1987, 1996, 2010 a 2013.

Korelace tloušťkového přírůstu s průměrnými měsíčními teplotami a srážkami ukazují na některé statisticky významné hodnoty. Tloušťkový přírůst v letech 1976–2010 vykazuje v Krkonoších kladné statisticky průkazné korelace s teplotou v červnu, červenci, srpnu a v lednu předchozího roku ( $r= 0.37, 0.29, 0.31, 0.32$  a  $0.56$ ) a s teplotami v květnu, červnu, červenci a v srpnu aktuálního roku ( $r= 0.56, 0.45, 0.38$  a

0.31). Dále byly zjištěny negativní statisticky průkazné korelace s úhrnem srážek v dubnu aktuálního roku ( $r = -0,3$ ; Obr. 44).



Obr. 43: Průměrná letokruhová křivka smrčín na TVP (černě) a trend průměrných tloušťek letokruhů po odstranění věkového trendu v programu Arstan pomocí modifikované negativní exponenciální funkce (šedě).

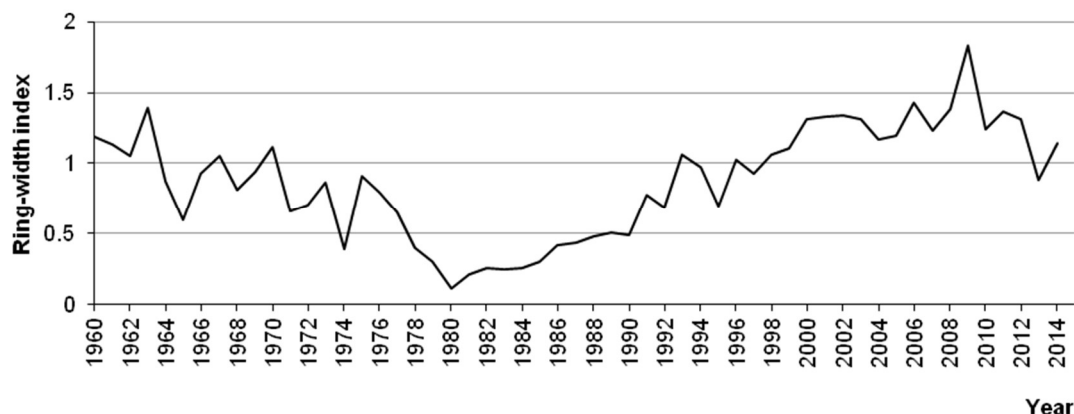


Obr. 44: Hodnoty korelačních koeficientů regionální reziduální dendrochronologie s průměrnou měsíční teplotou a srážkami z května předchozího roku (velké tiskací písmo) do září daného roku v období 1976-2010. Hodnoty zvýrazněné jsou statisticky významné ( $\alpha = 0,05$ ).

#### TVP 4-1 – Pod Voseckou boudou

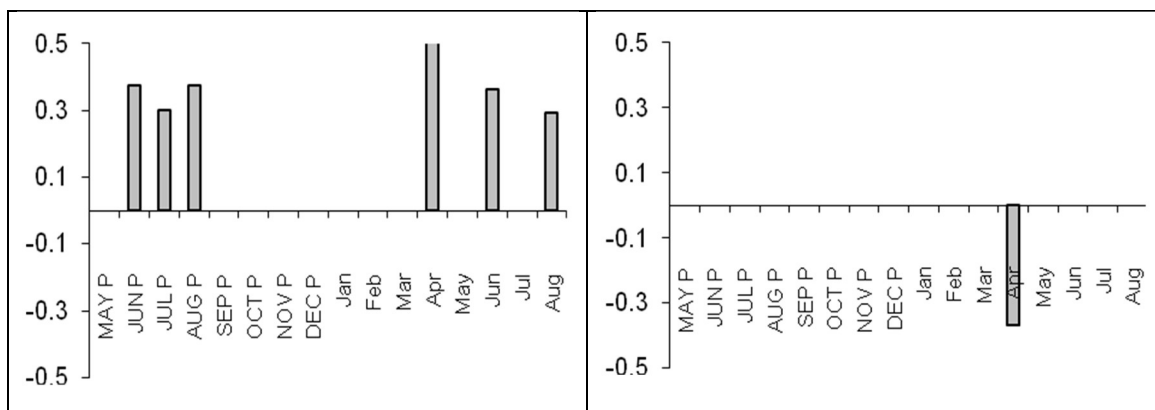
TVP 4-1 leží v návětrném prostoru A-O systému Mumlavy na hlubokém vrchovišti. Tento porost se tudíž vyskytuje při hranici ekologického minima a je tak velmi citlivý na různé abiotické i biotické faktory. Výrazný vliv imisí se zde uplatňoval v letech 1977-1990 (Obr. 45). Výraznými negativními roky s velmi malým radiálním přírůstkem byly r. 1974 a 1980. Tyto kromě extrémního imisního období byly působeny klimatickými extrémny, a to zejména extrémními mrazy, zimním vysycháním v předjaří

a od r. 2013 i nižším úhrnem srážek ve vegetačním období a v souvislosti s tím i žírem kůrovců. Regenerační trend po r. 1991 na studované TVP byl velmi výrazný, od r. 2013 je pak v důsledku nižších srážkových úhrnů narušován atakem kůrovců.



Obr. 45: Standardizovaná průměrná stanovištní chronologie smrku ztepilého z TVP 4-1 z let 1960–2014 vyjádřena letokruhovým indexem.

Průměrný tloušťkový přírůst v letech 1960-2014 pozitivně koreloval s teplotou v červnu, červenci a srpnu předcházejícího roku ( $r = 0,37, 0,30$  a  $0,37$ ) a v dubnu, červnu a srpnu daného roku ( $r = 0,60, 0,37$  a  $0,30$ ). Kromě toho byl radiální růst v negativní korelaci se srážkami v dubnu daného roku ( $r = -0,37$ ; Obr. 46).

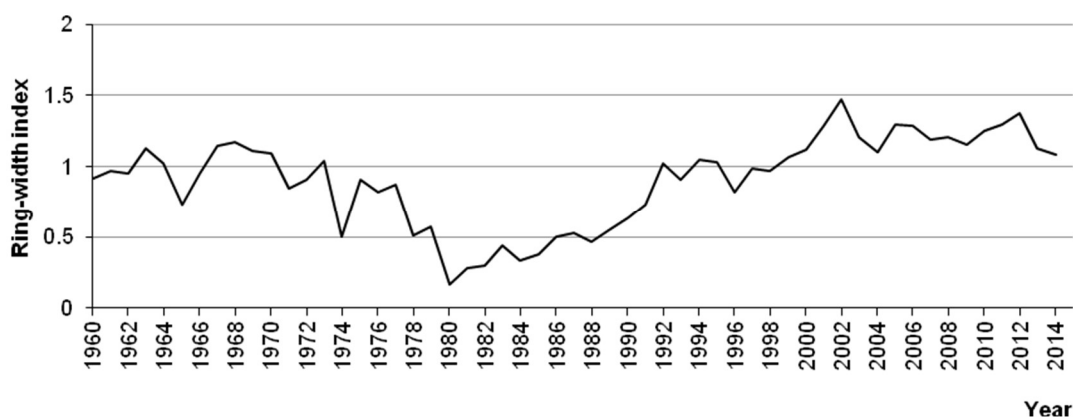


Obr. 46: Dendroklim – koeficienty korelace regionální chronologie indexu letokruhů s průměrnou měsíční teplotou (na obrázku vlevo) a úhrnem srážek (obrázek vpravo) od května do prosince minulého roku (velká písmena) a od ledna do srpna daného roku (malá písmena) v letech 1976–2014 na TVP 4. Zobrazeny jsou pouze korelační koeficienty statisticky významných hodnot ( $\alpha = 0,05\%$ ).

### TVP 23 – Václavák

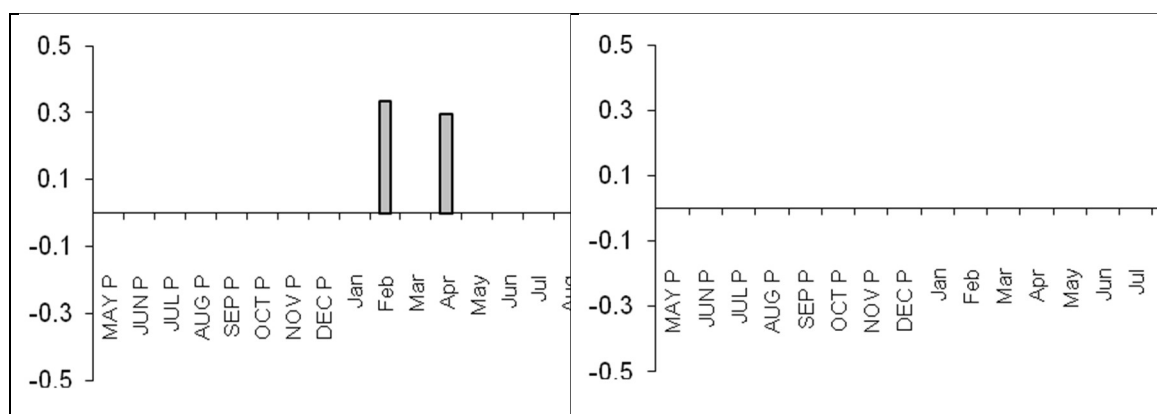
TVP 23 leží na hlubokém vrchovišti v oblasti Černé hory. Tento porost se tudíž vyskytuje při hranici ekologického minima a je proto velmi citlivý na různé abiotické i

biotické faktory. Výrazný vliv imisí se zde uplatňoval v letech 1979-1991 (Obr. 47). Výrazným negativním rokem s velmi malým radiálním přírůstem byl r. 1974. Tyto kromě období extrémního imisního období byly působeny klimatickými extrémny, a to zejména extrémními mrazy, zimním vysycháním v předjaří a od r. 2013 i nižším úhrnem srážek ve vegetačním období a v souvislosti s tím i žírem kůrovců. Regenerační trend po r. 1991 na studované TVP není již tak výrazný, od r. 2013 je pak v důsledku nižších srážkových úhrnů narušován atakem kůrovců.



Obr. 47: Standardizovaná průměrná stanovištní chronologie smrku ztepilého z TVP 23 z let 1960–2014 vyjádřena letokruhovým indexem.

Průměrný tloušťkový přírůst v letech 1960-2014 pozitivně koreloval s teplotou v únoru a dubnu daného roku ( $r = 0,33$  a  $0,30$ ; Obr. 48). U měsíčních úhrnů srážek ve vazbě na radiální růst nebyl zjištěn žádný statistický průkazný vztah.



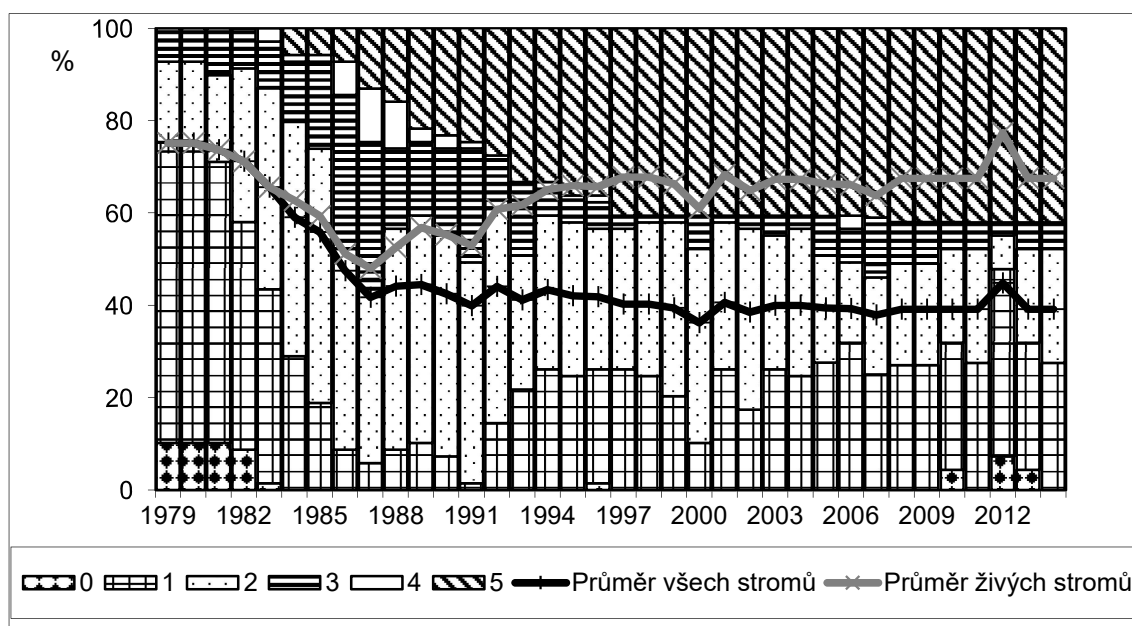
Obr. 48: Dendroklim – koeficienty korelace regionální chronologie indexu letokruhů s průměrnou měsíční teplotou (na obrázku vlevo) a úhrnem srážek (obrázek vpravo) od května do prosince minulého roku (velká písmena) a od ledna do srpna daného roku (malá písmena) v letech 1976–2014 na TVP 23. Zobrazeny jsou pouze korelační koeficienty statisticky významných hodnot ( $\alpha = 0,05\%$ ).



### 5.2.6. Zdravotní stav porostů podle olistění

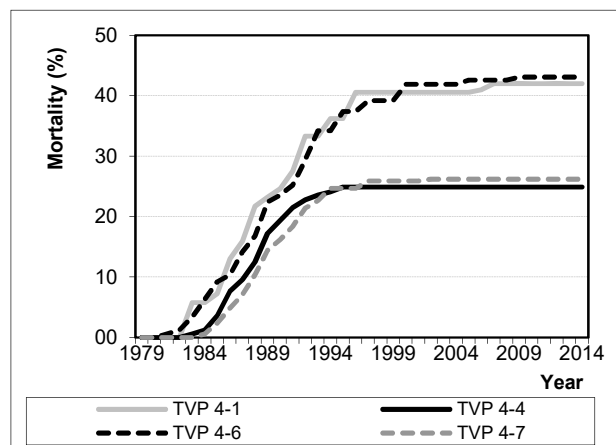
#### TVP 4-1 – Pod Voseckou boudou

Z vývoje průměrného olistění a podílu stupňů defoliace v autochtonní smrčině na TVP 4-1 – Pod Voseckou boudou je zřejmé, že u smrku ztepilého (Obr. 49) v letech 1981 až 1987 docházelo k výrazné defoliaci. Po roce 1988 se trend olistění relativně stabilizoval, avšak zejména pak v letech 1993, 2000 a 2001 docházelo k menším oscilacím. Mírný nárůst defoliace smrku ztepilého byl zaznamenán též v r. 2007. V r. 2012 pak v důsledku značných regeneračních procesů došlo k výraznějšímu nárůstu průměrného olistění nejen živých stromů, ale i všech stromů smrku a k opětovnému výskytu stromů zdravých. V r. 2014 se již zdravé stromy nevyskytovaly.



Obr. 49: Dynamika průměrného olistění a podíl stupňů odlistění smrku v autochtonním smrkovém porostu na TVP 4-1 – Pod Voseckou boudou v letech 1979–2014.

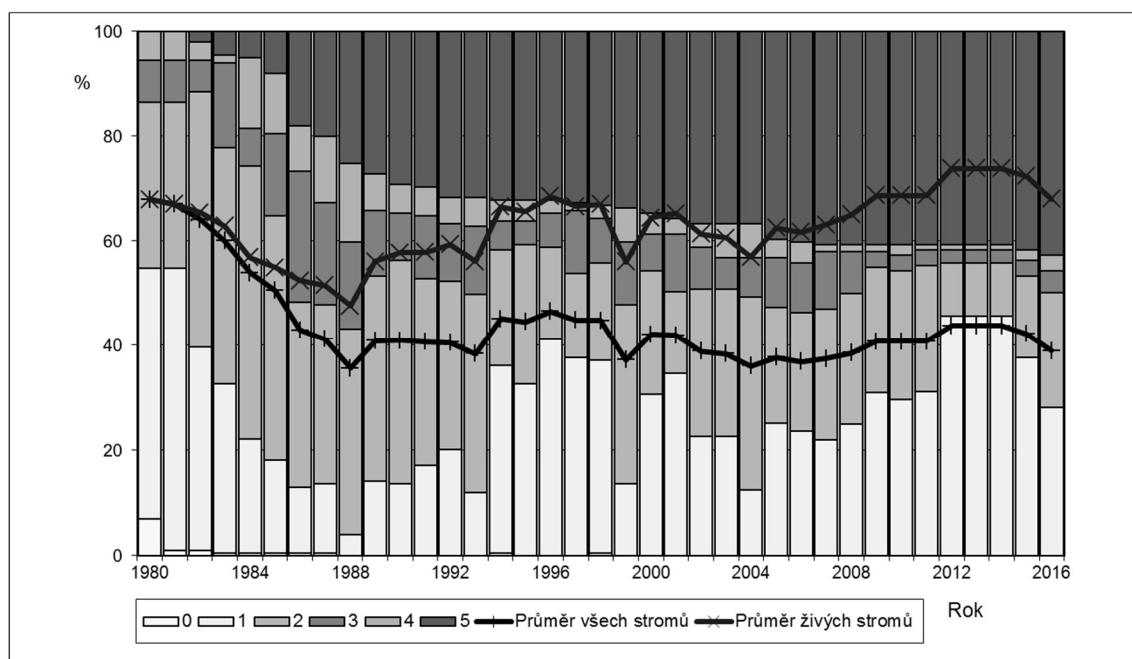
Velmi podobný trend olistění jako na TVP 4-1 byl i na TVP 4-6, a to jak u olistění živých stromů, tak i všech stromů. Též olistění živých stromů i na dalších dvou TVP (4-4 a 4-7) bylo velmi podobné, ale u všech stromů bylo mírně lepší, jelikož zde již od r. 1995 a 1996 nedocházelo k odumírání stromů vlivem žiru lýkožrouta smrkového. Tento trend mortality je patrný z Obr. 50.



Obr. 50: Trend mortality ve smrkovém porostu na jednotlivých TVP.

### TVP 23 – Václavák

Z vývoje průměrného olistění a podílu stupňů defoliace v autochtonní rašelinné smrčině na TVP 23 – Václavák je zřejmé, že u smrku ztepilého (Obr. 51) v letech 1981 až 1988 docházelo k výrazné defoliaci. Po roce 1988 se trend olistění relativně stabilizoval, avšak zejména pak v letech 1999 a 2004 docházelo k výraznějším výkyvům. Od r. 2007 dochází k markantnímu nárůstu průměrného olistění stromů živých. Tento trend byl přerušen až v r. 2015 a 2016 nárůstem defoliace.



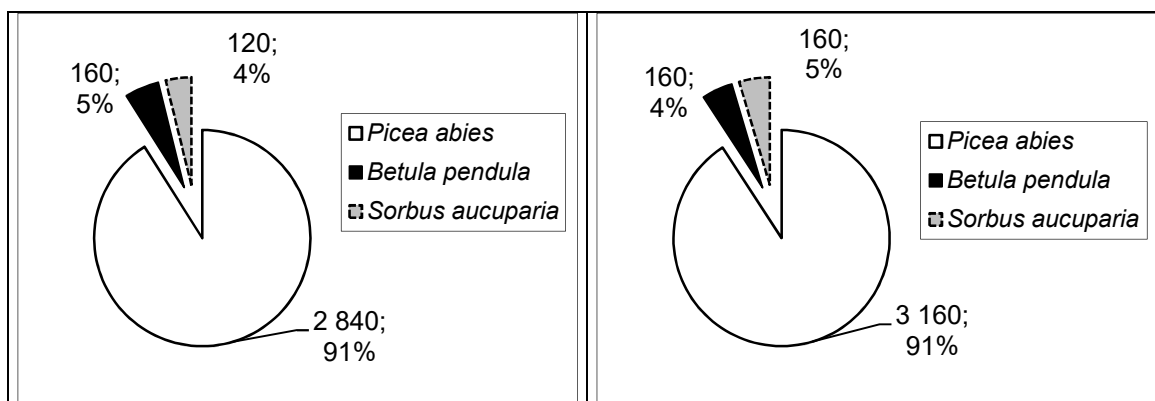
Obr. 51: Dynamika průměrného olistění a podíl stupňů odlistění smrku v autochtonním smrkovém porostu na TVP 23 – Václavák.

### 5.2.7. Přirozená obnova porostů

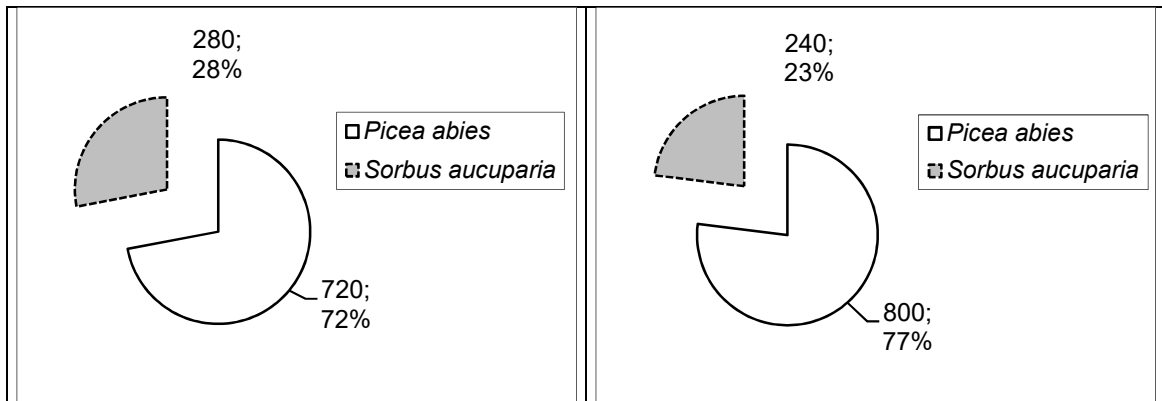
Zastoupení jedinců přirozené obnovy na sledovaných lokalitách v Krkonoších v letech 2008 a 2013 na měřených transektech uvádí Obr. 52 a Obr. 53. Z těchto grafů je patrné, že výrazně převládá smrk ztepilý 91%, v menší míře jsou zastoupeny bříza karpatská 5 % a v případě TVP 4-1 Pod Voseckou boudou i jeřáb ptačí olysalý 4 %. V důsledku plošně nepravidelného rozvolňování zápoje zde postupně dochází k vytváření výškově a tloušťkově diferencovaného přirozeného zmlazení smrku ztepilého, a to převážně v malých bioskupinách na mírně vyvýšených místech nebo v řadách na trouchnivějících kmenech.

Zastoupení dřevin na TVP 23 Václavák je podobné, zastoupení pionýrské dřeviny je zde však výraznější. Celkový počet jedinců přirozené obnovy v přepočtu na hektar je 1 000, z toho smrk tvoří 73 % a jeřáb ptačí 27 %. V důsledku extrémních edafických poměrů zde ke zmlazení dochází jen na výrazných vyvýšeninách nebo na tlejícím dřevě, a to buď v hloučcích, nebo jednotlivě. Množství přirozeného zmlazení je tedy diferencováno především podle charakteru půdního povrchu (výrazná preference vyvýšených míst), pokrývnosti bylinného a mechového patra (mírná preference mechu kromě *Sphagnum* sp. a *Avenella flexuosa*).

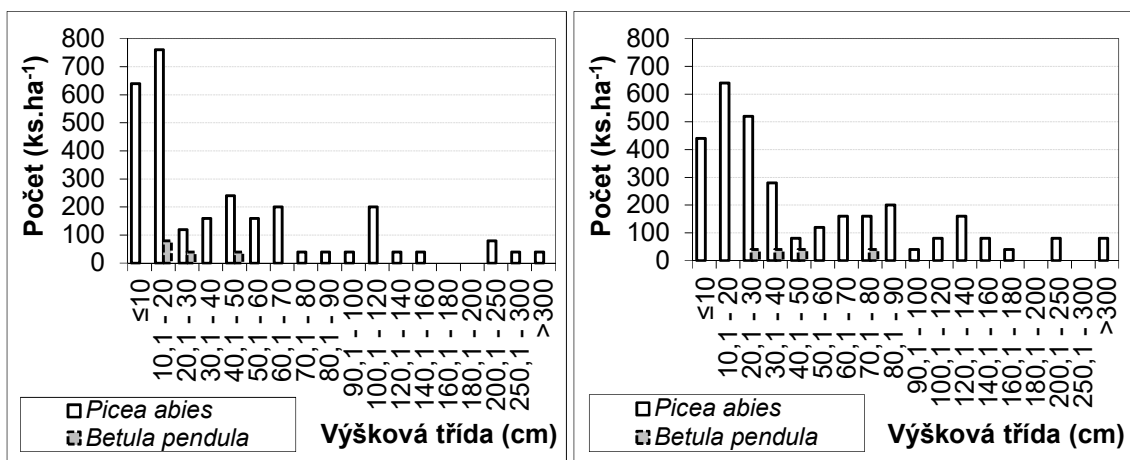
Výškové četnosti obnovy na TVP 4-1 a 23 jsou patrné Obr. 54 a Obr. 55. Na TVP 4-1 – Pod Voseckou boudou převažuje levostranné rozdělení výškových četností přirozené obnovy s výrazným zastoupením smrku v nejnižších výškových třídách, těžiště břízy je posunuto mírně do vyšších tříd. Na TVP 23 Václavák převažuje u obou dřevin stále levostranné rozdělení, avšak je rovnoměrněji rozložené do všech výškových tříd.



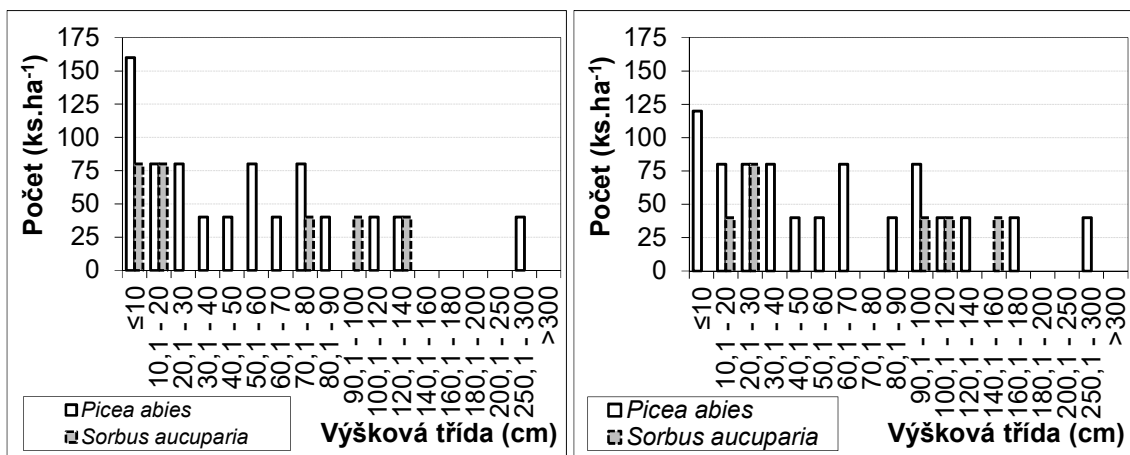
Obr. 52: Počty jedinců jednotlivých druhů dřevin na transektu na TVP 4-1 – Pod Voseckou boudou v r. 2008 a v r. 2013.



Obr. 53: Počty jedinců jednotlivých druhů dřevin na transektu na TVP 23 – Václavák v r. 2008 a v r. 2013.



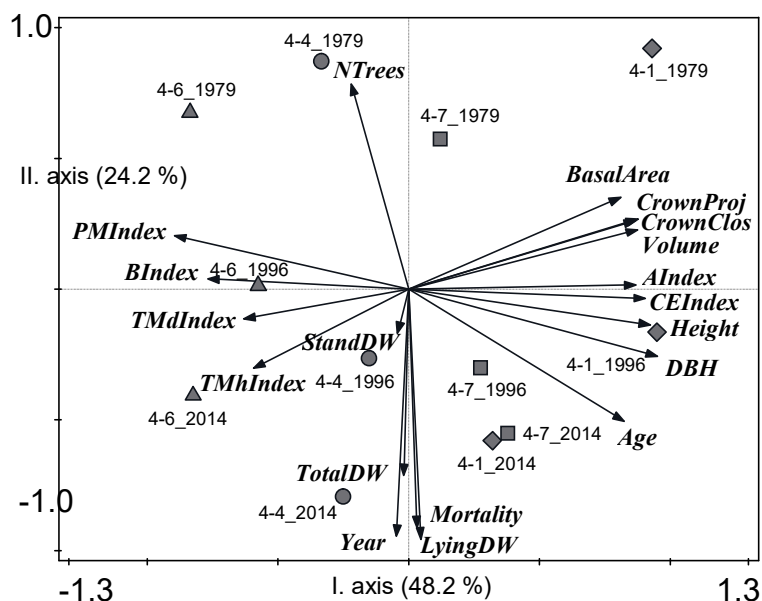
Obr. 54: Výškové třídy jedinců základních druhů dřevin na transektu na TVP 4-1 – Pod Voseckou boudou v r. 2008 a v r. 2013.



Obr. 55: Výškové třídy jedinců základních druhů dřevin na transektu na TVP 23 – Václavák v r. 2008 a v r. 2013.

### **5.2.8. Vztahy mezi imisemi, klimatem, strukturou a vývojem porostů**

Výsledky analýzy PCA jsou prezentovány ve formě ordinačního diagramu na Obr. 56. První ordinační osa vysvětluje 48 % variability dat, první dvě osy dohromady 72 % a první čtyři osy společně vysvětlují 94 % variabilitu dat. Osa I. představuje strukturální indexy. Osa II. představuje počet stromů, celkovou úmrtnost stromů a objem odumřelého dřeva. Celková mortalita pozitivně korelovala s objemem odumřelého dřeva a v průběhu času se zvýšila, zatímco tyto parametry negativně korelovaly s počtem stromů. Index Arten-profil pozitivně koreloval s agregačním indexem Clark-Evanse, zatímco tyto parametry negativně korelovaly s celkovým indexem rozmanitosti porostů a tloušťkovou diferenciací. Tyto parametry byly nezávislé na čase. DBH pozitivně korelovalo s výškou stromů a částečně se zásobou porostů, korunovou projekcí a korunovým zápojem. Tyto parametry jsou závislé na věku stromů. Dynamika parametrů v průběhu 35 let byla pozoruhodná zejména u TVP 4-1 a TVP 4-4, jelikož body každého záznamu jsou vzájemně relativně vzdálené, zatímco body pro TVP 4-6 a 4-7 byly v diagramu relativně blízko. Trvale výzkumné plochy se nachází v rozdílných fázích vývoje, kdy TVP 4-1, která představuje stadium počátečního rozpadu s fází vyspělé obnovy, obsadila krajní pravou část diagramu, typickou pro vyšší výšku, průměr a zásobu, nižší index celkové a tloušťkové různorodosti. Zatímco TVP 4-6 charakterizující pokročilé stadium rozpadu až stadium dorůstání, obsadila krajní levou část diagramu. TVP 4-7 představuje stadium optima téměř bez obnovy a nachází se ve středu diagramu.



Obr. 56: Ordinační diagram ukazující výsledky PCA analýzy popisující vztahy mezi stromovými charakteristikami (*N trees* počet stromů, *DBH*, *Height* výška, *Basal Area* kruhová základna, *Volume* zásoba, *CrownClos* korunový zápoj, *CrownProj* korunová projekce, *Age* věk), strukturální indexy (*CE index* Clark-Evans agregační index, *PM index* Pielou-Mountford index nenáhodnosti, *A index* Arten-profil index, *TMd index* index tloušťkové různorodosti, *TMh index* index výškové různorodosti a *B index* index komplexní různorodosti), zdravotní stav (*Mortality* celková úmrtnost), parametry mrtvého dřeva (*Total DW* mrtvé dřevo celkem, *Lying DW* ležící mrtvé dřevo, *Stand DW* stojící mrtvé dřevo) a čas (*Year*). Zkratka příslušnosti plochy: identifikace *TVP\_rok*.

Radiální růst vykazoval negativní korelaci s průměrnou roční mortalitou stromů, průměrnou a maximální koncentrací  $\text{SO}_2$  a  $\text{NO}_x$  a nulovou korelaci s průměrným olistěním živých stromů a průměrnou roční defoliací (Tab. 18). Olistění živých stromů vykazovalo pozitivní korelaci pouze s průměrnou roční defoliací a bez významných vztahů byla s látkami znečišťujícími ovzduší. Průměrná roční mortalita pozitivně korelovala s koncentracemi  $\text{SO}_2$  a  $\text{NO}_x$  a negativně se středním radiálním přírůstkem (Tab. 18).

Tab. 18: Korelační matice popisující interakce mezi růstem, zdravotním stavem a látkami znečišťujícími ovzduší.

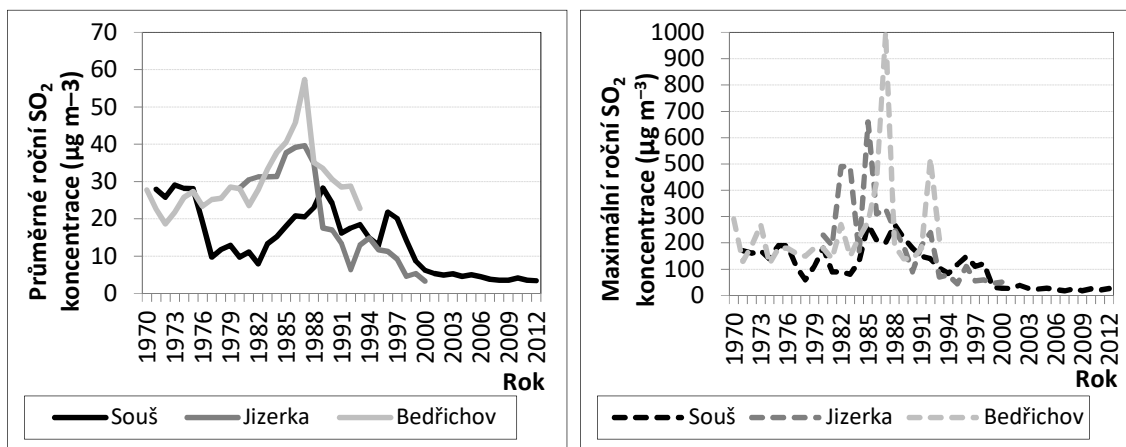
	Ring width	SO <sub>2</sub> mean	SO <sub>2</sub> max.	NO <sub>x</sub> mean	NO <sub>x</sub> max.	Foliage of living trees	Defoliate annual	Mortality annual
<b>Ring width</b>	1.000							
<b>SO<sub>2</sub> mean</b>	<b>-0.822**</b>	1.000						
<b>SO<sub>2</sub> max.</b>	<b>-0.834**</b>	<b>0.943**</b>	1.000					
<b>NO<sub>x</sub> mean</b>	<b>-0.918**</b>	<b>0.806**</b>	<b>0.756**</b>	1.000				
<b>NO<sub>x</sub> max.</b>	<b>-0.767**</b>	<b>0.618**</b>	<b>0.713**</b>	<b>0.675**</b>	1.000			
<b>Foliage</b>	0.176	-0.187	-0.103	-0.378	0.001	1.000		
<b>Defoliate</b>	-0.157	0.144	0.127	0.100	0.085	<b>0.562*</b>	1.000	
<b>Mortality</b>	<b>-0.492*</b>	<b>0.586**</b>	<b>0.511*</b>	<b>0.505*</b>	0.272	-0.284	0.175	1.000

Vysvětlivky: \* Statisticky významné na úrovni  $p < 0.05$ ; \*\* statisticky významné na úrovni  $p < 0.01$

### 5.3. Jizerské hory

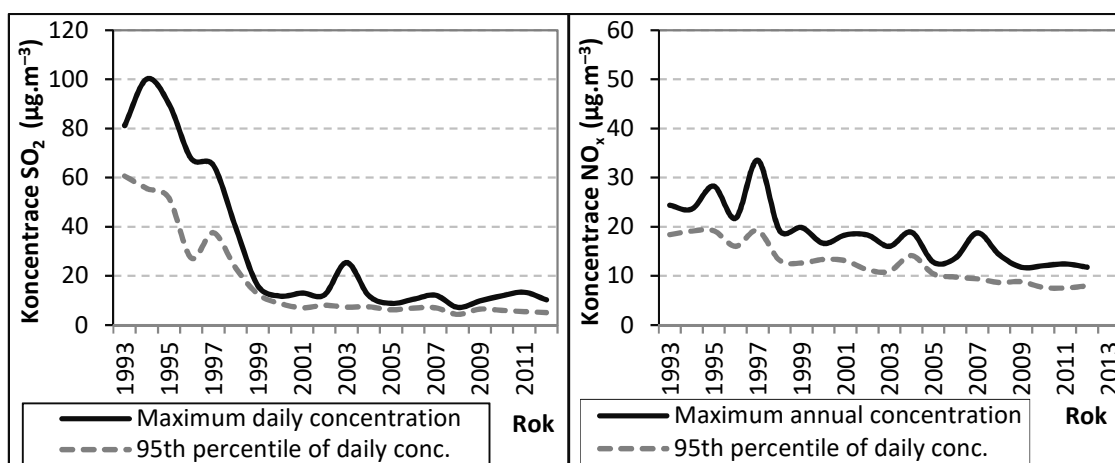
#### 5.3.1. Vývoj imisních a klimatických poměrů

Trend zátěže lesů Jizerských hor oxidem siřičitým je zřejmý z výsledků měření jeho koncentrací ze stanic ČHMÚ Souš a Bedřichov a stanice VÚLHM Jizerka (Obr. 57). Průměrné roční koncentrace SO<sub>2</sub> na sledovaných stanicích kulminovaly v letech 1985–1990, kdy se pohybovaly v rozmezí 19,2–57,4  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  s maximem v Bedřichově v r. 1987. Velmi vysoké maximální roční koncentrace SO<sub>2</sub> na sledovaných stanicích kulminovaly v letech 1982–1992, kdy se pohybovaly v rozmezí 92–1000  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  s maximem v Bedřichově v r. 1987. Od r. 2013 se již v Jizerských horách v důsledku velmi nízkých koncentrací SO<sub>2</sub> a NO<sub>x</sub> neměří.



Obr. 57: Průměrné roční a maximální roční koncentrace SO<sub>2</sub> ze stanic ČHMÚ Souš a Bedřichov a stanice VÚLHM Jizerka.

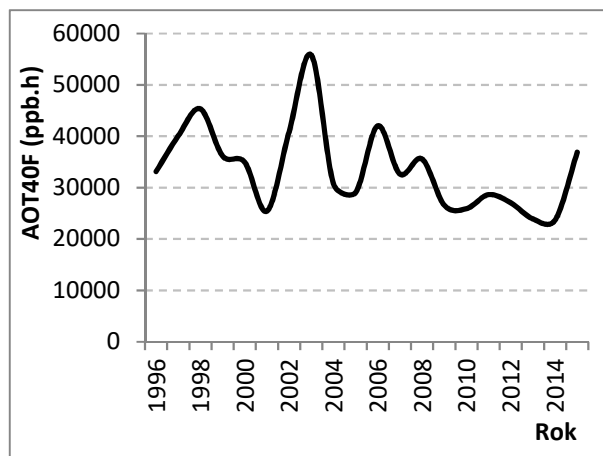
Koncentrace SO<sub>2</sub> a NO<sub>x</sub> ve vegetačním období na stanici Souš jsou znázorněny na Obr. 58. Denní maximální koncentrace SO<sub>2</sub> se snížily od roku 1993 do roku 2012, avšak dramatický pokles nastal až po roce 1999 a poté koncentrace SO<sub>2</sub> zůstaly nízké a mírně kolísaly. Vzorec maximálních ročních koncentrací NO<sub>x</sub> na obou stanicích v letech 1993 až 2012 byl jiný. Na lokalitě Souš byl trend po roce 1997 mírně klesající.



Obr. 58: Trendy koncentrací SO<sub>2</sub> a NO<sub>x</sub> ve vegetačních sezónách (vyjádřené jako 95. percentil denních koncentrací a denních maxim) na lokalitě Souš v µg.m<sup>-3</sup> (data ČHMÚ)

Vývoj expozičního indexu AOT40F pro lesy v letech 1996-2015 je znázorněn na Obr. 59. Koncentrace O<sub>3</sub> byly ve sledovaných letech poměrně vysoké s výrazným vrcholem v roce 2003, který dosáhl hodnoty 55825 ppb.h AOT40F. Též v letech 1997, 1998, 2002 a 2006 tento index přesáhl 40000 ppb.h.





Obr. 59: Trend vývoje expozičního indexu AOT40 (ppb.h) pro blízké porosty stanice Souš v období 1996–2015 (data ČHMÚ).

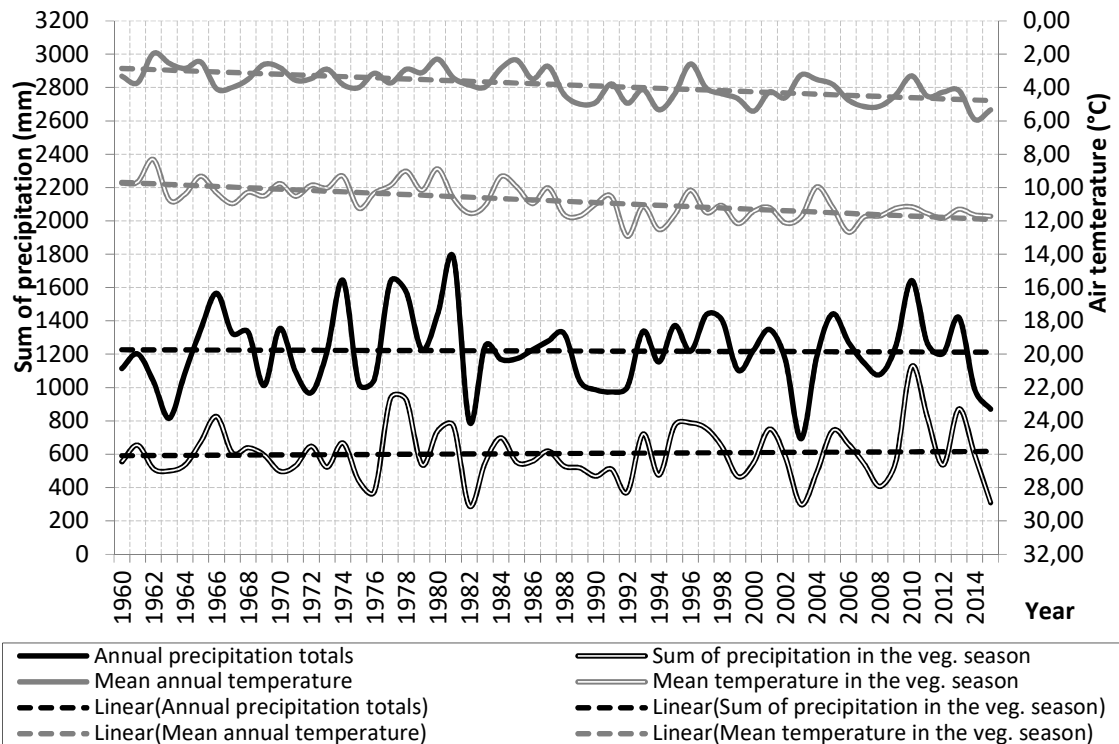
### Klimatické poměry

Zejména pak z dlouhodobých klimatických měření ČHMÚ na stanici Bedřichov vyplývá, že se značně otepluje a dosti klesá i roční úhrn srážek. To má značný negativní dopad na celkovou vodní bilanci studovaných rašelinných a podmáčených smrčín.

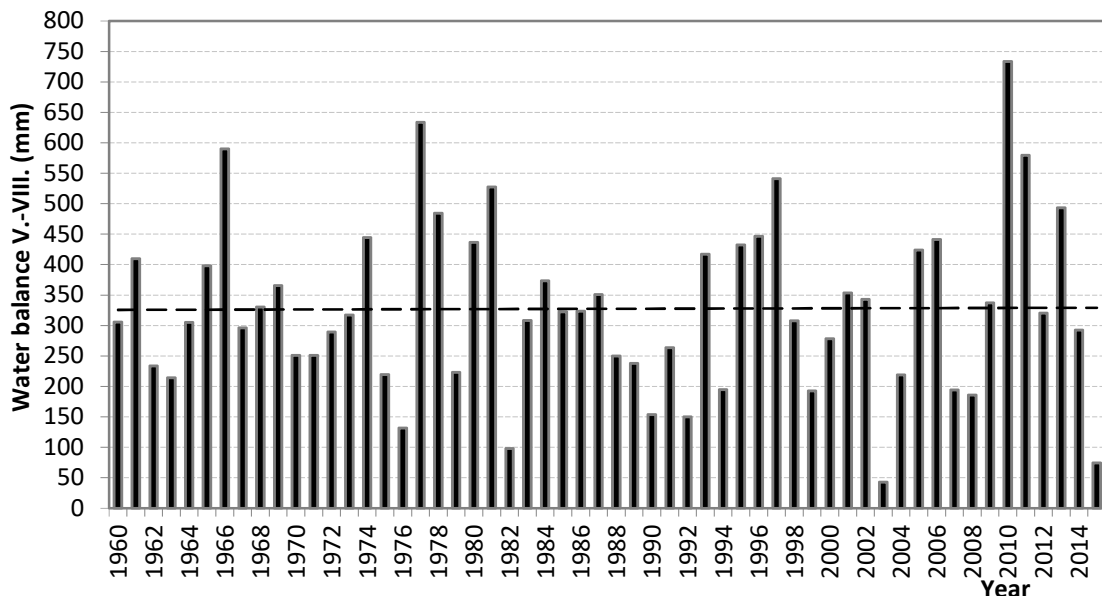
Časový vývoj teplotních a srážkových poměrů je znázorněn na Obr. 60. Z obrázku vyplývá, že průměrné roční teploty v letech 1960–2015 vykazují růstový trend cca 1,9 °C/56 let, za vegetační období růstový trend cca 2,2 °C/56 let. Roční úhrny srážek mírně klesají o 14 mm/56 let a úhrny srážek za vegetační období naopak mírně stoupají o 26 mm/56 let. Zejména pak roční srážkové úhrny jsou v průběhu sledovaných let velmi rozkolísané. Podobně tomu je i u srážkových úhrnů za vegetační období.

Vývoj vláhové bilance v období V.–VIII. na lokalitě Bedřichov (Obr. 61) ukazuje, že v rámci lineárního trendu dochází k nevýraznému nárůstu srážkového přebytku o 3 mm/56 let. Tento trend je ovlivněn především rokem 2010, kdy byla vláhová bilance v pásmu horských smrčín velmi vysoká (2,4krát vyšší než je limitní hodnota). Ve studované lokalitě dosahuje průměrný úhrn srážek za měsíce květen až srpen 504 mm, průměrná roční suma pak 1219 mm srážek. Je zřejmé, že pro smrčkové porosty s výjimkou let 1982, 2003 a 2015 se ve sledovaném období formovaly relativně příznivé vlhkostní poměry. Sumy srážek za měsíce V.–VIII. přesahují limitní hodnotu 300 mm. V letech 1982, 2003 a 2015 došlo v letním období k výraznému snížení srážek. Tento pokles vyvolal v celé oblasti Jizerských hor vlhkostní stres. Suma srážek za měsíce květen až srpen tehdy poklesla o 25, 80 a 48 mm pod uznávaný limit 300 mm a byla příčinnou výrazného vlhkostního stresu. Relativně sušší (srážkově výrazně

podnormální) byly ve sledovaném období roky 1963, 1972, 1982, 1990, 1991, 2003, 2014 a 2015, kdy roční úhrn srážek byl pod 1000 mm.



Obr. 60: Vývoj průměrné roční teploty, teploty vegetačního období, ročního úhrnu srážek a úhrnu srážek za vegetační období na stanici Bedřichov v letech 1960–2015 (data od ČHMÚ).



Obr. 61. Vývoj vláhové bilance v lokalitě Bedřichov v letech 1960–2015 (data od ČHMÚ a VÚLHM).

### 5.3.2. Struktura a vývoj porostů

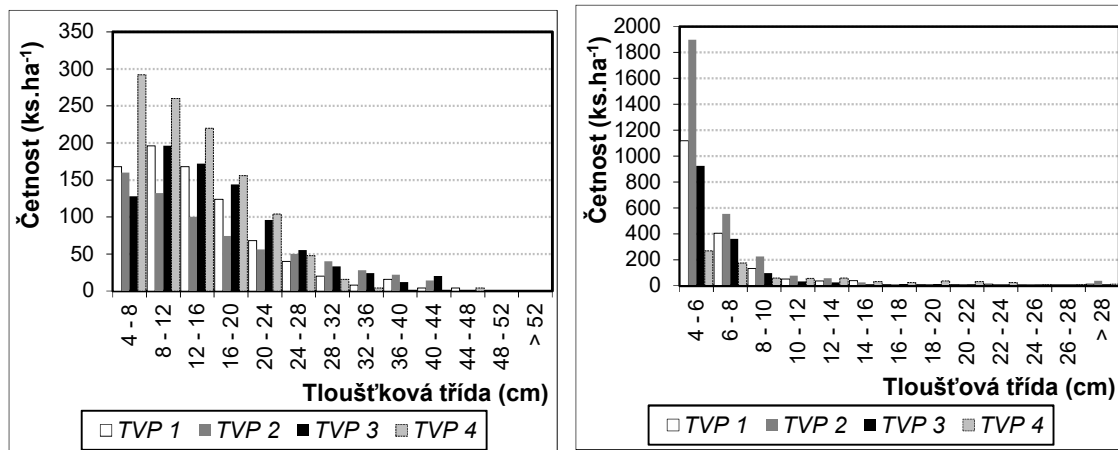
Přehled základních porostních charakteristik je uveden v Tab. 19. Počty živých stromů ( $DBH \geq 4$  cm) ve stromovém patře se na TVP v r. 1980 pohybovaly mezi 676–1104 ks.ha<sup>-1</sup>, v r. 1990 to bylo 52–196 ks.ha<sup>-1</sup>, v r. 2000 116–300 ks.ha<sup>-1</sup> a v r. 2015 796–2892 ks.ha<sup>-1</sup>. Tomu odpovídá i relativní hustota porostu (SDI), která se u živých jedinců stromového patra v r. 1980 pohybovala v rozmezí 0,33–0,45, v r. 1990 to bylo 0,02–0,09, v r. 2000 0,03–0,13 a v r. 2015 0,15–0,29. Též průměrná kruhová základna se v rámci jednotlivých sledovaných období na TVP též výrazně liší. V r. 1980 se pohybovala v rozmezí 16,8–23,9 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup>, v r. 1990 to bylo 0,7–4,7 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup>, v r. 2000 1,4–6,6 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup> a v r. 2015 5,5–10,2 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup>. Též zásoby jsou v jednotlivých obdobích dosti odlišné. V r. 1980 se pohybovala v rozmezí 84–139 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>, v r. 1990 to bylo 3–23 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>, v r. 2000 5–31 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup> a v r. 2015 10–37 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>. Ve srovnání s rokem 1980 byla zásoba živých stromů po imisně ekologické disturbanci v r. 1990 výrazně nižší (3,6–16,5 %) a v r. 2015 již díky reprodukčním a regeneračním procesům dosáhla 11,9–26,6 % zásoby v r. 1980. V průběhu disturbance poklesly i objemy středního kmene. V r. 1980 se pohyboval v rozmezí 0,076–0,205 m<sup>3</sup>, v r. 1990 to bylo 0,054–0,117 m<sup>3</sup>, v r. 2000 0,038–0,102 m<sup>3</sup> a v r. 2015 0,006–0,047 m<sup>3</sup>.

Tab. 19: Přehled základních biometrických charakteristik živých jedinců smrku ztepilého na TVP 1–4 v přepočtu na 1 ha.

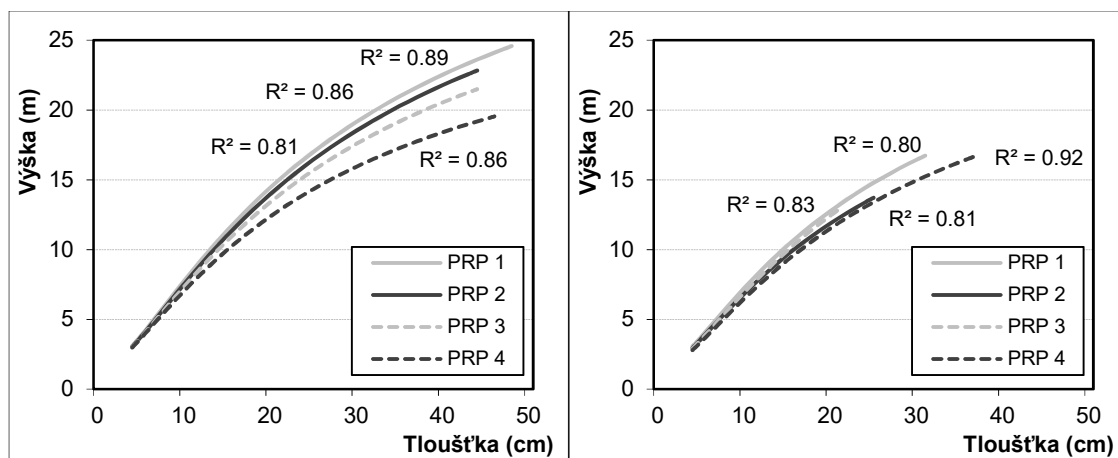
TVP	Rok	Hlavní porost - živé stromy											
		t	d <sub>1,3</sub>	h	v	N	G	V	CBP	CPP	CC	CP	SDI
1	1980	95	17.1	10.52	0.147	732	16.8	108	3.8	1.76	75.7	1.42	0.33
	1990	98	14.8	10.03	0.080	88	1.5	7	0.5	0.45	6.4	0.07	0.03
	2000	96	13.2	8.39	0.057	192	2.6	11	0.8	0.56	22.5	0.26	0.06
	2015	91	7.2	4.65	0.010	1832	7.5	18	2.6	0.58	54.9	0.80	0.21
2	1980	100	19.5	11.19	0.205	676	20.2	139	4.3	1.60	74.1	1.35	0.37
	1990	84	13.3	8.95	0.055	80	1.1	4	0.5	0.43	3.9	0.04	0.02
	2000	79	11.8	7.74	0.038	220	2.4	8	0.8	0.49	15.8	0.17	0.05
	2015	71	6.7	4.36	0.006	2892	10.2	17	2.9	0.55	63.2	1.00	0.29
3	1980	84	18.6	10.53	0.155	880	23.9	136	5.0	1.96	85.9	1.96	0.45
	1990	78	13.4	8.96	0.054	52	0.7	3	0.3	0.57	3.2	0.03	0.02
	2000	71	12.4	8.58	0.045	116	1.4	5	0.5	0.57	8.5	0.09	0.03
	2015	66	6.9	4.38	0.007	1484	5.5	10	2.0	0.57	38.4	0.48	0.15
4	1980	55	14.5	8.43	0.076	1104	18.3	84	5.0	1.81	82.1	1.72	0.38
	1990	56	17.5	10.22	0.117	196	4.7	23	1.3	1.04	12.9	0.14	0.09
	2000	66	16.7	9.41	0.102	300	6.6	31	1.5	1.05	26.0	0.30	0.13
	2015	71	12.4	5.74	0.047	796	9.5	37	2.4	1.00	41.7	0.54	0.21

Vysvětlivky: t – průměrný věk porostu; d – průměrná výčetní tloušťka (cm); h – střední porostní výška (m); v – průměrný objem stromu (m<sup>3</sup>); N – počet stromů na 1 ha; G – výčetní kruhová základna (m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup>); V – objem porostu (m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>); CBP – celkový běžný přírůst (m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup> rok<sup>-1</sup>); CPP – celkový průměrný přírůst (m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup> rok<sup>-1</sup>), CC - zápoj (%), CP – plocha projekce (ha), SDI – index hustoty porostu.

Tloušťkové četnosti stromového patra a vztah výčetní tloušťky k výšce stromů na jednotlivých TVP jsou znázorněny na Obr. 62 a Obr. 63. Rozdělení tloušťkových tříd je na sledovaných plochách v r. 1980 a 2015 výrazně levostranné. V r. 2015 pak dokumentuje značný obnovní potenciál, který je z hlediska vysokého zastoupení jedinců v prvních dvou tloušťkových třídách velmi výrazný, čímž vzniká pro rašelinné smrčiny netypická distribuce tloušťkových tříd. Ze vztahu výčetní tloušťky a výšky stromů na jednotlivých TVP jsou patrné rozdíly mezi TVP 1–4 v r. 1980 a 2015, kdy po imisně ekologické disturbranci došlo k odumření převážně úrovnňových a nadúrovnňových stromů. Tím došlo k výraznému poklesu hodnot výčetních tlouštěk a výšek stromů.



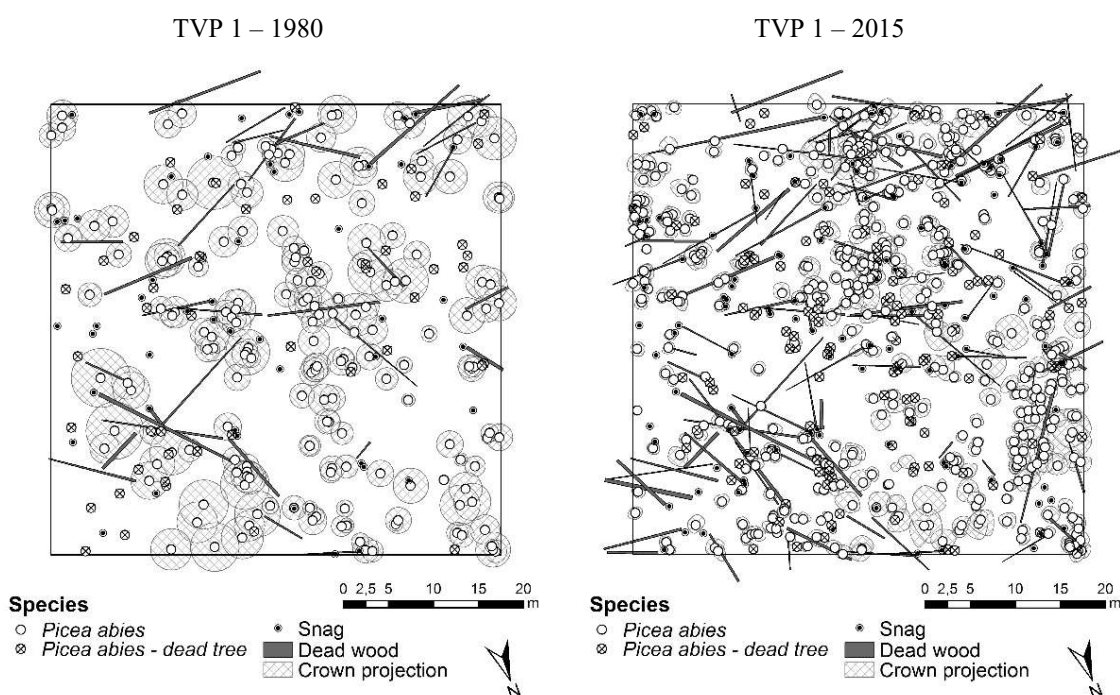
Obr. 62: Histogram tloušťkových tříd ve smrčkovém porostu na jednotlivých TVP v r. 1980 (vlevo) a 2015 (vpravo).



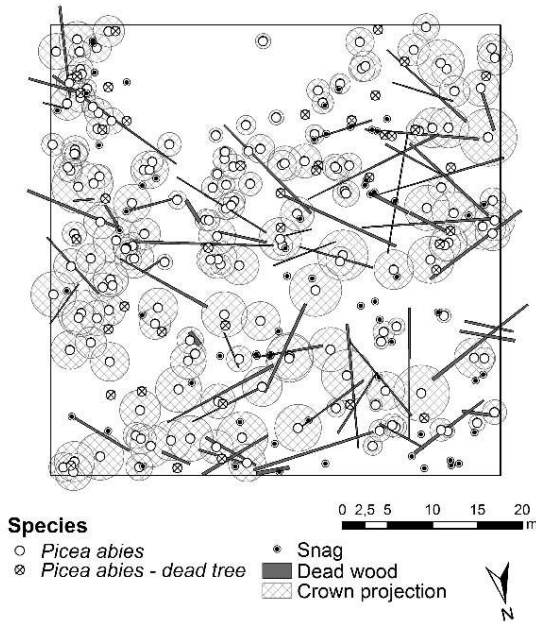
Obr. 63: Vztah mezi výčetní tloušťkou a výškou stromů v rašelinných smrčinách na TVP 1–4 v r. 1980 (vlevo) a 2015 (vpravo).

Horizontální struktura stromového patra na TVP 1–4 je situačně znázorněna na Obr. 64, kde jsou patrné i padlé kmeny, jejichž množství je výrazně vyšší po imisněkologické disturbanci. Horizontální struktura stromového patra je pomocí strukturálních indexů zachycena v Tab. 20. Podle zjišťovaných strukturálních indexů se na všech plochách převažuje shlukovité rozmístění. Výjimkou je TVP 3 v r. 1980, kde se podle všech indexů vyskytuje pravidelné rozmístění. Na TVP 1–3 se mezi léty 1980 až 2015 míra shlukovitosti zvyšuje a na TVP 4 mírně snižuje.

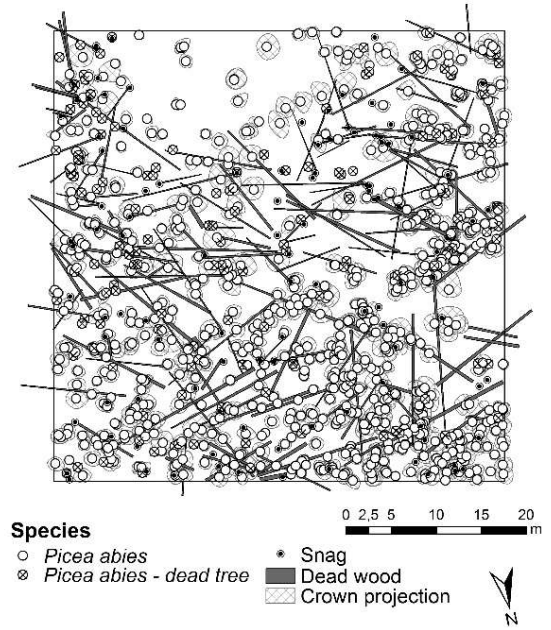
Horizontální struktura živých jedinců stromového patra smrku na TVP 1–4 se dle L-funkce v r. 1980 pohybuje převážně při hranicích náhodnosti až shlukovitosti, pouze na TVP 1 a 4 je do rozestupu 3 m shlukovitá (Obr. 67). V r. 2015 je již na TVP 1 a 2 shlukovité rozmístění stromů, na TVP 4 je však pouze do rozestupu 2 m a ve zbývajících případech se jedná o hranici mezi shlukovitým a náhodným rozmístěním.



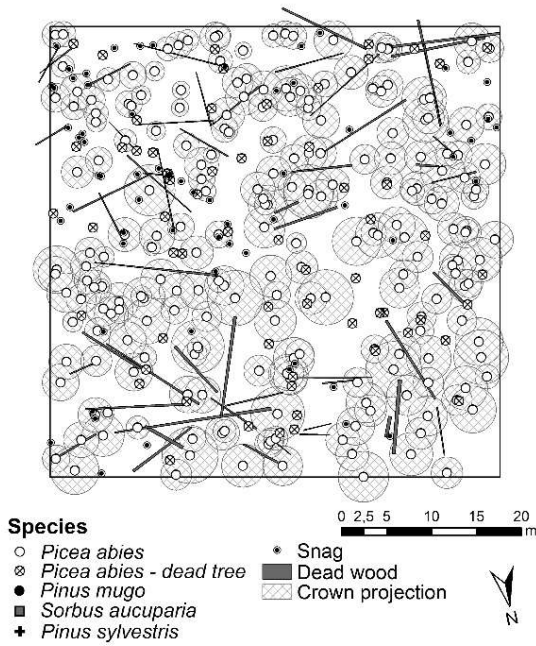
TVP 2 – 1980



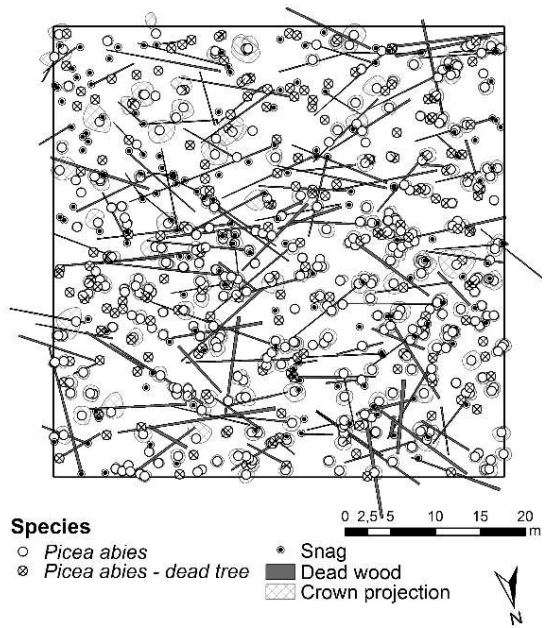
TVP 2 – 2015

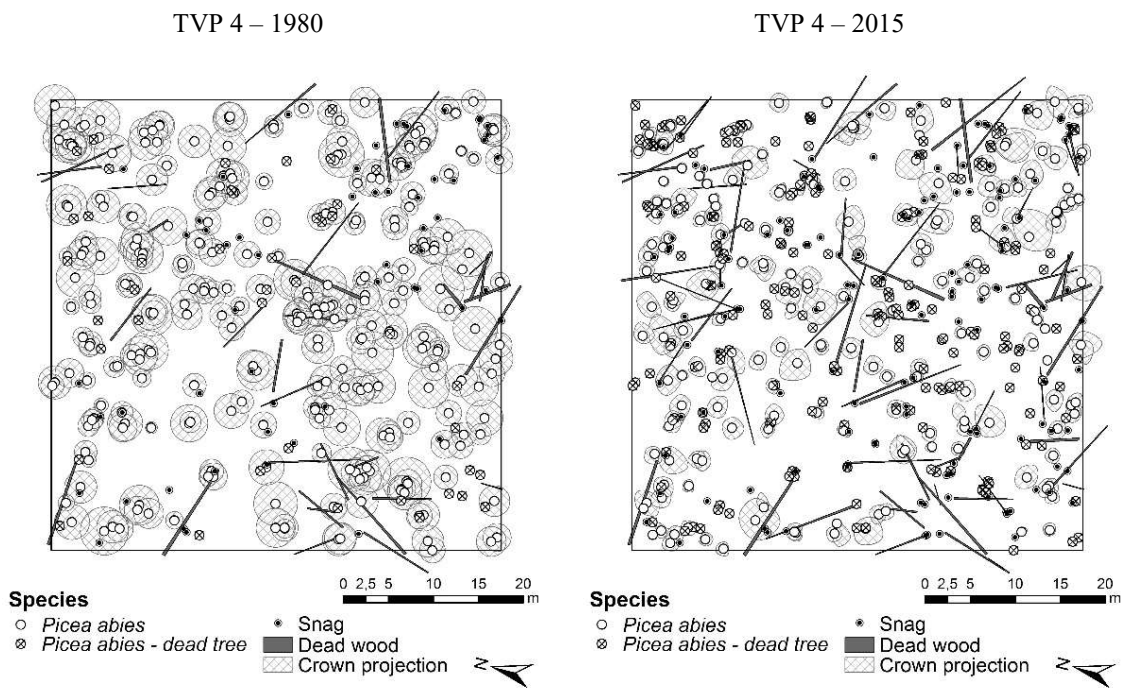


TVP 3 – 1980

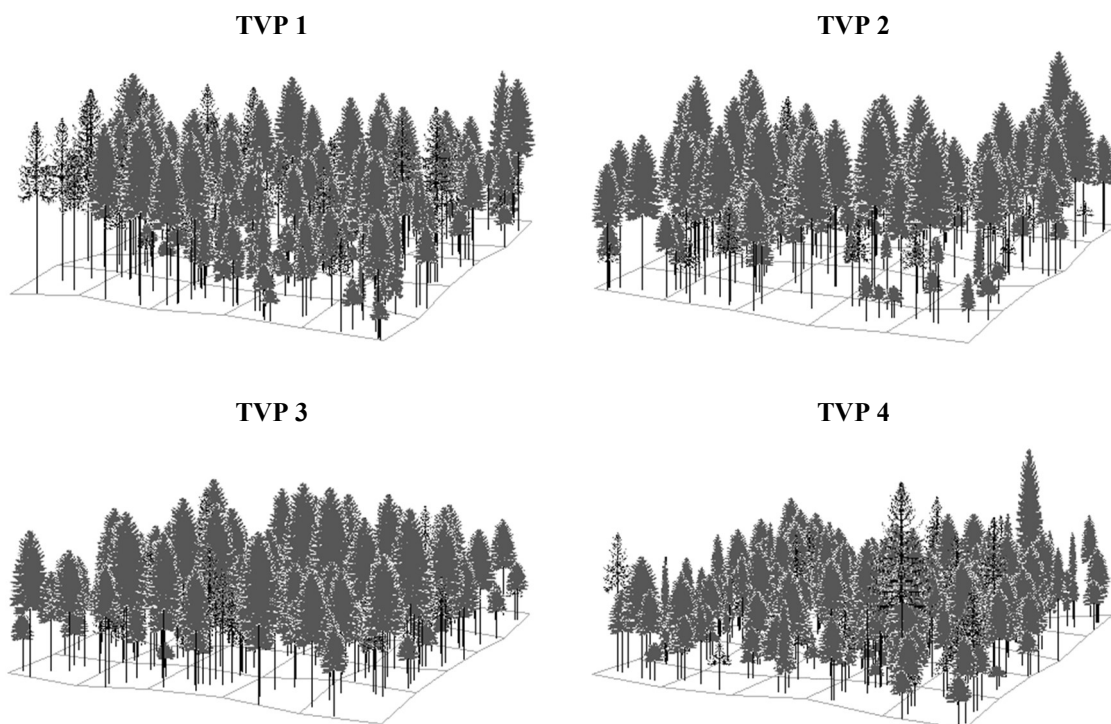


TVP 3 – 2015

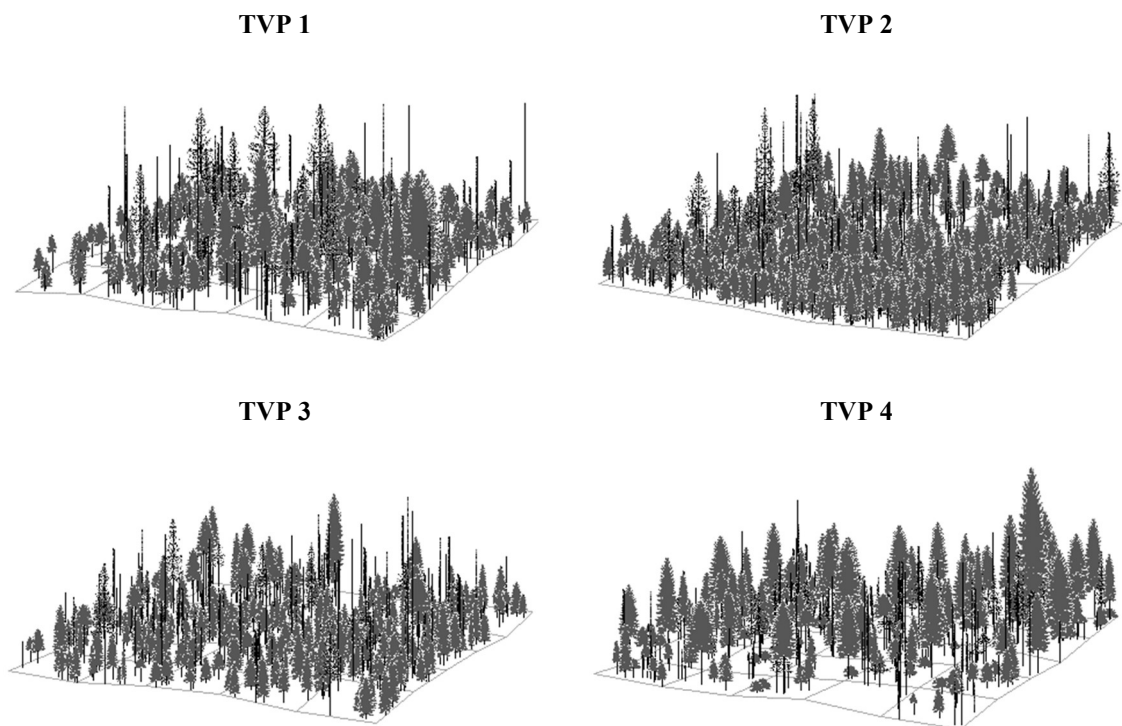




Obr. 64: Mapa horizontální struktury porostu na TVP 1–4 v r. 1980 a 2015.



Obr. 65: Vertikální struktura rašelinných smrčín na TVP v r. 1980.

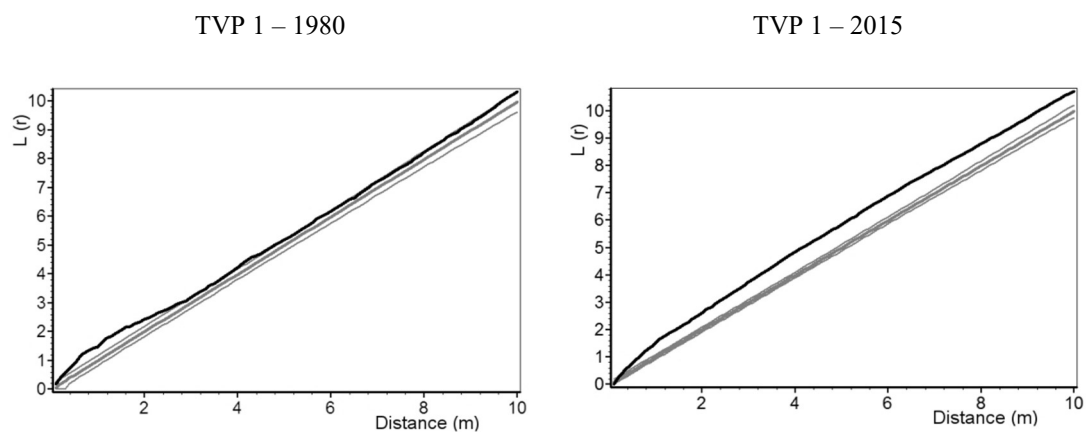


Obr. 66: Vertikální struktura rašelinných smrčín na TVP v r. 2015.

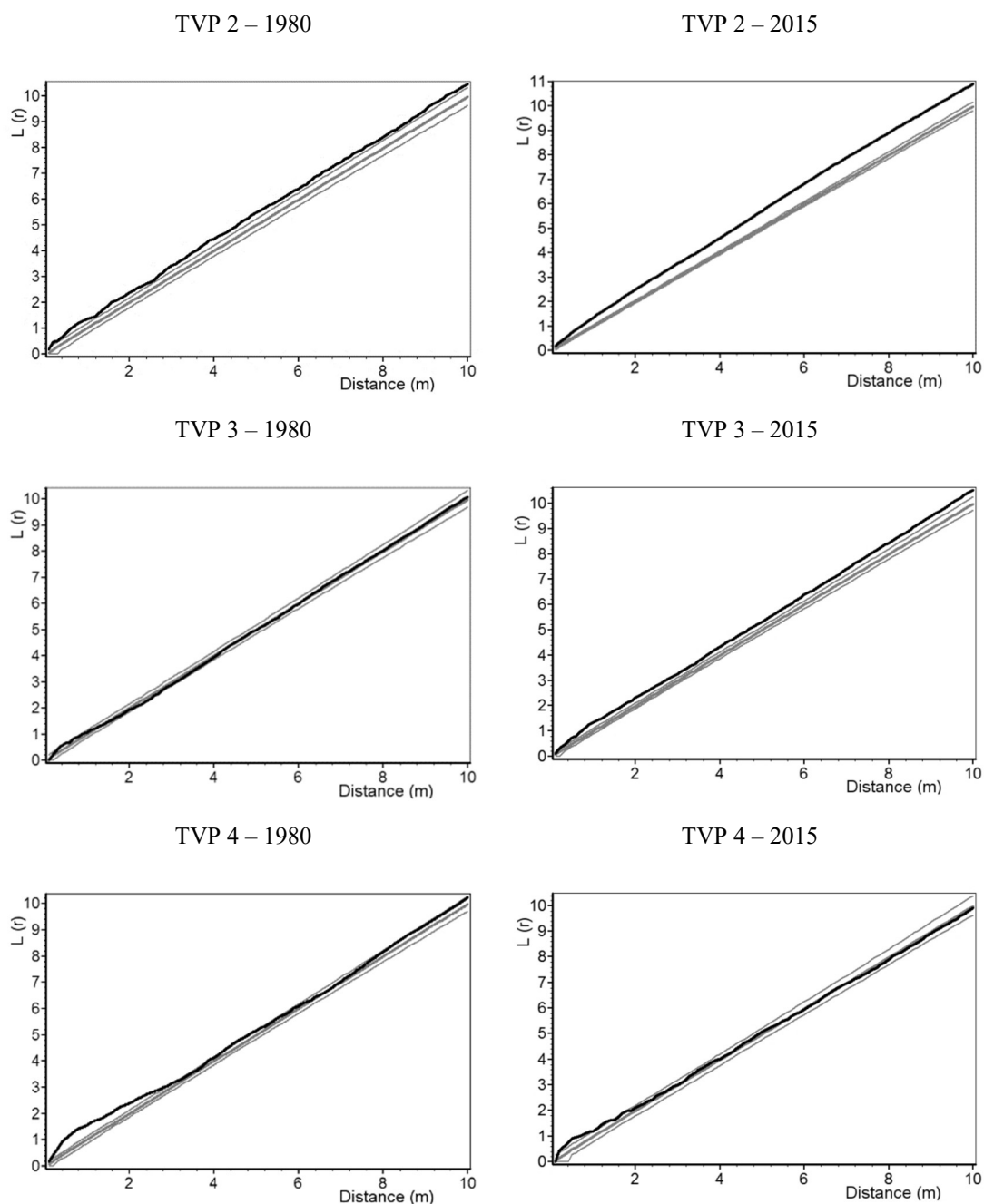
Tab. 20: Indexy popisující horizontální strukturu živých stromů smrkového porostu v r. 1980 a 2015.

Index	Rok	TVP 1	TVP 2	TVP 3	TVP 4
Hopkins–Skellam	1980	0,611*	0,594*	0,475	0,658*
	2015	0,674*	0,682*	0,580*	0,573*
Pielou–Mountford	1980	1,342*	1,421*	0,979	1,350*
	2015	1,750*	1,809*	1,288*	1,249
Clark–Evans	1980	0,842*	0,890*	1,013	0,726*
	2015	0,831*	0,833*	0,886*	0,917*
David–Moore	1980	0,513*	0,354*	-0,095	0,503*
	2015	2,313*	2,998*	0,701*	0,193

\* statisticky významné







Obr. 67: Horizontální struktura živých stromů autochtonných rašelinných smrčín vyjádřená L- funkcí na TVP 1–4.

### 5.3.3. Odumřelé dřevo

Celkový objem odumřelého dřeva na TVP 1–4 se v roce 1980 pohyboval v rozmezí  $39,3\text{--}68,6 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ , v r. 1990 to bylo  $105,0\text{--}226,9 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ , v r. 2000  $91\text{--}226,9 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$  a v r. 2015  $85,4\text{--}225,3 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$  (Tab. 21, Tab. 22). Z toho bylo v r. 1980 v průměru 39,4 % stojícího dřeva, v r. 1990 to bylo 68,3 %, v r. 2000 52,7 % a v r. 2015 37,7 %, v celkovém průměru za sledované období to bylo 49,5 %. U stojícího odumřelého dřeva v prvním období po imisně ekologické disturbanci převažoval stupeň rozkladu 1 a

později pak stupeň 3 (Tab. 21). Naproti tomu u odumřelého ležícího dřeva v průběhu celého sledovaného období převládal stupeň rozkladu 4 a 5 (Tab. 22).

Horizontální struktura odumřelých stojících stromů je uvedena v Tab. 23 a pomocí L-funkce znázorněna na Obr. 68. Podle všech čtyř sledovaných indexů jsou odumřelé stojící stromy na TVP 1–4 v r. 2015 rozmístěny shlukovitě, pouze na TVP 3 dle Hopkins–Skellamova indexu náhodně. Dle L-funkce jsou odumřelé stojící stromy z poloviny rozmístěny shlukovitě, a to převážně při menším rozestupu (na TVP 1 do 5 m a od 9 do 10 m, TVP 2 do 8 m, TVP 3 do 1 m a TVP 4 do 5 m). Ve zbývajících případech se jedná o náhodné rozmístění.

Tab. 21: Zastoupení objemu stojícího odumřelého dřeva dle tříd rozkladu v m<sup>3</sup> v přepočtu na 1 ha na TVP 1–4.

TVP	Rok	Stupeň rozkladu				Σ
		1	2	3	4	
1	1980	0,6	6,7	6,9	8,6	<b>22,8</b>
	1990	84,3	7,1	8,6	17,2	<b>117,2</b>
	2000	23,2	31,3	26,1	9,1	<b>89,7</b>
	2015	0,2	11,5	48,5	6,4	<b>66,6</b>
2	1980	0,2	3,4	4,1	8,5	<b>16,2</b>
	1990	116,0	8,2	6,3	12,1	<b>142,6</b>
	2000	18,7	46,3	19,8	17,3	<b>102,1</b>
	2015	0,1	6,8	33,0	27,4	<b>67,3</b>
3	1980	0,5	3,2	7,9	11,6	<b>27,2</b>
	1990	102,8	22,3	12,7	16,0	<b>153,8</b>
	2000	21,1	20,4	36,5	29,9	<b>107,9</b>
	2015	0,7	2,6	34,3	28,5	<b>66,0</b>
4	1980	0,6	6,7	6,3	7,8	<b>21,4</b>
	1990	48,9	12,6	5,9	10,8	<b>78,2</b>
	2000	18,1	22,5	6,3	9,8	<b>56,7</b>
	2015	1,5	5,3	28,6	7,2	<b>42,6</b>

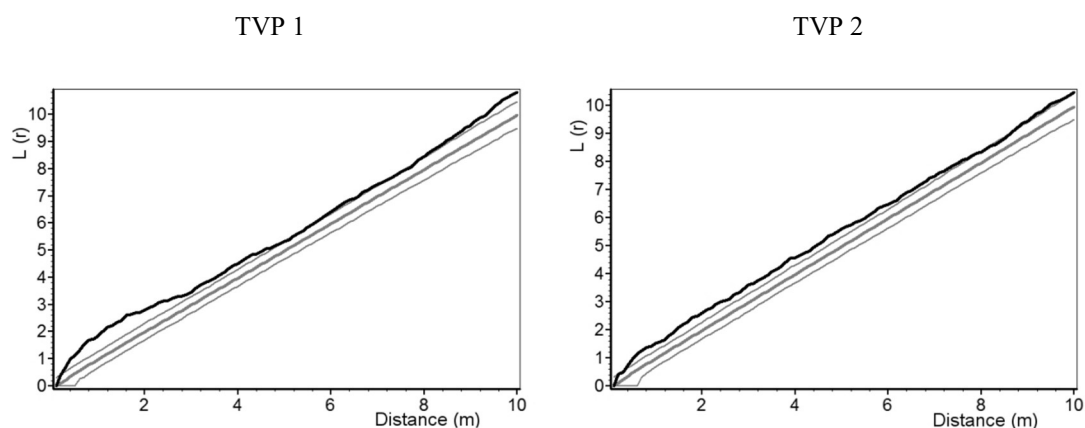
Tab. 22: Zastoupení objemu ležícího odumřelého dřeva dle tříd rozkladu v m<sup>3</sup> v přepočtu na 1 ha na TVP 1–4.

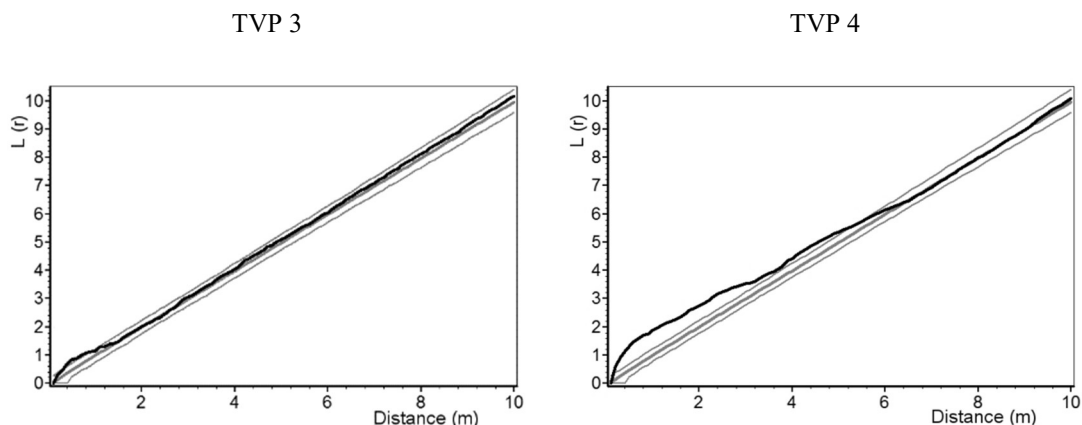
TVP	Rok	Stupeň rozkladu					Celkem
		1	2	3	4	5	
1	1980	0,2	2,5	5,2	11,3	13,3	<b>32,5</b>
	1990	13,7	12,9	8,3	5,1	10,1	<b>50,1</b>
	2000	2,1	6,3	7,8	23,9	38,2	<b>78,3</b>
	2015	0,0	4,1	14,7	38,8	41,9	<b>99,4</b>
2	1980	5,8	6,3	6,4	12,7	21,2	<b>52,4</b>
	1990	11,2	13,7	16,9	18,8	33,7	<b>84,3</b>
	2000	1,5	6,2	17,8	42,3	57,0	<b>124,8</b>
	2015	0,1	1,1	14,4	59,0	83,5	<b>158,0</b>
3	1980	0,3	2,8	4,3	12,7	11,7	<b>31,8</b>
	1990	6,9	8,3	9,8	23,5	18,4	<b>66,9</b>
	2000	1,1	5,8	17,9	32,3	25,2	<b>82,3</b>
	2015	0,0	4,4	16,8	37,5	44,3	<b>103,0</b>
4	1980	0,0	1,4	5,3	6,2	5,0	<b>17,9</b>
	1990	3,3	6,1	7,2	6,1	4,1	<b>26,8</b>
	2000	0,8	2,9	5,3	8,2	17,1	<b>34,3</b>
	2015	0,0	4,4	1,6	9,0	27,9	<b>42,8</b>

Tab. 23: Indexy popisující horizontální strukturu odumřelých stojících stromů ve smrkových porostech na TVP 1–4 v r. 1980 a 2015.

Index	TVP							
	1		2		3		4	
	1980	2015	1980	2015	1980	2015	1980	2015
Hopkins–Skellam	0.498	0.701*	0.494	0.662*	0.548	0.508	0.578	0.666*
Pielou–Mountford	1.587	1.681*	1.143	1.736*	1.356	1.032	1.421	1.477*
Clark–Evans	1.071	0.757*	1.092	0.871*	1.064	0.968	0.961	0.716*
David–Moore	0.168	0.490*	0.111	0.412*	-0.193	0.189	0.346*	0.736*

\* statisticky významné





Obr. 68: Horizontální struktura odumřelých stojících stromů autochtonních rašelinných smrčín vyjádřená L-funkcí na TVP 1–4 v r. 2015.

#### 5.3.4. Biodiverzita porostů

Indexy charakterizující diverzitu stromového patra na TVP 1–4 jsou uvedeny v Tab. 24. Vertikální struktura byla dle Arten profil indexu v r. 1980 velmi silně rozrůzněná až výběrná ( $A = 0.829–0.941$ ). V průběhu vývoje pak došlo k jejímu poklesu na středně až velmi silně rozrůzněnou strukturu. Tloušťková diferenciace struktury podle práce Fuldner (1995) byla v r. 1980 střední ( $TM_d = 0.373–0.399$ ) a v průběhu sledovaných let se měnila jen minimálně. Výšková diferenciace podle práce Fuldner (1995) byla v r. 1980 střední ( $TM_h = 0.338–0.389$ ) a v průběhu sledovaných let se příliš neměnila. Korunová diferenciace byla v r. 1980 převážně střední ( $K = 1.741–2.403$ ) a v průběhu sledovaných let docházelo k jejímu nárůstu až na vysokou diferenciaci. Celková diverzita podle práce Jaehne a Dohrenbusch (1997) na TVP 1–4 značí v r. 1980 převážně rovnoměrnou výstavbu ( $B = 5.353–6.033$ ) a v průběhu sledovaných let docházelo k jejímu nárůstu až na nerovnoměrnou výstavbu.

Tab. 24: Přehled základních charakteristik biodiverzity porostů na TVP 1–4.

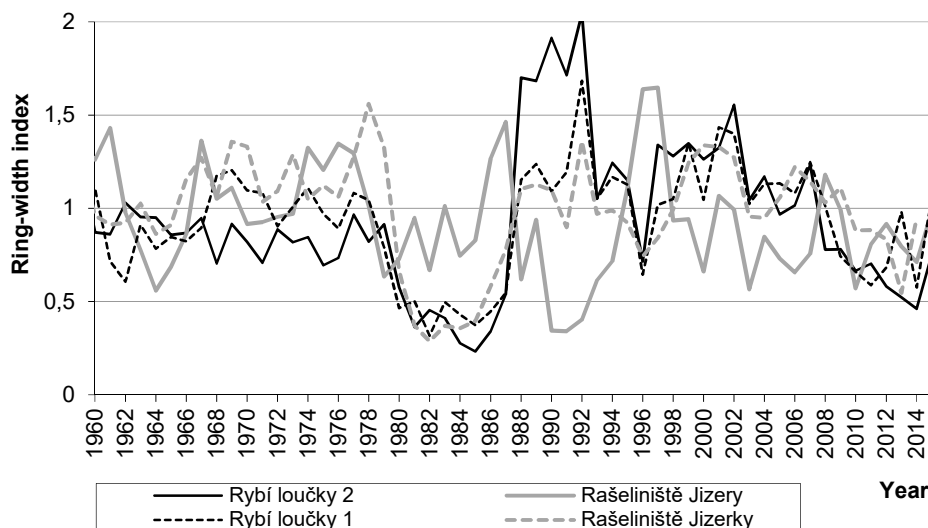
TVP	Rok	Indexy				
		A (Pri)	B (J&Di)	$TM_d$ (Fi)	$TM_h$ (Fi)	K (J&Di)
1	1980	0,930	6,033	0,389	0,374	2,403
	1990	0,909	6,665	0,396	0,445	2,972
	2000	0,896	6,657	0,357	0,388	2,979
	2015	0,816	6,734	0,342	0,319	2,979
2	1980	0,941	5,731	0,396	0,371	2,102
	1990	0,540	6,707	0,395	0,368	2,963
	2000	0,599	6,721	0,406	0,371	2,971
	2015	0,522	6,726	0,319	0,295	2,971

3	1980	0,918	5,353	0,373	0,338	1,741
	1990	0,449	6,730	0,359	0,414	2,966
	2000	0,474	6,736	0,381	0,406	2,970
	2015	0,436	6,748	0,368	0,337	2,973
4	1980	0,829	5,732	0,399	0,389	2,004
	1990	0,730	7,746	0,396	0,447	3,973
	2000	0,690	7,755	0,387	0,416	3,976
	2015	0,652	7,776	0,401	0,414	3,978

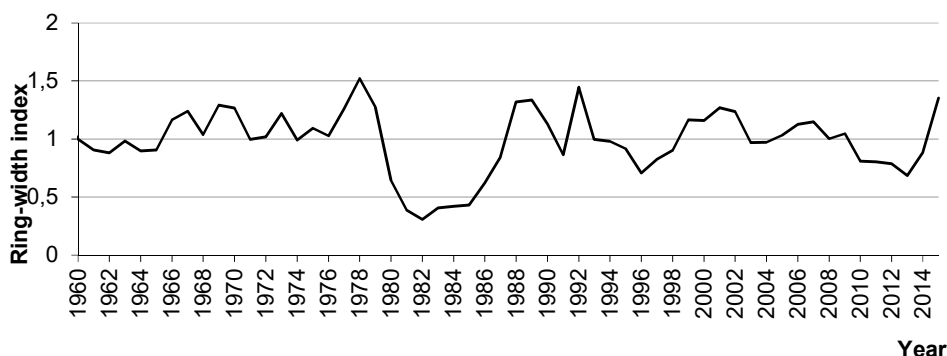
Vysvětlivky: A – Arten-profil index, B – index porostní proměnlivosti,  $TM_d$  – index tloušťkové diferenciace,  $TM_h$  – index výškové diferenciace, K – index korunové diferenciace.

### 5.3.5. Radiální růst porostů a jeho vztahy ke klimatu

Výsledky letokruhových analýz z jednotlivých TVP 1–4 jsou uvedeny na Obr. 69 a za všechny TVP celkem na Obr. 70. Z těchto obrázků je patrná velmi silná růstová deprese v letech 1979–1987, která byla způsobena synergismem imisí, klimatu a žíru kůrovců. K další výraznější růstové depresi došlo v r. 1996, což byl rok s extrémně nízkými teplotami. Výrazná růstová deprese byla i v letech 2009–2014, která je dána především klimatickými extrémy (markantní pokles srážek a nárůst teploty). Růstově výrazně negativními byly roky 1980, 1981, 1982, 1983, 1984, 1985, 1994 a 1996.

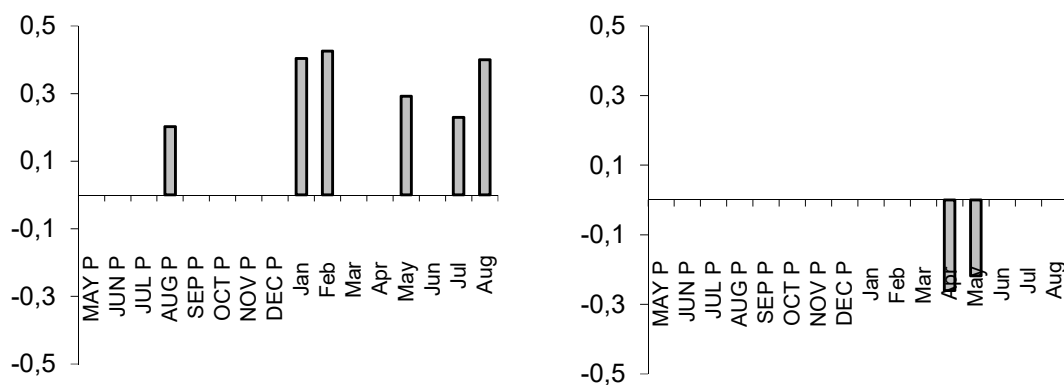


Obr. 69: Standardizovaná průměrná stanovištní chronologie smrku ztepilého z jednotlivých TVP 1–4 z let 1960–2015 vyjádřena letokruhovým indexem.



Obr. 70: Standardizovaná průměrná stanovištní chronologie smrku ztepilého z TVP 1–4 dohromady z let 1960–2015 vyjádřena letokruhovým indexem. Letokruhová chronologie rašelinných smrčín v Jizerských horách vyjádřena letokruhovým indexem

Průměrný tloušťkový přírůst v letech 1960-2015 pozitivně koreloval s teplotou v srpnu předcházejícího roku ( $r = 0,20$ ) a pozitivně s teplotou v lednu, únoru, květnu, červenci a srpnu aktuálního roku ( $r = 0,40, 0,43, 0,29, 0,23$  a  $0,40$ ). Kromě toho byl radiální růst v negativní korelaci se srážkami v dubnu a v květnu aktuálního roku ( $r = -0,26$  a  $-0,22$ ; Obr. 71).

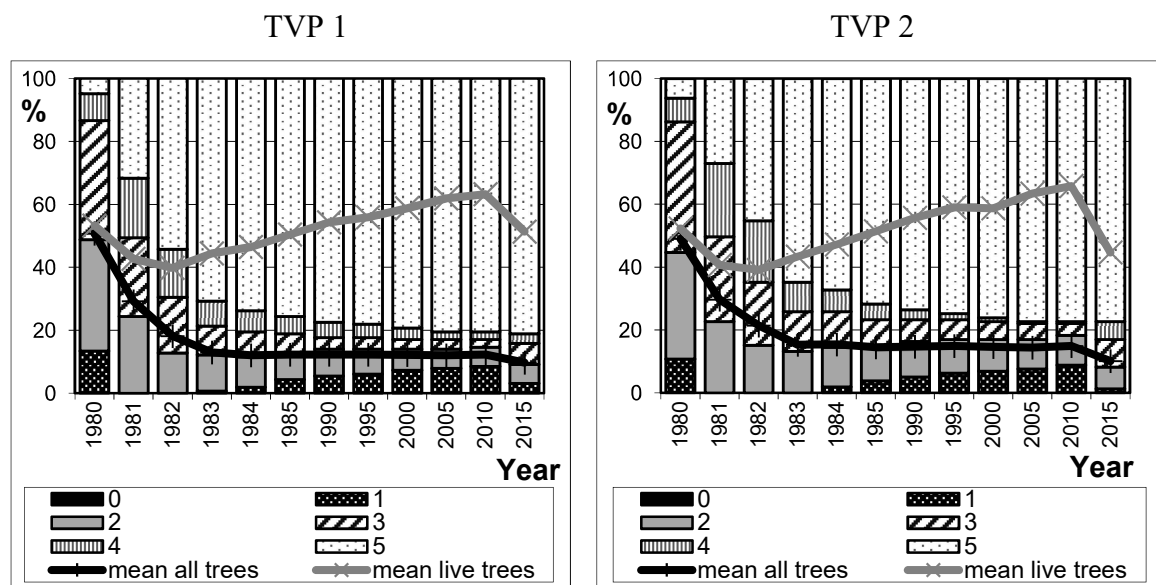


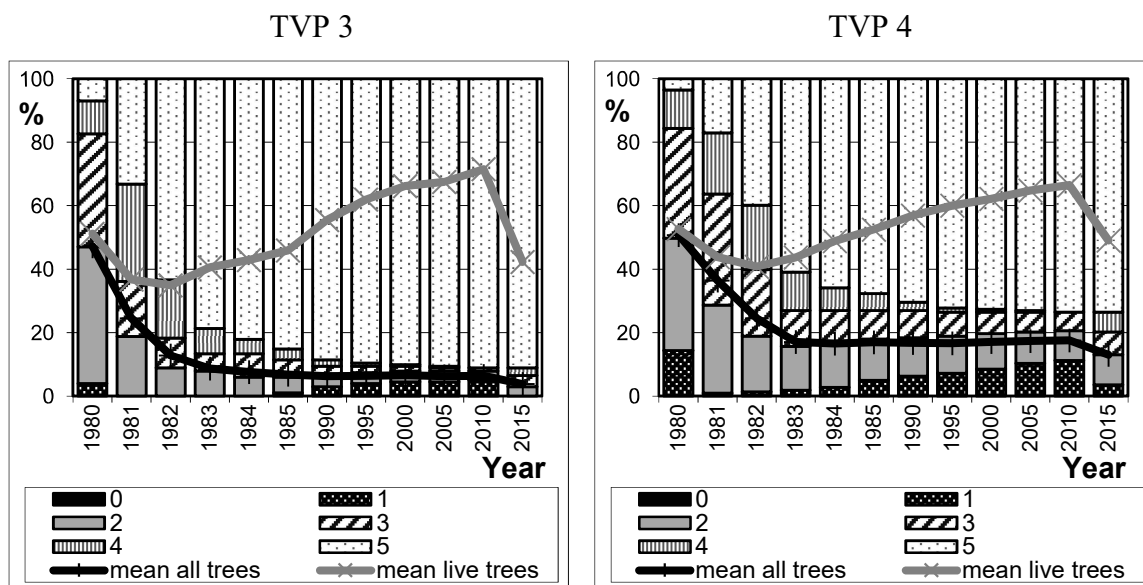
Obr. 71: Dendroklim – koeficienty korelace regionální chronologie indexu letokruhů s průměrnou měsíční teplotou (na obrázku vlevo) a úhrnem srážek (obrázek vpravo) od května do prosince minulého roku (velká písmena) a od ledna do srpna daného roku (malá písmena) v letech 1960–2015 na TVP 1–4 dohromady. Zobrazeny jsou pouze korelační koeficienty statisticky významných hodnot ( $\alpha = 0,05\%$ ).

### 5.3.6. Zdravotní stav porostů podle olistění

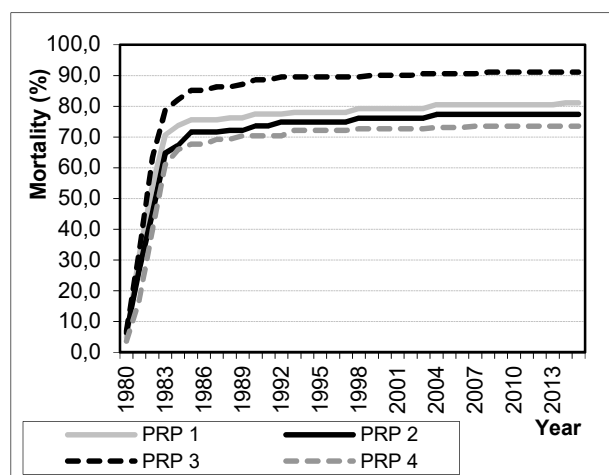
Vývoj průměrného olistění a stupňů odlistění jednotlivých stromů smrku na TVP 1–4 v Jizerských horách v letech 1980–2015 je diferencovaně podle ploch znázorněn na Obr. 72. Průměrné olistění a podíl stupňů defoliace stromů v rašelinné smrčíně na TVP

1–4 u smrku zteplého v r. 1980 charakterizuje stav porostu v první fázi poškození porostu (průměrné olistění živých stromů a mortalita: na TVP 1 53,3 % a 4,9 %, na TVP 2 52,3 % a 6,3 %, na TVP 3 51,2 % a 6,9 % a na TVP 4 52,7 % a 3,6 %, a to u růstově silně potlačených jedinců na nejhlubší rašelině). V letech 1981–1983 pak dochází k výraznému poklesu olistění. Tento pokles je v r. 1981 strmý (průměrná roční defoliace živých stromů a mortalita: na TVP 1 10,6 % a 26,8 %, TVP 2 11,6 % a 20,7 %, na TVP 3 14,5 % a 26,3 % a na TVP 4 8,9 % a 13,4 %, a to převážně u nadúrovňových a úrovňových stromů). V r. 1982 byl již tento trend mírnější (průměrná roční defoliace živých stromů a roční mortalita: na TVP 1 2,9 % a 22,6 %, na TVP 2 1,6 % a 18,3 %, na TVP 3 1,8 % a 30,2 % a na TVP 4 3,0 % a roční mortalita 22,9 %, a to též převážně u nadúrovňových a úrovňových stromů). V roce 1983 pak dochází k určitému obratu, kdy sice pokračuje odumírání silně poškozených stromů (roční mortalita na TVP 1 16,4 %, na TVP 2 19,5 %, na TVP 3 15,3 % a na TVP 4 21,1 %) avšak již dochází k nárůstu olistění živých stromů (na TVP 1 o 4,6 %, na TVP 2 o 4,2 %, na TVP 3 o 5,7 % a na TVP 4 o 2,9 %). Od roku 1984 se zdravotní stav stabilizoval a postupně dochází k mírnému zvyšování olistění živých stromů a to až do r. 2010 (průměrné olistění živých stromů: na TVP 1 63,2 %, na TVP 2 65,8 %, na TVP 3 71,5 % a na TVP 4 65,5 %). V roce 2015 pak dochází k výraznému poklesu olistění živých stromů ve srovnání s rokem 2010 (na TVP 1 z 63,2 % na 51,3 %, na TVP 2 z 65,8 % na 44,7 %, na TVP 3 ze 71,5 % na 42,3 % a na TVP 4 z 65,5 % na 48,7 %). Mortalita na všech sledovaných TVP byla v roce 2015 nulová. Vývoj mortality smrku na TVP 1–4 je uveden na Obr. 73.





Obr. 72: Zdravotní stav rašelinných smrčín podle foliace na jednotlivých TVP v letech 1980-2015.



Obr. 73: Vývoj mortality stromů smrku na TVP 1–4.

### Koncentrace živin v asimilačním aparátu

Stav výživy smrkových porostů byl značně nepříznivý a nevyvážený. Předně bylo kritické zásobení dusíkem. Hodnoty koncentrací dusíku v asimilačních orgánech smrku se pohybovaly na zhruba poloviční úrovni limitů udávajících hranice deficitu (1.3 %), což odpovídá extrémnímu charakteru stanoviště. Z počátečních hodnot kolem 0.7 % v r. 1980 klesaly na hodnoty oscilující kolem 0,5 % do r. 2010, s minimy v r. 2005. V posledním období opět stouply na zhruba 0,6 %.

Ve stejném období poklesl obsah foliárního fosforu z hodnot 0,10 % až 0,13 % v r. 1980 na 0,3 % až 0,7 % v roce 2015, což indikuje generálně horší zásobení



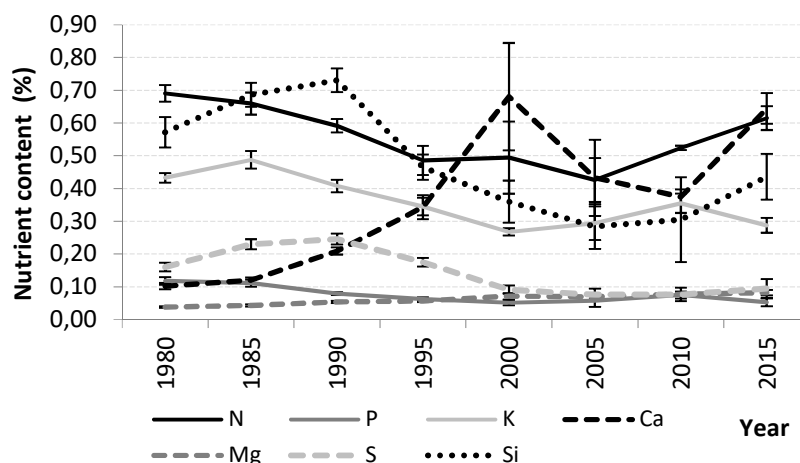
daných stanovišť touto živinou během doby sledování. Koncentrace se vesměs pohybují v oblasti deficitu, přičemž v r. 1980 se pohybovaly na úrovni limitu dostatečné výživy (FÜRST 2009).

Také obsah draslíku poklesl znatelně, minimální hodnoty byly doloženy kolem r. 2000, přitom se udržují stále. Obsah této živiny ve foliárních orgánech se přitom pohyboval na spodní hranici dostatečné výživy, v letech 2000 a 2015 dosáhl hranice deficitu.

Naproti tomu obsah foliárního vápníku stoupl z oblasti deficitu v r. 1980 na hodnoty indikující optimální zásobení touto živinou a totéž platí pro obsah hořčíku v jehlicích sledovaných smrků.

Obsah foliární síry nejprve postupně stoupal, od roku 1980 do roku 1990, dosáhl dvojnásobku hodnot považovaných za limit negativního působení (0,120 %). Poté je doložen drastický pokles, do r. 2000, až na hodnoty uvažované jako deficitní. Antropogenní vlivy na stav výživy lesních porostů sledované oblasti tak jsou velmi patrné.

Obr. 74 ukazuje vývoj koncentrace dusíku, fosforu, draslíku, vápníku, hořčíku, síry a křemíku v sušině asimilačního aparátu v období 1980-2015. Mezi první a druhou polovinou zkoumaného období existovaly významné rozdíly mezi množstvím živin všech prvků ( $P < 0,001$ ). V letech 2000-2015 byl obsah živin výrazně nižší na všech TVP zejména u dusíku ( $F_{(1, 30)}=7,7$ ), fosforu ( $F_{(1, 30)}=19,8$ ), draslíku ( $F_{(1, 30)}=39,2$ ), síry ( $F_{(1, 30)}=104,0$ ) a křemíku ( $F_{(1, 30)}=45,8$ ) a významně vyšší u vápníku ( $F_{(1, 30)}=45,9$ ) a hořčíku ( $F_{(1, 30)}=72,9$ ) než v období 1980-1985. Vývoj v zájmovém období (1980-2015) měl významný vliv na koncentraci živin v asimilačním aparátu ( $P < 0,001$ ). Vývoj v čase významně ( $P < 0,001$ ) negativně koreloval s obsahem dusíku ( $r = -0,45$ ), fosforu ( $r = -0,73$ ), draslíku ( $r = -0,73$ ), síry ( $r = -0,74$ ) a křemíku ( $r = -0,68$ ) a pozitivně s vápníkem ( $r = 0,75$ ) a hořčíkem ( $r = 0,91$ ). Co se týče obsahu došlo v průběhu času k největším změnám u hořčíku, síry a vápníku.



Obr. 74: Koncentrace dusíku, fosforu, draslíku, vápníku, hořčíku, síry a křemíku v sušině asimilačního aparátu v letech 1980-2015; chybové úsečky značí směrodatnou odchylku.

### 5.3.7. Přirozená obnova porostů

#### *Reprodukční charakteristiky semenného roku smrku 1980 a přežívání semenáčků*

Rámcové výsledky reprodukčních charakteristik smrku ztepilého ze semenného roku 1980 na TVP 1–4 v rašelinných smrčinách ve vazbě na předcházející a následující semenné roky a přirozenou obnovu jsou uvedeny v Tab. 25. V r. 1980 byl i v rašelinných smrčinách Jizerských hor silný semenný rok. Podíl plodných stromů se na TVP pohyboval v rozmezí 86–92 %. Průměrný počet šišek na 1 strom kolísal v rozpětí 38,6–56,8 kusů. Počet plných semen v jedné šišce byl 32–49 kusů, tj. 35–40 % všech semen. Průměrná hmotnost 1000 kusů semen na TVP kolísal v rozpětí 6,42–7,14 g. Průměrná energie klíčivosti semen plných byla 17–28 % a laboratorní klíčivost semen plných se pohybovala v rozmezí 58–72 %. Počet laboratorně klíčivých semen na 1 m<sup>2</sup> na TVP byl 59–138 kusů a průměrná porostní vzházivost semen na 1 m<sup>2</sup> kolísal v rozmezí 11–15 kusů. Mortalita semenáčků smrku ze semenného roku 1980 se ve vegetačním období r. 1981 na TVP pohybovala v rozpětí 28,6–42,1 %. Procento semenáčků smrku přežívajících první zimu bylo velice nízké (9–15 %). Naproti tomu procento semenáčků přežívajících druhou zimu bylo již vysoké (82–92 %).

Tab. 25: Reprodukční charakteristiky smrku ze semenného roku 1980 na TVP 1–4 (0,25 ha) v rašelinných smrčinách ve vazbě na předcházející a následující semenné roky a přirozenou obnovu.

Semenný rok	Charakteristika	TVP			
		1	2	3	4
1980	Počet plodných stromů	168	152	207	238
	Průměrný počet šišek na 1 strom	56,8	53,7	38,6	44,7
	Počet semen plných v 1 šišce	42	37	32	49
	Počet semen prázdných v 1 šišce	68	56	60	73
	Počet semen plných na TVP	400781	302009	255686	521291
	Průměrná hmotnost 1000 kusů semen v gramech	7,14	6,92	6,42	7,08
	Průměrná energie klíčení %	28	22	17	21
	Průměrná laboratorní klíčivost semen plných v %	72	69	58	66
	Počet laboratorně klíčivých semen na TVP v kusech	288562	208386	148298	344052
	Počet laboratorně klíčivých semen na 1 m <sup>2</sup>	115	83	59	138
	Průměrná porostní vzcházivost semen plných v %	14	12	15	11
	Průměrná porostní vzcházivost semen plných na 1 m <sup>2</sup>	22	14	15	23
	Počet semenáčků v červenci 1981 na TVP v kusech	56000	36000	38000	57500
	Počet semenáčků v říjnu 1981 na TVP v kusech	40000	25000	22000	37500
	Celková mortalita semenáčků ve vegetačním období r. 1981 v %	28,6	30,6	42,1	34,8
	Procento přežívajících semenáčků 1. zimu	12	15	11	9
	Počet přežívajících semenáčků 1. zimu na TVP	4800	3750	2420	3375
	Procento přežívajících semenáčků 2. zimu	89	92	86	82
	Počet přežívajících semenáčků 2. zimu na TVP	4270	3450	2080	2770
	Počet jedinců obnovy v r. 2015	2693	2536	996	1305
Před r. 1980	Počet jedinců obnovy v roce 2015 na TVP ze semenných let před r. 1980	156	591	151	14
1993, 1999, 2004 a 2007	Počet jedinců obnovy ze semenných let 1993, 1999, 2004 a 2007 v r. 2015 na TVP	205	154	122	628
Všechny sledované	Počet jedinců obnovy celkem na TVP v r. 2015	3054	3281	1269	1947

Podmínky pro klíčení semen a vznik semenáčků smrku se podle hlavních druhů bylinného a mechového pokryvu velmi liší. V průměru nejprůzračnější v první polovině července 1981 byly ve *Vaccinium myrtillus* (37,3 kusů semenáčků na 1 m<sup>2</sup>), v *Polytrichum formosum* (26,6) a v *Avenella flexuosa* (26,4). Podstatně horší podmínky byly již v *Calamagrostis villosa* (12,8) a nejméně příznivé v *Molinia caerulea* (6,8) a ve *Sphagnum girgensohnii* (2,8). Podobně tomu proporcionalně mezi druhy bylo i v druhé polovině října 1981, kdy ve *Vaccinium myrtillus* bylo 24,7 kusů semenáčků na 1 m<sup>2</sup>, v *Avenella flexuosa* to bylo 20,9 a v *Polytrichum formosum* 17,6. Podstatně horší podmínky byly již v *Calamagrostis villosa* (6,7) a nejméně příznivé v *Molinia caerulea* (3,1) a ve *Sphagnum girgensohnii* (1,2). V průběhu prvního vegetačního období byla nejmenší mortalita semenáčků smrku v pokryvu *Avenella flexuosa* (22 %), ve *Vaccinium myrtillus* a *Polytrichum formosum* (34 %), dále pak v *Calamagrostis villosa* (47 %), v *Molinia caerulea* (54 %) a ve *Sphagnum girgensohnii* (57 %). Celková mortalita semenáčků v průběhu prvního vegetačního období 1981 bez rozlišení druhů pokryvu se na TVP pohybovala v rozmezí 28,6–42,1 % (Tab. 26). Mortalita semenáčků přežívajících první zimu (1981/1982) byla na TVP velmi vysoká (85–91 %). V průběhu této zimy přežily pouze semenáčky na mírných vyvýšeninách. Naproti tomu mortalita semenáčků v průběhu druhé zimy byla již dosti nízká (8–18 %, Tab. 26).

Tab. 26: Výskyt a přežívání semenáčků smrku v průběhu prvního vegetačního období na TVP 1–4.

Charakteristika	TVP			
	1	2	3	4
Průměrný počet semenáčků v kusech v červenci 1981 na 1 m <sup>2</sup> TVP ve <i>Vaccinium myrtillus</i>	48,3	31,7	25,8	43,2
Průměrný počet semenáčků v kusech v červenci 1981 na 1 m <sup>2</sup> TVP v <i>Calamagrostis villosa</i>	13	9,6	12,5	16,2
Průměrný počet semenáčků v kusech v červenci 1981 na 1 m <sup>2</sup> TVP v <i>Avenella flexuosa</i>	32,2	19,4	24	29,8
Průměrný počet semenáčků v kusech v červenci 1981 na 1 m <sup>2</sup> TVP v <i>Molinia caerulea</i>	6,6	5,5	6,8	8,4
Průměrný počet semenáčků v kusech v červenci 1981 na 1 m <sup>2</sup> TVP v <i>Polytrichum formosum</i>	29,8	20,2	23,7	32,6
Průměrný počet semenáčků v kusech v červenci 1981 na 1 m <sup>2</sup> TVP ve <i>Sphagnum girgensohnii</i>	3,2	2	2,5	3,4
Průměrný počet semenáčků v červenci 1981 na TVP v kusech na 1 m <sup>2</sup>	22,4	14,4	15,2	23,0
Průměrný počet semenáčků v kusech v říjnu 1981 na 1 m <sup>2</sup> TVP ve <i>Vaccinium myrtillus</i>	32,2	24,4	14,6	27,5
Průměrný počet semenáčků v kusech v říjnu 1981 na 1 m <sup>2</sup> TVP v <i>Calamagrostis villosa</i>	7	6,2	5,7	8
Průměrný počet semenáčků v kusech v říjnu 1981 na 1 m <sup>2</sup> TVP v <i>Avenella flexuosa</i>	28,6	16,1	13,2	25,8

Průměrný počet semenáčků v kusech v říjnu 1981 na 1 m <sup>2</sup> TVP v <i>Molinia caerulea</i>	3,1	2,6	3,2	3,6
Průměrný počet semenáčků v kusech v říjnu 1981 na 1 m <sup>2</sup> TVP v <i>Polytrichum formosum</i>	19,8	12,6	16,1	21,7
Průměrný počet semenáčků v kusech v říjnu 1981 na 1 m <sup>2</sup> TVP ve <i>Sphagnum girgensohnii</i>	1,4	0,7	1,1	1,7
Průměrný počet semenáčků v říjnu 1981 na TVP v kusech na 1 m <sup>2</sup>	16,0	10,0	8,8	15,0
Celková mortalita semenáčků ve vegetačním období r. 1981 v %	28,6	30,6	42,1	34,8

### **Stav a vývoj obnovy v letech 1980 až 2015**

Počet jedinců obnovy smrku v r. 1980 ze semenných let před rokem 1980 se na TVP pohyboval v rozmezí 16–643, tj. 64–2575 kusů na 1 ha. Počet jedinců obnovy v roce 2015 na TVP ze semenných let před r. 1980 se pohyboval v rozmezí 14–591, tj. 56–2364 kusů na 1 ha. Mortalita jedinců obnovy smrku ze semenných let před r. 1980 v letech 1980 až 2015 na TVP byla 4 až 12 %.

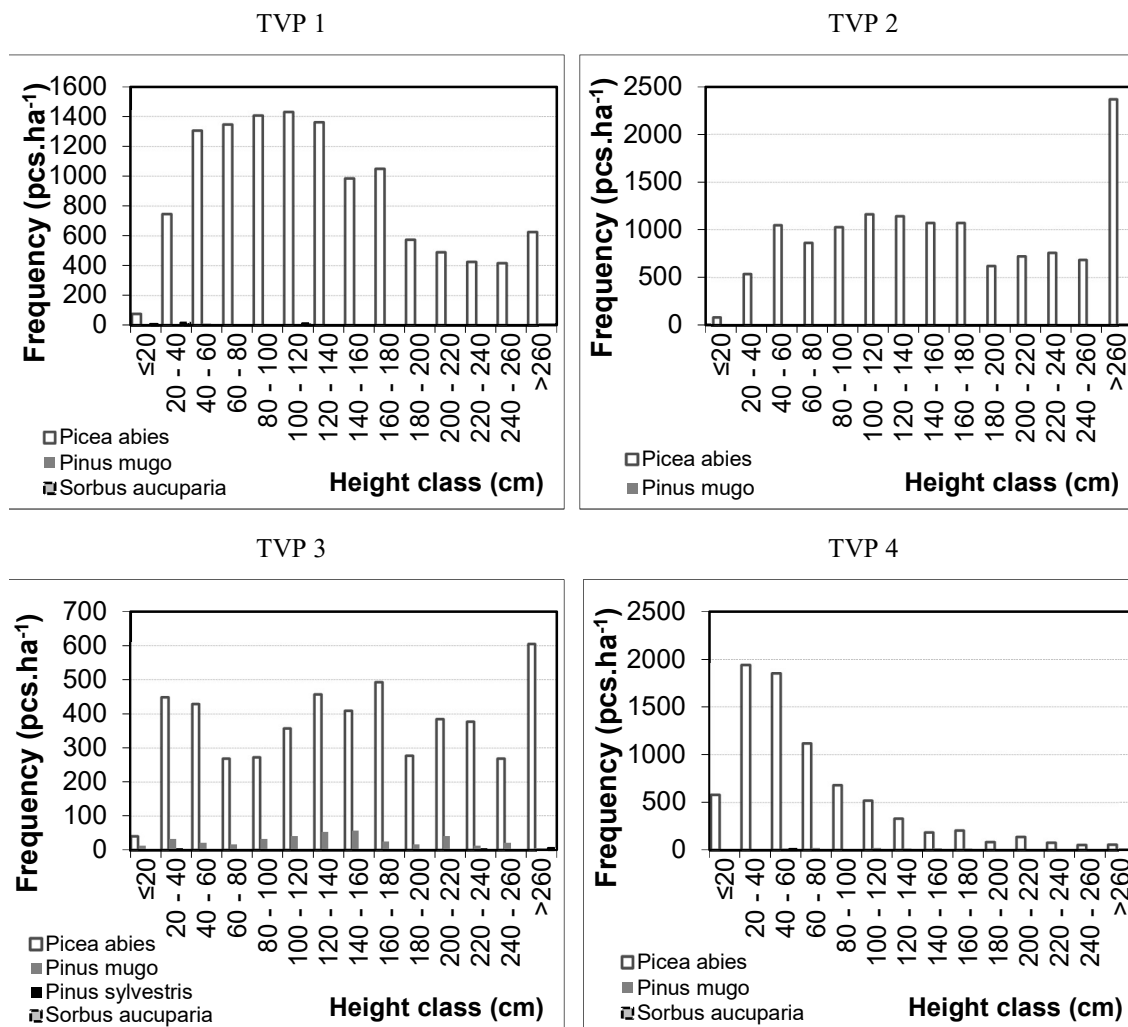
Počet jedinců obnovy smrku v r. 2015 ze semenného roku smrku 1980 na TVP kolísal v rozpětí 996–2693, tj. 3984–10772 kusů na 1 ha. Mortalita jedinců obnovy smrku ze semenného roku smrku 1980 v letech 1981 až 2015 na TVP byla 93,0 až 97,7 %. Počet jedinců obnovy ze semenných let 1993, 1999, 2004 a 2007 v r. 2015 na TVP byl 122–628 kusů. Mortalita jedinců obnovy smrku ze semenných let 1993–2007 v letech 1994 až 2015 na TVP byla 66,3 až 82,8 %. Celkový počet všech jedinců obnovy v r. 2015 na TVP kolísal v rozmezí 1269–3281, tj. 5076–13124 kusů na 1 ha.

Výčet druhů dřevin v obnově na studovaných TVP v r. 1980 a 2015 je uveden v Tab. 27. Z této tabulky je patrné, že výrazně převládá smrk ztepilý, přimíšena až vtroušena je borovice kleč a jen sporadicky jsou ojediněle vtroušeny borovice lesní a jeřáb ptačí.

Výškové četnosti obnovy na TVP 1–4 jsou patrné z Obr. 75. Na TVP 1 a 4 převažuje levostranné rozdělení výškových četností přirozené obnovy a na TVP 2 a 3 poměrně málo diferencované zastoupení v jednotlivých výškových třídách.

Tab. 27: Počty jedinců obnovy na TVP 1–4 v přepočtu na 1 ha dle druhů dřevin.

TVP	<i>Picea abies</i>		<i>Pinus mugo</i>		<i>Pinus sylvestris</i>		<i>Sorbus aucuparia</i>		Σ	
	Rok									
	1980	2015	1980	2015	1980	2015	1980	2015	1980	2015
1	664	12216	0	12	0	0	0	24	664	12252
2	2572	13124	0	12	0	0	0	0	2572	13136
3	628	5076	64	376	0	8	0	4	692	5464
4	64	7788	0	92	0	0	0	4	64	7884

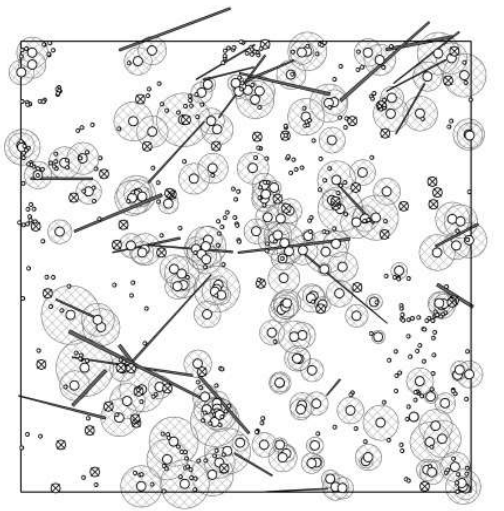


Obr. 75: Histogram výškových četností přirozené obnovy autochtonních rašelinných smrčů na TVP 1–4 v r. 2015.

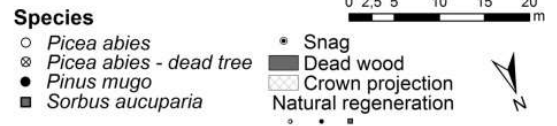
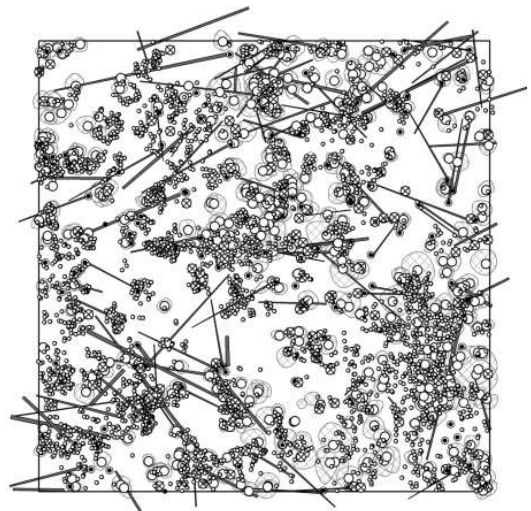
### **Horizontální struktura obnovy**

Horizontální struktura přirozené obnovy na studovaných TVP je patrná z Obr. 76. Podle všech zjišťovaných indexů na TVP 1–4 je přirozená obnova rozmístěna agregovaně (Tab. 28). Agregované uspořádání jedinců přirozené obnovy podle jejich vzdálenosti dokumentuje též *L*-funkce, a to jak v r. 1980, tak i v r. 2015 (Obr. 77).

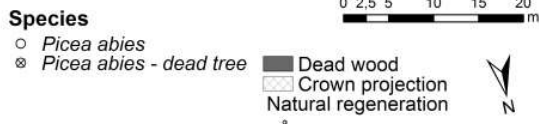
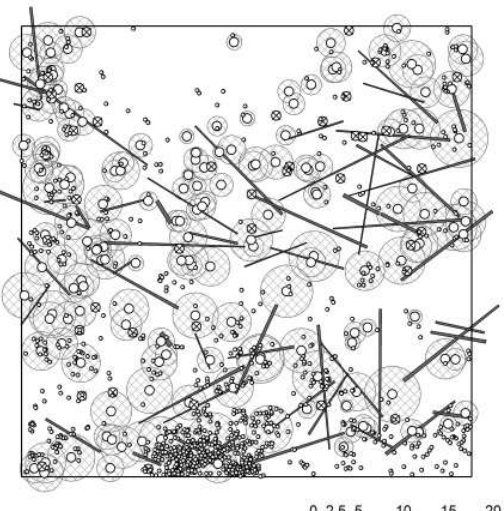
TVP 1 – 1980



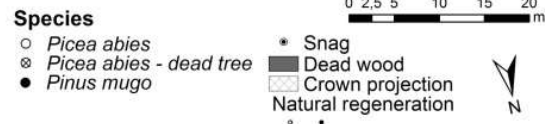
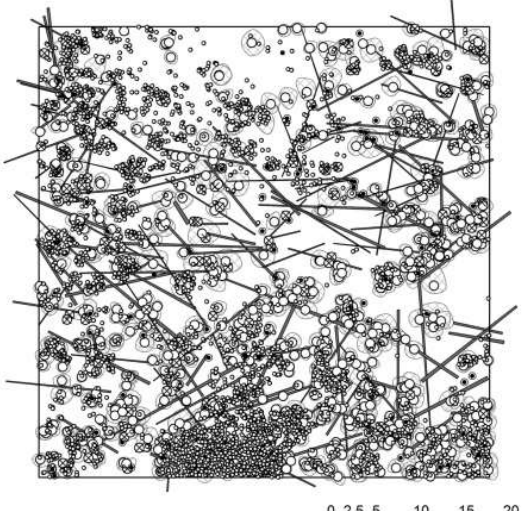
TVP 1 – 2015



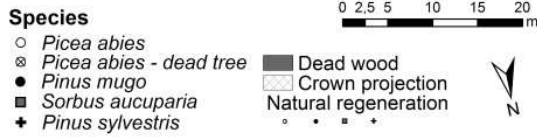
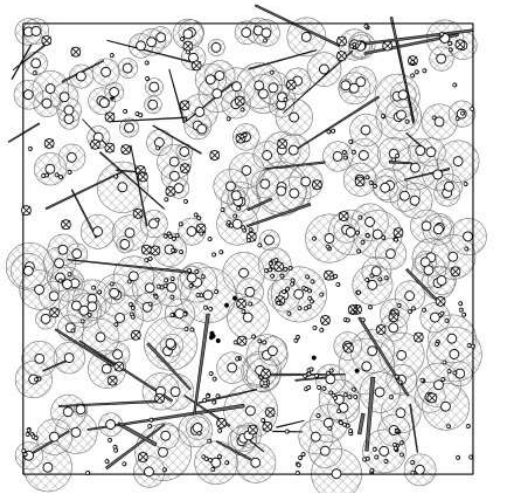
TVP 2 – 1980



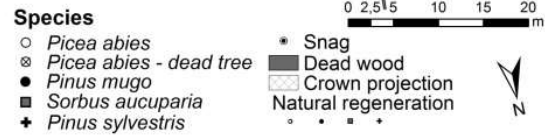
TVP 2 – 2015



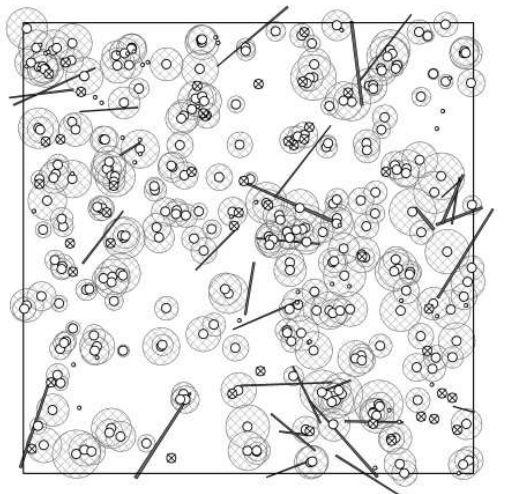
TVP 3 – 1980



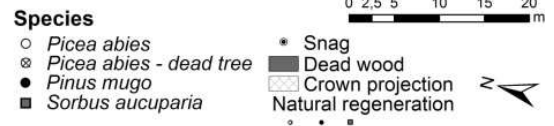
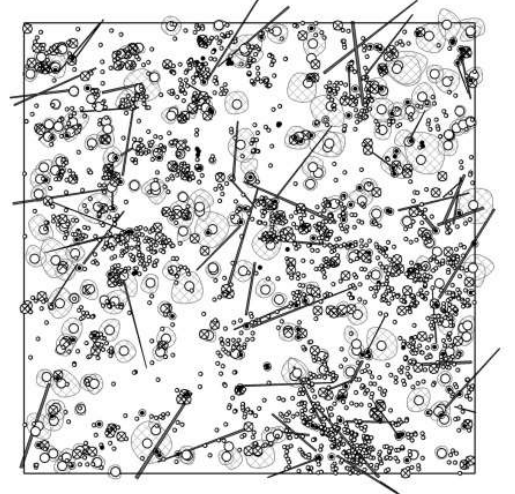
TVP 3 – 2015



TVP 4 – 1980



TVP 4 – 2015



Obr. 76: Horizontální struktura přirozené obnovy v porostech na TVP 1–4 v r. 1980 a 2015.

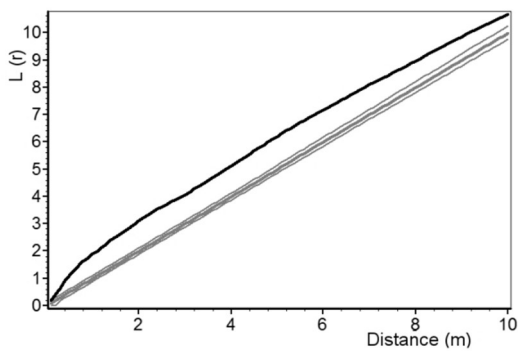


Tab. 28: Indexy popisující horizontální strukturu přirozené obnovy smrkového porostu v r. 1980 a 2015.

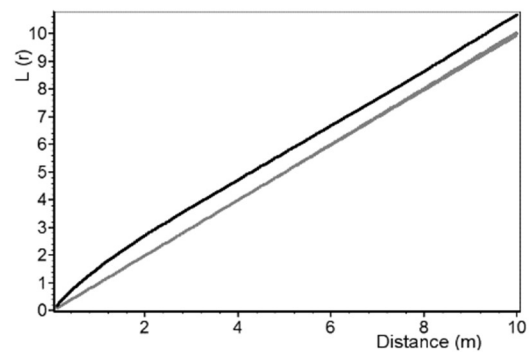
Index	TVP							
	1		2		3		4	
	Rok							
	1980	2015	1980	2015	1980	2015	1980	2015
Hopkins–Skellam	0,752*	0,874*	0,839*	0,896*	0,801*	0,781*	0,699	0,790*
Pielou–Mountford	2,430*	4,000*	4,126*	5,247*	2,630*	2,302*	1,958*	2,731*
Clark–Evans	0,735*	0,667*	0,656*	0,640*	0,622*	0,662*	0,760*	0,707*
David–Moore	3,467*	14,659*	34,067*	38,106*	2,627*	6,907*	0,731*	13,934*

\* statisticky významné

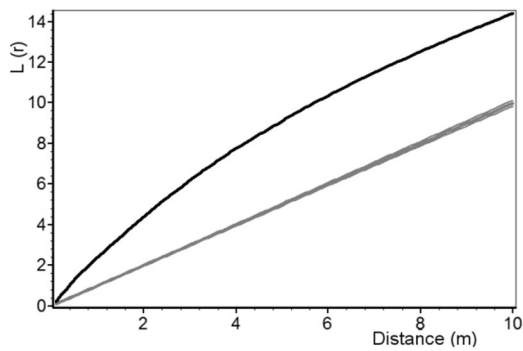
TVP 1 – 1980



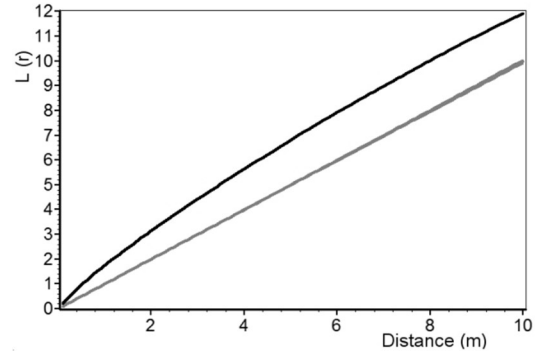
TVP 1 – 2015



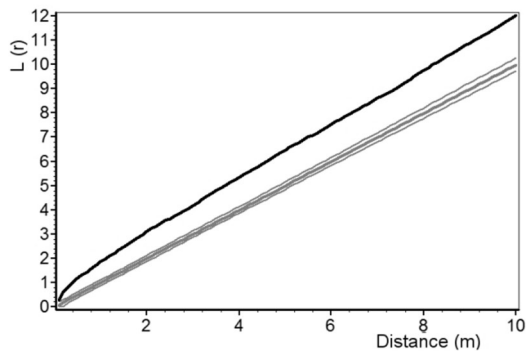
TVP 2 – 1980



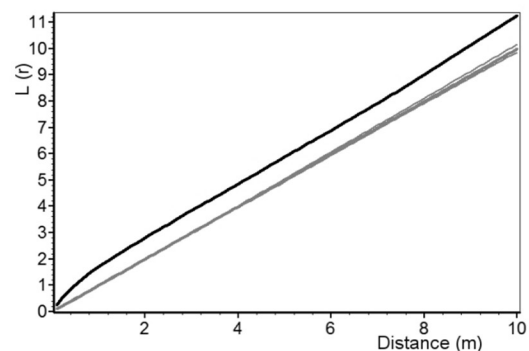
TVP 2 – 2015

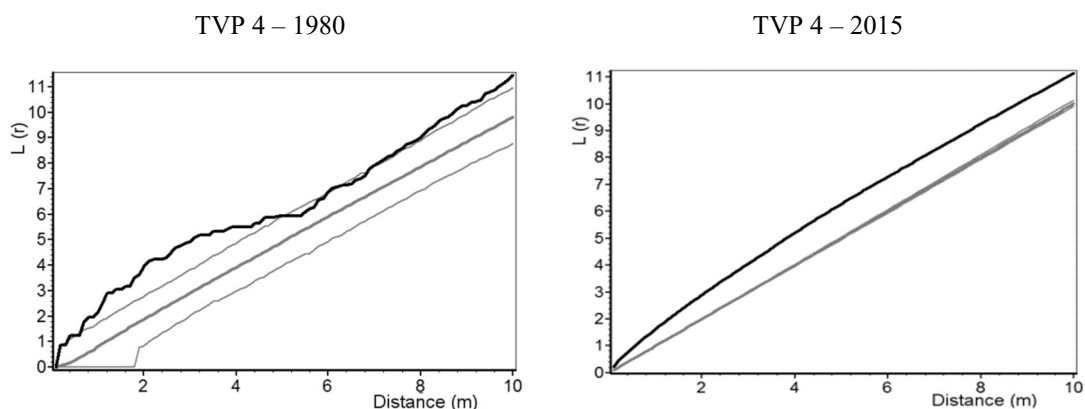


TVP 3 – 1980



TVP 3 – 2015





Obr. 77: Horizontální struktura přirozené obnovy autochtonních rašelinných smrčín v r. 1980 a 2015 vyjádřená L-funkcí na TVP 1–4.

### ***Biodiverzita přirozené obnovy***

Z hlediska druhové biodiverzity se jedná převážně o druhově chudou, resp. převažující smrkovou přirozenou obnovu (Tab. 29). V rámci druhové bohatosti dominuje počtem 4 druhů TVP 3, a to v průběhu celého sledovaného období. Podle Menhinickova indexu se na všech plochách a obdobích jedná o druhově chudé zmlazení. Indexy druhové různorodosti a druhové vyrovnanosti též poukazují na nízkou druhovou diverzitu.

Tab. 29: Indexy popisující druhovou biodiverzitu přirozené obnovy

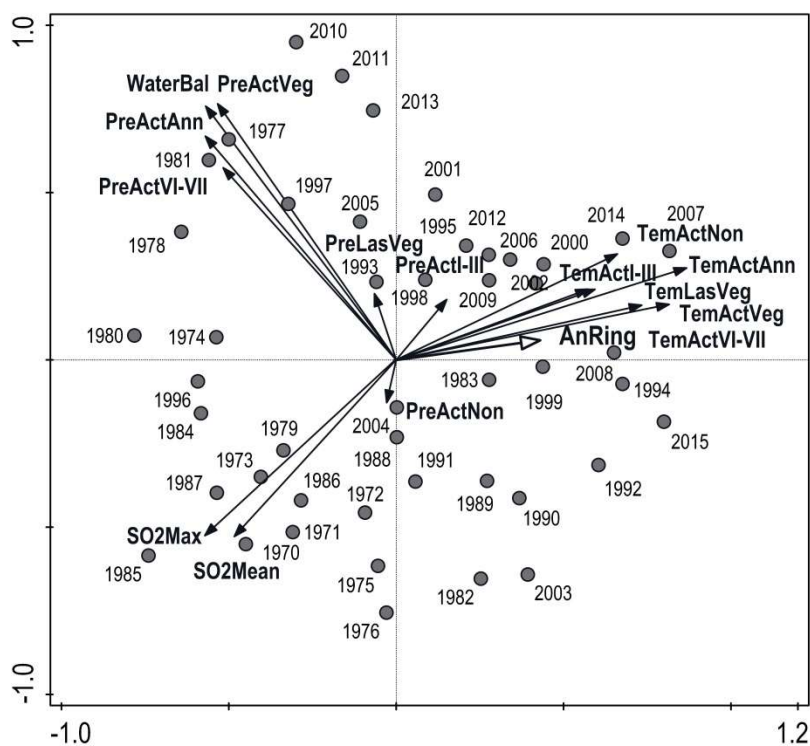
TVP	Rok									
	1980	2015	1980	2015	1980	2015	1980	2015	1980	2015
	m		D (Mei)		$\lambda$ (Sii)		H' (Shi)		E (Pii)	
<b>1</b>	1	3	0,03	0,03	0,00	0,01	0,00	0,02	0,00	0,02
<b>2</b>	1	2	0,02	0,02	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,01
<b>3</b>	4	4	0,11	0,05	0,07	0,13	0,17	0,27	0,12	0,19
<b>4</b>	1	3	0,07	0,03	0,00	0,02	0,00	0,07	0,00	0,06

Vysvětlivky: m – počet druhů, d (Mei) – Menhinickův index druhové bohatosti,  $\lambda$  (Sii) – Simpsonův index druhové různorodosti, H' (Shi) – Shannonův index druhové různorodosti, E (Pii) Pielouův index druhové vyrovnanosti.

### **5.3.8. Vztahy mezi imisemi, klimatem, strukturou a vývojem porostů**

Výsledky analýzy PCA jsou uvedeny v ordinačním diagramu (Obr. 788). První ordinační osa vysvětluje 32,4 % variability dat, první dvě osy vysvětlují společně 54,0 % a první čtyři osy vysvětlují společně 78,8 %. První osa x představuje roční radiální přírůstek současně s teplotami za aktuální a předcházející rok. Druhá osa y představuje

parametry srážek. Roční přírůstek stromů negativně koreloval s maximální denní a průměrnou roční koncentrací SO<sub>2</sub>. Průměrné teploty měly pozitivní vliv na radiální přírůst, zejména na teplotu v červnu až červenci a na teplotu ve vegetačním období v běžném roce, zatímco radiální růst nebyl korelován nebo byl korelován jen velmi slabě s některým parametrem srážek. Srážky ve vegetačním období v předchozím roce, srážky v lednu až březnu a srážky mimo vegetační období v běžném roce vykazovaly malý význam pro vzájemné vztahy mezi znečištěním ovzduší, klimatem a radiálním růstem. Co se týče času, radiální růst stromů v první polovině zkoumaného období (80. a 90. léta) byl spíše spojen s koncentracemi SO<sub>2</sub> a srážkovými parametry, zatímco během druhé poloviny sledovaného období (po roce 2000) více souvisel s teplotou.



Obr. 78: Schéma ordinačního diagramu s výsledky PCA analýzy vztahů mezi klimatickými daty (*Tem* – průměrná teplota, *Pre* – suma srážek, *Act* – aktuální rok, *Las* – minulý rok, *Veg* – vegetační období, *WaterBil* – vodní balance, *I-III*, *VI-VII* – měsíce), koncentrací SO<sub>2</sub> (*mean* – průměrná roční koncentrace, *max* – maximální denní koncentrace) a šířkou letokruhů (*AnRing* – roční šířka letokruhu); šedé body ukazují roky 1970–2015.

Radiální přírůst vykazoval signifikantně negativní korelaci s průměrnou roční a maximální denní koncentrací SO<sub>2</sub> (Tab. 30), zejména u TVP 4 ( $r = -0,55$ ) a TVP 1 ( $r = -0,49$ ) (bez vlivu na TVP 3,  $r = 0,03$ ), pozitivní korelaci s rozložením živých stromů,

průměrnou roční koncentrací NO<sub>x</sub>, průměrnou teplotou mimo vegetační období v lednu až březnu aktuálního roku, žádnou korelaci se srážkami. Rozložení živých stromů bylo negativně korelováno s koncentracemi SO<sub>2</sub> a maximálními denními koncentracemi NO<sub>x</sub>, pozitivně s radiálním přírůstkem a nikoliv s klimatickými faktory. Roční úmrtnost vykazovala významně pozitivní korelaci s koncentracemi SO<sub>2</sub> a součtem srážek mimo vegetační období v aktuálním roce a negativně s rozložením živých stromů, radiálním růstem a teplotou ve vegetačním období v předchozím roce (Tab. 30).

Tab. 30: Korelace mezi radiálním růstem (1970-2015), zdravotním stavem (1980–2015) a klimatickými faktory (1970–2015) a faktory znečištění ovzduší (SO<sub>2</sub> 1970–2015, NO<sub>x</sub> 1992–2012, AOT40F 1996–2015)

	SO <sub>2</sub> Mean	SO <sub>2</sub> Max	NO <sub>x</sub> Mean	NO <sub>x</sub> Max	AOT40F	Tem ActAnn	Tem ActVeg	Tem LasVeg	Tem ActNon	Tem ActI-III.
<b>AnRing</b>	-0.44**	-0.48**	0.53*	0.16	0.30	0.39**	0.28	0.16	0.42**	0.50**
<b>Foliation</b>	-0.73**	-0.62*	-0.81	-0.92*	-0.83	0.16	0.16	0.32	0.30	0.08
<b>Mortality</b>	0.49**	0.56**	0.26	-0.03	0.23	-0.24	-0.18	-0.36*	-0.22	-0.09
	Tem ActVI-VII.	Pre ActAnn	Pre ActVeg	Pre LastVeg	Pre ActNon	Pre ActI-III.	Pre ActVI-VII.	WatBal	AnRing	Foliation
<b>AnRing</b>	0.19	-0.02	-0.11	-0.12	-0.01	0.06	-0.13	-0.17	1.00**	0.63*
<b>Foliation</b>	0.25	0.35	0.57	-0.39	-0.01	0.20	0.07	0.46	0.63*	1.00**
<b>Mortality</b>	-0.13	0.09	-0.11	0.00	0.40*	0.16	-0.00	-0.02	-0.62*	-0.79**

Vysvětlivky: AnRing – roční radiální přírůst, Foliation – olistění živých stromů, Mortality – roční mortalita, SO<sub>2</sub> a NO<sub>x</sub> koncentrace (mean – průměrná roční koncentrace, max – maximální denní koncentrace), AOT40F – *ozone expoziční index*, Tem – průměrná teplota, Pre – suma srážek, Ann – roční, Act – aktuální rok, Las – minulý rok, Veg – vegetační období, Non – mimovegetační období, WaterBal – vodní bilance, I-III a VI-VII – měsíce; významné korelace jsou označeny hvězdičkou (\* P<0.05, \*\* P<0.01)

## 6. Diskuze

### Imisní a klimatické poměry

Po nástupu výrazného imisně ekologického zatížení v Orlických horách koncem 70. let a počátkem 80. let. 20. století došlo v důsledku synergismu imisí, klimatických extrémů a biotických škůdců ke značné dynamice zhoršování zdravotního stavu smrkových porostů. Nejvíce poškozené porosty byly zjištěny ve vrcholových partiích. Silná destrukce těchto porostů započala v r. 1981, a to v důsledku synergismu velmi silného zimního vysychání v předjaří a vysokých koncentrací SO<sub>2</sub>. Podobný nárůst poškození porostů (defoliace) s exponovaností lokality, zejména pak s nadmořskou výškou z klimaxových smrčín v Krkonoších dokládají VACEK, LEPŠ (1987, 1996), VACEK, MATĚJKA (2010), VACEK et al. (2013). Z těchto prací vyplývá, že v první fázi disturbance byly nejvíce poškozovány především stromy růstově potlačené a při značném rozvoji imisně-ekologické disturbance již nemělo cenotické postavení vliv na jejich mortalitu. Toto dokládá i tato práce, kdy též na počátku odumíraly stromy růstově potlačené a po extrémním klimatickém a imisním roce 1981 již stromy úrovnové i nadúrovnové.

Z prací VACEK, LEPŠ (1987, 1996), VACEK, MATĚJKA (2010), VACEK et al. (2013) dále vyplývá, že vlivem extrémního zimního vysychání v předjaří r. 1981 následně došlo k silnému nárůstu poškození smrkových porostů, a to v důsledku fyziologického oslabení porostů a následného ataku různých hmyzích škůdců (obaleč modřínový, lýkožrout smrkový). Klima rašelinných smrčín je značně extrémní a mnozí jedinci smrku ztepilého zde rostou až na hranicích ekologického minima (VACEK et al. 2015). Vlivem imisí, hmyzích škůdců i houbových patogenů zde pak dochází k výraznému zesílení predispozičních faktorů k poškození a zvýšené mortalitě stromů (KREJČÍ et al. 2013, VACEK et al. 2013, 2015, KRÁL et al. 2015). Na sledovaných TVP lze konstatovat výrazný synergický vliv imisí (zejména koncentrací SO<sub>2</sub>), klimatu (především zimního vysychání) a lýkožrouta smrkového na dynamiku destrukce rašelinných smrčín.

K obdobným poznatkům z polské části Sudetské soustavy dospěl MAZURSKI (1986), který však dokládá, že poškození smrkových porostů působí znečištění ovzduší (především kyselá depozice), které narušují rovnováhu živin v půdě. Téměř totožný názor na příčinu poškození smrkových porostů ve střední Evropě má i SCHULZE (1989), který značnou acidifikaci v těchto porostech přikládá schopnosti smrku zachycovat vysoký podíl látek znečišťujících ovzduší. Tímto dochází k silné acidifikaci půdy ve smrkových porostech (AUGUSTO et al. 2002, SZOPKA et al. 2011). Podle práce HŮNOVÁ

et al. (2014) je celková depozice kyselých látek do lesních porostů v současné době v ČR výrazně v nižší než v 80. letech 20. století. Jednoznačné to je jak u mokré, tak i u suché depozice síry. Nejednoznačné regionální trendy jsou u depozice dusíku. I přes celkový pokles kyselé depozice dosud nedochází k dostatečné regeneraci lesních půd (BORŮVKA et al. 2005), defoliace je stále výrazná (FABIÁNEK et al. 2012) a četné symptomy poškození asimilačního aparátu souvisí s poruchami výživy (LOMSKÝ et al. 2012).

V oblasti Krkonoš byly koncentrace NO<sub>x</sub> a SO<sub>2</sub> do roku 1999 také značně vysoké a od toho roku dochází k jejich poklesu, také došlo zejména během druhé poloviny studovaného období ke stabilizaci a v některých případech i k mírnému zlepšení zdravotního stavu porostů podle olistění. Tento trend je velmi důležitý pro další vývoj těchto porostů, neboť jak uvádějí PAOLETTI et al. (2010) jsou dusík a jeho sloučeniny, jejich ukládání a účinky na lesní ekosystémy velmi aktuálním tématem s celou řadou negativních vlivů. Výrazně nadměrné hodnoty dusíku mohou integrovat s dalšími znečišťujícími látkami a klimatickými faktory a vyvolávat nežádoucí účinky jako je acidifikace či eutrofizace a v konečném důsledku snižovat celkovou biodiverzitu (CLARK, TILMAN 2008). Značné depozice dusíku také přispívají k živinné nerovnováze (BRAUN et al. 2010) a ke zvýšenému riziku napadení škůdci (GRULKE et al. 2010). Všechny tyto faktory tak potenciálně mohli při obdobném vývojovém trendu, jaký v Krkonoších probíhal v první polovině výzkumu, opět výrazně negativně ovlivnit tyto lesní ekosystémy.

V současné době jsou poměrně dobře zdokumentovány vztahy mezi překročením kritických hodnot a degradací lesních ekosystémů (LOMSKÝ et al. 2012), což je patrné i z této práce. Nicméně ekologické interakce mezi kritickými hodnotami a jinými faktory životního prostředí, mezi které patří koncentrace CO<sub>2</sub> a O<sub>3</sub>, vliv hmyzu, patogenů, sucha či extrémních teplot stejně tak jako vliv managementu nejsou doposud dostatečně objasněny (MCNULTY, BOGGS 2010).

Významnou imisní zátěž v letním období v pohořích Sudetské soustavy představuje ozon, jehož koncentrace dlouhodobě překračují prahové hodnoty pro ochranu vegetace. K překračování limitních hodnot dochází v podstatné části vegetačního období, přičemž výskyt a trvání nadlimitních koncentrací poměrně úzce souvisí s průběhem počasí v dané vegetační periodě. Koncentrace O<sub>3</sub> byly ve sledovaných letech poměrně vysoké, v oblasti Jizerských hor zejména v letech 1997, 1998, 2002, 2003 a 2006, kdy index AOT40F přesáhl 40 000 ppb.h, v oblasti Krkonoš byly nejvyšší koncentrace ozonu

naměřeny v roce 2002 a 2003, kdy byla zjištěna také největší četnost překročení imisního limitu pro 24hod. koncentrace a nejvyšší hodnoty indexu AOT40. Podobné poznatky z pohoří Sudetské soustavy uvádějí ŠRÁMEK et al. (2007), HŮNOVÁ, SCHREIBEROVÁ (2012). I přes prokazatelné negativní působení ozonu na zdejší horské ekosystémy nevysvětlují koncentrace této škodliviny rozsáhlá poškození, ke kterým zde v minulosti došlo.

Rámcově lze konstatovat, že od r. 1960 do r. 2015 se na sledovaných lokalitách snížil průměrný roční úhrn srážek, přičemž u vertikálních to bylo minimálně (v celkovém průměru o 14 mm), u horizontálních srážek v důsledku velmi silného proředění porostů v průběhu imisní destrukce to od r. 1983 bylo znatelnější o cca 65 mm. S markantním zvýšením průměrné roční teploty (o 1,9 °C) v tomto období navíc dochází nejen ke zvýšení prostého výparu vody, ale i transpirace vody asimilačním aparátem. Celkově tak dochází k výraznému poklesu množství vody v celkové vodní bilanci a tím k poklesu hladiny spodní vody, na kterou dřeviny stromového patra nejsou přizpůsobeny a tudíž chřadnou (VACEK et al. 2015).

Klimatické změny a znečištění ovzduší jsou navzájem integrující vlivy, které v lesních ekosystémech ovlivňují druhovou skladbu a distribuci druhů, půdní prostředí, zdravotní stav, dostupnost vody a růst stromů (BYTNEROWICZ et al. 2007), což je poměrně jednoznačně patrné z výsledků. Klimatické změny a obzvláště vyšší teploty tak mají zřetelné důsledky pro celý ekosystém. Vyšší teplota mění srážkové úhrny a modifikuje produkci porostů a zvyšuje míru zvětrávání, což vede k zvyšování náchylnosti lesních ekosystémů (POSCH 2002). Změny klimatu také mohou zhoršit problémy s acidifikací půd tím, že zvyšují produkci a následnou depozici  $\text{HNO}_3$  a  $\text{NO}$  do půd. Svůj podíl mají taky na zvyšování podílu přeměněného  $\text{NH}_3$  na síran amonný, což také může vést k dalšímu okyselení půd (SANDERSON et al. 2006). Ovlivnění růstu klimatickými změnami má na přírůst lesních porostů sledovaných v této práci obecně pozitivní dopad, avšak za předpokladu, že voda není silně limitujícím faktorem. Tento poznatek je v souladu s výsledky práce LAUBHANN et al. (2009), kde na základě multivariační analýzy našli autoři statisticky významný vliv oteplování klimatu na 152 smrkových porostech po celé Evropě. V práci SOLBERG et al. (2009) autoři potvrdili pozitivní vliv zvýšení teploty na růst smrku, pokud nebyl růst limitován nedostatkem vody. Tento fakt vysvětluje, že na zkoumaných plochách Jizerských hor je zhoršená dostupnost vody příčinou snížení přírůstu studovaných porostů po roce 2008, na plochách ostatních pohoří způsobuje výraznou stagnaci či fluktuaci růstu. Před tímto

rokem jsou však prezentované výsledky této práce, s přihlédnutím k vývoji po silném imisním znečištění, v souladu s očekáváním zvýšeného přírůstu v důsledku rostoucí teploty (MYNENI et al. 1997; CEPPI et al. 2012). Nicméně snížení či stagnace přírůstu zaznamenané v této práci po roce 2008 je poměrně významné a s velkou pravděpodobností bylo způsobené zejména sníženou dostupností vody, což potvrzují i výsledky práce SCHUSTER, OBERHUBER (2013), která jako hlavní faktor korelující s radiálním přírůstem uvádí právě souhrn srážek, zejména pak souhrn srážek v měsících květnu a červnu. Výraznější omezení radiálního růstu při snížené dostupnosti vody se projevuje silněji u starších jedinců (PICHLER, OBERHUBER 2007), neboť ekofyziologické studie prokázaly, že změny velikosti stromů souvisejí se změnami fyziologických procesů probíhajících ve stromech během jejich stárnutí (MENCUCCINI et al. 2005). Tuto tezi dále rozvíjí MERIAN, LEBOURGEOIS (2011), kteří na základě klimaticko-růstových poměrů zjistili, že větší stromy obecně měly menší toleranci k suchu než stromy menší, zejména pak v sušších oblastech.

### **Struktura a vývoj porostů**

Struktura studovaných porostů a jejich dlouhodobý vývoj pod vlivem imisí, jsou další atributy, kterým byla věnována pozornost a které by v celkovém kontextu měly přispět k prohloubení znalostí o této problematice v rámci celé střední Evropy, neboť tomuto tématu se v obdobných stanovištních podmínkách v tak dlouhém časovém horizontu věnovalo jen minimum autorů. Důkladné pochopení porostního vývoje a vzájemného působení mezi jednotlivými vývojovými procesy je nezbytné (KLOPČIČ, BONČINA 2011). Zejména pro správné porozumění a utváření jak současné, tak i budoucí porostní struktury, přičemž je důležité správně posoudit úroveň možných rizik (PAOLETTI et al. 2010). Co se týče jednotlivých sledovaných atributů horizontální a vertikální struktury i strukturální diverzity studovaných porostů, jsou v souladu s výsledky, které z obdobných stanovištních podmínek prezentují VACEK et al. (2010).

Bylo studováno horizontální uspořádání stromového patra, kterému se v různých porostních podmínkách v posledních letech věnuje celá řada autorů (např. VON OHEIMB et al. 2005, ŠEBKOVÁ et al. 2011, VACEK, HEJCMAN 2012, JANIK et al. 2013, VACEK et al. 2015). Na studovaných TVP bylo dominující shlukovité uspořádání s výjimkou TVP 4-1, kde uspořádání převážně pravidelné, které jak uvádí práce RUGANI et al. (2013) je zpravidla způsobené konkurencí sousedních stromů. Shlukovité uspořádání je pak zpravidla zapříčiněno úspěšnou přirozenou obnovou situovanou do mezer v zápoji



(VACEK, LEPŠ 1996, ZEIBIG et al. 2005, SZWAGRZYK, SZEWCZYK 2008) a rovněž na inklinaci ke shlukovitému uspořádání mohou mít vliv extrémní klimatické a edafické podmínky (BULUŠEK et al. 2016), což pravděpodobně je i v tomto případě hlavní důvod převažujícího shlukovitého uspořádání.

### **Odumřelé dřevo**

Odumřelé dřevo je dalším aspektem horských lesů, jehož monitoring byl proveden v rámci této studie. Jak uvádí ZIELONKA (2006) je odumřelé dřevo velmi důležitou součástí lesních ekosystémů a je také velice důležitou dlouhodobou zásobárnou živin v lesní půdě (HARMON et al. 1986). Celkový objem odumřelého dřeva se na studovaných TVP během studovaného období zvýšil a na jedné lokalitě dokonce dosáhl  $146,6 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ ), tj. překročil hodnotu  $130 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ , kterou z evropských přírodě blízkých lesů prezentuje jako průměrnou hodnotu CHRISTENSEN et al. (2005). K obdobným hodnotám jako na zkoumaných lokalitách, docházejí na základě 40 letého hodnocení vývoje i VACEK et al. (2015), kteří prezentují průměrné hodnoty ze dvou lokalit v Krkonoších  $193,3 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$  a  $96,2 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ . Prostorové rozdělení ležícího odumřelého dřeva je na studovaných lokalitách náhodné, obdobně tomu je i na zkoumaných lokalitách v Německu, jejichž studiem se zabývá práce VON OHEIMB et al. (2005) či v Karpatech (JANIK 2013). Co se však týče prostorového uspořádání stojícího odumřelého dřeva je na zájmových plochách shlukovité, kopírující horizontální strukturu živých stromů. K podobným výsledkům dospěli i VACEK, LEPŠ (1987) a VACEK et al. (2015). Z výsledků na TVP jednoznačně vyplývá, že v důsledku synergismu imisí, klimatu a žíru lýkožrouta smrkového došlo k značnému nárůstu objemu odumřelého dřeva, a to především v letech 1981–1983. V důsledku výrazně urychlené dynamiky destrukce porostů rašelinných smrčín se mezi lety 1980–1990 výrazně zvýšila kvantita odumřelého dřeva, a to o  $124 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ . Nižší hodnoty odumřelého dřeva z rašelinných smrčín pak uvádějí KRÁL et al. (2015) a VACEK et al. (2015).

### **Biodiverzita porostů**

V práci byl věnován prostor také jednotlivým faktorům určujícím porostní diverzitu studovaných lokalit, přičemž jsme zaznamenali převážně střední hodnoty, nicméně vertikální struktura byla na počátku sledování až výběrná. Tato struktura v obdobných podmínkách je podle výsledků práce VACEK, LEPŠ (1996) z Krkonoš spíše vzácná.

Pravděpodobně byla způsobena právě výše zmiňovanou pestrou škálou mikrostanovišť rašelinných smrčín (cf. VACEK et al. 2015). Prostorová struktura vyjadřuje uspořádání jedinců v prostoru a zároveň odráží mikrostanovištní podmínky v okolí každého jedince, tyto mikrostanovištní podmínky pak dále ovlivňují průběh dynamických přírodních procesů (růstu, mortality, přirozené obnovy; COURBAUD et al. 2001). Prostorová struktura také může měnit druhovou produktivitu a hraje zásadní roli v interakci mezi druhy rostlinných společenstev (DIECKMANN et al. 2004). Tyto interakce pak dále ovlivňují ekologické procesy a podílejí se na dynamice jednotlivých ekosystémů (BEGON et al. 2006).

Biodiverzita sledovaných rašelinných smrčín byla na počátku sledování ve většině parametrů střední, vlivem synergismu imisí a klimatu však vesměs docházelo k jejímu poklesu, což platilo obdobně na všech lokalitách rašelinných smrčín Sudetské soustavy (KRÁL et al. 2015, VACEK et al. 2015).

### **Radiální růst porostů**

Značně studovaným tématem je v posledních několika letech vliv klimatu na tloušťkový přírůst lesních porostů (PIERMATTEI et al. 2014). S ohledem na to je v práci hodnocen i tloušťkový přírůst, jeho dynamika a vztah ke klimatu. Z regionální standardní letokruhové chronologie v Orlických horách je patrné pozvolné snižování radiálního přírůstu v letech 1979–1987. V Jizerských horách jsou výsledky totožné, v Krkonoších je patrný pozvolný pokles přírůstu již před tímto obdobím, nejvýraznější stagnace tloušťkového přírůstu je však mezi léty 1977–1992. Toto období je kritické pro smrkové porosty ve všech vrcholových oblastech Sudetské soustavy, v Jizerských horách zejména v letech 1979–1986, v Krkonoších období 1977–1992, v Orlických horách období 1979–1987 a v Krušných horách období 1977–1989. Podle práce KROUPOVÁ (2002) v Jizerských horách a Krkonoších v letech 1979–1989 byly u smrku extrémně nízké přírůsty (pokles v průměru o 50 %) a byla zaznamenána vysoká frekvence poruch v tvorbě letokruhů. Podobně tomu je v dospělých smrkových porostech v horských oblastech na severu České republiky (SANDER et al. 1995, VEJPUŠKOVÁ et al. 2004). Příčinami poklesu přírůstu byla podle těchto autorů silná imisní zátěž, a to především imisemi SO<sub>2</sub> v 70. a 80. letech 20. století v kombinaci s klimatickými faktory. Negativní vliv imisí na přírůst byl opakovaně doložen v řadě dalších prací (např. FELIKSIK, 1995, JUKNYS et al. 2002).

Od druhé poloviny 90. let 20. století do současnosti následuje na všech lokalitách postupné zvýšení radiálního přírůstu. Toto období se vyznačovalo mírnými zimami bez výrazných teplotních extrémů, relativně vysokými teplotami ve vegetační době, víceméně normálními srážkami a také poklesem znečištění ovzduší avšak s vysokými depozicemi NO<sub>x</sub> (VEJPUSTKOVÁ et al. 2004). Zřetelný nárůst radiálního přírůstu smrku v tomto období dokládají také ze západních polských Beskyd pro stejné období WILCZYŃSKI, FELIKSIK (2005), KOLÁŘ et al. (2015) z Krkonoš a ŠRÁMEK et al. (2008) ze Slezských Beskyd.

Období zvýšeného přírůstu bylo v porostech Orlických hor na trvalých výzkumných plochách přerušeno jeho výrazným poklesem v letech 1996, 2010 a 2013, v Krkonoších to byl navíc rok 2003. V Jizerských horách kromě těchto let nastalo mezi lety 2008–2014 období souvislejší růstové stagnace. Nízký radiální přírůst byl potvrzen analýzou významných negativních let. V r. 1979 to byl důsledek teplotního zvratu na přelomu r. 1978/1979, kdy teplota během 24 hodin poklesla o téměř 30 °C, v r. 1980–1986 to bylo synergismem imisního a klimatického stresu, a v r. 1996 a 2010 a 2013 to byl především důsledek zimního vysychání asimilačního aparátu v předjaří (značný rozsah nekrotických poruch).

Obdobné výsledky průběhu tloušťkového přírůstu a jeho reakce na klimatické faktory byly zaznamenány i ve smrkových porostech v okolí Anenského vrchu v nadmořské výšce 830–910 m (VACEK et al. 2015, RYBNÍČEK et al. 2009). Shoda je především v poklesu přírůstu od 70. let přibližně do poloviny 80. let a v jeho nárůstu v 90. letech 20. století. Shoda je dále také v několika významných negativních letech, a to 1979 a 1981.

U tloušťkového přírůstu studovaných lokalit v Krkonoších byly v letech 1976–2010 zaznamenány statisticky průkazné pozitivní korelace s teplotou ve sledovaných měsících jak předchozího tak i aktuálního roku. Také byly zjištěny negativní statisticky průkazné korelace s úhrnem srážek v dubnu a květnu aktuálního roku, což je v podstatě v rozporu s prací DUCHESNE, HOULE (2011), kteří uvádějí, že vysoká vlhkost během deštivých dnů a relativně nízké sluneční záření podporují přírůst kmene, zatímco relativně nízká vlhkost a vysoká hladina slunečního záření způsobují pokles přírůstu. Snížení šířky letokruhů v závislosti na klimatických faktorech v Krkonoších zjistili v 80. a 90. letech 20. století též SANDER et al. (1995).

MÄKINEN et al. (2001) sledovali radiální přírůst v závislosti na teplotě a srážkách v 13 silně poškozených a 12 zdravých porostech smrku ztepilého v jižním Finsku.

Zjistili značné snížení růstu od konce 80. let minulého století, přičemž v poškozených porostech teploty v létě negativně korelovaly s růstem smrku. Vysoké teploty v létě předcházejícího roku snížily růst v létě následujícího roku. Letokruhá analýza potvrdila silnou pozitivní korelaci s úhrnem srážek v červnu aktuálního roku.

Nicméně práce ETZOLD et al. (2013), která studuje vliv klimatu na růst Švýcarských lesů uvádí, že jednotlivé rozdíly v přírůstu mohou být zapříčiněny řadou faktorů, které vliv klimatu na přírůst minimalizují a zmiňují zejména vliv disturbancí a patogenů, v jejichž důsledku dojde ke snížení hustoty porostu a výraznějšímu přírůstu zbylých jedinců.

Interpretace korelací radiálního přírůstu s průměrnými měsíčními teplotami a srážkami je relativně komplikovaná, jelikož růstový proces ovlivňuje celá řada faktorů, a to zejména v podmínkách extrémních mrazových poloh rašelinných smrčín. Kladný vliv srážek v červenci předchozího roku a teplot v červenci aktuálního roku na radiální přírůst lze vysvětlit podmínkami v období, kdy je tvořena značná část radiálního přírůstu. Červenec je zde dlouhodobě nejteplejším měsícem roku. Teploty tedy neomezují růst pokud je dostatečná zásoba vody v půdě. Pokud je množství vody sniženo, tak se stres v podobě sníženého přírůstu obvykle projevuje o rok později. Podobné výsledky ukazující pozitivní vliv teploty července na růst smrku byly také zjištěny v podhorských smrkových lesích v západních Karpatech (BEDNARZ et al. 1998/1999), ve smrčinách na severních svazích Krkonoš (SANDER et al. 1995), v Orlických horách v nadmořské výšce 830–910 m (RYBNÍČEK et al. 2009) a v polských Tatrách (FELIKSIK 1972). Pozitivní korelace radiálního růstu smrku s letními srážkami a teplotami byly také nalezeny v nižších nadmořských výškách francouzských Alp (DESPLANQUE et al. 1999) nebo v polských Beskydech (FELIKSIK et al. 1994). Pozitivní vliv srážek na radiální přírůst v červenci předchozího roku byl také prokázán v nižších polohách Krušných hor (KROUPOVÁ 2002).

Vztah srážek a teploty v průběhu vegetačního období obdobně také popsali v Německu KAHLE, SPIECKER (1996), DITTMAR, ELLING (2004), ve Finsku MÄKINEN et al. (2001), ve Švýcarsku MEYER, BRÄKER (2001) a v Polsku KOPROWSKI, ZIELSKI (2006). Posledně jmenovaní autoři při tom poukazují na to, že spolu s klimatickými faktory (srážkami a teplotou) má na radiální růst též vliv fruktifikace, zvýšená hladina CO<sub>2</sub> v atmosféře, sloučeniny dusíku a UV záření.

## Zdravotní stav porostů

Z dlouhodobého sledování zdravotního stavu sledovaných porostů v Jizerských horách vyplývá, že nejvýrazněji zdravotní stav porostů trpěl v 80. letech 20. století, což odpovídá vrcholu znečištění ovzduší ve střední Evropě (LOMSKÝ et al. 2012, ZIMMERMANN et al. 2002). Po roce 1990 pak docházelo ke zlepšování kvality ovzduší (HŮNOVÁ et al. 2004), kdy od roku 1994 průměrné koncentrace SO<sub>2</sub> a NO<sub>x</sub> mírně klesají, i když jejich maximální roční koncentrace značně oscilují. V podstatě paralelně se zlepšováním kvality ovzduší a poklesu koncentrací škodlivin začalo docházet i ke zlepšování zdravotního stavu studovaných porostů.

Postupné zlepšení zdravotního stavu mezi lety 1998 a 2004 potvrzuje z Krkonoš práce STASZEWSKI et al. (2012), avšak v této práci je minoritně z některých polských národních parků prezentováno i zhoršení zdravotního stavu. Na studovaných plochách se nicméně zdravotní stav porostů poměrně výrazně změnil po roce 2010, kdy se začal opět zhoršovat. Což je pravděpodobně způsobeno především sníženou dostupností vody a zvyšujícím se množstvím klimatických extrémů (sucho, vysoké tepoty). Zhoršená dostupnost vody se jako limitující faktor obvykle projevuje především v nížinách, avšak překvapivě se může jako omezující faktor projevit i ve vyšších nadmořských výškách, kde je obvykle limitujícím faktorem spíše teplota (ETZOLD et al. 2014). V souvislosti se sníženou dostupností vody a častějšími a déle trvajícím obdobími sucha, se následně zvyšuje riziko napadení smrkových porostů kůrovcem (KREJČÍ et al. 2013), který následně dále zhoršuje zdravotní stav porostů a v extrémních případech může dojít až k úplnému odumření stromového patra.

Zdravotní stav smrkových porostů v Krkonoších je značně diferencovaný (VACEK, MATĚJKA 2010), byť v rámci této studie v autochtonních podmáčených až rašelinných smrčinách v západních Krkonoších rozdíly mezi jednotlivými plochami nebyly tak výrazné jako ve východních Krkonoších (cf. VACEK et al. 2007b). Z výsledků vyplývá, že během studovaného období docházelo k nejvýraznější defoliaci na trvalých výzkumných plochách v letech 1981 až 1987. Obdobné výsledky z evropských horských oblastí, které jsou pod vlivem zvýšeného imisního ohrožení, prezentují práce AUGUSTIN et al (2005) či LORENZ et al (2006). Mírně odlišný vývoj zdravotního stavu na jednotlivých TVP lze podle práce VACEK et al. (2013) v Krkonoších zdůvodnit zejména několika faktory: expozicí, charakteristikou lesního typu, dřevinným složením, autochtonním či alochtonním původem a lesním hospodařením v minulosti. K obdobným poznatkům v Orlických horách dospěli i ŽID, ČERMÁK (2008), kteří

prokázali závislost defoliace a symptomů žloutnutí na expozici a exponovanosti lokality vůči hřebenu. Nejvíce poškozené porosty byly zjištěny ve vrcholových partiích. Počet sekundárních výhonů smrku vytvořených v daném roce pozitivně koreloval s hodnotami roční depozice NO<sub>3</sub>. Práce PAOLETTI et al. (2010) se dále zabývá dalšími stresovými faktory, které mohou ovlivnit zdravotní stav a jako klíčové pro lesní ekosystémy uvádí kombinaci sezónní variability znečištění ovzduší, dostupnosti vody, pozměněného obsahu živin v půdě a zvýšeného obsahu CO<sub>2</sub>.

Také výsledky listových analýz dokládají vliv imisí a dalších opatření na stav výživy lesních porostů. V prvním období je patrný zejména pokles nebo nízký stav bází, daný zejména acidifikací prostředí, ať již přirozenou, nebo antropogenní (cf. HŮNOVÁ et al. 2014). Pokles se týká i biogenních makroelementů dusíku a fosforu. Přibližně od r. 1990 prudce narůstá obsah foliárního vápníku a mírně i hořčíku, což indikuje vliv provozního vápnění v oblasti a je podobné situaci v jiných pohořích (ŠRÁMEK et al. 2006). Zvyšování obsahu dusíku od r. 2005 pak lze připsat na vrub vysoké depozici tohoto prvku, která však nestačí odstranit kritický nedostatek této živiny vzhledem k výživě smrkových porostů. Hodnocení stavu výživy podle metodiky ICP Forest (FÜRST 2009) použité v této práci bylo velmi podobné výsledkům BERGMANNA (1988) a ULBRICHOVÉ, ŠIMKOVÉ (2007) z rašelinných smrčín z Jizerských hor. Tato šetření byla však pouze jednorázová. Velmi nízké hodnoty obsahu dusíku prokázal na šumavských rašeliništích též MATERNA (1960), třebaže jím stanovené hodnoty byly i u krnicích smrků poněkud vyšší. Totéž platí i u ostatních makroelementů. Naopak jím stanovený obsah síry byl zhruba poloviční a indikuje tak absenci vlivu imisí. Také obsah křemíku byl mnohem nižší v případě šumavských rašelinných smrčín.

Intenzivní acidifikace celých ekosystémů západních Sudet, byla způsobena zejména silnými mokrymi (dešťovými a mlhovými) depozicemi znečišťujících látek a zároveň se stala hlavním iniciátorem nepříznivých změn v rostlinných ekosystémech a jejich půdním prostředí (GODEK et al. 2015), kdy nejvíce degradovány byly subalpínské smrčiny (BLÁŠ et al. 2002, IGAWA et al. 2014). Výrazná degradace smrkových porostů ve studovaných lokalitách a rovněž i na řadě dalších míst v horách Sudetské soustavy byla zesílena vysokou schopností jehličnatých porostů zachycovat kyselé depozice horizontálních i vertikálních srážek (BLÁŠ et al. 2008). Smrkové porosty ve vrcholových partiích a na návětrných svazích hor jsou silně ovlivňovány vysokou frekvencí znečištěných mraků a mlh (GODEK et al. 2015). Výrazná degradace smrkových porostů je jednoznačně patrná i z výsledků práce, kdy byl zaznamenán

výrazný pokles počtu živých stromů stromového patra. Obdobně jako počty živých stromů se vyvíjely i další sledované porostní charakteristiky. Tento stav úzce koreluje s tím faktem, který prezentuje celá řada autorů např. KOPÁČEK, VESELÝ (2005), STJERN (2011) či LORENZ, BECHER (2012), že od počátku 90. let došlo k výraznému poklesu znečišťujících látek v atmosféře a s tím depozic do půdního prostředí.

Vlivem stresu, který byl vyvolán znečištěním ovzduší, se zabývala celá řada studií (SMITH 1981, WELLBURN 1988, VACEK et al. 1999, 2007, BRIDGMANN et al. 2002, STASZEWSKI et al. 2012), zejména z důvodu, že intenzivní okyselení celých lesních ekosystémů se stalo impulzem pro řadu nepříznivých změn jak v půdních tak i rostlinných společenstvech (GODEK 2015). Hlavním následkem pak byla degradace horských smrčín (ZIMMERMANN, ZIMMERMANN 2002, VÁVROVÁ et al. 2009, VACEK et al. 2015), přičemž přímá spojitost mezi úrovní znečištění a rychlostí degradace porostů byla potvrzena na základě časoprostorové korelace ve studii KUBÍKOVÁ (1991). Po výrazném poklesu znečištění od počátku 90. let 20. století, následně docházelo k mírnému zlepšování stavu těchto porostů (LOMSKÝ et al. 2012). Zlepšování stavu porostů od počátku 90. let prokazují i některé další studie, které potvrzují zvýšení přírůstu (SPIECKER 1999, LUYSSAERT et al. 2010). I když práce KOLÁŘ et al. (2015) zotavení a zlepšený stav těchto porostů nezdůvodňuje jenom snížením imisního tlaku, nýbrž i účinky, které souvisí se zvyšující se teplotou a tedy i změnami klimatu. Výše uvedené kladné změny po snížení imisního tlaku lze vypožorovat i z výsledků mortality semenáčků v této studii, byť nelze potvrdit přímý vliv klimatu, který zde lze jen obtížně kvantifikovat. Avšak je pravděpodobné, že se zlepšeným stavem studovaných porostů změny klimatu alespoň částečně souvisejí, neboť jak uvádí práce LINDNER et al. (2010) jsou změny klimatu a jejich důsledek zvyšující se teploty často zmiňovány jako jeden z nejvýznamnějších faktorů zvyšování přírůstu lesních porostů. Na druhou stranu mohou klimatické změny vést k opačným procesům a přírůst snížit (ETZOLD et al. 2014) či jak tomu bylo v Krkonoších v srpnu 1978, může klimatický extrém, v tomto případě přísušek vést k výrazně zvýšené mortalitě přirozené obnovy (VACEK 1981). Nicméně se jedná často o výrazně stochastické jevy, které se velmi špatně kvantifikují a predikují (BRAUN et al. 2010). V souvislosti s klimatickými faktory hraje významnou roli i výskyt teplotních externalit, na které reagují sazenice obzvlášť citlivě na jaře, tj. při rašení. Výsledky dlouhodobého pozorování růstu a vitality smrkových sazenic v imisní oblasti Krušných hor ve studii FÉR et al. (1978) prokázaly velmi těsný vztah mezi pozdním rašením a dobrým zdravotním stavem, resp. mezi citlivostí na pozdní mraz a špatným

zdravotním stavem. Oteplování ovzduší v důsledku klimatické změny způsobuje posuny ve fenologii dřevin (KRAMER 1994). To dokazuje, že poškození sazenic pozdními mrazy v synergii s vlivem imisí může být jednou z příčin zvýšené mortality přirozené obnovy.

### **Přirozená obnova smrčín**

V souvislosti se snížením znečištění následně začalo docházet ke zlepšení zdravotního stavu VACEK et al. (2013). Tento trend podporují i výsledky práce FELIKSIK, WILCZYŃSKI (2003), která prokázala, že smrkové porosty v horách Sudet mohou mít dostatečný regenerační potenciál pro spontánní přirozenou obnovu, což jednoznačně potvrzují výsledky zastoupení tloušťkových četností v roce 2015 uvedené v této práci, z nichž je patrné výrazně levostranné rozdělení. Na druhou stranu, ke zlepšenému stavu poškozených porostů mohlo vést také růstové oživení přežívajících stromů díky zvýšené dostupnosti světla, tepla a nutričních živin uvolněných rozkladem biomasy z odumřelých stromů (KOLÁŘ et al. 2015), jejichž výskyt byl na studovaných lokalitách hojný. Rovněž přízemní patro imisemi poškozených smrkových porostů zpravidla představuje mozaiku stanovišť s různorodým zápojem a je zde tak poměrně široký prostor pro nestejnorodou dynamiku přízemního patra (VÁVROVÁ et al. 2009). V přízemním patře v rámci částečně poškozených a postupně rozpadajících se porostů probíhají dynamické vegetační procesy, jež mohou být výrazně odlišné a dokonce i protichůdné. Tyto procesy vegetační dynamiky jsou ovlivňovány zejména stupněm defoliace korun a stářím jednotlivých mezer v zápoji (CHLUMANOVÁ-VÁVROVÁ et al. 2015). Tato specifická jemná mozaika malých porostních mikrostanovišť s odlišným zápojem odlišuje dynamiku přízemní vrstvy imisně poškozených lesů od oblastí poškozených velkými kalamitami způsobenými větrem či kůrovcem (FISCHER et al. 2002, KREJČÍ et al. 2013).

Zvýšený počet jednotlivých mikrostanovišť je velmi důležitý pro výskyt a zdárné odrůstání přirozené obnovy smrku (HUNZIKER, BRANG 2005), přičemž z této práce je patrné, že výrazné snížení porostního zápoje a zlepšení emisních poměrů v 90. letech se výrazně odrazilo právě na početnosti jedinců v přirozené obnově. Nicméně se sníženým zápojem souvisí i riziko rozvoje bylinného patra (VÁVROVÁ et al. 2009), které má zpravidla více či méně negativní vliv na vznik a odrůstání přirozené obnovy (ŠTÍCHA et al. 2010, VACEK et al. 2013).



Jedním z nejdůležitějších faktorů z hlediska přirozené obnovy v oblastech ovlivněných kyselými dešti je reakce semen a mladých jedinců na tento abiotický faktor (RAMLALL et al. 2015), což potvrzují i výsledky této studie, kdy po ovlivnění porostů kyselými imisemi došlo k poklesu kvantity a kvality semenné produkce a k výraznému zvýšení mortality přirozené obnovy. Negativní vliv imisí na kvalitu pylu a množství a kvalitu semen lesních dřevin prokázali i další studie (SCHOLZ et al. 1985, POSPÍŠIL, ALFERI 1987). Nicméně na vznik a růst přirozené obnovy má vliv i celá řada jiných faktorů (ŠTÍCHA et al. 2010, BULUŠEK et al. 2016) a jsou ovlivňovány interakcemi s konkurenční vegetací s ohledem na to, že konkurence může jak zhoršovat vitalitu sazenice tak i ovlivnit její přežití (BÍLEK et al. 2014). V této studii měl největší negativní vliv konkurenční vegetace pokryv *Molinia caerulea* a *Sphagnum girgensohnii*, naopak nejprůzračnější podmínky přirozené obnově poskytoval z hlediska početnosti pokryv *Vaccinium myrtillus* a nejnižší mortalitu vykazovala přirozená obnova v pokryvu *Avenella flexuosa*. To koresponduje s prací VACEK (1981d), který prokázal nejprůzračnější podmínky pro přirozenou obnovu smrku na rozloženém odumřelém dřevě a ve *Vaccinium myrtillus*. K mírně rozdílným výsledkům pak dochází práce VÁVROVÁ et al. (2007), která prezentuje jako nejprůzračnější pro přirozenou obnovu mikrostanoviště s pokryvem mechů či smrkového opadu.

Kompetice mezi jednotlivými druhy často bývá zesílena vlivem abiotického stresu, z čehož můžou profitovat druhy alochtonní (BENITEZ-MALVIDO et al. 2001). Kyselé deště tak mohou ovlivňovat nejen změny v druhovém složení, ale ovlivňují i hustotu jedinců, a to podobným způsobem k jakému dochází přirozeně při vysokých hustotách jedinců (GOLDBERG, BARTON 1992). Vzhledem k tomu je ovlivněn i počet jedinců v přirozené obnově a rovněž jejich vertikální a horizontální uspořádání (FAYOLLE et al. 2009). V rámci přirozené obnovy jsou také velmi důležité vzájemné interakce mezi jednotlivými stromy, které mohou být jak záporné tak i kladné zejména tím, že si jedinci poskytují určitý kryt, díky kterému jsou více chráněni, než kdyby rostli soliterně (VACEK, LEPŠ 1996). Pravděpodobně i díky tomu bylo na trvalých výzkumných plochách zaznamenáno výhradně agregované uspořádání přirozené obnovy. K podstatě totožným výsledkům docházejí i práce z Krkonoš (VACEK et al. 2010, BULUŠEK et al. 2016) či Orlických hor (VACEK et al. 2014). Na druhou stranu náhodné prostorové uspořádání v rámci velkého prostorového měřítka uvádí práce ALLEN et al. (2012) a i z práce SZMYT, DOBROWOLSKA (2016) vyplývá náhodné uspořádání přirozené obnovy jako nejčastější, byť v menší míře se uplatňuje i uspořádání shlukovité. Obecně pak lze

konstatovat, že nenáhodné prostorové rozmístění jedinců přirozené obnovy je obvykle zapříčiněno mozaikou mikrostanovišť, která vznikla na základě předešlých disturbancí (KUULUVAINEN, KALMARI 2003, FISCHER et al. 2013), což lze uvést jako další důvod výrazné shlukovitosti přirozené obnovy na studovaných plochách.

Z hlediska druhové biodiverzity se jedná o druhově chudou, resp. převažující smrkovou přirozenou obnovu. Všechny sledované charakteristiky, tak dokumentují nízkou druhovou bohatost, různorodost a vyrovnanost. Obdobné výsledky z horských smrčín dokládají (JONÁŠOVÁ, MATĚJKOVÁ 2007, ULBRICHOVÁ, ŠIMKOVÁ 2007 a ŠTÍCHA et al. 2010).

## 7. Závěr

Z analýzy imisních a klimatických stresových faktorů v porostech rašelinných smrčín ve vrcholových partiích pohoří Sudetské soustavy vyplývá, že svým synergickým působením vyvolávaly postupné chřadnutí až odumírání smrkových porostů. Výrazné zhoršení zdravotního stavu autochtonních smrkových porostů a jejich vitality v důsledku synergismu imisního a klimatického stresu nastalo na TVP v Krkonoších v letech 1980–1987. V porostech v Orlických horách bylo výrazné zhoršení zdravotního stavu v letech 1979–1987, v Jizerských horách pak v letech 1981 až 1983. Svědčí o tom nejen vysoké hodnoty defoliace, ale i poklesu radiálního přírůstu. Po těchto obdobích se následně situace z hlediska zdravotního stavu smrkových porostů relativně stabilizovala, a to jak z hlediska trendů olistění živých stromů na jednotlivých TVP, tak i z hlediska jejich radiálního přírůstu.

K největší regeneraci porostů došlo po r. 1990 v souvislosti s odsířením velkých emisních zdrojů a následným poklesem emisí. I nadále však jednotlivé fyziologicky oslabené stromy smrku byly ojediněle napadány lýkožroutem smrkovým. Stále zde však dochází k výskytu predispozičních faktorů, které v rámci synergického působení mají potenciál k tomu, aby vyvolávaly postupné chřadnutí až odumírání smrkových porostů.

Na příkladu analýzy kvantity a kvality fruktifikace, vzniku a vývoje přirozené obnovy smrku v letech 1980–2015 v porostech rašelinných smrčín Jizerských hor na počátku imisní kalamity vyplývá, že při existenci silného semenného roku, jako byl r. 1980, jsou tyto porosty schopné se samovolně obnovit. V r. 2015 je na všech TVP plně zajištěná přirozená obnova, která odpovídá daným stanovištním poměrům a růstové i vývojové fázi sledovaných porostů. Studované porosty v Jizerských horách jsou tak unikátním příkladem dostatečné přirozené obnovy na počátku imisní a kůrovcové kalamity, v jejímž důsledku odumřela většina jedinců stromového patra, a přesto zde v poměrně krátké (35 let) době došlo k výraznému obnovení ekologické stability těchto porostů. Na zdárné regeneraci se podílela i skutečnost, že jde o původní populace do značné míry adaptované na dané podmínky prostředí. Ke stabilizaci těchto porostů zajisté přispěla i zvýšená porostní hygiena v okolních smrkových porostech, kde došlo k výrazné eliminaci hmyzích škůdců, zejména pak lýkožrouta smrkového.

Získané výsledky budou využity při zpracování plánů péče pro dané lokality a pro zpracování zásad specifického managementu pro tato zvláště chráněná území.

## 8. Seznam literatury a použitých zdrojů

- ALLEN M.S., THAPA V., AREVALO J.R., PALMER M.W. (2012): Windstorm damage and forest recovery: accelerated succession, stand structure, and spatial pattern over 25 years in two Minnesota forests. *Plant Ecology* 213: 1833–1842.
- AMMER C., STIMM B., MOSANDL R. (2008): Ontogenetic variation in the relative influence of light and belowground resources on European beech seedling growth. *Tree Physiology* 28: 721–728.
- 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(1): 43-53.
- ANDERBERG A., ANDERBERG A. L. (1996): Den virtuella floran. Elektronisk publikation, Naturhistoriska riksmuseet, Stockholm. [Http://linnaeus.nrm.se/flora](http://linnaeus.nrm.se/flora).
- ANGELSTAM P., KUULUVAINEN T. (2004): Boreal forest disturbance regimes, successional dynamics and landscape structures: a European perspective. *Ecological Bulletins* 117–136.
- AUGUSTIN S., BOLTE A., HOLZHAUSEN M., WOLFF B. (2005): Exceedance of critical loads of nitrogen and sulphur and its relation to forest conditions. *European Journal of Forest Research* 124: 289–300.
- AUGUSTO L., RANGER J., BINKLEY D., ROTHER A. (2002): Impact of several common tree species of European temperate forests on soil fertility. *Annual of Forest Science* 59: 1: 233–253.
- BAČE R., JANDA P., SVOBODA M. (2009): Vliv mikrostanoviště a horního stromového patra na stav přirozené obnovy v horském smrkovém lese na Trojmezí. *Silva Gabreta* 15: 67-84.
- BALCAR V. - VACEK S. - HENŽLÍK V. (1994): Dynamika poškození lesních porostů v horských oblastech. In: Stav horských lesů Sudet v České republice. Eds. A. Jurásek, S. Vacek. Opočno, VÚLHM Výzkumná stanice, 73 – 100 pp.
- BALCAR V. - VACEK S. - HENŽLÍK V. (1997): Poškození a úhyn lesních porostů v Sudetských horách. In: Protection of forest ecosystems, selected problems of forestry in Sudety Mts. Eds. P. Paschalis, S. Zajaczkowski. Warszawa, Biuro GEF, s. 29 - 57.

- BALCAR V., ŠPULÁK O., KACÁLEK D., KUNEŠ I. (2011): Obnova lesa ve vyšších horských polohách postihovaných extrémními mrazovými stresy - Certifikovaná metodika. Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, Strnady.
- BARNA M. (2011): Natural regeneration of *Fagus sylvatica* L.: a Review. Austrin Journal of Forest Science 128: 71–91.
- BARNES B.V., ZAK D.R., DENTON S.R., SPURT S.H. (1998): Forest ecology (4th Edition). John Wiley & Sons, New York, 774pp,.
- BEDNARZ Z., JAROSZEWICK B., PTAK J., SZWARZYK J. (1998/1999): Dendrochronology of the Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) from the Babia Gora National Park, Poland. Dendrochronologia 16: 17: 45–55.
- BEGON M., TOWNSEND C.R.H., JOHN L., COLIN R.T., JOHN L.H. (2006): Ecology : from individuals to ecosystems. Ecología 738 p.
- BENITEZ-MALVIDO J., MARTINEZ-RAMOS M., CECCON E. (2001): Seed rain vs. seed bank, and the effect of vegetation cover on the recruitment of tree seedlings in tropical successional vegetation. In: Gottsberger, G., Liede, S. (eds) Life Forms and Dynamics in Tropical Forests. Cramer, Stuttgart, 1–18 pp.
- BERGMANN W. (1988): Ernährungsstörungen bei Kulturpflanzen. Jena, G. Fischer Verlag, 762 pp.
- BÍLEK L., REMEŠ J., PODRÁZSKÝ V., ROZENBERGAR D., DIACI J., ZAHRADNÍK D. (2014): Gap regeneration in near-natural European beech forest stands in Central Bohemia – the role of heterogeneity and micro-habitat factors. Dendrobiology 71: 59–71.
- BIONDI F., WAIKUL K. (2004): Dendroclim 2002: AC++ program for statistical calibration of climate signals in tree ring chronologie. Computers and Geosciences, 30: 303–311.
- BLAŚ M., SOBIK M., QUIEL F., NETZEL P. (2002): Temporal and spatial variations of fog in the Western Sudety Mts., Poland. Atmospheric Research 64(1–4):19-28.
- BLAŚ M., SOBIK M., TWAROWSKI R. (2008): Changes of cloud water chemical composition in the Western Sudety Mountains, Poland. Atmosphere Research 87: 224–231.

- BORŮVKA L., PODRÁZSKÝ V., MLÁDKOVÁ L., KUNEŠ I., DRÁBEK O. (2005): Some approaches to the research of forest soils affected by acidification in the Czech Republic. *Soil Science and Plant Nutrition* 51(5): 745–749.
- 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.
- BOYDEN S., BINKLEY D., SHEPPERD W. (2005): Spatial and temporal patterns in structure, regeneration, and mortality of an oldgrowth ponderosa pine forest in the Colorado Front Range. *Forest Ecology and Management* 219: 43–55.
- BRAUN S., THOMAS V.F.D., QUIRING R., FLÜCKIGER W. (2010): Does nitrogen deposition increase forest production? The role of phosphorus. *Environmental Pollution* 158: 2043–2052.
- BRIDGMANN H.A., DAVIES T.D., JICKELLS T., HŮNOVÁ I., TOVEY K., BRIDGES K., SURAPIPITH V. (2002): Air pollution in the Krušné hory region, Czech Republic during the 1990s. *Atmospheric Environment* 36: 3375–3389.
- BULUŠEK D., VACEK Z., VACEK S., KRÁL J., BÍLEK L. (2016): Spatial pattern of relict beech (*Fagus sylvatica* L.) forests in the Sudetes of the Czech Republic and Poland. *Journal of Forest Science* 62: 293–305.
- BÜNTGDEN U., FRANK D.C., KACZKA R.J., VERSTEGE A., ZWIJACZ-KOZICA T., ESPER J. (2007): Growth/climate response of a multi-species tree-ring network in the Western Carpathian Tatra Mountains. *Tree Physiol* 27:689–702.
- BUTTOUD G. (2000): White Book 2000 on Mountain Forest in Europe. Saint Jean d'Arvey, EOMF, 56 p.
- BYTNEROWICZ A., BADEA, O., BARBUC I. ET AL. (2003): New international long-term ecological research on air pollution effects on the Carpathian Mountain forests, Central Europe. *Environment International* 29: 367–376.
- BYTNEROWICZ A., OMASA K., PAOLETTI E. (2007): Integrated effects of air pollution and climate change on forests: A northern hemisphere perspective. *Environmental Pollution* 147: 438–445.

- CEPPI P., SCHERRER S.C., FISCHER A.M., APPENZELLER C. (2012): Revisiting Swiss temperature trends 1959–2008. *International Journal of Climatology* 32: 203–213.
- CLARK P.J., EVANS F.C. (1954): Distance to nearest neighbour as a measure of spatial relationship in populations. *Ecology* 35: 445–453.
- COURBAUD B., GOREAUD F., DREYFUS P., BONNET F.R. (2001): Evaluating thinning strategies using a tree distance dependent growth model: some examples based on the CAPSIS software “uneven-aged spruce forests” module. *Forest Ecology and Management* 145(1-2): 15-28.
- CROOKSTON N.L., STAGE A.R. (1999): Percent canopy cover and stand structure statistics from the Forest Vegetation Simulator. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-24. Ogden, UT. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. 11 p.
- CUDLÍN P., NOVOTNÝ R., MORAVEC I., CHMELÍKOVÁ E. (2001): Retrospective evaluation of the response of mountain forest ecosystems to multiple stress. *Ekologia (Bratislava)* 20: 108-124.
- 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 Rigo D. et al. (2016): *Scientific Topics Focus 2*, mri 10 a 15 +.
- DEMEK J. (1987): *Obečná geomorfologie*. Academia, Praha, 476 s.
- DESPLANQUE C., ROLLAND C., SCHWEINGRUBER F.H. (1999): Influence of species and abiotic factors on extrême tree ring modulation: *Picea abies* and *Abies alba* in Tarentaise and Maurienne (French Alps). *Trees* 13(4): 218–227.
- Dieckmann U., Doebeli M., Metz J.A.J. & Tautz D., eds. (2004): *Adaptive Speciation*. Cambridge, UK: Cambridge University Press.
- DITTMAR C., ELLING W. (2004): Radial growth of Norway spruce [*Picea abies* (L.) Karst.] at the Coulissenhieb Site in relation to environmental conditions and

- comparison with sites in the Fichtelgebirge and Erzgebirge. *Ecological Studies* 172:291–311.
- DROBYSHEV I.V. (1999): Regeneration of Norway spruce in canopy gaps in SphagnumMyrtillus old-growth forests. - *Forest Ecology and Management* 115, 71-83.
- DRÖBLER L., LÜPKE VON B. (2005): Canopy gaps in two virgin beech forest reserves in Slovakia. *Journal of Forest Science* 51: 446–457.
- DUCHESNE L., HOULE D. (2011): Modelling day-to-day stem diameter variation and annual growth of balsam fir (*Abies balsamea* (L.) Mill.) from daily climate. *Forest Ecology and Management* 262: 863–872.
- EBERHART K.E., WOODARD P.M. (1987): Distribution of residual vegetation associated with large fires in Alberta. *Canadian Journal of Forest Research*. 17: 1207- 1212.
- ETZOLD S., WALDNER P., THIMONIER A., SCHMITT M., DOBBERTIN M. (2014): Tree growth in Swiss forests between 1995 and 2010 in relation to climate and stand conditions: Recent disturbances matter. *Forest Ecology and Management* 311: 41–55.
- FABIÁNEK P., HELLEBRANDOVÁ K., ČAPEK M. (2012): Monitoring of defoliation in forest stands of the Czech Republic and its comparison with results of defoliation monitoring in other European countries. *Journal of Forest Science* 58(5):193–202.
- FABRIKA M. (2005): Simulátor biodynamiky lesa SIBYLA, koncepcia, konštrukcia a programové riešenie. Habilitačná práca. Zvolen, Technická univerzita vo Zvolene, 238 p.
- FABRIKA M., ĎURSKÝ J. (2005): Algorithms and software solution of thinning models for SIBYLA growth simulator. *Journal of Forest Science* 51 (10): 431–445.
- FAYOLLE A., VIOLLE C., NAVAS M.L. (2009): Differential impacts of plant interactions on herbaceous species recruitment: disentangling factors controlling emergence, survival and growth of seedlings. *Oecologia* 159: 817–825.
- FELIKSIK E. (1972): Dendroclimatic studies on spruce (*Picea excelsa* L.): Part I. Studies of spruce in Gasienicowy Forest in the Tatra Mountains. *Acta Agraria et Silvestria, Series Silvestris* 12: 39–70.



- FELIKSIK E. (1995): Dendrological monitoring of the treat to the forests of Western Beskids created by industrial immission. *The Beskids Bulletin* 7: 23–34.
- FELIKSIK E., WILCZYŃSKI S. (2003): Tree rings as indicators of environmental change. *Electronic Journal of Polish Agricultural Universities, Forestry* 2(2): 1505-0297.
- FELIKSIK E., WILCZYŃSKI S., WAŁECKA M. (1994): Klimatyczne uwarunkowania przyrostow kambialnych świerka pospolitego (*Picea abies* Karst.) w leśnictwie Pierściec. *Acta Agraria et Silvestria, Series Silvestris* 32:53–59.
- FÉR, F., PELZ, E., PFEFFER, A. (1978): Výsledky dlouhodobého pozorování růstu a vitality smrkových sazenic v imisní oblasti Krušných hor. *Lesnictví* 24: 889-909.
- FISCHER A., LINDNER M., CLEMENTS A., LASCH P. (2002): Vegetation dynamics in Central European forest ecosystems (near-natural as well as managed) after storm events. *Folia Geobotanica* 37: 17-32.
- FISCHER A., MARSHALL P., CAMP A. (2013): Disturbances in deciduous temperate forest ecosystems of the northern hemisphere: their effects on both recent and future forest development. *Biodiversity and Conservation* 22: 1863–1893.
- FLOUSEK J. et al. (1994): Plán péče o Krkonošský národní park a jeho ochranné pásmo. Vrchlabí, Správa KRNAP Vrchlabí, 60 p.
- FRANKLIN J.F., SPIES T.A., VAN PELT R., CAREY A.B., THORNBURGH 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 forests as an example. *Forest Ecology and Management* 155: 399–423.
- FRAVER S., JONSSON B. G., JÖNSSON M., ESSEEN P.-A. (2008): Demographics and disturbance history of a boreal old-growth *Picea abies* forest. *Journal of Vegetation Science* 19: 789-798.
- FRELICH L.E. (2002): *Forest Dynamics and Disturbance Regimes. Studies from Temperate Evergreen-Deciduous Forests.* Cambridge University Press, 266 pp.
- FÜHRER E. (1990): Forest decline in central Europe: Additional aspects of its cause. *Forest Ecology nad Management* 37: 249-257.

- FÜLDNER K. (1995): Strukturbeschreibung von Buchen-Edellaubholz-Mischwäldern, Dissertation Forstliche Fakultät Göttingen, Cuvillier Verlag, Göttingen, Germany.
- Fürst A. (2009): 11th Needle/Leaf Interlaboratory Comparison Test 2008/2009. Technical report Life+ QA-RFoliar09 in cooperation with ICP Forests. ISBN 978-3-901347-79-5. Forest Foliar Coordinating Centre/ BFW, Vienna, Austria.
- GERŽA M. R. (2012): Rašeliniště Orlických hor a jejich podhůří. Východočeský sborník přírodovědný. Práce a studie 19: 93–124.
- GODEK M., SOBIK M., BŁAŚ M., POLKOWSKA Ź., OWCZAREK P., BOKWA A. (2015): Tree rings as an indicator of atmospheric pollutant deposition to subalpine spruce forests in the Sudetes (Southern Poland). *Atmospheric Research* 151: 259–268.
- GOLDBERG D.E., BARTON A.M. (1992): Patterns and consequences of interspecific competition in natural communities: a review of field experiments with plants. *The American Naturalist* 139: 771–801.
- GRATZER G., DARABANT A., CHHETRI P. B. ET AL. (2004): Interspecific variation in the response of growth, crown morphology and survivorship to light for six tree species in the conifer belt of the Bhutan Himalayas. *Canadian Journal of Forest Research* 34: 1093-1107.
- GRIME J. P., HODGSON J. G., HUNT R. (2007): *Comparative Plant Ecology: A Functional Approach to common British Species*, Castlepoint Press.
- 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, 104 pp.
- GRULKE N.E. (2010): Plasticity in physiological traits in conifers: implications for response to climate change in the western U.S. *Environmental Pollution* 158: 2032–2042.
- 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., LIENKAEMPER G.W., CROMACK K. JR., CUMMINS K.W. (1986): Ecology of Coarse Woody Debris in Temperate Ecosystems. *Advances in Ecological Research* 15: 133-302.

- HART S.A., CHEN H.Y.H. (2006): Understory Vegetation Dynamics of North American Boreal Forests. *Critical Reviews in Plant Sciences* 25: 381–397.
- HLADÍK M., 1993: *Hospodárenie v lesoch horských oblastí*. VŠZ, Praha.
- HLADNÝ J. & SÝKORA B. (1983): Klimatologie, hydrologie, snehová pokrývka. - In: Sýkora B. & al. (eds), *Krkonošský národní park*, p. 33-44. Stát. zemed. nakladatelství, Praha, 278 pp.
- 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 Forest Research* 126: 303-313.
- HOLEKSA J., ŽYWIEC M (2005): Spatial pattern of a pioneer tree seedling bank in old-growth European subalpine spruce forest. *Ekológia (Bratislava)* 24: 263-276.
- HOLUŠA J., LIŠKA J. (2002): Hypotéza chřadnutí a odumírání smrkových porostů ve Slezsku (Česká republika). *Zprávy lesnického výzkumu* 47 (1): 9-15.
- HOPKINS B., SKELLAM J.G. (1954): A new method of determining the type of distribution of plant individuals. *Annals of Botany* 18: 213–227.
- HRUŠKA J., CIENCALA E. (2003): Long-term acidification and nutrient degradation of forest soils – limiting factors of forestry today. Ministerstvo životního prostředí ČR. Praha, 165 p.
- HUECK K. (1939): Botanische Wanderungen im Riesengebirge. *Pflanzensoziologie* 3:1–116.
- HŮNOVÁ I., MAZNOVÁ J., KURFURST P. (2014): Trends in atmospheric deposition fluxes of sulphur and nitrogen in Czech forests. *Environmental Pollution* 184: 668–675.
- HŮNOVÁ I., SCHREIBEROVÁ M. (2012): Ambient ozone phytotoxic potential over the Czech forests as assessed by AOT40. *i-Forest – Biogeosciences and Forestry*, 5: 153–162.
- 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.

- HUNZIKER U., BRANG P., 2005. Microsite patterns of conifer seedling establishment and growth in a mixed stand in the southern Alps. *Forest Ecology and Management* 210: 67–79.
- HUSOVÁ, M., JIRÁSEK, J., MORAVEC, J. (2002): Přehled vegetace České republiky Svazek 3. Jehličnaté lesy. Academia, Praha.
- CHALOUPSKÝ J.[red.] (1989): Přehledná geologická mapa Krkonoš a Jizerských hor. (1:100 tis.) – Ústř. Ústav Geol., Praha.
- 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.
- CHRISTENSSON L., VON FRICK H. (1990): Frost and winter desiccation as stress factors. *Aquilo Ser. Botanica* 29: 13-19.
- CHUMANOVÁ-VÁVROVÁ E., CUDLÍN O., CUDLÍN P. (2015): Spatial and temporal patterns of ground vegetation dominants in mountain spruce forests damaged by sulphur air pollution (Giant Mountains, Czech Republic). *Boreal Environment Research* 20: 620–636.
- Igawa M., Kojima K., Yoshimoto O., Nanzai B. (2014): Air pollutant deposition at declining forest sites of the Tanzawa Mountains, Japan. *Atmospheric Research* 151: 93–100.
- JAEHNE S.C., DOHRENBUSCH A. (1997): Ein Verfahren zur Beurteilung der Bestandesdiversität. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 116: 333-345.
- JANDA P., BAČE R., SVOBODA M., STARÝ M. (2010): Věková a prostorová struktura horského smrkového lesa v I. zóně „Trojmezna“ v NP Šumava. *Silva Gabreta* 16: 43-59.
- 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., KOŁODZIEJ ZB., PORADA K. (2002): Structure and dynamics of stands of primeval character in selected areas of the Bieszczady National Park. *Journal of Forest Science* 48: 185–201.
- JENÍK J. (1961): *Alpínská vegetace Krkonoš, Kralického Sněžníku a Hrubého Jeseníku*. Vydavatelstvo ČSAV, Praha, 412 s.
- JENÍK J. (2000): Geographical and Ecological Identity of the Giant Mountains. *Opera Concorsica* 37: 12-19.
- JENÍK J. et al. (1994): *Biosphere Reserves on the Crossroad of Central Europe, Czech Republic – Slovak Republic*. Praha, Empora: 168 p.
- JENÍK J., ŠTURSA J. (2003): Vegetation of the Giant Mountains, Central Europe. In: Nagy, L., Grabherr, G., Körner, Ch., Thompson, D.B.A. (eds), *Alpine biodiversity in Europe*. *Ecological Studies* 167: 47–51.
- JONÁŠOVÁ M., MATĚJKOVÁ I. (2007): Natural regeneration and vegetation changes in wet spruce forests after natural and artificial disturbances. *Canadian Journal of Forest Research* 37: 1907–1914.
- JONÁŠOVÁ M., PRACH K. (2004): Central-European mountain spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) forests: regeneration of tree species after a bark beetle outbreak. *Ecological Engineering* 23: 15-27.
- 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.
- JUKNYS R., STRAVINSKIENE V., VENCLOVIENE J. (2002): Tree-ring analysis for the assessment of anthropogenic changes and trends. *Env Monit Asses* 77(1): 81–97.
- KAHLE H.P., SPIECKER H. (1996): Adaptability of radial growth of Norway spruce to climate variations: results of a site-specific Dendroecological study in high elevations of the Black Forest (Germany). *Radiocarbon* 38: 785–801.
- KLOPČIČ 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.

- KMEŤ J., DITMAROVÁ Ľ., PRIWITZER T., KURJAK D. (2009): Physiological aspects of yellowing of spruce advanced regeneration in area of the Kysucké Beskydy Mts. *Beskydy* 2(1): 29 – 38.
- KMEŤ J., DITMAROVÁ Ľ., PRIWITZER T., KURJAK D., BALÁŽ P., BLAŽENEC M. (2010): Physiological limits – a possible cause of spruce decline. *Beskydy* 3(1): 55-64.
- KNIBBE B. (2007): Past4, Personal analysis system for treering research, Version 4.2. Vienna, SCIEM: 161.
- KOBLÍŽEK J. (2008): Jehličnaté a listnaté dřeviny našich zahrad a parků. Sursum, Brno.
- KOLÁŘ T., ČERMÁK P., OULEHLE F., TRNKA M., ŠTĚPÁNEK P., CUDLÍN P., HRUŠKA J., BÜNTGEN U., RYBNÍČEK M. (2015): Pollution control enhanced spruce growth in the “Black Triangle” near the Czech–Polish border. *Science of the Total Environment* 538: 703–711.
- KOPÁČEK J., VESELÝ J. (2005): Sulfur and nitrogen emissions in the Czech Republic and Slovakia from 1850 till 2000. *Atmospheric Environment* 39(12) :2179-2188.
- KOPROWSKI M, ZIELSKI A. (2006): Dendrochronology of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) from two range centres in lowland Poland. *Trees* 20(3):383–390.
- KORPEL Š. (1982): Degree of equilibrium and dynamical changes of the forest on example of natural forests of Slovakia. *Acta facultatis forestalis* 24: 9–30.
- KORPEL Š. (1989): *Pralesy Slovenska*. 1<sup>st</sup> Ed. Bratislava, Veda – Slovenská akadémia vied: 328.
- KORPEL Š. (1995): *Die Urwälder der Westkarpaten* Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, Jena, New York., 310 p.
- KORPEL Š. et al. (1991): *Pestovanie lesa*. Bratislava, *Príroda*: 465.
- KORPEL Š., SANIGA M. (1993) *Výběrný hospodářský způsob*. Písek, VŠZ LF Praha a Matice lesnická, 1993. 128 s.
- KOS J, MARŠÁKOVÁ M (1997): *Chráněná území České republiky*. Agentura ochrany přírody a krajiny, Praha, Czech Republic.
- KRÁL J., VACEK S., VACEK Z., PUTALOVÁ T., BULUŠEK D., ŠTEFANČÍK I. (2015): Structure, development and health status of spruce forests affected by air pollution in

- the western Krkonoše Mts. in 1979–2014. *Lesnícky časopis Forestry Journal* 61: 175–187.
- KRAMER K. (1994): A modeling analysis of the effects of climatic warming on the probability of spring frost damage to tree species in The Netherlands and Germany. *Plant. Cell and Environment* 17: 367-377.
- KREJČÍ F., VACEK S., BÍLEK L., MIKESKA M., HEJCMANOVÁ P., VACEK Z. (2013): The effects of climatic conditions and forest site types on disintegration rates in *Picea abies* occurring at the Modrava Peat Bogs in the Šumava National Park. *Dendrobiology* 70: 35–44.
- KROUPOVÁ M. (2002): Dendroecological study of spruce growth in regions under long-term air pollution load. *Journal of Forest Science* 48(12):536–548.
- KUBÍKOVÁ J. (1991): Forest dieback in Czechoslovakia. *Vegetatio* 93: 101–108.
- KUCBEL S., VENCURIK J., JALOVIAR P., KURIŠ P. (2008): Analýza štruktúry vo vysokohorskom ochrannom lese nízkých Tatier. *Acta facultatis forestalis, Zvolen – Slovakia* 2: 57–65.
- KULA E., KAJFOSZ R., POLÍVKA J. (2013): Attractiveness of *Picea pungens* to the bark beetle species *Ips amitinus* (Eichh.) and *Pityogenes chalcographus* (L.). *Journal of Forest Science* 59: 493 – 502.
- KUPFERSCHMID A., D., BUGMANN H. (2005): Effect of microsites, logs and ungulate browsing on *Picea abies* regeneration in a mountain forest. *Forest Ecology and Management* 205: 251-265.
- Kuuluvainen T. (1994): Biodiversity in the Fennoscandian boreal forests: natural variation and its management. *Annales Zoologici Fennici* 31(1): 35-51.
- Kuuluvainen T., Kalmari R. (2003): Regeneration microsites of *Picea abies* seedlings in a windthrow area of a boreal old-growth forest in southern Finland. *Annales Botanici Fennici* 40: 401-413.
- 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.

- LAUBHANN D., STERBA H., REINDS G.J., DE VRIES W. (2009): The impact of atmospheric deposition and climate on forest growth in European monitoring plots: an individual tree growth model. *Forest Ecology and Management* 258: 1751–1761.
- LEEMANS R., (1991): Canopy gaps and establishment patterns of spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) in two old-growth coniferous forests in central Sweden. *Vegetatio* 93: 157-165.
- LEIBUNDGUT H. (1959): Über Zweck und Methodik der Struktur und Zuwachsanalyse von Urwäldern, *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 110(3): 111–124.
- LESIŃSKI J. A., LANDMAN G. (1985): Crown and branch malformation in conifers related to forest decline. In: Cape JN, Mathy P (eds), *Scientific Basis of Forest Decline Symptomatology*, Commission of the European Communities, Brussels. *Air Pollution Research Report* 15: 92–105.
- LESIŃSKI J. A., WESTMANN L. (1987): Crown injury types in Norway Spruce and their applicability for forest inventory. In: *Acid rain. Scientific and technical advances*. Westville Geange, Selper 657–662 s.
- LIKENS G. E., DRISCOLL C. T., BUSO D. C. (1996): Long-term effects of acid rain: response and recovery of a forested ekosystém, *Science* 272: 244–246.
- LINDENMAYER D.B., MARGULES C.R., BOTKIN D.B., (2000): Indicators of biodiversity for ecological sustainable forest management. *Conservation Biology* 14: 941–950.
- LINDER P., ELFVING B., ZACKRISSON O. (1997): Stand structure and successional trends in virgin boreal forest reserves in Sweden. *Forest Ecology and Management* 98:17-33.
- LINDNER M., MAROSCHEK M., NETHERER S., KREMER A., BARBATI A., GARCIA-GONZALO J. et al. (2010): Climate change impacts, adaptive capacity, and vulnerability of European forest ecosystems. *Forest Ecology and Management* 259(4): 698–709.
- LESIŃSKI Q., HYTTEBORN H. (1991): Gap structure, disturbance and regeneration in a primeval *Picea abies* forest. *Journal of Vegetation Science* 2: 391-402.
- LOKVENEC T. (1978): *Toulky krkonošskou minulostí*. Hradec Králové, Kruh, 258 p.



- LOKVENČ T. (2001): History of the Giants Mts' dwarf pine (*Pinus mugo* Turra ssp. *pumilio* Franco). *Opera Corcortica* 38:21–42.
- LOMSKÝ B., ŠRÁMEK V., NOVOTNÝ R. (2013): The health and nutritional status of Norway spruce stands in the Krušné hory Mts. 15 years subsequent to the extreme winter of 1995/96. *Journal of Forest Science*. *Journal of Forest Science* 59: 359 – 369.
- 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.
- LORENZ M. (1995): International co-operative programme on assessment and monitoring of air pollution effects on forests – ICP forests. *Water Air and Soil Pollution* 85 (3): 1221–1226.
- LORENZ M., BECHER G. et al. (2012): *Forest Condition in Europe, ICP Forests, Hamburg*, 167 p.
- LORENZ M., MUELLER-EDZARDS CH., BECHER G., FISHER R., DIBBERN B. (1999): *Forest Condition in Europe in 1998. Geneva, Scheme UE and ICP Forests (UN/ECE-EC), Brussels*.
- LORENZ M., NAGEL H.D., GRANKE O., KRAFT P. (2006): Critical loads and their exceedances at intensive forest monitoring sites in Europe. *Environmental Pollution* 155: 426–435.
- LÜTTGE U. (2014): Climate change, air pollution and global challenges. Understanding and perspectives from forest research. *Journal of Forest Science* 60: 351 – 352.
- Luyssaert S., Ciais P., Piao S. L., Schulze E. D., Jung M., Zaehle S., Schelhaas M. J., Reichstein M., Churkina G., Papale D., Abril G., Beer C., Grace J., Loustau D., Matteucci G., Magnani F., Nabuurs G. J., Verbeeck H., Sulkava M., van derWerf G. R., Janssens I. A., and Team C.-I. S. (2010): The european carbon balance, Part 3: Forests. *Global Change Biology* 16: 1429–1450.
- MACKOVČIN P., SEDLÁČEK M. & KUNCOVÁ J. [eds.] (2002): *Liberecko*. In: Mackovčín P. & Sedláček M (eds.), *Chráněná území ČR, svazek III. – Agentura ochrany přírody a krajiny ČR a Ekocentrum Brno, Praha*, 331 pp.

- MACVEAN D. N., RATCLIFFE D. A., (1962): Plant communities of the Scottish Highlands. A study of Scottish mountain, moorland and forest vegetation, Her Majesty's Stationery Office, London.
- MÄKINEN H., NOJD P., MIELIKÄAINEN K. (2001): Climatic signal in Antal growth variation in damaged and healthy stands of Norway spruce [*Picea abies* (L.) Karst.] in southern Finland. *Trees* 15:177–185.
- MANABE T., NISHIMURA N., MIURA M., YAMAMOTO S. (2000): Population structure and spatial patterns for trees in a temperate oldgrowth evergreen broad-leaved forest in Japan. *Plant Ecology* 151: 181–197.
- MATERNA J. (1960): The nutrition of Spruce on raised peat-bogs in Bohemia. *Sbornik Ceskoslovenske Akademie Zemedelskych Ved. Rada D. Lesnictvi* 6(6): 495-504.
- 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 TN, MOHREN GMJ, LE THIEC D, TUOVINEN J-P, WEATHERALL A, PAOLETTI E (2012). Forests under climate change and air pollution: Gaps in understanding and future directions for research. *Environmental Pollution* 160: 57-65.
- MAZURSKI K. R. (1986): The destruction of forests in the Polish Sudetes Mountains by industrial emissions. *Forest Ecology and Management* 17: 303–315.
- MCCARTHY J. (2001): Gap dynamics of forest trees: A review with particular attention to boreal forest. *Environmental Reviews* 9: 1–59.
- MCNULTY S.G., BOGGS J.L. (2010): A Conceptual framework: redefining forest soil's critical acid loads under a changing climate. *Environmental Pollution* 158: 2053–2058.

- MENCUCCINI M., MARTINEZ-VILALTA J., VANDERKLEIN D., HAMID H.A., KORAKAKI E., LEE S., MICHIELS B. (2005): Size-mediated ageing reduces vigour in trees. *Ecology Letters* 8: 1183–1190.
- MERIAN P., LEBOURGEOIS F. (2011): Size-mediated climate–growth relationships in temperate forests: a multi-species analysis. *Forest Ecology and Management* 261: 1382–1391.
- MEUSEL H., JAGER E., RAUSCHERT, S., WEINERT E. (1978): *Vergleichende Chorologie der Zentraleuropaischen Flora* Gustav Fischer Verlag Jena.
- MEYER F.D., BRÄKER O.U. (2001): Climate response in dominant and suppressed spruce trees, *Picea abies* (L.) Karst., on subalpine and lower montana site in Switzerland, *Ecoscience* 8:105–114.
- MÍCHAL I. (1999): Ponechávání odumřelého dřeva z hlediska péče o biologickou rozmanitost. In: *Význam a funkce odumřelého dřeva v lesních porostech*, Vranov nad Dyjí, 9–17 p.
- MÍCHAL I., (1983): Dynamika přírodního lesa I-VI. *Živa*, 1-6: 8-13, 48-53, 85-88, 128-133, 163-168: 233–238.
- MÍCHAL I., PETŘÍČEK V. (1999): *Péče o chráněná území. 2, Lesní společenstva*. AOPK ČR, Praha.
- MIKESKA et al. (2000): *Oblastní plán rozvoje lesů – PLO 24 – Sudetské mezihoří*. ÚHÚL Brandýs nad Labem, Hradec Králové.
- MINISTERSTVO ZEMĚDĚLSTVÍ (2014): *Zpráva o stavu lesa a lesního hospodářství ČR 2014*. Praha. 108 s.
- MORAVEC J. et al. (1994): *Fytocenologie*. Praha.
- 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.
- MOTTA R. (2003): Ungulate impact on rowan (*Sorbus aucuparia* L.) and Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) height structure in mountain forests in the eastern Italian Alps. *Forest Ecology and Management* 181(1): 139–150.

- MOTTA R., NOLA P., PIUSSI P (1999): Structure and stand development in three subalpine Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) stands in Panaveggio (Trento, Italy). *Global Ecology and Biogeography* 8: 455–471.
- MOTTA R., NOLA P., PIUSSI P. (2002): Long-term investigations in a strict forest reserve in the eastern Italian Alps: spatio-temporal origin and development in two multi-layered subalpine stands. *Journal of Ecology* 90: 495-507.
- MOUCHA P. (1999): Zásady začleňování lesů v chráněných krajinných oblastech do zón odstupňované ochrany přírody a principy hospodaření v nich. In: MOUCHA P. (ed.), *Přírodě blízké hospodaření v lesích chráněných krajinných oblastí. Sborník ze semináře 30. 3. 1999 v Průhonicích*. Praha, SCHKO ČR a ČLS: 41–46.
- MOUNTFORD M.D. (1961): On E. C. Pielou's index of nonrandomness. *Journal of Ecology* 49: 271–275.
- MUSIL I., HAMERNÍK J. (2007): *Jehličnaté dřeviny [Conifers]*. Academia, Praha.
- MYNENI R.B., KEELING C.D., TUCKER C.J., ASRAR G., NEMANI R.R. (1997): Increased plant growth in the northern high latitudes from 1981 to 1991. *Nature* 386: 698–702.
- NAKASHIZUKA T. (2001): Species coexistence in temperate, mixed deciduous forests. *Trends in Ecology & Evolution* 16: 205–210.
- OLIVER C.D., LARSON B.C. (1996): *Forest Stand Dynamics*. update edition. John Wiley and Sons Inc., New York, NY.
- PALUCH J.G., JASTRZĘBSKI R. (2013): Natural regeneration of shade-tolerant *Abies alba* Mill. in gradients of stand species compositions: Limitation by seed availability or safe microsites? *Forest Ecology and Management* 307: 322–332.
- PAOLETTI E., SCHAUB M., MATYSSEK R., WIESER G., AUGUSTAITIS A., BASTRUP-BIRK A.M., BYTNEROWICZ A., GÜNTHARDT-GOERG M.S., MÜLLER-STARCK G., SERENGIL Y. (2010): Advances of air pollution science: From forest decline to multiple-stress effects on forest ecosystem services. *Environmental Pollution* 158: 1986–1989.
- PAPAIK M.J., CANHAM, C.D. (2006): Multi-model analysis of tree competition along environmental gradients in southern New England forests. *Ecological Applications* 16: 1880–1892.

- PETERSON G., ALLEN C. R., HOLLING C. S. (1998): Ecological Resilience, Biodiversity, and Scale. *Ecosystems* 1: 6–18.
- PETRÁŠ R., PAJTÍK, J. (1991): Sústava česko-slovenských objemových tabuliek drevín. *Lesnícky časopis* 37 (1): 49–56.
- PICKETT S.T.A., CADENASSO M.L. (2005): Vegetation dynamics. In.: van der Maarel E. (ed.), *Vegetation ecology*. Blackwell publishing, London, 172–198 p.
- 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, 165 pp.
- PIERMATTEI A., GARBARINO M., URBINATI C. (2014): Structural attributes, tree-ring growth and climate sensitivity of *Pinus nigra* Arn. at high altitude: common patterns of a possible treelineshift in the central Apennines (Italy). *Dendrochronologia* 32: 210–219.
- PICHLER P., OBERHUBER W. (2007): Radial growth response of coniferous forest trees in an inner Alpine environment to heatwave in 2003. *Forest Ecology and Management* 242: 688–699.
- PILÁT A. (1963): *Listnaté stromy a keře našich zahrad a parků*. Státní zemědělské nakladatelství, Praha.
- PILÁT, A. (1964): *Jehličnaté stromy a keře našich zahrad a parků*. Nakladatelství ČSAV, Praha.
- PILOUS V. (2006): Pleistocénní glacienní a nivační modelace Jizerských hor. – *Opera Corcontica* 43: 21-44.
- PLÍVA K., ŽLÁBEK I. (1986): *Přírodní lesní oblasti ČR*. Praha, SZN, 313 pp.
- 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. *Journal of Forest Science* 50: 55–66.
- PODLASKI R. (2010): Diversity of patch structure in Central European forests: are tree diameter distributions in near-natural multilayered *Abies–Fagus* stands heterogeneous? *Ecological Research*. 25: 599–608.

- PODRÁZSKÝ V. (1999): Ekologie lesa I. – Dynamika a management lesních ekosystémů, Praha, ČZU, 86 p.
- PODRÁZSKÝ V., VACEK S, VACEK Z., RAJA., MIKESKA M., BOČEK M., SCHWARZ O., HOŠEK J., ŠACH F., ČERNOHOUS V., BÍLEK L., HEJCMAN M., NOSKOVÁ I., BALÁŠ M. (2010): Půdy Lesů a ekosystémů nad horní hranicí lesa v národních parcích Krkonoš. - Lesnická práce, Kostelec nad Černými lesy, 304 p.
- PODRÁZSKÝ V., VACEK, S. (1994): Půdy ochranných lesů Krkonoš. In: Opera corcontica. 31. Vrchlabí, KRNAP, 5 – 21p.
- POKORNÝ J., 1963. Jehličnany lesů a parků. SZN, Praha.
- POKORNÝ J., FÉR F. (1964): Listnáče lesů a parků. Státní zemědělské nakladatelství, Praha, 365 s.
- 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.
- POLENO Z. (1994): Ekologicky orientované pěstování lesů (II). *Lesnictví* 40, 1/2: 65–72.
- 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. ET AL. (2009): Pěstování lesů III. Praktické postupy pěstování lesů. *Lesnická práce*, s. r. o., Kostelec nad Černými lesy.
- POSCH M. (2002): Impacts of climate change on critical loads and their exceedances in Europe. *Environmental Science and Policy* 5: 307–317.
- POSPÍŠIL L., ALFERI L. (1987): Vliv imisí na kvalitu pylu smrku ztepilého (*Picea abies* L. Karst.) v Beskydech. *Lesnictví* 33: 15-32.
- PRETZSCH H. (2006): Wissen nutzbar machen für das Management von Waldökosystemen. *Allgemeine Forstzeitschrift/Der Wald* 61: 1158–1159.

- PRETZSCH, H. (1997) Analysis and modelling of spatial stand structures. Methodological considerations based on mixed beech-larch stands in Lower Saxony, *Forest Ecology and Management* 97: 237-253.
- PRŮŠA E. (1976): Prales Bílá Opava [Virgin forest Bílá Opava]. *Lesnictví* 22: 37-55.
- PRŮŠA E. (1985): Die böhmischen und mährischen Urwälder-ihre Struktur und Ökologie. Verlag der Tschechoslowakischen Akademie der Wissenschaften, Praga.
- PRŮŠA E. (2001): Pěstování lesa na typologických základech. Kostelec nad Černými lesy, Lesnická práce, s. r. o., 593 p.
- PUHE J. (2003): Growth and development of the root system of Norway spruce (*Picea abies*) in forest stands – a review. *Forest Ecology and Management* 175: 253-273.
- PUCHMAJEROVÁ M. (1929): Les tourbières de la haute chaîne des Krkonoše et du massif central de la Jizera. – Publ. Fac. Sc. Univ. Charl., Prague, 89: 1-25.
- QINGHONG L., HÄKAN H. (1991): Gap structure, disturbance and regeneration in a primeval *Piceaabies* forest. *Journal of Vegetation Science* 2: 391–402.
- QUITT E. (1971): Klimatické oblasti Československa. Academia, *Studia Geographica* 16, Brno
- RAMLALL C., VARGHESE B., RAMDHANI S., PAMMENTER M.W., BHATT A., SERSHEN P.B. (2015): Effects of simulated acid rain on germination, seedling growth and oxidative metabolism of recalcitrant-seeded *Trichilia dregeana* grown in its natural seed bank. *Physiologia Plantarum* 153: 149–160.
- RASPE O., FINDLAY C., JACQUEMART A.-L., (2000): *Journal of Ecology*, 88: 910.
- REINEKE L.H. (1933): Perfecting a stand density index for even-aged forests. *Journal of Agricultural Research* 46 (7): 627–638.
- RENNER E. (2002): The black triangle area —fit for Europe. *Ambio*, 31: 231–235.
- RIPLEY B.D. (1981): *Spatial statistics*. New York, John Wiley & Sons, 252 p.
- RUGANI T., DIACI J., HLADNIK D. (2013): Gap Dynamics and Structure of Two Old-Growth Beech Forest Remnants in Slovenia. *ugani T, Diaci J, Hladnik D (2013) PLoS ONE 8(1): e52641.*

- RYBNÍČEK M., ČERMÁK P., KOLÁŘ T., PŘEMYSLOVSKÁ E., ŽID T. (2009): Influence of temperatures and precipitation on radial increment of Orlické hory Mts. spruce stands at altitudes over 800 m a.s.l. *Journal of Forest Science* 55(6): 257–263.
- SANDER C., ECKSTEIN D., KYNCL J., DOBRÝ J. (1995): The growth of spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) in the Krkonoše-(Giant) Mts. as indicated by ring width and wood density. *Annual Science Forest* 52: 401–410.
- SANDERSON M.G., COLLINS W.J., JOHNSON C.E., DERWENT R.G. (2006): Present and future acid deposition to ecosystems: The effect of climate change. *Atmospheric Environment* 40: 1275–1283.
- SAVILL P. S. (2013): *The silviculture of trees used in British forestry*, CABI, Boston, USA, 269 p.
- 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 System Technical Journal* 27: 379–423.
- SHORHOVA, E., KUULUVAINEN, T., KANGUR, A., JÖGISTE, K., (2009): Natural stand structures, disturbance regimes and successional dynamics in the Eurasian boreal forest: a review with special reference to Russian studies. *Annals of Forest Science* 66: 201-220.
- SCHMIDT-VOGT H. (1977): *Die Fichte. Band I. Taxonomie - Verbreitung - Morphologie - Ökologie - Waldgesellschaften.* - Verlag Paul Parey, Hamburg and Berlin.
- SCHOLZ F., VORNWEG A., STEPHAN B.R. (1985): Wirkungen von Luftverunreinigungen auf die Pollenkeimung von Waldbäumen. *Forstarchiv* 56: 121-124.
- SCHULZE E.D. (1989): Air pollution and forest decline in a Spruce (*Picea abies*) forest. *Science* 244(4906):776–783.
- SCHUSTER R., OBERHUBER W. (2013): Age-dependent climate–growth relationships and regeneration of *Picea abies* in a drought-prone mixed-coniferous forest in the Alps. *Canadian Journal of Forest Research* 43: 609–618.



- SCHWARZ O. (1997): Rekonstrukce lesních ekosystémů Krkonoš. Provozní příručka. Vrchlabí, Správa KRNAP, 174 p.
- SCHWARZ O., HOŠEK J., ANDĚL P., HRUŠKA J., HOFMEISTER J., SVOBODA T. ET PETRŽÍLKA L. (2009): Soubor map atmosférické depozice, překročení kritických zátěží síry a dusíku pro lesní ekosystémy a lišejníkové indikace imisní zátěže v KRNAP a CHKO Jizerské hory. Lesnická práce s.r.o., Kostelec nad Černými lesy, 34 p.
- SCHWEINGRUBER F.H., ECKSTEIN D., SERRE-BACHET F., BRÄKER O.U. (1990): Identification, presentation and interpretation of event years and pointer years in dendrochronology. *Dendrochronologia* 8: 8–38.
- SMEJKAL J., SKOBLÍK J. et al. (1999): Oblastní plán rozvoje lesu, Přírodní lesní oblast c. 21 - Jizerské hory a Ještěd. Ms. (dep. in ÚHÚL, Brandýs n. L. - pobočka Jablonec nad Nisou)
- Smith W. H. (1981): *Air Pollution and Forests*. Springer. New York, 380 p.
- SNYDER R.E., CHESSON P. (2004): How the spatial scales of dispersal, competition, and environmental heterogeneity interact to affect co-existence. *The American Naturalist* 164: 633–650.
- SOLBERG S., DOBBERTIN M., REINDS G.J., LANGE H., ANDREASSEN K., GARCIA FERNANDEZ P., HILDINGSSON A., DE VRIES W. (2009): Analyses of the impact of ganges in atmospheric deposition and climate on forest growth in European monitoring plots: a stand growth approach. *Forest Ecology and Management* 258: 1735–1750.
- SOUČEK J., LOKVENC T., VACEK S., ŠTURSA J. (2001): Site and stand conditions of dwarf pine stands. *Opera Corcontica* 38:43–61.
- SPETICH A. M. (2002): Coarse woody debris of a prerestoration shortleaf pinebluestem forest. In: Proceedings of the eleventh biennial southern silvicultural research conference. Outcalt, K. W., (ed.). General Technical Report. SRS-48. Asheville, NC: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Southern Research Station, 622 pp.
- SPIECKER H., HASENAUER H. (2000): The growth of Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst.) in Europe within and beyond its natural range. In *Forest ecosystem restoration: ecological and economical impacts of restoration processes in secondary*

- coniferous forests. Proceedings of the International Conference, Vienna, Austria, 10-12 April, 2000. (247-256 pp). Institute of Forest Growth Research.
- SPLECHTNA B.E., GRATZER G., BLACK B.A. (2005): Disturbance history of a European old-growth mixed-species forest – A spatial dendro-ecological analysis. *Journal of Vegetation Science* 16: 511–522.
- STANNERS D., BORDEAU P. (1995): *Europe's Environment: The Dobris Assessment*. Copenhagen: European Environment Agency 94. 107 p.
- STASZEWSKI T., KUBIESA P., ŁUKASIK W. (2012): Response of spruce stands in national parks of southern Poland to air pollution in 1998–2005. *European Journal of Forest Research* 131: 1163–1173.
- Stjern C. W. (2011): Atmospheric Chemistry and Physics Weekly cycles in precipitation and other meteorological variables in a polluted region of Europe. *Atmospheric Chemistry and Physics* 11: 4095–4104.
- SVOBODA M. (2008): Efekt disturbancí na dynamiku horského lesa s převahou smrku ve střední Evropě. *Ochrana přírody* 1: 31–33.
- SZMYT J., DOBROWOLSKA D. (2016): Spatial diversity of forest regeneration after catastrophic wind in northeastern Poland. *iForest* 9: 414–421.
- SZOPKA K., KARCZEWSKA A., KABAŁA C. (2011): Mercury accumulation in the surface layers of mountain soils: A case study from the Karkonosze Mountains, Poland. *Chemosphere* 83 (11): 1507–1512.
- 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.
- ŠAMONIL P., VRŠKA T. (2007): Trends and cyclical changes in natural fir-beech forest at the northe-western edge of the Carpathians. *Folia Geobotanica* 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.

- ŠRÁMEK V., FADRHOŇSOVÁ V., JURKOVSKÁ L. (2014): Ca/Al ratio in Norway spruce fine roots on monitoring plots in the Czech Republic. *Journal of Forest Science* 60: 121 – 131.
- ŠRÁMEK V., MATERNA J., NOVOTNÝ R., FADRHOŇSOVÁ V. (2006): Effect of forest liming in the Western Krušné hory Mts. *Journal of Forest Science* 52: 45-51.
- ŠRÁMEK V., NOVOTNÝ R., BEDNÁŘOVÁ E., UHLÍŘOVÁ H. (2007): Monitoring of ozone risk for forest in the Czech Republic: preliminary results. *The Scientific World Journal* 7:78–83.
- ŠRÁMEK V., SLODIČÁK M., LOMSKÝ B., BALCAR V., KULHAVÝ J., HADAŠ P., PŮLKRÁB K., ŠIŠÁK L., PĚNIČKA L., SLOUP M. (2008): The Ore Mountains: will successive recovery of forests from lethal disease be successful? *Mountain Research and Development* 28: 216–221.
- 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(5): 218–224.
- ŠVAJDA J., SOLÁR J., JANIGA M., BULIAK M. (2011): Dwarf Pine (*Pinus mugo*) and Selected abiotic habitat conditions in the Western Tatra Mountains. *Mt Res Dev* 31:220–228.
- TESAŘ V. (1982): Přestavba lesa postiženého imisemi. [Regeneration targets and substitute forest stands in air polluted areas.] In: *Obnova lesa v imisních oblastech*. Praha, ČAZ: 75–80.
- TESAŘ V. (1993): Tradition und jetzige Bestreben einer naturnahen Waldwirtschaft in der Tschechischen Republik. [Tradition and nowadays endeavour of near-nature forest management in the Czech Republic]. *Actes du 1er Congres européen PRO SILVA*. Besanson, 21.–24. 6. 1993. Besanson, PRO SILVA, 219 – 220 p.
- TESAŘ V., TEMMLOVÁ B. (1971): Olistění stromů jako kritérium pro hodnocení stavu porostů v imisním území. *Lesnictví* 17: 1017–1032.
- TOMÁŠEK M. (1992): Půdní mapa ČR. List 03-23 Harrachov. – Ústř. Úst. Geol., Praha.
- TOMÁŠEK M. (1995): Půdní mapa ČR. List 03-14 Liberec. – Český Geol. Ústav, Praha.

- TRANQUILLINI W. (1979): *Physiological Ecology of Alpine Timberline, Tree Existence at High Altitudes with Special Reference to the European Alps. Ecological Studies 31.* Berlin, Heidelberg, New York, Springer Verlag: 137 p.
- TÜXEN R., & DIEMONT H. (1937): *Klimaxgruppe und Klimaxschwarm: ein Beitrag zur Klimaxtheorie.* Hannover 73-87 pp.
- ULBRICHOVÁ I., REMEŠ J., ZAHRADNÍK D. (2006): *Development of the spruce natural regeneration on mountain sites in the Šumava Mts. Journal of Forest Science 52: 446-456.*
- ULBRICHOVÁ I., ŠIMKOVÁ I. (2007): *Natural regeneration of the spruce on the selected wet sites in the Jizerské Mountains. Scientia Agriculturae Bohemica 38: 135–141.*
- ULRICH B., MAYER R., KHANNA P.K. (1980): *Chemical changes due to acidic precipitation in a loess-derived soils in Central Europe. Soil Science 130: 193–199.*
- UOTILA A., KOUKI J. (2005): *Understorey vegetation in spruce-dominated forests in eastern Finland and Russian Karelia: Successional patterns after anthropogenic and natural disturbances. Forest Ecology and Management 215: 113-137.*
- ÚRADNÍČEK L., MADĚRA P. et al. (2001): *Dřeviny České republiky. Matice lesnická, Písek.*
- ÚRADNÍČEK L., MADĚRA P., TICHÁ S., KOBLÍŽEK J. (2009): *Dřeviny České republiky. Lesnická práce s. r. o., Kostelec nad Černými lesy.*
- VACEK S., LEPŠ J. (1996): *Spatial dynamics of forest decline: the role of neighbouring trees. J. Vegetation Science 7(6): 789–798.*
- VACEK S. (1981): *Vyhlídky na úspěch přirozené obnovy v ochranných horských lesích Krkonoš. [Chances of successful natural regeneration in the Krkonoše protective mountain forests]. Lesnická práce 60(3): 118–124.*
- VACEK S. (1982): *Analýza horizontální struktury autochtonní horské smrčiny. In: Práce VÚLHM. 61. Jíloviště - Strnady, VÚLHM, 101 – 122 p.*
- VACEK S. (1990): *Analýza autochtonních smrkových populací na strmé stráni v Krkonoších. Opera Corcontica 27: 59–103.*
- VACEK S. (1991): *Porostotvorné schopnosti břízy a jeřábu pod vlivem imisí. Zprávy lesnického výzkumu, 36(3): 19–23.*

- VACEK, S. (1992): Symptomy poškození smrku obecného (*Picea abies* /L./ Karst.). *Opera corcontica* 29: 183–189.
- VACEK S. (2000): Struktura, vývoj a management lesních ekosystémů Krkonoš. *Doktorská dizertační práce*. Opočno, VÚLHM VS 684 s.
- VACEK S. et al. (2003): *Mountain forests of the Czech Republic*. Ministry of agriculture of the Czech Republic, Prague, 320 p.
- VACEK S., PODRÁZSKÝ V. (2000): Trendy a prioritní úkoly v lesích chráněných území. 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 2000. 153-155 p.
- VACEK S. PODRÁZSKÝ V. MATĚJKA K. (2000): Stav a vývoj lesních půd na TVP v Krkonoších v letech 1980 – 1998. *Opera Corcontica* 37: 150 – 155.
- VACEK S., BALCAR V. (2000): Možnosti obnovy a stabilizace lesních ekosystémů Orlických hor. *Lesnické hospodaření v imisní oblasti Orlických hor*. Sborník referátů z celostátního semináře. Opočno, 31(1.9): 2000.
- VACEK S., BASTL M., LEPŠ J. (1999): Vegetation changes in forest of the Krkonoše Mts over a period of air pollution stress (1980–1995). *Plant Ecology* 143: 1–11.
- VACEK S., BÍLEK L., SCHWARZ O., HEJCMANOVÁ P., MIKESKA M. (2013): Effect of Air Pollution on the Health Status of Spruce Stands, A Case Study in the Krkonoše Mountains, Czech Republic. *Mountain Research and Development* 33(1): 40–50.
- VACEK S., BÍLEK L., SCHWARZ O., HEJCMANOVÁ P., MIKESKA M. (2013a): Effect of Air Pollution on the Health Status of Spruce Stands, A Case Study in the Krkonoše Mountains, Czech Republic. *Mountain Research and Development* 33: 1: 40–50.
- 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(3): 799–810.
- VACEK S., HŮNOVÁ, I., VACEK, Z., HEJCMANOVÁ, P., PODRÁZSKÝ, V., KRÁL, J., PUTALOVÁ T., MOSER, W. K. (2015): 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(6): 1127-1142.

- VACEK S., LEPŠ J. (1987): Changes in the horizontal structure in a spruce forest over a 9-year period of pollutant exposure in the Krkonoše Mountains, Czechoslovakia. *Forest Ecology and Management* 22(3–4): 291–295.
- VACEK S., MATĚJKA K. (2010): Health status of forest stands on permanent research plots in the Krkonoše Mts. *Journal of Forest Science* 56(11): 555 – 569.
- VACEK S., MATĚJKA K., SIMON J., MALÍK V., SCHWARZ O., PODRÁZSKÝ V., MINX T., TESAŘ V., ANDĚL P., JANKOVSKÝ L., MIKESKA M. (2007b): Zdravotní stav a dynamika lesních ekosystémů Krkonoš pod stresem vyvolaným znečištěním ovzduší. *Folia forestalia Bohemica*. Kostelec nad Černými lesy, Lesnická práce, s.r.o., č. 4, 216 pp.
- VACEK S., MOUCHA ET AL. (2012): Péče o lesní ekosystémy v chráněných územích ČR. Praha: Ministerstvo životního prostředí, 884 p.
- VACEK S., PODRÁZSKÝ V. (1994): Changes in soil chemistry in the Krkonoše Mts. *Zprávy lesnického výzkumu*, 39: 51–52.
- VACEK S., PODRÁZSKÝ V., MIKESKA M., SCHWARZ O., SIMON J., BOČEK M., MINX T. (2006): Lesy a ekosystémy nad horní hranicí lesa v národních parcích Krkonoš. *Folia Forestalia Bohemica*, Lesnická práce 2, 112 s.
- VACEK S., SIMON J., REMEŠ J. et al. (2007): Obhospodařování bohatě strukturovaných a přírodě blízkých lesů. Kostelec nad Černými lesy, Lesnická práce, s. r. o., 447 p.
- VACEK S., SIMON J., REMEŠ J. et al. (2007a): Obhospodařování bohatě strukturovaných a přírodě blízkých lesů. Kostelec nad Černými lesy, Lesnická práce, s. r. o., 447 pp.
- VACEK S., VACEK Z., SCHWARZ O. et al. (2010): Struktura a vývoj lesních porostů na výzkumných plochách v národních parcích Krkonoš. Kostelec nad Černými lesy, Lesnická práce, s. r. o., 720 p.
- VACEK S., VACEK Z., SCHWARZ O. et al. (2009): Obnova lesních porostů na výzkumných plochách v národních parcích Krkonoš. [Regeneration of Forest Stands on Research Plots in the Krkonoše National Parks]. *Folia forestalia Bohemica*. Kostelec nad Černými lesy, Lesnická práce, s.r.o., č. 11, 288 p.
- 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., VAŠINA V., BALCAR Z. (1988): Analýza autochtonních bukových porostů SPR Rýchor a Boberská stráň. Opera Concorctica 25: 13 – 55.
- 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., KRÁL J., REMEŠ J., BULUŠEK D., KRÁLÍČEK I. (2014a): 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: 11: 2929-2946.
- VACEK Z., VACEK S., REMEŠ J., ŠTEFANČÍK I., BULUŠEK D., BÍLEK L. (2013b): Struktura a modelový vývoj lesních porostů v NPR Trčkov – CHKO Orlické hory, Česká republika. Lesnický časopis – Forestry Journal 59: 4: 249–264
- VAN COUWENBERGHE, R., GÉGOUT, J-C., LACOMBE E., COLLET, C., (2013): Light and competition gradients fail to explain the coexistence of shade-tolerant *Fagus sylvatica* and shade-intermediate *Quercus petraea* seedlings. Annals of Botany 112: 1421–1430.
- 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 Botanica Neerlandica 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.
- VÁVROVÁ E., CUDLÍN O., VAVŘÍČEK D., CUDLÍN P. (2009): Ground vegetation dynamics in mountain spruce (*Picea abies* (L.) Karsten) forests recovering after air pollution stress impact. Plant Ecology 205: 305–321.

- VÁVROVÁ E., CUDLÍN P., JONÁŠOVÁ M. (2007): Regenerační procesy horských klimaxových smrčín Krkonoš. *Opera Corcontica* 44: 351–358.
- VEJPUSTKOVÁ M., ZAHRADNÍK D., ŠRÁMEK V., FADRHOŇSOVÁ V. (2004): Growth trends of spruce in the Orlické hory Mts. *Journal of Forest Science* 50(2): 67–77.
- VICENA I., PAŘEZ J., & KONOPKA J. (1979): Ochrana lesa proti polomum (Forest protection against the snow and windbreaks in Czech). SZN, Praha, 244 p.
- VIŠŇÁK R. (2010a): Plán péče o přírodní rezervaci Rybí loučky na období 2012–2021. Stráž pod Ralskem. 38 p.
- VIŠŇÁK R. (2010b): Plán péče o Národní přírodní rezervaci Rašeliniště Jizery na období 2012–2021. Stráž pod Ralskem. 75 p.
- VIŠŇÁK R. (2010c): Plán péče o Národní přírodní rezervaci Rašeliniště Jizerky na období 2012–2021. Stráž pod Ralskem 67 p.
- 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., 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.
- WELLBURN A. (1988): Air pollution and acid rain. The biological impact. Longman Scientific & Technical, Harlow, Essex.
- WIJDEVEN S.M.J. (2004): Stand dynamics in Fontainebleau. Dynamics in beech forest structure and composition over 17 years in La Tillaie forest reserve, Fontainebleau, France. Green World Research, Alterra.
- WILCZYŃSKI S., FELIKSIK K. (2005): Disturbances in variation of the annual ring width of Norway spruce in the Polish Western Beskids Mountains. *Journal of Forest Science* 51(12): 539–547.
- YAMAGUCHI D.K. (1991): A simple method for cross-dating increment cores from living trees. *Canadian Journal of Forest Research* 21: 414–416.



- YATSKOV M., HARMON M.E., KRANKINA O.N., (2003): A chronosequence of wood decomposition in the boreal forests of Russia. *Canadian Journal of Forest Research* 33: 1211–1226.
- 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.
- ZEIDLER M., DUCHOSLAV M., BANAŠ M., LEŠKOVÁ M. (2012): Impacts of introduced dwarf pine (*Pinus mugo*) on the diversity and composition of alpine vegetation. *Community Ecology* 13:213–220.
- ZENÁHLÍKOVÁ J., SVOBODA M., WILD J. (2011): Stav a vývoj přirozené obnovy před a jeden rok po odumření stromového patra v horském smrkovém lese na Trojmezí v Národním parku Šumava. *Silva Gabreta* 17: 37-54.
- 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.
- ZIMMERMANN L., ZIMMERMANN F. (2002): Fog deposition to Norway Spruce stands at high-elevation sites in the Eastern Erzgebirge (Germany). *Journal of Hydrology* 256: 166–175.
- ŽID T., ČERMÁK P. (2008): Health condition of spruce stands in the Orlické hory Mts. in relation to climatic, anthropogenic and stand factors. *Journal of Forest Science* 53 (1): 1–12.