

**Česká zemědělská univerzita v Praze**

**Fakulta lesnická a dřevařská**

**Katedra ekologie lesa**



**Sukcese smrku ztepilého na ležících kmenech**

Diplomová práce

Autor práce: Bc. Marián Rojíček

Obor: Lesní inženýrství

Vedoucí práce: Ing. Radek Bače Ph.D.

Český Krumlov 2015

# ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Katedra pěstování lesů

Fakulta lesnická a dřevařská

## ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Bc. Marián Rojíček

Lesní inženýrství

Název práce

Sukcese smrku ztepilého na ležících kmenech

Název anglicky

Norway spruce succession on lying logs

---

### Cíle práce

Cílem práce bude zjistit,

- (1) na jakých vlastnostech ležících kmenů závisí klíčení a mortalita jedinců smrku ztepilého,
- (2) zda k mortalitě dochází spíše v letním nebo zimním období.

### Metodika

1. Založení a stabilizace výzkumných ploch v NP Šumava a CHKO Jeseníky.
2. Sběr dat o vlastnostech ležících kmenů, klíčení a mortalitě semenáčků smrku.
3. Hodnocení hemisférických fotografií nad ležícími kmeny.
3. Matematické a statistické zpracování dat.
5. Příprava diplomové práce.

**Doporučený rozsah práce**

50 stran

**Klíčová slova**Smrk ztepilý, *Picea abies*, mrtvé dřevo, semenáčky, mortalita, mikrostanoviště, ležící kmeny**Doporučené zdroje informací**

- Bače, R., Svoboda, M., Pouska, V., Janda, P., & Červenka, J. (2012). Natural regeneration in Central-European subalpine spruce forests: Which logs are suitable for seedling recruitment?. *Forest Ecology and Management*, 266, 254-262.
- Harmon, M. E., & Franklin, J. F. (1989). Tree seedlings on logs in *Picea-Tsuga* forests of Oregon and Washington. *Ecology*, 48-59.
- Harmon, M. E. (1989). Effects of bark fragmentation on plant succession on conifer logs in the *Picea-Tsuga* forests of Olympic National Park, Washington. *American Midland Naturalist*, 112-124.
- Mori, A., Mizumachi, E., Osono, T., & Doi, Y. (2004). Substrate-associated seedling recruitment and establishment of major conifer species in an old-growth subalpine forest in central Japan. *Forest Ecology and Management*, 196(2), 287-297.
- Nakamura, T. (1992). Effect of bryophytes on survival of conifer seedlings in subalpine forests of central Japan. *Ecological Research*, 7(2), 155-162.
- Narukawa, Y., & Yamamoto, S. (2003). Development of conifer seedlings roots on soil and fallen logs in boreal and subalpine coniferous forests of Japan. *Forest ecology and management*, 175(1), 131-139.
- Robert, E., Brais, S., Harvey, B. D., & Greene, D. (2012). Seedling establishment and survival on decaying logs in boreal mixedwood stands following a mast year 1 1 This article is one of a selection of papers from the International Symposium on Dynamics and Ecological Services of Deadwood in Forest Ecosystems. *Canadian Journal of Forest Research*, 42(8), 1446-1455.
- Sugita, H., & Nagaïke, T. (2005). Microsites for seedling establishment of subalpine conifers in a forest with moss-type undergrowth on Mt. Fuji, central Honshu, Japan. *Ecological Research*, 20(6), 678-685.
- Zielonka, T. (2006). When does dead wood turn into a substrate for spruce replacement?. *Journal of Vegetation Science*, 17(6), 739-746.

**Předběžný termín obhajoby**

2014/06 (červen)

**Vedoucí práce**

Ing. Radek Bače, Ph.D.

Elektronicky schváleno dne 17. 10. 2013

**prof. Ing. Vilém Podrázský, CSc.**

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 17. 10. 2013

**prof. Ing. Marek Turčáni, Ph.D.**

Děkan

V Praze dne 17. 04. 2015

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci na téma Sukcese smrku na ležících kmenech vypracoval samostatně pod vedením ing. Bačeho PhD a použil jen prameny, které uvádím v seznamu použitých zdrojů.

Jsem si vědom, že zveřejněním diplomové práce souhlasím s jejím zveřejněním dle zákona č. 111/1998 Sb. o vysokých školách v platném znění, a to bez ohledu na výsledek její obhajoby.

V Českém Krumlově dne 19. 4. 2015

Podpis: Marián Rojíček

## Poděkování

Chtěl bych poděkovat vedoucímu své bakalářské práce doc. Ing. Miroslavu Svobodovi, Ph.D. jehož přístup a tématu mě oslovil a zaujal do té míry za vstřícnou podporu, abych se o problematiku zajímal.

Děkuji také za velmi cennou několikaletou praktickou zkušenost z terénních sběrů a vyhodnocování dat v rámci těchto výzkumů, díky nimž vznikla i tato diplomová práce. A pak také děkuji své rodině za podporu a důvěru ve mě vkládanou, bez které bych jen stěží zvládnul studia na vysoké škole.

Chtěl bych také poděkovat za vlídnou pomoc při konzultacích a přátelské prostředí, jež panovalo při všech aktivitách spojených s Katedrou ekologie lesa,

jmenovitě vedoucímu mé diplomové práce Ing. Radkovi Bačemu, Ph.D.

**Abstrakt:** Horské smrkové lesy v oblasti Střední Evropy jsou charakteristické velmi extrémními klimatickými podmínkami, což se odráží nejen ve schopnosti smrku ztepilého se zde obnovovat. Hustota zmlazení smrku zde obvykle nedosahuje takových parametrů jako je tomu u lesů v nižších nadmořských výškách. I proto je důležité mrtvé dřevo, na kterém většina zmlazení smrku odrůstá. Cílem práce bylo zjistit, vlastnosti tlejících kmenů ponechaných samovolnému rozpadu mají vliv na hustotu zmlazení, mortalitu a natalitu smrkového zmlazení. Studijní plochy byly založeny v horských smrkových lesích. První plocha je v Hrubém Jeseníku v NPR Praděd na lokalitě Eustaška a má dosud zelené horní stromové patro. Druhá disturbancí zasažená (kompletní odumření horního stromového patra v roce 2009) plocha TVP2 se nachází na Šumavě v Trojmezenském pralese. Početnost zmlazení na ležících kmenech závisí na zvětšujícím se průměru ležícího kmene, s nímž stoupá. Byl zjištěn pozitivní vliv typů rozkladu: *Phellinus nigrolimitatus* a *Armillaria spp.* způsobujících hnilobu bílého typu na zvýšení množství zmlazení na ležícím kmeni a to až několikanásobně ve srovnání s např. *Fomitopsis pinicola*. Mortalita na kmenech byla na obou plochách nízká 5 - 8 % jedinců. Vyšší je na lokalitě na Trojmezné zřejmě vlivem vnitrodruhové konkurence. K nárůstu počtu smrkového zmlazení dochází pouze na Eustašce několik set jedinců ročně. Absence dospělých jedinců smrku na Trojmezné narůst neumožňuje. Z výsledků je zřejmé, že velké tlející kmeny v porostech zasažených disturbancí jsou velmi důležitým mikrostanovištěm pro regeneraci horských smrkových lesů.

Klíčová slova: disturbance, dynamika, ležící kmeny, horské lesy, Smrk ztepilý, přirozená obnova a mikrostanoviště

**Abstrakt:** The mountain spruce forests in the area of Central Europe are characteristic by very extreme climatic conditions, which reflects not only in the ability of the Norway spruce to recover. The natural regeneration of the spruce usually doesn't reach of such parameter as it is by the forests in the lower altitude. Therefore it is important decaying logs, on which most of this rejuvenation grows. The target of this work was to find out, what properties of decaying logs left to its unprompted breakup is effect denzity of natural regeneration, mortality and natality of spruce rejuvenation. The study areas were based in mountain spruce forests. The first area is in Hruby Jesenik in the National Nature Reserve Praded in the locality of Eustaska and it still has green upper tree layer. The second disturbance affected (the complete death of the upper tree layer in 2009) the area TVP2 is in Sumava in Trojmezsky forest. The highest numbers in regeneration density was observed on lying logs with the largest diameters. Positive effect on the density: *Phellinus nigrolimitatus* a *Armillaria spp.* cause white rot type, increases the amount of rejuvenation on the lying logs several times compared to for example *Fomitopsis Pinicola*. The mortality on logs is in both areas very low less than 5-8% individual. It is higher in the area of Trojmezna apparently due to intraspecific competition. The increase of number of spruce rejuvenation happens only on Eustaska few hundred individuals per year. The absence of adult individual spruce on Trojmezna doesn't allow the upsurge. The results demonstrate that big lying logs in the growth which are affected by disturbance are very important microsities for regeneration of mountain spruce forests.

Keywords: disturbance, dynamics, lying logs, mountain forests, spruce, natural regeneration, microsities

1	Úvod .....	10
2	Cíle práce .....	11
3	Literární rešerše .....	12
3.1	Horské lesy .....	12
3.2	Přirozené horské smrčiny.....	13
3.2.1	Management horských smrčin.....	15
3.2.2	Dynamika horských lesů.....	17
3.2.2.1	Disturbance .....	20
3.3	Obnova .....	21
3.3.1	Přirozená obnova .....	22
3.3.1.1	Obnova po větrném narušení .....	23
3.3.1.2	Obnova po kůrovcové disturbanci .....	23
3.3.1.3	Struktura zmlazení .....	24
3.3.1.4	Vliv mikrostanoviště na přirozenou obnovu .....	26
4	Metodika .....	31
4.1	Založení a stabilizace výzkumných ploch v NP Šumava a CHKO Jeseníky.....	31
4.1.1	Ležící kmeny .....	31
4.1.2	Zmlazení.....	33
4.2	Trojmezenský prales NP Šumava.....	34
4.3	Eustaška CHKO Jeseníky a NPR Praděd.....	34
4.4	Matematické a statistické zpracování dat.....	35
5	Výsledky .....	36
5.1	Ležící kmeny.....	36
5.1.1	Stupeň rozkladu.....	36



5.1.2	Druh hniloby .....	38
5.2	Zmlazení .....	39
5.2.1	Výška zmlazení .....	40
5.2.1.1	Závislost výšky zmlazení na věku .....	41
5.2.2	Závislost hustoty zmlazení na pokrytí klády mechem .....	42
5.2.3	Závislost hustoty zmlazení na charakteristice klády, přítomnosti vegetace respektive výšce nad terénem a typu dřevokazné houby.....	44
5.2.4	Mortalita zmlazení .....	47
6	Diskuze.....	49
6.1	Kmeny ležícího dříví .....	49
6.1.1	Hniloba .....	50
6.1.2	Stupeň rozkladu.....	51
6.2	Zmlazení .....	51
6.2.1	Denzita zmlazení na ležících kládách.....	52
6.2.1.1	Denzita zmlazení v závislosti na stupni rozkladu.....	53
6.2.2	Mikrostanoviště na kládách ležícího dříví .....	53
6.2.3	Mortalita zmlazení .....	55
7	Závěr .....	56
8	Literatura .....	57
9	Seznam tabulek.....	68
10	Seznam obrázků .....	68

## 1 Úvod

Smrkové horské lesy patří k nejvíce zachovaným přírodním oblastem ve střední Evropě. Smrk ztepilý (*Picea abies* (L.) Karst.) plní díky své vysoké ekologické variabilitě řadu důležitých socioekonomických a environmentálních funkcí a jeho role ve střeoevropských lesích je nezastupitelná. Díky tomu je již řadu let v popředí zájmu mnoha vědců, lesníků a veřejnosti jako naše nejvýznamnější hospodářská dřevina. Jeho zkoumání se věnuje celá řada vědeckých prací (BAIER ET AL. 2007, GOMORY 1988, HANSEN 2003, KUULUVAINEN 1998, WALLENIS 2002) a celá řada jiných. Pro tyto vědce jsou pozůstatky přirozených horských smrkových lesů důležitým zdrojem informací o tom, jaké přírodní vlivy na ně působily při jejich vývoji a které ekologické procesy, se podílely na jejich utváření do dnešní podoby. Poznatky z výzkumů pak můžeme, nejen jednoduše aplikovat při managementu těchto zvláště chráněných oblastí ale v i jiných oblastech lesnictví například u hospodářských lesů ke zvýšení jejich ekologické diverzity. Jednou z důležitých otázek spojených s vývojem a sukcesí horských lesů v poslední době je: Jak probíhá jejich přeměna a do jaké míry je ovlivněna člověkem či nikoliv? Ať už přechod růstových fází lesa spojen s velkoplošným, nebo s maloplošným rozpadem lesa či jejich kombinací jak to popsal KUULUVAINEN ET AL. (1998), vždy bude hrát důležitou roli při procesu obnovy horského smrkového lesa druh substrátu a mikrostanoviště, která jsou pro smrkové sazenice nejvhodnější. S tím jak stoupá nadmořská výška, se množství semenáčku, které se zachycují na ležících kládách, velmi markantně zvyšuje v 1000 m.n.m je to více než 50% z celkového počtu (BAČE ET AL. 2011). Proto je odumřelé, rozkládající se dřevo, preferovaným substrát pro přirozenou obnovu smrku ztepilého v horských polohách (JONÁŠOVÁ A PRACH 2004, BAČE ET AL. 2009, JONÁŠOVÁ ET AL. 2010, SVOBODA ET AL. 2010). Pro přirozenou sukcesí smrku ztepilého v horských oblastech je proto velmi důležitá dostatečná zásoba mrtvého ležícího dříví větších rozměrů tzv. CWD. I když je les schopný se sám obnovit i v oblastech, kde došlo k odtěžení většiny dřevní hmoty, jak to můžeme pozorovat na příkladu tzv. Židovského lesa na v NP Šumava. Kde les roste, i když jde o

velmi rozvolněné porosty a to právě protože zde nezůstali žádné ležící klády, které by se postupem času stali vhodným mikrostanovištěm pro růst semenáčků smrku (BEDNAŘÍK & MATĚJKA 2014). A tak se současné době přirozená obnova často nachází jen v místech pokrytých smrkovým opadem nebo mechorosty, jenž mohou představovat další z preferovaných mikrostanovišť (JONÁŠOVÁ A PRACH 2004, HANNSEN 2003, HOLEKSA ET. AL. 2007, JONÁŠOVÁ ET AL. 2010) ale to je v horském lese kde panují velmi extrémní podmínky málo. Proto je pro některé autory tento les srovnatelný s lesy v bezzásahovém režimu (MARTAN 2009, VICENA 2013) avšak toto srovnání je zavádějící a není podloženo fakty. Faktem však zůstává, že pro zdravý přirozeně se vyvíjející horský les je důležité, aby minimální zásoba tlejícího dřív neklesla pod 20% celkové porostní zásoby (JANKOVSKÝ ET. AL. 2006). Tlející dřevo je nedílnou součástí ekosystémů horských lesů s řadou specifických funkcí. Jak z hlediska biodiverzity je přirozeně se rozkládající dřevo spolu s půdou významným substrátem především pro dřevní houby, mechorosty, lišejníky a řadu bylin. Na tlejícím dřevě je výrazně závislá obnova těchto ekosystémů. Tlející dřevo se stalo výrazným objektem zájmu nejen výzkumu, ale i praktických lesníků, jejichž úkolem je management a obnova těchto ekosystémů.

## 2 Cíle práce

Zjistit do jaké míry, je růst smrku ztepilého (*Picea abies* (L.) Karst.) v raných stadiích vývoje tj. tedy ve stadiu semenáčků, ovlivněn druhem substrátu na kterém roste, se zaměřením na tlející dříví. Dále co je u tlejícího dříví rozhodujícím faktorem pro uchycení smrkového zmlazení v horském lese a do jaké míry jsou vlastnosti ležících kmenů jako je místo s dotyku kmene s půdním povrchem jeho průměr, druh dřevokazné houby, procento pokrytí kůrou a mechem, výška okolní vegetace a příčina smrti tedy a tedy pádu kmene k zemi, se podílí na množství smrkového zmlazení na kládách. Na základě těchto informací budeme testovat následující hypotézy:

- Na jakých vlastnostech ležících kmenů závisí natalita, mortalita a denzita přirozeného zmlazení jedinců smrku ztepilého

- Zda k mortalitě dochází spíše v letním nebo zimním období
- Rozdíl dynamice zmlazení na kmenech v souvislosti s rozdílným stavem horního stromového patra na lokalitách

### 3 Literární rešerše

#### 3.1 Horské lesy

Horské patří k důležitým prvkům naší krajiny a jsou velmi významné pro studium a pochopení procesů probíhající v lesním ekosystému. Charakterizují je většinou stejnorodé a někdy i smíšené porosty smrku, ten zde často dominuje, dále k příměsným dřevinám náleží buk, jeřáb a jedle, v bylinném podrostu dominují především druhy tzv. horské bylinné vegetace (HLADÍK ET AL. 1993). Celkový počet druhů stromů a keřů nacházejících se v horských lesích ve střední Evropě je více než 40 jedinců z toho je 20 druhů keřů a 20 druhů dřevin. Vývoj po poslední době ledové a zejména pak rovnoběžníkové rozmístění Alp znemožnilo stěhování druhů. Díky tomu je počet druhů v horských lesích tak malý (VACEK ET AL. 2003). Podle systému od ÚHÚL (PLIVA 1991) horské lesy zařazujeme jako ekosystémy náležící do LVS 6. -9. tj. klečový smrkový bukosmrkový a smrkobukový, což pro celou ČR 17,45% z celkové výměry lesů u nás je. Lesy v těchto polohách jsou z velké části lesy ochranné.

Porosty v těchto polohách jsou na klimaticky extrémních a živinově chudých stanovištích, to má za příčinu vysoký rozsah reakce na změny v klimatu či imisního zatížení. Celkově se tedy uvádí se s tím, jak roste nadmořská výška roste labilita porostů, jejich různorodost a schopnost adaptace na změny z vnějšku se snižuje což má za následek vysokou míru senzibilitu vůči nepříznivé antropické vlivy (HLADÍK ET AL. 1993). Které mají vysoký vliv na vývoj lesů v horských oblastech. Nejen teplotní limity, ale i ekologicky významné proudění vzduchu, může spolu se vzdušnými polutanty z průmyslu vyvolat tzv. imisní proud, který má velmi intenzivní a nevratné desintegrační účinky na celý ekosystém (HLADÍK ET AL. 1993). Tyto opakované

imisně ekologické disturbance způsobily v 70. a 80. letech minulého století v lesích nedaleko průmyslových center v Krkonoších, Krušných a Jizerských horách obrovské škody a lesních ekosystémech.

Z těchto důvodů ale i mnoha jiných, se již většina našich lesů ani z daleka nemůže podobat lesům, které se vyvinuly v době poledové přirozenou sukcesí. Hustota zalidnění ve střední Evropě, těžba dříví spojená s výrobou dřevěného uhlí (sklářství), žďáření a jiné se za posledních 400 let podepsali na tom, že se trvale změnila druhová skladba, i přesto se vlivem lesníků a vlastníků lesa se v nepřístupných horských terénech udržela lesnatost nad 50%. Díky tomu zbytky původních horských lesů, i přes významné zásahy v jejich ekosystémech, přežily. A teď mohou poskytovat důležité mimoprodukční funkce, a to nejen z hlediska ochrany klimatu, biodiverzity, vodních zdrojů a prostředí sloužícího k rekreaci a turistice, ale také především jako studnice informací o fungování lesů jako takových pro další generace lesníku a ekologů. Z těchto důvodů patří horské lesy mezi jedny z významných prvků krajiny v jinak převážně odlesněné a přelidněné Evropě.

### **3.2 Přirozené horské smrčiny**

Horské lesy, ve kterých je dominantní dřevinou horního stromového patra smrk ztepilý (*Picea abies* (L.) Karst.), jsou obecně označovány jako přirozené klimaxové smrčiny. Dohromady u nás tyto lesy zaujímají oblast více než 150 tisíc ha a patří mezi nejméně antropologicky ovlivněné lesní společenstva v takovémto měřítku v ČR. V zastoupení zde tedy dominuje smrk ztepilý, který je často doplňován přidruženou dřevinou jeřábem ptačím (*Sorbus aucuparia*), dále bukem lesním (*Fagus sylvatica*) a jedlí bělokorou (*Abies alba*) obě se vyskytují vtroušeně na jižních svazích nebo v zakrslé formě zakrslé. To samé platí i pro javor klen (*Acer pseudoplatanus*) ovšem na živnějších stanovištích, který může dorůst střední velikosti. Pro bylinné patro je typický výskyt tzv. smrkových druhů - lipnice chaixova (*Poa chaixii*), kamzičník rakouský (*Doronicum austriacum*), bika lesní (*Luzula sylvatica*), podbělice alpská (*Homogyne alpina*), k častěji se vyskytujícím druhům především na

kyselých stanovištích nebo při převaze a na živiny chudých půd, patří metlice křivolaká (*Avenella flexuosa*) a třtina chloupkatá (*Calamagrostis villosa*).

Mezi nejvíce plošně zastoupený typ horských smrčín v ČR patří supra montánní „klimaxové acidofilní horské smrčiny silikátových podkladů“ (asociace *Calamagrostis villosae-Piceetum*). K dalším avšak vzácnějším typům montánních smrčín je „horská smrčina na extrémních, svažitéch či suťových stanovištích“ (tj. ochranné lesy, asociace *Dryopterio dilatatae-Piceetum*) dále příkré balvanité svahy *Anastrepto-Picetum* vlhká kamenitá moře na prudkých svazích a řídce se vyskytují supra montánní až subalpínské klimaxové smrčiny niv s převládající papratkou (*Athyrio alpestris-Piceetum*) (MUSIL 2003). Vertikálně se pohybuje rozsah nadmořské výšky klimaxových smrčín od 1050 až 1350 m. n. m. tedy v 8. lesním vegetačním stupni. Pro 8. LVS jsou charakteristické tyto soubory lesních typů: 8Z - jeřábová smrčina, 8Y - skeletová smrčina, 8M - chudá smrčina, 8K - kyselá smrčina, 8N - kamenitá kyselá smrčina, 8S - svěží smrčina, 8A - klenová smrčina, 8V - podmáčená klenová smrčina, 8T - podmáčená zakrslá smrčina a 8R - vrchovištní smrčina.

Horské smrčiny jsou typické klimaticky extrémními podmínkami, stanoviště jsou často velmi nepříznivá (oglejené nebo extrémně kamenité) malou mocností půdních horizontů nebo živinově chudými podložími matečných hornin. Tyto podmínky, v podnebí které je velmi nepříznivé a chladné, způsobují pomalý rozklad živin a jejich nízký obsah v půdě znamená, že je růst dřevin ve srovnání s níže položenými lokalitami velmi pomalý. Takto ovlivněné porosty jsou často velmi výrazně diferencované nejen věkovou, ale i výškovou a tloušťkovou strukturou lesa. Navíc v těchto lesích dochází k tomu, že samotná věková struktura, jako hlavní charakteristika pro pěstební zásahy ztrácí význam. Dalším projevem extrému těchto lokalit je sporadická a nepravidelná obnova smrku zmlazujícího se především na rozkládajících se ležících kmenech a v blízkém okolí vývrátů a pahýlů smrku (SVOBODA 2005A).

### 3.2.1 Management horských smrčín

Lesní porosty v oblastech horských lesů nemusí vždy odpovídat těm původním, proto je velmi důležité veškeré zásahy zevrubně analyzovat, a zajistit ekologickou stabilitu. V posledních letech se v našich horských lesích rozlišují dva základní typy managementu. Aktivní, spojený klasickými lesnickými postupy pro obnovu a následnou výchovu lesa tzn. asanaci dřevní hmoty, umělou obnovu, probírky aj. Tento typ managementu je vhodný a typický v pro lesy s hospodářským využitím a nepřírozeným druhovým složením, tam kde se klade důraz na produkci dřevní hmoty. (ŠANTRŮČKOVÁ ET AL. 2010)

Takto definoval stěžejní prvky pro trvale udržitelný management horských lesu VACEK (ET AL. 2003):

- Management orientovaný na lesní ekosystém jako celek bez zaměření pouze úzce na lesní dřeviny či porosty.
- Vybudování struktury porostu tak aby druhové věkové prostorové a ekotypově odpovídala stanovištním poměrům a cílům hospodaření.
- Pro obnovu využívat především přirozené postupy obnovy spojené s maximálním využitím procesů typických pro přirozené lesní ekosystémy jako je např. kompetice a různé způsoby autoregulace.
- Pro těžbu a obnovu porostů volíme vhodné prostředky zejména jak z hlediska ekologie ale i z hlediska ekonomického s přihlédnutím k možnostem dopravní sítě dle terénních klasifikací a technologických typizací dotčených porostů.

Další typ managementu označujeme jako pasivní typ, protože jsou při něm lesy zasažené disturbancí ponechány samovolnému vývoji. Tato strategie je vhodná zejména pro bezzásahová území národních parků a CHKO v přirozených přírodě blízkých nebo autochtonních porostech, pro které je disturbance i na velkém území etapou spojenou s vývojem lesa (ŠANTRŮČKOVÁ

ET AL. 2010). Bohužel většina horských lesů ve střední Evropě není dostatečně rozsáhlá a v takovém stavu (tzn. autochtonní a nenarušené porosty) aby byly vhodné pro plnohodnotný výzkum, tak abychom nebo potvrdili vhodnost postupů podle uvedených managementů nebo naopak. Proto jsou pro nás důležité i jiné lokality s podobnými podmínkami ty se rozhodl studovat Panaytonov (ET AL. 2012). Podle kterého je pasivní management jedním z vhodných východisek managementu. Zjistil, za využití dendrochronologických dat, že v oblasti JV Evropy v bulharských horách. Jsou větrné disturbance spojené s rozpadem porostu, přirozeným přírodním činitelem a který by měl být zařazen do strategického managementu pro tato území.

Národní parky patří podle zákona č. 114/1992 Sb. mimo rámec ostatních lesních území a tvoří oddělenou kategorii chráněných území ve zvláštním režimu. Pro tato území zákon přímo stanovuje, jaké jsou základní podmínky jejich ochrany, tak aby veškeré využití jejich produkčních i mimoprodukčních funkcí bylo podmíněno zachováním přírodních poměrů tak, aby byli v souladu s vědeckými a výchovnými cíli spojenými s vyhlášením. Proto je v tuto chvíli místě přehodnocení klasického lesnického pohledu na disturbance, který se podporován o z pohledu dynamiky lesa nepostačujícími pozorováními které informace o celkovém stavu lesa zkreslují. Proto je důležité neudržovat ekosystém horského lesa v statickém stavu s nutností zachovat jeho aktuální podobu na vždy, izolovaně od okolí. Ale na základě informací o ekologii a jeho vývoji se snažit podporu managementu aktivního přístupu k péči o dynamiku těchto ekosystémů (PICKETT & WHITE 1986).

Poznatky o fungování a rozhodovacích procesech týkajících se managementu NP sestavil Lindenmayer (ET AL. 2008). V několika bodech jsou shrnuty nejdůležitější body jeho výzkumu.

- Disturbance jakožto nenahraditelná součást ekologických procesů v horských lesích, je jedním ze základních prvků pro uchování biodiverzity a ekologické stability.



- Ekosystémy jsou schopny se obnovovat samovolně i po zasažení přírodními disturbancí, což bylo již mnohokrát prokázáno.
- Přírodní disturbance jsou součástí ekologických procesů a jejich potlačení nezastaví jejich průběh, ale naopak prohloubí jejich účinek na ekosystém, což má negativní vliv na strukturu a vlastnosti disturbovaných lesních porostů v budoucnu.
- Lokality zasažené disturbancí představují důležité habitaty pro některé často kriticky ohrožené složky bioty.
- Rozlehlé přírodní rezervace jsou důležitým měřítkem pro srovnání vlivu zásahů v hospodářských lesích s přirozenými aspekty sukcese a růstu lesů v rezervacích.
- Zvláště chráněná území představují jediné lokality, kde mohou probíhat přirozené evoluční procesy (výzkum globálních klimatických změn).

### 3.2.2 Dynamika horských lesů

Soubor reakcí lesního ekosystému na změny uvnitř a vně nazýváme jako jeho dynamiku. Jedná se nejen o pohyby, ale především o přísuny energie (sluneční záření) a koloběhy živin a prvků v ekosystému spojené s živočišným nebo rostlinným dýcháním, rozklad, konkurence a potravní řetězce a s nimi spojené přeměny energie a jejich ztráty. Pro dynamiku lesa jsou stěžejní ty to tři hlavní témata

- Účinek a souhra všech tří hlavních disturbančních činitelů jako je vítr, oheň (popř. voda) a živočišných činitelů na další generace lesa a jejich strukturu.
- Schopnost listnatých a jehličnatých dřevin tvořit různá mozaikovitě uspořádané soubory lesních porostů, ve kterých se diferencují vlivy na životní prostředí i režimy disturbancí.

- Působení na časových a prostorových jednotek na vývoj a celkový účinek disturbance na ekosystémy. (FRELICH 2002)

Dynamiku přirozených lesů musíme zkoumat z více hledisek. Pokus o sjednocení poznatků o dynamice lesních ekosystémů a jejich definice nejlépe popsal Van der Maarel (1988), jenž charakterizoval tyto hlavní typy dynamiky: patch dynamics (komplexní dynamika ekosystémů např. porostů), gap dynamics (porostní mezery), fluktuace a dále také primární, regenerační, cyklickou, sekundární a sekulární sukcesy.

Pro naše podmínky byl prvním autorem, který studoval dynamiku přírodních lesů u nás (KORPEL 1989, 1991). Jeho výsledky se do jisté míry s prací MAARELA (1988) částečně shodují, KORPEL (1989, 1991) ji však definoval na základě ontogenetického vývoje lesa. Základními prvky tohoto systému jsou cykly vývoje lesa a to malý nebo velký podle prostoru na jakém se odehrává několik arů nebo také desítky hektarů. S velkým vývojovým cyklem, který je spojen s katastrofickým rozpadem na velkých plochách, se setkáváme především v oblastech na severu Evropy v boreálních lesích Skandinávie, v rozsáhlých jehličnatých lesích v Severní Americe a tajze. Jde o sourodé lesy s obrovskou rozlohou a podobnými podmínkami pro existenci. Pro ty lesy jsou disturbance např. přemnožení kůrovce, velké větrné smrště, požáry, atd. přirozenou součástí dynamiky jejich ekosystému, na kterou jsou adaptované a díky které se mohou dále rozvíjet. Při velkoplošném rozpadu dochází k výrazným změnám v mikroklimatu ploch. Odstranění horní porostní etáže tedy dospělého porostu, dochází k rapidnímu nárůstu půdní vlhkosti, což to má za následek změnu vodní bilance a může vést až k výraznému zamokření. Dále dochází ke změnám světlostních poměrů, teplotní amplitudy a dočasnému navýšení dostupných živin a zvýšené mineralizaci. Narušené plochy jsou rychle osidlovány a v závislosti na tom v jakém stadiu vývojového cyklu se nachází, mění se složení bylinného a dřevinného patra. Rozlišujeme tyto tři typy vývojových stadií:

- Přípravný les – disturbance proběhla a na vzniklé holině se začínají vyskytovat krátkověké, světlomilné a rychle rostoucí tzv. pionýrské

neboli přípravné dřeviny (osika, borovice, bříza, olše, jeřáb). Jedná se nejprve o nenáročné dřeviny, které díky své schopnosti se intenzivně rozmnožovat postupně osídlí celou plochu. Avšak jejich životnost i konkurenční schopnost je velmi nízká zejména vůči stínomilnějším a dlouhověkým dřevinám.

- Přechodný les – pro toto stadium je typický výskyt obou druhů dřevin jak přípravných tak klimaxových nebo také světlomilných a stinných. Stinné a polostinné dřeviny typické pro klimaxová stadia vývoje lesa (buk, jedle, smrk) jsou díky své vysoké míře konkurenční schopnosti schopni využívat zápoje pionýrských dřevin a pomalu vytvářet kostru porostu. Přírůsty u těchto dlouhověkých dřevin kulminují později, ačkoliv intenzita je vysoká i v pozdějším věku a to má za následek tvorbu tzv. dvojetážového přechodného lesa.
- Závěrečný les – fáze ve jež je typická pro většinu našich lesů. Pionýrské dřeviny jsou potlačeny a dominují klimaxové typy dřevin. Začíná období s nevyšší produkcí a stabilitou lesa jako ekosystému (KORPEL 1991).

Během této poslední fáze vývoje lesa, kdy je les v klimaxovém stadiu, však dochází v některých případech k jevu, kdy obnova lesa i v rámci velkého vývojového cyklu může probíhat i pomocí malého vývojového cyklu. V takovýchto případech jde o tzv. obnovu na malých plochách prostřednictvím klimaxových dřevin, a to způsobuje tzv. mozaikovitou strukturu lesa, s diferenciací nejen věkovou, ale i tloušťkovou, což je charakteristické pro listnaté lesy v mírném pásu (KORPEL 1989). Podobný koncept popsal i MAAREL (1988) v tzv. „Gap dynamics“ dynamika porostních mezer. V Lesích kde vlivem odumření nebo pádu jednoho nebo více jedinců vznikají mezery tzv. gapy v horní vrstvě porostu, které se jsou opět osídleny dalšími, díky čemuž vzniká typická mozaikovitá struktura (VAN DER MAAREL 1988).

- Fáze dorůstání – Je spojena především s růstem porostní zásoby. V této fázi dochází u porostu ke zvyšování zásoby vyrovnávání zápoje.

Z horizontálně rozrůzněného zápoje postupně dochází k jeho vyrovnávání (event. výběrná fáze, výběrná struktura, výstavba). Během této fáze je diferenciacce všech dendrometrických veličin nejvyšší (výška, tloušťka a hustota porostu). Starý porost pokud se na ploše nachází, je ve fázi rozpadu.

- Fáze optima – Označuje období kdy je les tloušťkově nevyrovnaný s věkovými rozdíly avšak výškově vyvážený. Vrcholí tloušťkový přírůst a množství jedinců je nejnižší. Ke konci období už dochází k odumírání jednotlivých stromů a porost přechází do fáze rozpadu, s čímž je spojena první obnova.
- Fáze rozpadu – V této fázi začínají stromy hynout. Počet jedinců se zvyšuje a naopak se porostní zásoba se prudce snižuje, ve vznikajících mezerách nastupuje obnova a porost se opět dostává do stadia dorůstání (KORPEL ET.AL 1991)

Na základě výše uvedených poznatků můžeme tedy konstatovat, že komplexní celky horských lesů na velkých plochách, jež jsou pod vlivem narušení s celoplošným dopadem ve velkém měřítku, se mohou vyvíjet i podle principů velkého vývojového cyklu. Avšak to nemusí být vždy pravidlem a vývoje, jak malý tak velký, se mohou navzájem doplňovat, nejen v boreálních lesích Skandinávie (KUULUVAINEN ET AL. 1998), ale i v smrčinách horských lesů střední Evropy.

### **3.2.2.1 Disturbance**

Narušení neboli disturbance patří mezi hlavní síly utvářející ekosystém. Jejich vlivem jsou lesy schopné regenerovat, vyvíjet se a přizpůsobovat se okolním podmínkám (FRELICH 2002). Ekosystémy mohou být ovlivněny narušeními různých typů, především se jedná o vichřice, sesuvy půdy, požáry, záplavy a žír hmyzích škůdců. Za disturbance považujeme také antropogenními narušení např. těžba dřeva, pastva hospodářských zvířat nebo zavlečení nepůvodních druhů (WHITE & JENTSCH 2001). V horách ve střední Evropě jsou nejčastější disturbance třídy VI (FRELICH 2002), pro ty je

typické působení větru doprovázeného invazí podkorního hmyzu (SPLECHTNA ET AL. 2005). V takto postižených porostech se disturbance projevují, buďto vytvořením mezer (gap), které se mohou dále rozšiřovat, nebo dojde k jejich vyplnění.

Pro disturbované ekosystémy je důležité do jaké míry jsou ovlivněny činností člověka. Pro minimálně ovlivněné platí, že se případnou disturbancí vypořádají bez problémů a rychleji. Z těchto důvodů je důležité, abychom vytvořili prediktivní modely vývoje lesa, jež by nám umožnili předvídat změny v budoucnu, znát dynamiku lesních ekosystému a především dynamiku disturbancí (WHITE & JENTSCH 2001). Disturbance neboli narušení jsou jednou z hlavních sil utvářejících ekosystém a jejich vliv strukturu a druhové složení nezpochybnitelný. Pro lesní ekosystémy s vysokou intenzitou disturbancí jsou převládajícím druhem světlomilné dřeviny a naopak lesy s nižší intenzitou narušení jsou vhodnější především pro stínomilné (FRELICH 2002). Přírodní disturbance mají velmi výrazný vliv na dynamiku horských lesů, pro jejich studium je však za potřebí rozlehlý areál přírodních lesů, ale poněvadž hustě osídlena Evropa a těžba způsobily, to že člověkem neovlivněných lesů je v okolí minimum. Musíme využívat informací ze studií z podobných oblastí od jiných autorů (KULAKOWSKI & BEBI 2004), příkladem je studie z rezervace Parangalista v Bulharsku. (PANAYTONOV ET AL. 2012).

### **3.3 Obnova**

Obnova nejdůležitějším prvkem dynamiky lesních ekosystémů díky ní je zajištěna jejich dynamická rovnováha ekosystémů. Obnovou nazýváme proces, při kterém dochází ke střídání dvou produkčních cyklů, přičemž dojde ke generační obměně stromů. Pro lesnické účely by vylišeny dva základní druhy a to jako přírodní a umělá obnova (síví nebo sadbou) a odvozený typ obnovy jejich kombinace, kdy se využívá obou metod v rámci jednoho porostu (KORPEL 1991).

Horské porosty patří velmi komplexním a složitým ekosystémům, pro jejich obnovu je důležitá řada činitelů. Proto je vypěstování lesa velmi složitou

a komplexní disciplínou. (HLADÍK ET AL. 1993). Smrk se při těchto podmínkách ve výšce 1200 m.n.m., dožívá cca 350 let, což koresponduje s vývojovým cyklem lesů vysokohorských poloh, délka cyklu se stoupající výškou zkracuje (HLADÍK ET AL. 1993). Nejen výška, ale hlavně disturbance mají na samotnou na délku vývojových cyklů nepodstatnější vliv. Vítr zde pak spolu s kůrovci, plní úlohu dřevorubce, který kácí většinu stromů v poslední rozpadové fázi. Pro obnovu, zejména pak pro to jaký z druhů se na lokalitě bude zmlazovat, čili zregeneruje, je podstatné kterou z disturbancí je lokalita zasažena a způsob jakým se v daném místě hospodaří. Pro obnovu je základem je dostatečné množství semen, a mikrostanoviště s příznivými podmínkami pro vzklíčení a schopnosti vzklíčení nebo zakořenění určitého druhu samotné dřeviny (KOZŁOWSKI 2002). Pro semenáčky smrku jsou ve vysokohorských polohách důležitá specifická mikrostanoviště např. vrstva mechorostů nebo klády tlejícího dříví. Sluneční záření pronikající do porostu, horských lesích je to běžné, umožňuje vznik hustých travních podrostů, které jsou pro semenáčky místem s minimální šancí na vyklíčení a další růst smrku (JONÁŠOVÁ 2001, HARMON & FRANKLIN 1989).

### **3.3.1 Přirozená obnova**

Základním kamenem přírodě blízkého hospodaření v lesních je regenerace a to přirozeným způsobem. Tento druh obnovy, by měl být jedním ze zásadních prvků managementu porostů v bezzásahových zónách chráněných území. Podle toho jak ji definoval KORPEL (1991) za přirozenou obnovu označujeme, schopnost lesa vlastní autoreprodukce. Přirozená obnova může být výsledkem cílevědomé pěstební činnosti s využitím autoreprodukce porostu, anebo může být označována za a jedno ze stadií vývoje a dynamiky ekosystému. Pro přirozenou regeneraci jsou typické opravdu vysoké počty semenáčků zejména pak po semenných rocích a s tím je však spojena vysoká úmrtnost v prvních letech jejich vývoje.

K nejvýznamnějším faktorům, které se podílejí na dynamice přirozeného zmlazení, náleží všechny druhy abiotických a biotických disturbancí a narušení, jedná se především o pohyb sněhu, srážkové výkyvy

při změnách klimatu, mráz, lesní zvěř a konkurence okolní vegetace a v neposlední řadě intervaly mezi semennými roky, jejichž délka je vyšší oproti lesům v nižších polohách (ZENÁHLÍKOVÁ ET AL. 2009).

### **3.3.1.1 Obnova po větrném narušení**

Pro disturbance způsobené větrem platí, že se dynamika obnovy lokalit v bezzásahovém režimu liší především ve složení druhů nejen bylinné vegetace (VÁVROVÁ 2009), ale i druhového spektra dřevin. Studie probíhající na Slovensku v národním parku v Tatrách (TANAP) (JONÁŠOVÁ ET AL. 2010), jež studovala dopady tzv. bory na vývoj a obnovu zmlazení v národním parku. Na základě výzkumu bylo prokázáno, že plochách kde asanace neprobíhala bylo množství zmlazení o mnoho vyšší a naopak asanované plochy vykazovali počty zmlazení nižší vlivem nešetrné odklizení dřevní hmoty. Absolutní počty jedinců na vyklizených byli řádově o tisíce jedinců nižší, než tomu bylo u neasanovaných ploch přesněji 3380 a 1210 bylo na jedinců na asanovaných plochách a naopak 8835 a 7225 jedinců na ploše bez jakéhokoliv zásahu. Důvody pro nízký počet smrkového zmlazení na všech lokalitách jsou způsobeny především absencí horní etáže dospělých stromů schopných regenerace, i když někteří jedinci dokázaly přežít, velké vzdálenosti mezi nimi obnovu neumožňují nebo je minimální. I z těchto důvodu je vysoký počet listnatých dřevin, jejichž semena jsou schopna transportu i na větší vzdálenosti příznivý. Příznivý zejména pro jejich pionýrské vlastnosti obsazovat jiné druhy mikrostanovišť než preferuje smrk. Jde především o okolí vývrátů a obnaženou půdu.

### **3.3.1.2 Obnova po kůrovcové disturbance**

U lesů postižených narušením v podobě kůrovcové disturbance se obnova velmi liší především v přístupu lesníku k jejímu průběhu. U přirozené obnovy v lesích je důležité nedojede k většímu změně a narušení půdního povrchu a zmlazení vyvíjejícího se pod ochrannou odumírajícího mateřského porostu. HEURICH (2009) prokázal schopnost porostů reagovat na narušení způsobené kůrovce vyšší úrodou semen, čímž se navyšuje množství

přirozeného zmlazení pod porostem. Proto je důležité, aby došlo k minimálnímu narušení půdního povrchu a obnovovacích procesu horského lesa nešetřeným zásahem těžební techniky. Pionýrské dřeviny jsou tomto případě zcela vytlačeny a nahrazeny smrkem ztepilým. K významným změnám nedochází ani v bylinném podrostu, pokryv trav i mechu (JONÁŠOVÁ & PRACH 2008).

### **3.3.1.3 Struktura zmlazení**

Z mnohých poznatku o nárocích smrku na světlo vyplývá, že je to s většinou stinný až polostinný druh (helisciofyt až sciofyt) se schopností snášet zástin, středních ale i vyšších měřítek. Někteří autoři uvádí, že smrk je slunnou dřevinou, která je odolná vůči stínu pouze v mládí. Má však tu schopnost jako i jiné klimaxové dřeviny čekat i celá desetiletí v zástinu a po změně světlostních poměrů akcelerovat růst a velmi výrazně zvyšovat své přírůstky (MUSIL 2003). Díky tomu je obnova lesa při disturbanci, kdy dojde k rychlé změně stanovištních poměrů na lokalitě, jednodušší. Výhoda těchto často velmi starých a vzhledem ke svému věku nízkých jedinců, spočívá ve velmi dobře vyvinutém kořenovém systému. Podrost smrkového zmlazení nereaguje na změny okamžitě a pozvolna zejména pak v horských lesích. Výhoda vyvinutého kořenového systému upřednostňuje starší jedince, jež jsou odolnější vůči změně nastalých klimatických podmínek na mikrostanovištích. (LUSHER IN HLADIK ET AL. 1993)

K faktorům jež mají zásadní vliv na strukturu nově se vyvíjejícího lesa, patří již zmiňované světlostní podmínky lokalit, mezidruhá konkurence a konkurenční vliv okolní vegetace. Aspektů, které ovlivňují výškový přírůst smrkového zmlazení ve výšce od 30 do 500 centimetrů je celá řada. Nejvýznamnější je světlo spolu s typem mikrostanoviště, s tím souvisí dostatek živin a vody u vyšších jedinců vliv biotických činitelů jako je okus a vytloukání (HLADÍK ET AL. 1993). Tyto a mnohé další kupříkladu abiotické faktory způsobují vysokou úmrtnost nejmladších stádií smrku ve věku do 1-5 let (JONÁŠOVÁ & PRACH 2004, ZENÁHLÍKOVÁ 2011). Signifikantní vliv vzcházení smrku má kompetice přízemní vegetace. Smrk, který je v mládí pomalu rostoucí, právě



na tomto mikrostanovišti dosahuje nejnižších hodnot (CANHAM ET AL. 1990, GRASSI & BAGNARESI 2001, ZENÁHLÍKOVÁ 2011). V horských lesích je nezanedbatelným faktorem pro udržení obnovy smrku kořenová kompetice, ta má často větší význam než světlostní poměry lokality. V těchto lesích totiž převažují půdy, jež jsou velmi živinově chudé, vysoká vrstva opadu a jeho pomalý rozklad způsobují, že se role kořenové kompetice zde projevuje mnohem výrazněji než je tomu na půdách živinově bohatších (COOMES & GRUBB 2000).

Struktura věkového a druhového složení smrkového zmlazení se mění v závislosti od druhu narušení, jež postihuje daný lesní ekosystém (JONÁŠOVÁ & PRACH 2004). Vytvořené podmínky mají specifický účinek na intenzitu odrůstání a druhovou selekci obnovy. Tyto podmínky pak mají vliv na charakter vznikajících mikrostanovišť, což bezprostředně působí na natalitu a mortalitu zmlazení lesních dřevin. Jejich účinek se mění především podle tvaru mikroreliefu a typů substrátů (tlející dřevo, hrabanka pahýly, mechy, půda aj.) na kterých se zmlazují. Zřejmě nejdůležitějším mikrostanovištěm podle řady prací zabývajícím se výzkumem zmlazení v horských lesích je tlející dříví. Z výzkumů vyplývá, že více než polovina jedinců zmlazení v horských lesích využívá právě toto stanoviště. (HEURICH 2009, JONÁŠOVÁ & PRACH 2004, JONÁŠOVÁ ET. AL. 2010, BAČE ET. AL 2011, BAČE ET. AL 2012). Stromy na těchto mikrostanovištích vytváří malé shluky a skupinky, které vyrůstají spolu a vzájemně podporují. Zároveň je takováto skupinka zmlazení odolnější vůči kompetitorům díky schopnosti si časem přizpůsobit mikrostanoviště (HEURICH 2009).

Pro udržení vhodné a pro další vývoj příznivé struktury horského smrkového lesa, je za potřebí minimální počet 200 jedinců na ha (MAYER & OTT 1991). Z tohoto hlediska je množství zmlazení v horských lesích střední Evropy dostatečné pro zachování schopnosti se obnovovat a dále se vyvíjet i po rozsáhlé disturbanci (JONÁŠOVÁ & PRACH 2004, HEURICH 2009).

### **3.3.1.4 Vliv mikrostanoviště na přirozenou obnovu**

Plochy zasažené disturbancí se nám mohou často jevit jako mrtvá „měsíční krajina“ bez života ale při bližším pohledu je to právě naopak. Na těchto plochách dochází ke změně stanovištních faktorů a životních podmínek, které velmi se pozitivně podílejí na zvýšení počtu druhu (dřevokazné houby, hmyz, ptáci) i na další vývoj lesa mají tyto změny velmi pozitivní vliv, kde změna podmínek v podrostu nahrává přirozené obnově. Podle studií z Bavorského národního parku, se výskyt přirozené obnovy potvrdil na všech zkoumaných plochách (BAUER 2002, HEURICH 2009). Markantní vliv na tento fenomén dynamiky přirozených lesů a především na hustotu přirozené obnovy, mají mikrostanoviště, kde specifické teplotní, vlhkostní a živinové poměry hrají hlavní roli při ujímaní a vzcházení smrkových semen. Výzkumem v této oblasti se zabývá řada autorů (SHÖNENBERGER 2002, HANSEN 2003, JONÁŠOVÁ & PRACH 2004, BAIER ET AL. 2006, BAIER ET AL. 2007, VÁVROVÁ ET AL. 2007, ILISSON ET AL. 2007, VÁVROVÁ 2009, BAČE ET AL. 2011) a tzv. microsites čili mikrostanoviště ovlivňují v horských smrččinách především tyto druhy stanovišť tvar mikroreliéfu, mohutnost humusové vrstvy a půdních horizontů a hustota podrostu. Také výzkum (KUPFERSCHMID ET AL. 2006) po kůrovcové disturbanci ve švýcarských Alpách prokázal rozhodující vliv mikrostanoviště na schopnost přirozené obnovy.

#### **3.3.1.4.1 Tvar reliéfu**

Studiu mikrostanovišť věnoval mimo jiné i (HANSEN 2003), který se vedle vlivu vegetačního krytu, vrstvy humusu a vzdálenosti k semenným stromům zabýval tvarem i mikroreliéfu na obnovu smrku ztepilého. S ohledem na často mělkou vrstvu půdy a extrémní klimatické podmínky hor je tvar reliéfu, čili mikrorelief jedním z hlavních faktorů, který působí na přirozenou obnovu těchto lokalit. Z jeho výzkumů plyne, že semenáčky přežívají lépe nejen v opadance, než na lokalitách pokrytých mechem a zároveň lépe i v terénních depresích, než mimo ně (na studovaných plochách zaujímaly deprese 4,9 % plochy, ale vyskytovalo se v nich 24,1 % semenáčků). Zde jsou chráněny před mrazem či přehřátím.

#### 3.3.1.4.2 Mechy

Přítomnost mechového patra v lese má pozitivní vliv na mikroklima lesních porostů, nejen díky své vysoké schopnosti absorbovat vodu, ale tím že přispívají k hromadění organické hmoty, snižují teplotu půdy a naopak negativní vliv mají na dostupnosti živin (BONAN & SHUGART 1989). Regenerační hustota na mikrostanovištích pokrytých mechem je velmi proměnlivá a liší se od druhu a postupem času. Nejlepší podmínky pro semenačky smrku vytváří *Sphagnum* spp. a *Polytrichum commune* a zatímco např. *Dicranum* spp. a *Pleurozium shreberi* je pro semenačky nevhodné. Postupem času se však může zvyšovat mortalita zmlazení a to zejména v porostech rodu *Sphagnum* (HANSEN 2003). To potvrzuje i studie JONÁŠOVÉ & PRACH (2004), že mikrostanoviště mechu je sice vhodné pro vzcházení semenáčků, ale a s vyšší mortalitou.

#### 3.3.1.4.3 Smrkový opad

Působení smrkové hrabanky není zatím dostatečně prozkoumáno, často se projevují rozporuplné názory na vliv opadu na přirozenou obnovu což je zapříčiněno především možným ovlivněním ostatními stanovištními faktory (VÁVROVÁ 2009). Část vědců (BAIER ET AL. 2007, HANSEN 2003) prosazuje opad jako vhodný substrát zejména ke klíčení. Těchto poznatků již využívali lesníci především ve školkařství, kde se je smrková hrabanka používala při dunemanově metodě pěstování jehličnatých semenáčků. Naproti tomu ale podle (JONÁŠOVÁ & PRACH 2004) je vysoká vrstva opadu odpovědná za odumírání části semenáčků. Důvody mohou být různé vyšší evaporace, alelopatický vliv rozkládajících se jehlic na právě klíčící semena či nižší termoregulační schopnosti opadu a následné vysychání kořenů (NAKAMURA 1992 SEC. IN VÁVROVÁ ET AL. 2007). Za možný alelopatický vliv smrkových jehlic na redukci kořenů smrkových semenáčků jsou zodpovědné látky p-hydroxy acetophenon a picein (VÁVROVÁ 2009).

Naproti tomu HANSEN (2003) uvádí, že dominance smrkové hrabanky naopak zvyhodňuje semenačky proti jiným oproti ostatním mikrostanovištím např. (borůvčí, mechy) pro vyšší podíl dostupných živin z rozkládajících se

organických látek. Musí být však zachovány světelné poměry, aby nedocházelo přehřívání a kořenového vlášení.

#### 3.3.1.4.4 Dominance bylinného patra

Společenstva bylin a travin hrají velmi důležitou roli při obnově nejen v horských oblastech, jejich vliv závisí na druhovém složení a typu vegetace. Markantní je ovlivnění především v počáteční fázi růstu semenáčků zejména u hustoty a mortality (ULBRICHOVÁ ET AL. 2006). Mezi hlavní druhy přizemní vegetace ovlivňující přirozenou obnovu smrku patří *Vaccinium myrthylus*, *Calamagrostis villosa*, *Avenella flexuosa*. Mezi ostatní typy patří různé druhy kapradin (*Pteridium aquilinum*, *Athyrium distentifolium*). Např. podrostu *A. distentifolium* podrostu je vhodný jako mikrostanoviště pro regeneraci pouze po krátkou dobu (BAČE ET AL. 2011), vyskytují se v ní, kteří unikli jejímu kompetičnímu vlivu stejně jako *P. aquilinum* (VÁVROVÁ 2009). Dále byli studovány možné alelopatické účinky *Athyrium filix-femina* u smrkových sazenic ale pouze v laboratorních podmínkách (PELLISSIER 1993 SEC. IN VÁVROVÁ 2009), naopak u *Oxalis acetosella* byli potvrzeny pozitivní účinky jejich dominantního postavení (VÁVROVÁ 2009).

##### Podrost *Vaccinium myrthylus*

Ve srovnání s porosty *A. flexuosa*, *C. villosa* nebo *A. distentifolium* je porost *V. myrthylus* kompetičně slabší k semenáčkům smrku ztepilého (BAIER ET AL. 2006, VÁVROVÁ 2009, BAČE ET AL. 2011). Vhodnější je i pro odrůstání semenáčků na mrtvém dřevě protože zde nedochází k zarůstání padlých klád (BAČE ET AL. 2011). *Vaccinium myrthylus* je oproti ostatním druhům přizemní vegetace vhodný zejména v zimním a jarním období, kdy jsou semenáčky ohroženy poleháním odumřelých částí travin (ŠERÁ ET AL. 2000). I přesto je podrost pro vzcházení semenáčků nevhodný pro možné alelopatické účinky opadu. Fenolické látky, které jsou obsaženy v listech, mají inhibiční vliv na růst (VÁVROVÁ 2009). Dalším důvodem může být i upřednostňování podobných substrátů pro vzcházení, tedy kyselá mikrostanoviště se silnou vrstvou humusu (BAIER ET AL. 2006), což na alkalických půdách může poskytovat vhodné podmínky pro přirozenou obnovu.

### 3.3.1.4.5 Mrtvé dřevo

Termín mrtvé dřevo je doslovným a hlavně výstižným překladem anglického termínu “dead wood“. Bohužel tento, ale ani jeho anglický ekvivalent přesně nevystihují danou problematiku. Dřevo, a je tomu tak i u živých jedinců, je tvořeno odumřelým buňkami přibývajících ven v radiálním směru v průběhu růstu stromu. Proto bude pro lepší uchopení daného tématu vhodnější termín „dřevo v různém stupni ( v postupné fázi) rozkladu“ volně přeloženo z anglického originálu Coarse Woody Debris tedy hrubé zbytky dřeva (HARMON ET. AL. 1986). Tímto termínem se označují mrtvé dřeviny, jejich části a odumřelé části ještě živých jedinců. Jedním z ukazatelů přirozeného vývoje přírodních lesů je výskyt tlejícího tedy „mrtvého dřeva“. Dřevní hmota je často opomíjenou, i když velmi důležitou součástí mnoha ekosystémů s množstvím zásadních ekologických funkcí, jež se podílí na utváření hlavních strukturálních znaků typických pro lesy blízké přírodě (HARMON ET. AL. 1986). Shrnutí všech nejdůležitějších vlastností a funkcí mrtvého dřeva CWD popsala ve své práci STEVENSNOVÁ (1997, SEC. IN SVOBODA 2005B):

- příznivý vliv na obohacování půdy o organickou hmotu a živiny, s pozitivním účinkem na fyzikální a chemické vlastnosti půdy
- pozitivně ovlivňuje biologickou diverzitu všech složek lesních ekosystémů
- vliv na tvar, funkci a strukturu vodních toků v lesních porostech a morfologii svahů
- ovlivnění koloběhu uhlíku v ekosystému

Mnohé studie provedené v oblasti střední Evropy potvrdily předpoklady, že smrk v horském pásmu, je z částí vázaný na obnovu na tlejícím dřevě a na mikroklima s ním spojené. Semenáčky v organickém nebo na substrátu tvořeném mrtvým dřevem mají významně vyšší obsah stopových prvku N, P, K, Mn, Zn (jen mrtvého dřeva) ve srovnání se sazenicemi pěstovanými na minerální půdě. Tuto skutečnost popsal BAIER ET AL. (2006) v bavorských

Alpách, kde je zhoršený přístup k živinám díky alkalickému podloží a přirozená obnova smrku je tudíž možná pouze díky trouchnivějícímu dřevu a kyselé humusové vrstvě. Počty zmlazení se liší mezi různými typy rozkládajícího se dřeva podle studie od BAČEHO (2011) je ujímavost semenáčků vyšší na pařezech než napadlých kmenech. Zejména protože pařezy jsou kořeny spojeny s půdou, což podporuje rychlost rozkladu, ten je v podélném směru rychlejší (RYPÁČEK 1957 SEC. IN BAČE 2011) a získávání živin z půdy. Důležitá je také kompetiční výhoda před působením přízemní vegetace, nejen svým umístěním nad terénem, ale výskytem v různých vegetačních stádiích kolem pařezů. Obnova na padlých kmenech závisí i na stupni rozkladu druhu hniloby. Existencí pozitivní korelace mezi druhem hniloby (houby) a počtem zmlazení na kládě se zabýval (BAČE ET AL. 2012). Ve studii z NPR Šumava připisuje významný vliv hub v tlejícím dřevě smrku na hustotu zmlazení. Především pak přítomnost bílé hniloby hub *Armillaria* spp. nebo *S. nigrolimitatus* měla pozitivní vliv na semenáčky. Ve srovnání s dřevem, ve kterém dominuje *F. pinicola* byl počet zmlazení až 7krát vyšší než na kládách s bílou hnilobou.

I další studie od BAIERA ET AL. (2007) na svazích horských lesů v Bavorských alpách, kde má mrtvé dřevo na prudkých elevacích pozitivní účinek nejen na ujímavost semenáčků. Kolem padlých klád se totiž nachází často silnější vrstvy organický látek což umožňuje výskyt a vyššího počtu semenáčků a mladých stromků, než na plochách bez překážek. Naproti tomu SCHÖNENBERGER (2002) udává, že ponechání padlých klád po polomu na místě škodí přirozené obnově smrku zejména v počátečních stádiích v 10-ti letech, což je v rozporu s většinou studií ostatních autorů. Podle nichž naopak kmeny velkých dimenzí zvyšují druhovou diverzitu, obohacují půdu o živiny nebo mohou sloužit jako ochranný prvek před okusem lesní zvěří (HEURICH 2001, JONAŠOVÁ & PRACH 2004, ILISSON ET AL. 2007). Význam mrtvého dřeva silnějších rozměrů pro regeneraci smrku je důležitý především v lesích hustým podrostem, jak dokládají výzkumy z NPR v Jeseníkách a na Šumavě (BAČE ET AL. 2011).

## 4 Metodika

### 4.1 Založení a stabilizace výzkumných ploch v NP Šumava a CHKO Jeseníky

Výzkum byl prováděn na stávajících 2 trvalých výzkumných plochách (dále už jen TVP1 a TVP2) v pralesovitých porostech horských smrčín v lokalitě Trojmezna NP Šumava a v lokalitě Eustaška NPR Praděd. Výběr lokalit byl učiněn, tak abychom vybrali co nejreprezentativnější vzorek horského smrkového lesa. Na lokalitě Trojmezna na Šumavě kde v letech 2007 až 2009 došlo, k výrazné intenzivní disturbanci spojené s velkoplošným rozpadem horního stromového patra jsme umístili TVP 1. Naopak TVP 2 je umístěna na místě kde z hlediska dynamiky lesních ekosystémů dochází zatím k maloplošnému rozpadu lesa tzv. „gap dynamics“. Tento výběr by nám měl umožnit porovnat mezi sebou ty to dva rozdílené procesy dynamiky lesních ekosystémů. Obě studované lokality představují typické příklady přirozeného horského lesa v ČR pralesovitého typu vysokým podílem tlejícího dříví velkých dimenzí.

#### 4.1.1 Ležící kmeny

Zaměření ležících kmenů bylo provedeno v roce 2008 pomocí technologie FIELDMAP. A to tak že se zaměřili všechny ležící kmeny delší než 2 m a s tloušťkou na čele větší než 100 mm. Všechny tyto ležící kmeny byli, označeny kovovým štítkem se specifickým číselným kódem ve vzdálenosti 1,5m od čela. Následně byl kmen, pomocí dálkoměru, směrem od čela rozdělen na segmenty po 1,5 m. V těchto segmentech byl určen stupeň rozkladu číslicí od 1-5 kde je nejnižší 1 a 5 je nejvyšší. Rozklad se určoval podle hloubky průniku kovového šroubováku do kmene (SIPPOLA & RENVALL 1999, POUŠKA ET AL. 2011), stupně rozkladu jehličnatého dřeva byly určovány podle následujícího klíče.

- 1 – nedávno odumřelé nebo pokácené kmeny stromů nebo jejich části. Větve posledních řádů jsou odlámané. Dřevo je tvrdé.

Vodivá pletiva jsou již odumřelá, šroubovák proniká do dřeva v hloubce od několika mm do 1 cm;

- 2 – dřevo je tvrdé, menší část kůry opadaná, nůž proniká do dřeva v hloubce 1 až 2 cm, na kmene zůstávají delší pahýly větví a ojediněle semenáčky
- 3 – dřevo ležícího kmene v povrchové části je částečně rozloženo, kůra je opadaná z větší části. Nůž proniká do dřeva v hloubce 3 až 5 cm, profil kmene zůstává ještě zachovalý, z větví zůstávají jen kratší a nejsilnější pahýly, na kmene se výrazněji vyskytují mechorosty a semenáčky dřevin
- 4 – většina dřeva ležícího kmene je narušena, nůž proniká hlouběji do dřeva, více jak 5 cm, střední část dřeva zůstává tvrdá. Profil kmene se začíná bortit, distálně části (směrem od paty kmene) mohou být již ve fázi rozkladu 5, kdy jsou integrovány do vrstvy opadu. U smrku mohou být odpadány vnější vrstvy dřeva a zůstává pouze mumifikovaná jádrová část. Zakrytí povrchu mechorosty může být výrazné, také se vyskytují odrostlé juvenilní dřeviny;
- 5 – dřevo je velmi měkké, rozpadá se, je-li zvednuto. Pokrytí kůrou nebývá zřetelné, protože tlející dřevo bývá zakryto opadem, mechorosty a vegetací, pokud kůra přetrvává, tak není ke dřevu pevně připojena. Profil kmene je silně zploštěn, směrem od čela je kmen již trvale spojen s půdou ve fermentační vrstvě.

Odhadem měřiče bylo určeno procento pokrytí kůrou, dále bylo sledováno dvě hodnoty týkající se mechů a to jejich procentuální pokryvnost pro daný kládový segment a výšku mechu neboli mocnost mechového koberce procento pokrytí mechorosty a původ podle příčiny odumření stromu – kořenová hniloba, kompetice, kůrovec a vývrát (POUSKA ET AL. 2011). Dále



jsme změřily výšku segmentu nad zemí pomocí metru, s průměrkou průměr segmentu a převýšení segmentu postranní vegetací. U každého segmentu byl vybrán nejvyšší jedinec a určen jeho věk pomocí metody počítání přeslenů a jizev po přeslenech u jedinců do výšky 20 cm. Tato metoda byla již mnohokrát použita při zkoumání zmlazení v horských smrčínách a je ověřená i sběrem kmínků měřených stromů (ZIELONKA 2006; BAČE ET AL. 2009, ZENÁHLÍKOVÁ ET AL. 2011). Asanované kmeny, nebyly brány v potaz, pouze se zaměřili pro lepší orientaci v terénu. Dále budou identifikovány základní typy hnilob - hnědá kostkovitá od *Fomitopsis pinicola*, hnědá kostkovitá od *Antrodia serialis*, bílá voštinová od *Phellinus nigrolimitatus*, *Phellinus viticola* a *Trichaptum abietinum*, bílá od *Armillaria* spp. a *Heterobasidion* spp

#### 4.1.2 Zmlazení

U každé klády bylo veškeré zmlazení smrku, které se na ní nacházelo, zaevidováno, změřeno a zapsáno. Každý kus byl označen hliníkovým štítkem se specifickým alfanumerickým kódem, tak aby byl každý kus jedinečný dále u něj byla změřena výška a vzdálenost od čela pro zjištění segmentu, ve kterém se jedinec nachází. Tyto data jsme přepsali do programu MS Excel, kde jsme si vytvořily jednoduchou databázi, ze které jsme pořizovaly výstupy pro další měření. Formulář (terénní zápisník) seznamem jedinců nám poté sloužil k evidování natality a mortality jedinců podle štítků na kládě jsme v jejich jednotlivých segmentech kontrolovali skutečný stav. Pokud během roku došlo k úmrtí jedince, zjišťovali jsme jeho příčinu konkurenční tlak, pád stromu, vytloukání nebo okus, sucho a nenalezen zapsali jsme ji do terénního zápisníku pod jednoduchou zkratkou pro zrychlení zápisu podle štítku jedince. Když se na kládě vyklíčil nový jedinec, dali jsme mu štítek s kódem a poznamenali jsme ho do zápisníku u nových právě vyklíčených jedinců jsme výšku neměřili.

První měření se uskutečnilo v na podzim 2011 a poté jsme ho opakovali každého půl roku jako kontrolní měření (vždy květen a říjen), tento způsob měření umožní porovnat mortalitu během zimního a letního období. Poslední měření proběhlo v roce 2013 na jaře.

## 4.2 Trojmezenský prales NP Šumava

První trvalá výzkumná plocha TVP1 se nachází, v jižní části Šumavy (souřadnice 48.7796781N, 13.8355647E ) v lokalitě Trojmezenského pralesa v I. zóně Národního parku Šumava. TVP1 se nachází v jihozápadní části pralesa v nadmořské výšce 1220 až 1.270m, průměrná roční teplota zde většinou nepřesahuje 4 °C, roční úhrn srážek přesahuje 1200 mm (KOPÁČEK ET AL. 2001). Podloží tvoří světlá dvojslídlná hrubozrnná žula (Nejčastější půdní typ je humuso-železitý podzol, půdy jsou hlinitopísčité, skeletovité, s ostrůvky žulových monolitů (NOVÁK ET AL. 1999). Převažující humusová forma je hemimor, méně zastoupené jsou humimor a resimor (SVOBODA 2003). Trojmezenský prales nacházející se v NP Šumava je nejrozsáhlejším územím přirozených horských lesů ve střední Evropě (SVOBODA 2005B). Charakter lesa v okolí studované plochy připomíná 1. fázi obnovy lesa ve velkém vývojovém cyklu po disturbanci. K té první disturbanci došlo na Trojmezské na přelomu 80 a 90 let spojených s výstavbou „kalamitní svážnice“. Narušení porostních stěn a následné polomy, kůrovcové disturbance a asanační těžba postupně rozvrátila tyto homogenní porosty a v několika vlnách došlo k úplnému odstranění horní porostní etáže (SVOBODA 2005B). Dále tedy budeme označovat pro zjednodušení budeme označovat tuto lokalitu jako „disturbovaná“.

## 4.3 Eustaška CHKO Jeseníky a NPR Praděd

Trvalá výzkumná plocha Eustaška je nachází ve Velké Kotlině v centrální oblasti Hrubého Jeseníku v národní přírodní rezervaci Praděd která je součástí chráněné krajinné oblasti Jeseníky (50°5' s. š.; 17°15' v. d.). Plocha se nachází na mírném jihovýchodním svahu (se sklonem max. do 10 °) ve výšce od 1240 do 1270 m.n.m. Plocha leží v 8. lesním vegetačním stupni, oblast se jako pralesní vegetací s typickým inverzním fenotypem Smrku ztepilého (*Picea Abies*) vyznačující se pomalejším růstem a krátkými jehlicemi s nízkou fenotypovou variabilitou typickou pro lokality bez umělé obnovy (MATĚJKA

2013). Rostlinná společenství jsou typická pro klimaxové acidofilní horské smrčiny silikátových podkladů *Calamagrostis villosae-Piceetum* (MUSIL 2003). Celkový roční úhrn srážek v této výšce je přibližně 1200 mm a průměrná roční teplota je 4 ° C. A podle studie struktury lesa na lokalitě „Eustaška“ (4,5 ha, 1270 m.n m.) v NPR Praděd v Jeseníkách, kde byla zjištěna zásoba porostů 222 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> a celkový objem mrtvého dříví 67,8 m<sup>3</sup> b.k. ha<sup>-1</sup> (RUSS 2001 SEC IN JANKOVSKÝ ET AL. 2006). Z hlediska ekologie lesa je probíhá na této lokalitě maloplošný rozpad lesa tj. malý vývojový cyklus pro zjednodušení budeme plochu označovat jako nedisturbovanou.

#### **4.4 Matematické a statistické zpracování dat**

Zpracování dat probíhalo nejprve přepisem dat z terénních zápisníků do databází v programu Excel. Do databáze jsem přepsal všechny naměřené hodnoty, každý jedinec měl specifický kód. Při nějaké změně zjištěné, během dalších měřeních se data upravila na aktuální stav na ploše, jak při natalitě byl jedinec přidán do seznamu jedinců v segmentu klády, tak při mortalitě daného jedince byl v příslušném sloupci pro daný rok a roční období označen číslicí jedna 1. Takto jsme zaevidovali všechny živé i neživé semenáčky na mrtvém dříví, tak abychom na další výjezd měli připraveny aktuální zápisníky. Ovšem tato databáze ale obsahovala pouze data o počtu, natalitě a mortalitě zmlazení abychom mohli prozkoumat, jaké vlastnosti kmenů tyto veličiny ovlivňují, musel jsem si spojit s databází s vlastnostmi kmenů ležícího dříví z roku 2012. Napojení databází jsem provedl v programu v MS Excel MS Query, podle společného identifikačního čísla ID vytvořeného na základě čísla klády a segmentu tak abychom měl, údaje o zmlazení a vlastnostech klád pro každý segment. Na základě takto vytvořené databáze jsem spočítal celkovou plochu, kterou ležící dříví zaujímal, jednoduše podle průměru klády vynásobeného délkou segmentu 1,5 m výsledek byl v metrech čtverečních.

## 5 Výsledky

### 5.1 Ležící kmeny

Na každé z ploch bylo v roce 2012 zaměřeno veškeré mrtvé dříví, které se na ploše nacházelo. Na ploše TVP 1 v lokalitě Trojmezná 3 roky po celkové intenzivní disturbanci a odumření horního porostní etáže bylo zaměřeno 157 klád o objemu 186,2 m<sup>3</sup> v různém stadiu rozkladu zaujímající plochu 553 m<sup>2</sup>, což je 5,53% z celkové plochy. Klády byly rozděleny celkem do 1099 segmentů. Z toho více než polovina byla ve druhém stupni, což je důsledkem poslední kůrovcové disturbance. Na TVP 2 Eustaška byli výsledky odlišné ze 147 zaměřených tlejících klád rozdělných na 978 segmentů bylo ve druhém stupni minimum, a naopak většina se nacházela ve třetím stupni rozkladu. Celkový objem tlejícího dříví byl 96 m<sup>3</sup> a plocha 471 m<sup>2</sup>, což zaujímalo 4,7% ze zkusné plochy. V Tabulka 1 jsou prezentovány výsledky typické pro průměrný segment všech zaměřených kmenů ležícího dříví pro segmenty s počtem zmlazení 1 a více.

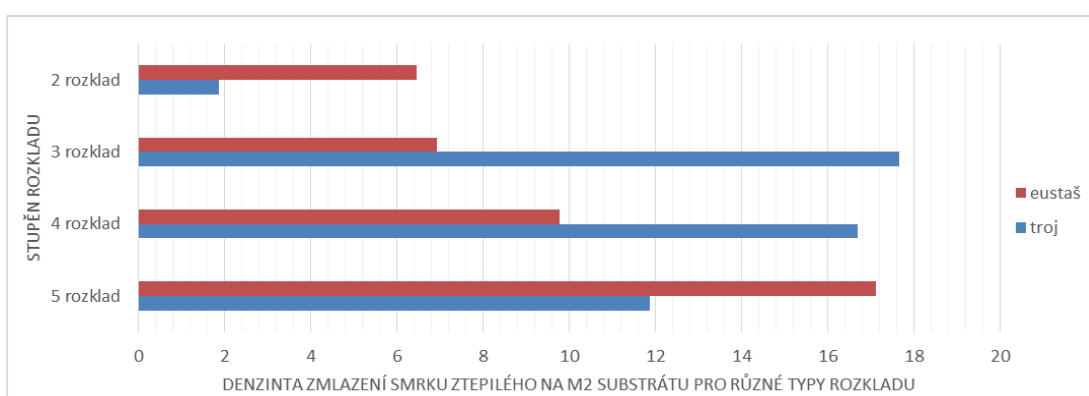
Tabulka 1 Vlastnosti typické pro průměrný segment ležícího kmene

Průměrný segment	Disturbovaná TVP 1		Nedisturbovaná TVP 2	
	Celkové hodnoty pro všechny segmenty	Segment s 1 a více zmlazeními smrku	Celkové hodnoty pro všechny segmenty	Segment s 1 a více zmlazeními smrku
<b>Mechy (pokryvnost v procentech)</b>	16	42,6	29	34,5
<b>Stupň rozkladu 1-5</b>	2,67	3,5	3,3	3,5
<b>Průměr segmentu v cm</b>	33	41	28	30,6
<b>Druh hniloby</b>	0	ARM	ARM	ARM
<b>Věk (nejstarší jedinec v seg.)</b>	3,2	11,5	4	6,8
<b>Velikost mezery kládou a půdou v cm</b>	21	4,8	8	5,7
<b>Počet zmlazení na segmentu</b>	2,4	9,4	2,3	3,7
<b>Průměrná plocha seg. m<sup>2</sup></b>	0,5	0,61	0,42	0,46

#### 5.1.1 Stupeň rozkladu

U ležících kmenů, které se na obou plochách nacházely, byl po zaměření a rozdělení do jednotlivých segmentů určen stupeň rozkladu (dále jen SR) 2-5. SR 1 u kmenů byl z výsledků měření záměrně vyřazen, protože do něj nebyla zařazena ani jedna z nalezených klád. Z důvodů, které vyplívají z výše uvedených kritérií, tj. že do SR 1 se řadí kmen, který je zcela v kůře a

alespoň místy je znát živé lýko. Skutečností je ale to, že tato kritéria mohou splňovat pouze nedávno vyvrácené nebo zlomené stromy, ty se však v době měření na plochách nevyskytovaly. V Grafu na Obr. 1 vidíme, jak se denzita zmlazení mění, podle toho v jaké fázi rozkladu je daný segment. Výsledky měření hustoty zmlazení jsou pro názornost přepočítány na m<sup>2</sup>. Výsledky se u obou lokalit velmi lišily na disturbované lokalitě je hustota zmlazení nejvyšší ve stupni rozkladu 3 více než 17 jedinců na m<sup>2</sup> naopak na nedisturbované ploše je denzita nejvyšší u segmentů ve stupni rozkladu 5 necelých 17 zástupců smrkového zmlazení na m<sup>2</sup>.



Obr. 1 Histogram četnosti zmlazení v různých fázích rozkladu ležícího dříví na obou lokalitách

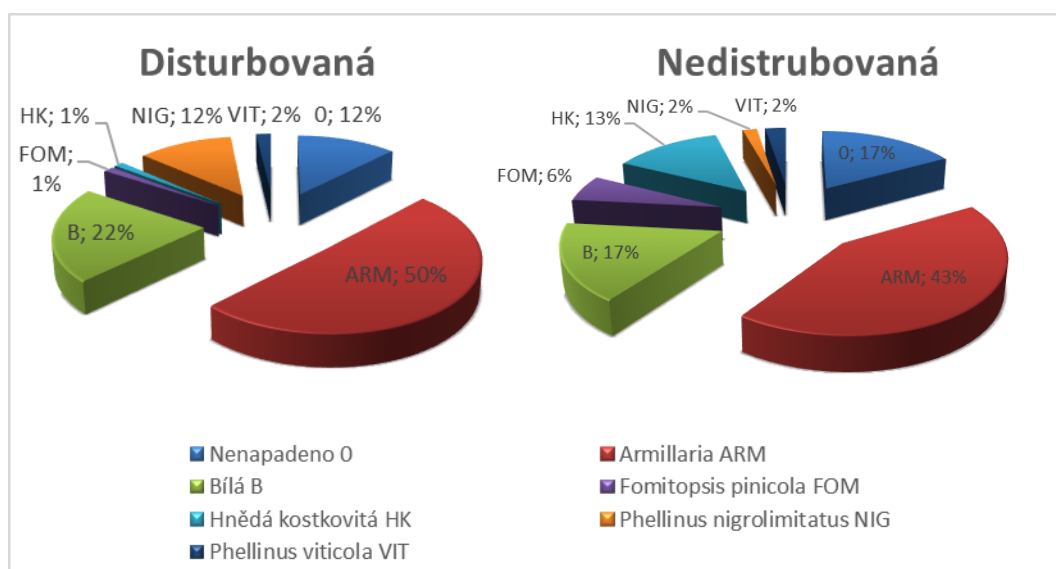
Absolutní počty jedinců zmlazení a počty klád v jednotlivých SR, které můžete vidět v Tabulka 2 Zobrazení absolutního počtu zmlazení a segmentu ležícího dříví v různých stádiích rozkladu na lokalitách TVP 1 pro disturbovanou TVP 1 je typické že se většina segmentů tlejícího dříví nachází ve 2 SR naopak na TVP2 je většina segmentů v následujícím 3 SR. S tím korespondují i počty zmlazení v jednotlivých stupních rozkladu, i když podle absolutních počtů jedinců smrku v jednotlivých SR je 3 SR obsazen nejvyšším počtem jedinců u obou lokalit disturbovaná 1426 a nedisturbované 1108. To však může být zavádějící a proto jsou v tabulce uvedeny i absolutní počty segmentu. Takto prezentované výsledky pak poukazují na to, co je patrné z grafu Obr. 1.

Tabulka 2 Zobrazení absolutního počtu zmlazení a segmentu ležícího dříví v různých stádiích rozkladu na lokalitách TVP 1 a TVP2

TVP	disturbovaná		nedisturbovaná		
	stupeň rozkladu	počet segmentů	počty zmlazení	počet segmentů	počty zmlazení
2		630	26	51	62
3		<b>267</b>	<b>1426</b>	594	1108
4		142	889	271	829
5		65	296	<b>62</b>	<b>423</b>

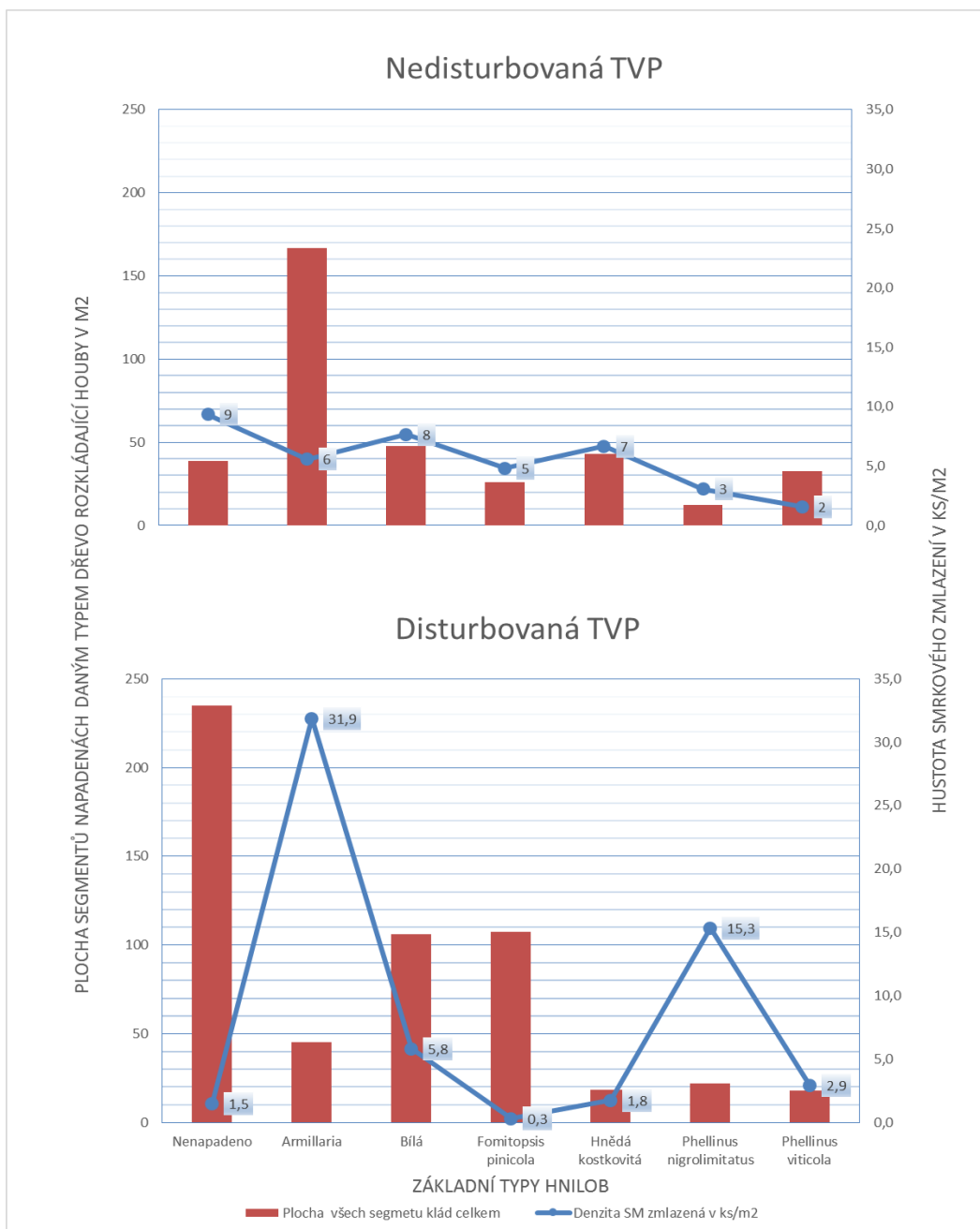
### 5.1.2 Druh hniloby

Důležitým znakem pro studium tlejících klád je také to, která houba se podílí a jejich rozkladu. Na obou lokalitách bylo množství klád napadených jednotlivými druhy hub rozdílné, avšak v obou v případech byla necelá polovina z celkového počtu zmlazení na kládách napadených hnilobou z rodu *Armillaria* tedy václavkou jak je patrné z grafu Obr. 2.



Obr. 2 Graf procentuální množství smrkového zmlazení SM podle toho jaká byla převládající hniloba na segmentu.

Dále jsme zjišťovali denzitu zmlazení na jednotlivých typech hnilob. Zde se výsledky také velmi lišily u lokality na disturbované ploše byli nejvyšší hodnoty segmentů napadených václavkou až 31 ks/m<sup>2</sup> (viz Obr. 3) oproti 6 na ploše na nedisturbované ploše a to i přes to že hniloba václavky zde byla dominantní a více než 160 m<sup>2</sup> segmentů klád bylo napadeno právě hnilobou z rodu *Armillaria*.

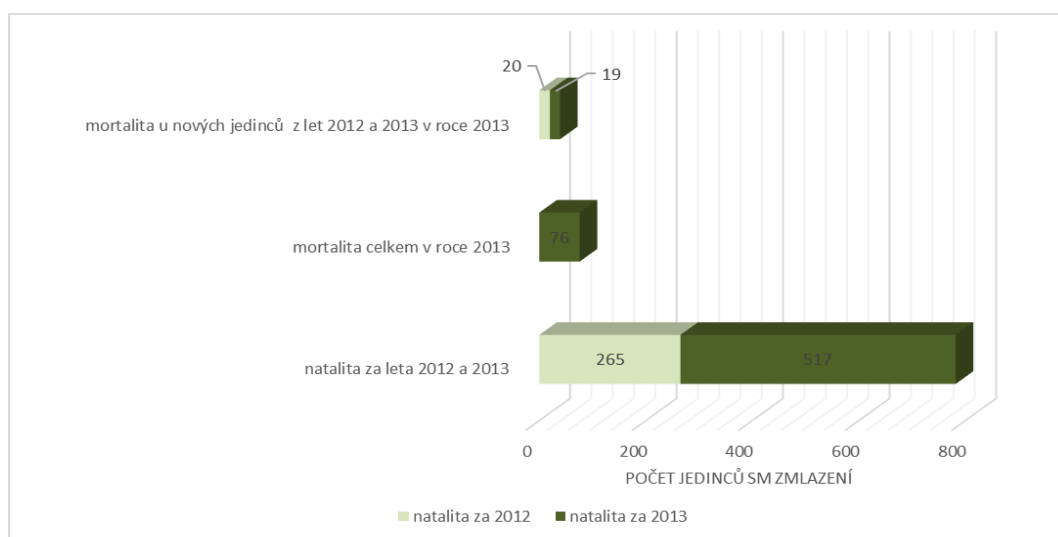


Obr. 3 Graf závislosti hustoty zmlazení na m<sup>2</sup> na jednotlivých druzích substrátu podle převládajícího druhu hniloby na segmentu

## 5.2 Zmlazení

Počty zmlazení se u obou ploch lišily často, až o stovky jedinců nejvýznamnější to bylo u nově vyklíčených semenáčku. Na lokalitě Trojmezna byl celkový počet smrkového zmlazení na tlejícím dříví po posledním měření na jaře v roce 2013 2634 životaschopných jedinců. Ty se nacházeli na 281 segmentech z celkových 1099 zaměřených segmentů mrtvého dříví a plocha,

kteřou pokrývaly, byla 173 m<sup>2</sup> a celková plocha mrtvého dříví 553m<sup>3</sup>. Průměrná výška zmlazení byla 28 cm a celková mortalita smrkového zmlazení za období od jara 2012 do jara 2013 byla 217 jedinců, jejich průměrná výška činila 14,5 cm. Natalita na této lokalitě je minimální a to pouhé 2 jedince za dvě léta. Na druhé lokalitě kde k disturbanci nedošlo, byl celkový počet smrkového zmlazení 2288 životaschopných jedinců na, až dvojnásobném počtu kládových segmentu než tomu bylo u TVP 1 a to na 637 segmentech z celkových 978 na ploše 285 m<sup>2</sup> z celkových. Průměrná výška 26,1 cm bez nově vyklíčených. Hustota zmlazení m<sup>2</sup> substrátu mrtvého dřeva 4,7 jedince na Trojmezné oproti 5,2 jedincům na Eustašce.



Obr. 4 Graf natality a mortality smrkového zmlazení na ploše TVP disturbancí nezasažené za období 2012 -2013 změřeno vždy na jaře.

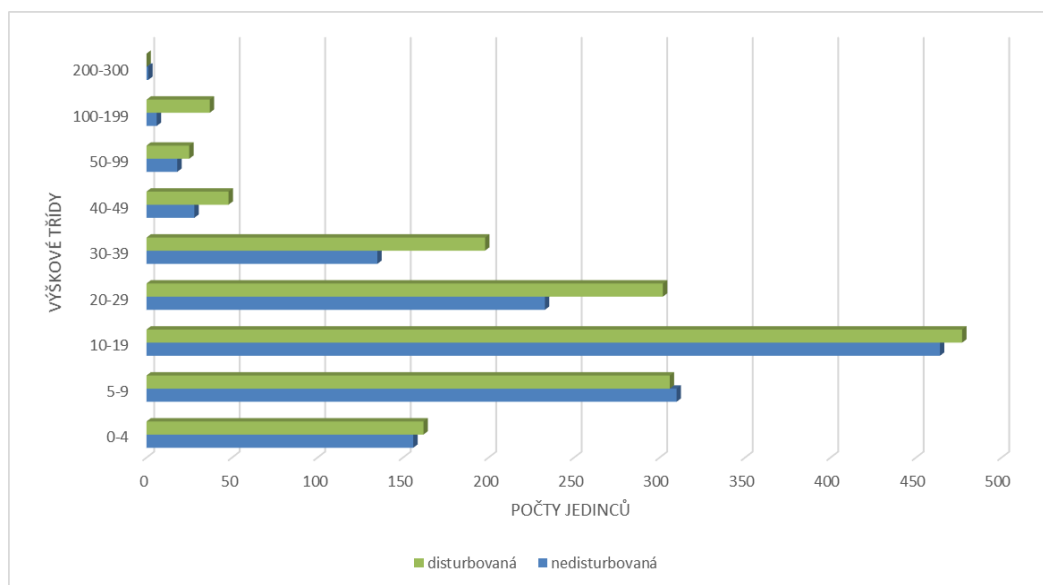
Natalita na této lokalitě viz Obr. 4 Graf natality a mortality smrkového zmlazení na ploše TVP disturbancí nezasažené za období 2012 -2013 změřeno vždy na jaře. byla velmi vysoká 244 na jaře v roce 2012. Následující rok byl přírůstek smrkového zmlazení 498. Zaměřeno opět jaře v roce 2013 z toho nepřežilo 39 semenáčků měřeno opět na jaře 2013. Celková mortalita zmlazení byla 134 a průměrná výška 8,8 cm.

### 5.2.1 Výška zmlazení

Výšky veškerého zmlazení smrku z obou lokalit jsou názorně předeny v grafu Obr. 5. Zde je patrné, že trendem je rostoucí počet i výška jedinců ve



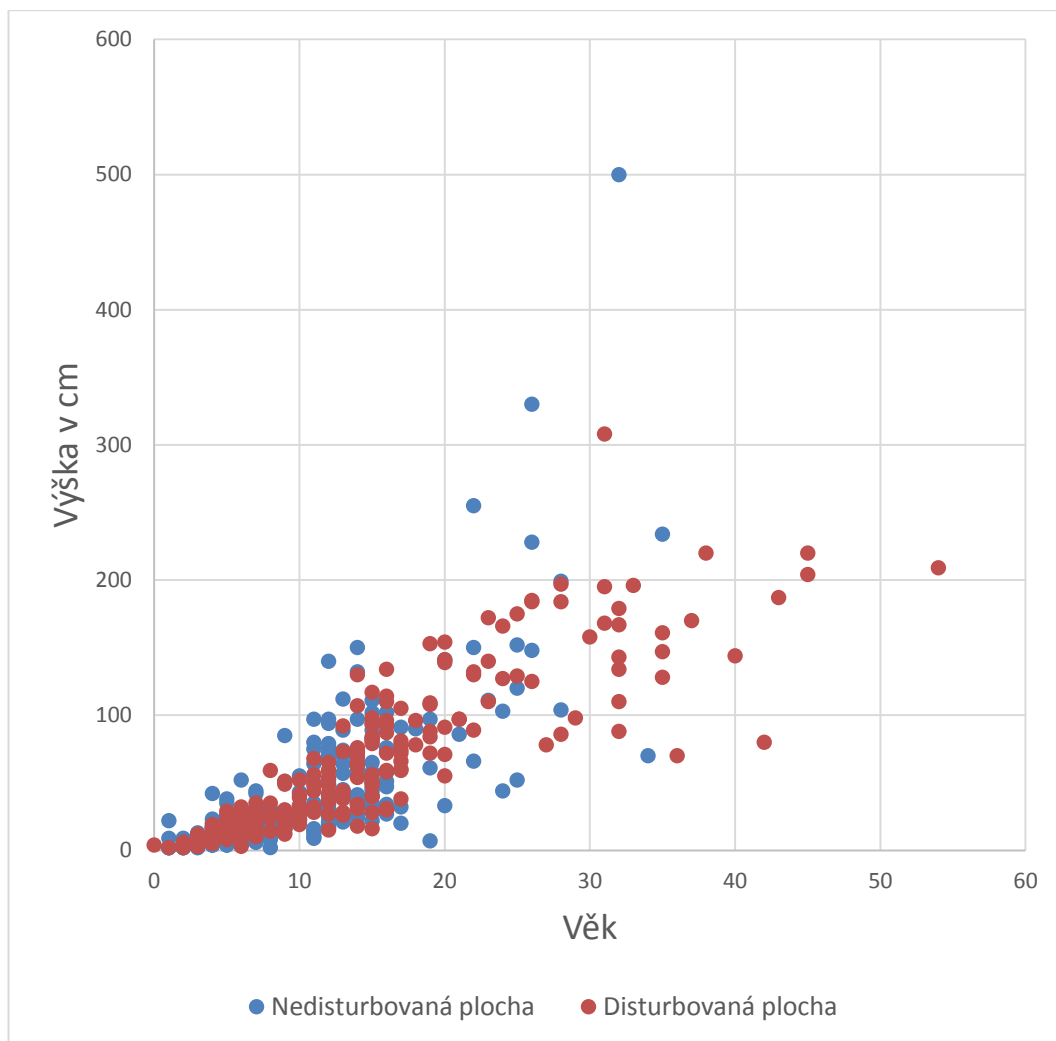
vyšších výškových třídách u lokality na disturbované ploše. Tomu odpovídá průměrná výška zmlazení 28,5cm oproti 26 na nedisturbované ploše. Pro lepší názornost bylo zmlazení rozděleno do výškových tříd. Vrchol je pro obě plochy u výškové třídy 10-19 cm a u obou lokalit je vzestup i pokles počtu zmlazení pozvolný. Výjimku zde tvoří výšková třída 100-199 cm, kde je hustota sice vyšší než u tříd předcházejících, ale to je dáno rozsahem této výškové třídy.



Obr. 5 Graf absolutních počtů jedinců ve výškových třídách na jaře 2013 pro obě studované plochy.

### 5.2.1.1 Závislost výšky zmlazení na věku

U zmlazení na tlejících kládách můžeme sledovat závislost výšky na jejich věku. Z grafu na Obr. 6 je patrné, že se zvyšujícím se věkem se zvyšují rozdíly mezi výškami zejména u nedisturbované lokality. Na disturbované ploše bylo nalezeno znatelně větší množství zmlazení o větších výškách než tomu bylo u klád na nedisturbované ploše.

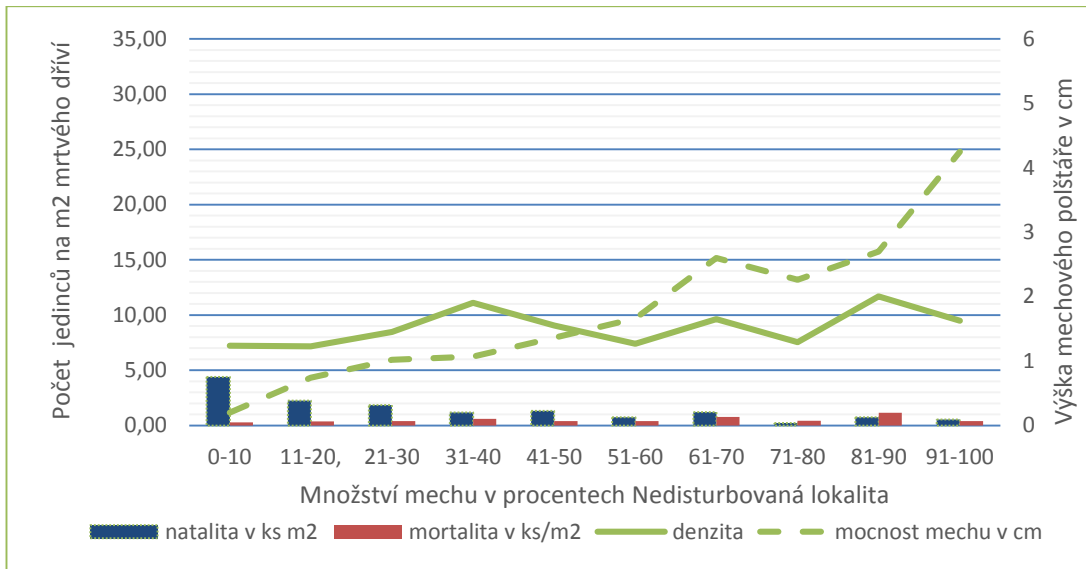


Obr. 6 Závislost výšky zmlazení smrku na ležících kmenech na jejich věku

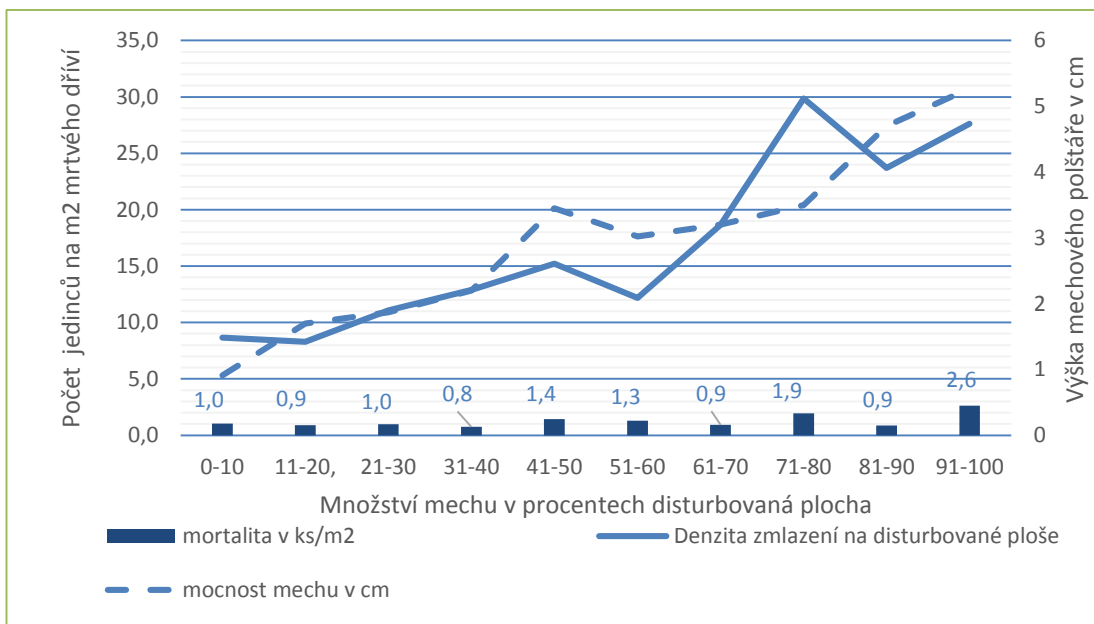
### 5.2.2 Závislost hustoty zmlazení na pokrytí klády mechem

Společenství mechu tvoří na kládách jedno z nejvýznamnějších mikrostanovišť. Výsledky procentuální pokrývnosti mechů u ležících klád se u obou lokalit velmi lišily, jak je patrné z grafu Obr. 8. Trend u disturbované lokality naznačuje, že pokrývnost se zvyšuje s tím, jak roste denzita jedinců smrku, naopak je tomu u nedisturbované lokality Obr. 7 kde je trend spíše vyrovnaný. S tím koreluje i mocnost mechů Obr. 7 Obr. 8 z grafu je patrné že u disturbované lokality a jak se výška mechů zvyšuje se pokrývnost mechu na kládě a denzita zmlazení stoupá. Na mortalitě se mechy nijak zvláště neprojevují mírně, její hodnoty se mění podle denzity zmlazení. A však natalita

je výrazná především v 1. třídě 0-10% mechu na lokalitě a dosahuje až 4 jedinců na m<sup>2</sup>.



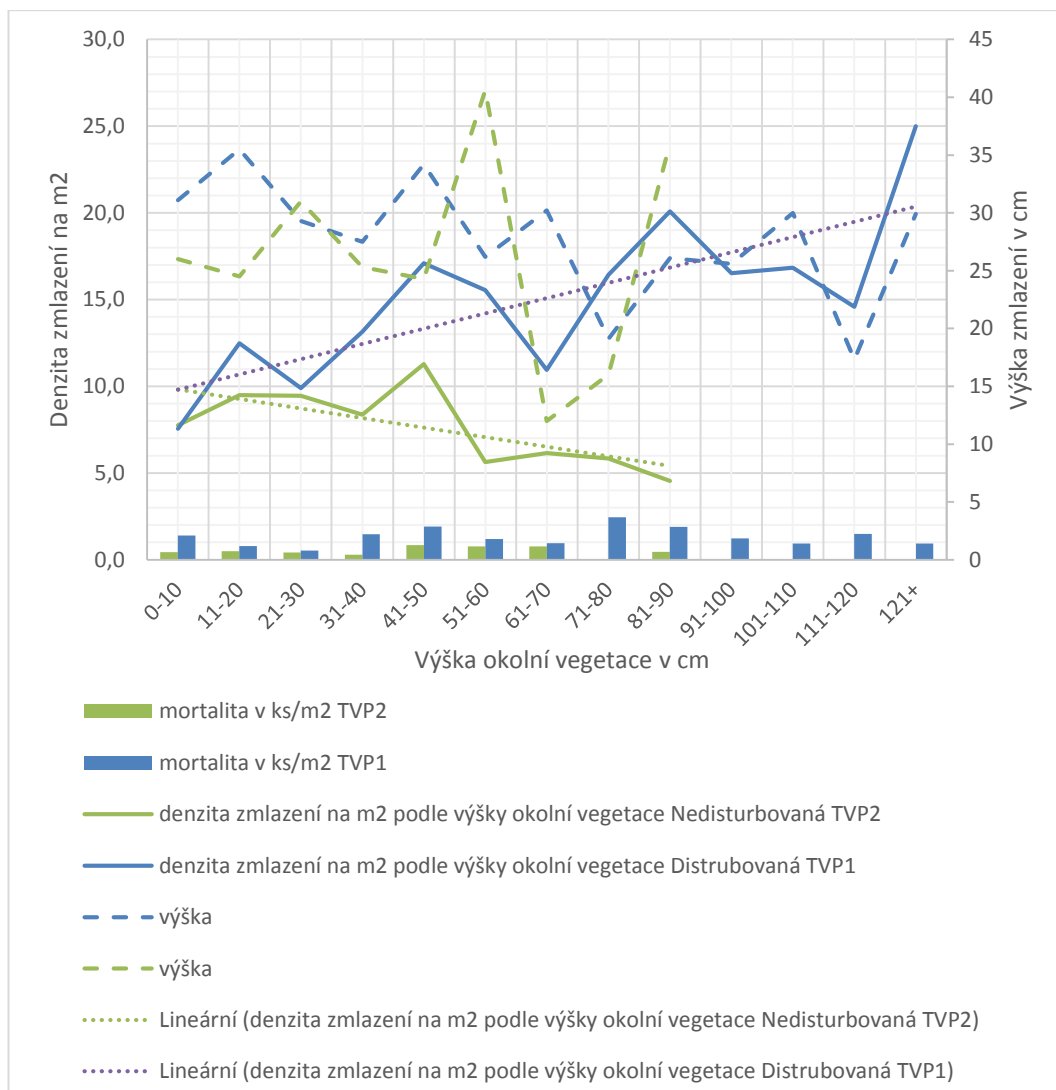
Obr. 7 Histogram znázorňuje vliv procentuálního pokrytí klády mechem na mortalitu a na natalitu za období od jara 2012 do jara 2013 jedinců smrku ztepilého na lokalitě TVP Eustaška. Údaje jsou pro zřehlednění barevně odlišeny. Spojnice čar znázorňují denzitu semenáčků na m<sup>2</sup> v 10 třídách podle procentuálního množství mechu na kládě a barevně odlišené sloupce udávají mortalitu semenáčků v % pro danou třídu pokrývnosti. Přerušované čáry udávají mocnost mechu v centimetrech.



Obr. 8 Histogram znázorňuje vliv procentuálního pokrytí klády mechem na mortalitu a na natalitu za období od jara 2012 do jara 2013 jedinců smrku ztepilého na lokalitě TVP Trojmezská. Spojnice čar znázorňují denzitu semenáčků na m<sup>2</sup> v 10 třídách podle procentuálního množství mechu na kládě a barevně odlišené sloupce udávají mortalitu semenáčků v % pro danou třídu pokrývnosti. Přerušované čáry udávají mocnost mechu v centimetrech.

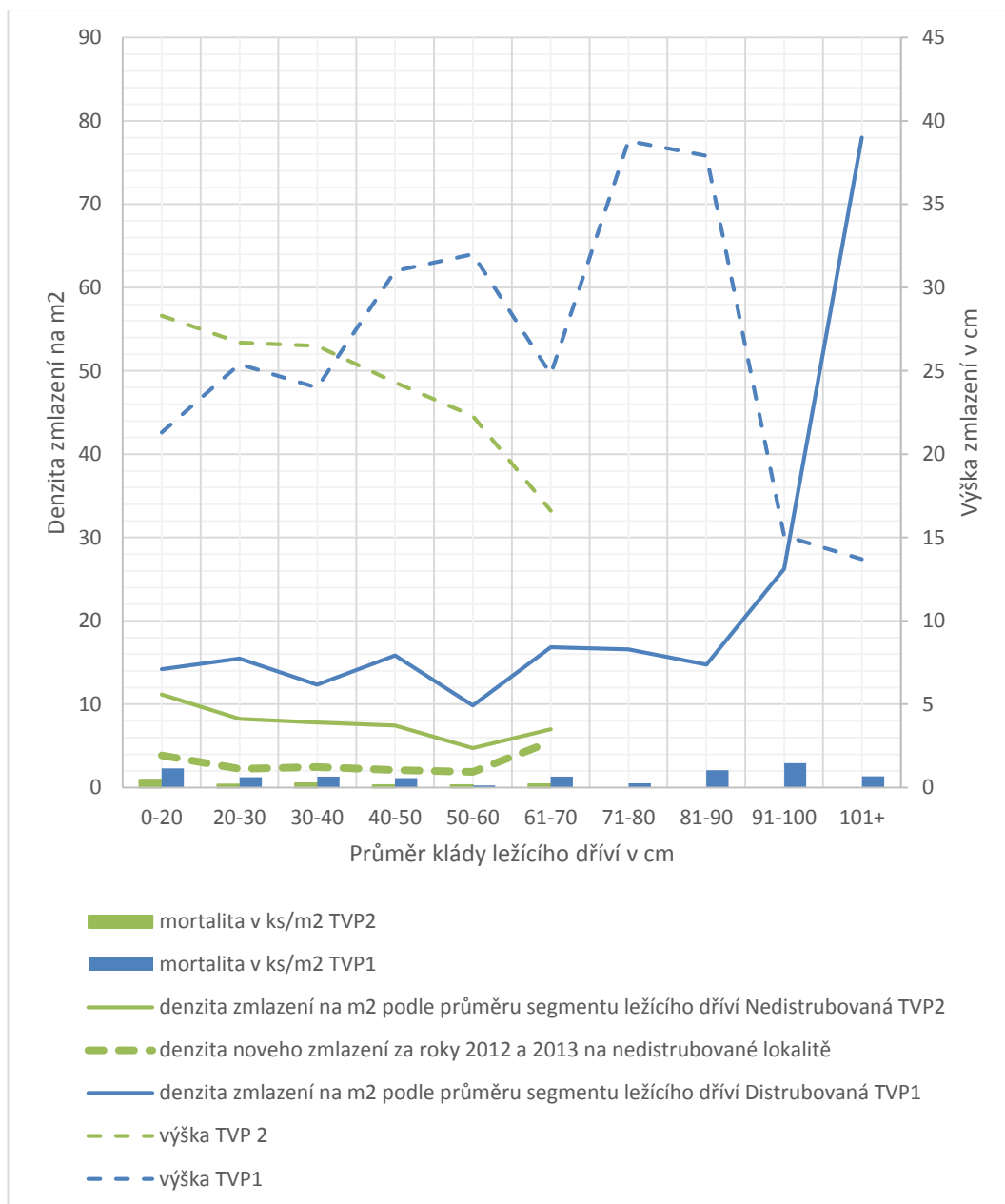
### **5.2.3 Závislost hustoty zmlazení na charakteristice klády, přítomnosti vegetace respektive výšce nad terénem a typu dřevokazné houby**

Výška přízemní vegetace v okolí klád a její vliv na zmlazení je zobrazen v grafu Obr. 9, můžeme zde pozorovat dva trendy u nedisturbované lokality je se hustota zmlazení zvyšuje s tím, jak se snižuje výška okolní vegetace celkově je zde i nižší mortalita. Výška zmlazení v jednotlivých segmentech se mění v závislosti na hustotě zmlazení, jak je z grafu patrné, vrcholy jednotlivých křivek jsou souběžné. Množství a výška okolní vegetace je vyšší u disturbované lokality a to významně až o 0,5m zatím co na lokalitě nedisturbované je průměrná výška 18cm na lokalitě po disturbanci je výška 77cm. Více než polovina zmlazení je ovlivněno vegetací vyšší než 0,5 m, což dvojnásobně překračuje průměrnou výšku jedinců na ploše. Na této lokalitě sleduje i opačný trend výška zmlazení má spíše klesající trend s tím jak se výška okolní vegetace zvyšuje. Mortalita je zde v obou případech udávána na m<sup>2</sup> a její hodnoty se pohybují v průměru 0,5 na nedisturbované ploše do 1,3 ks smrku na distrubované ploše na m<sup>2</sup> substrátu. Průměrný segment měl průměr d=29,7 na nedisturbované ploše a na distrubované to bylo d=42,1 cm.



Obr. 9 Histogram závislosti hustoty zmlazení smrku na výšce okolní vegetace. TVP1 i TVP2 jsou barevně odlišeny. Spojnice čar udávají jaký počet zmlazení je v dané tloušťkové třídě, zatím co sloupcový graf pod nimi udává mortalitu zmlazení na m2 ležícího dříví v dané tloušťkové třídě.

Průměry jednotlivých segmentů jak vyplývá z obou grafů Obr. 9 a Obr. 10 se velmi lišily, s čímž korespondují i průběhy jednotlivých grafů. Na TVP 2 nedisturbované lokalitě jsou celkové dimenze ležícího dříví menší. Nejvyšší jsou v tloušťkové třídě 61-70cm, což je ve srovnání s maximální hodnotou 101+ cm u šumavské lokality významný rozdíl.



Obr. 10 Histogram hustoty zmlazení podle průměru tlejícího dříví za rok 2012 2013 (CWD) – TVP1 i TVP2 jsou barevně odlišeny. Spojnice čar udávají jaký počet zmlazení je v dané tloušťkové třídě, zatím co sloupcový graf pod nimi udává mortalitu zmlazení na m2 ležícího dříví v dané tloušťkové třídě. Čárkované spojnice čar udávají průměrnou výšku zmlazení a denzitu.

Výsledky hustoty zmlazení v jednotlivých třídách podle průměrné tloušťky segmentu jsou demonstrovány na grafu Obr. 10. Z naměřených hodnot je patrné, že hustota zmlazení se u obou lokalit velmi liší. Na TVP1 u nedisturbované lokality jsou obecně hodnoty vyšší a dosahují až 78 jedinců na m2 při průměru segmentu 101 cm, s tím že průměrná hustota se zvyšuje s tím, jak se zvyšuje průměr. S hustotou roste i výška ta však u posledních dvou tříd prudce klesá. Naopak u nedisturbované lokality je trend opět opačný

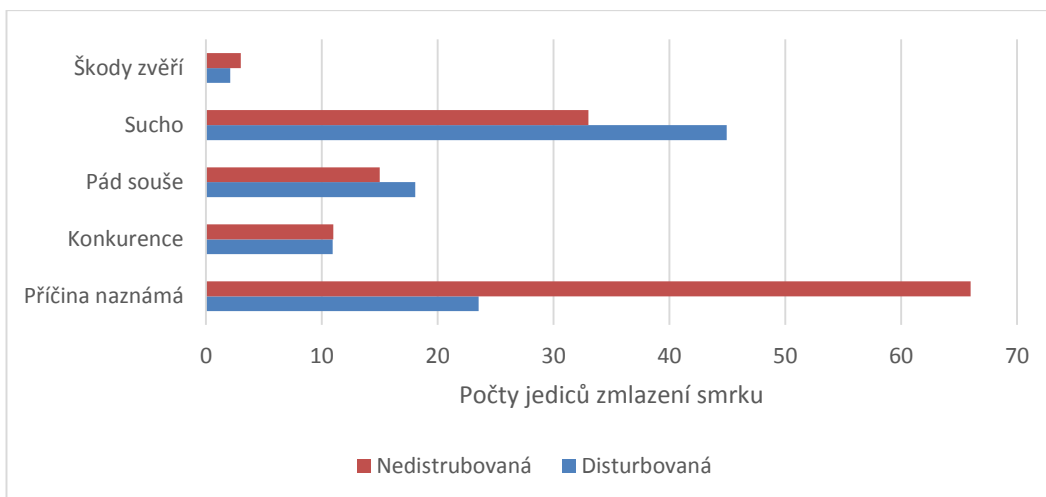
maximální hustota je v první třídě 0-20 cm, to může být zapříčiněno především vyšším počtem klád s nižším průměrem. Stejně je tomu i u výškového grafu, jehož průběh je spíše klesající. Mortalita za období 2012 až 2013 je v obou případech nízká a pohybuje se u nedisturbované lokality max. 0,9 jedince na m<sup>2</sup> a u disturbované 2,9ks/m<sup>2</sup> maxima jsou především v 1. tloušťkové třídě 0-20 a v těch posledních u NDP je to v 61-70cm na této lokalitě jde o maximální průměry, proto je graf ukončen touto třídou a u DP je to 91-100cm. Obecně mortalita roste s tím, jak se zvyšuje hustota zmlazení a tedy vzájemná konkurence. Tloušťka jednotlivých segmentů hrála roli i v případě schopnosti smrkového zmlazení na kládách vyklíčit viz Tabulka 1. Obecně byli v na obou lokalitách ve výhodě segmenty klád s větším průměrem na disturbované to bylo 41 cm ku 33 cm ve prospěch klád se zmlazením a stejně tak tomu bylo na nedisturbované ploše avšak s nižším rozdílem 31 cm ku 28 cm.

#### 5.2.4 Mortalita zmlazení

Výsledky mortality zmlazení se pohybovali od 5,5 % na nedisturbované lokalitě do 8,3% na disturbované lokalitě. Nejvyšší hodnoty byly naměřeny u zmlazení o výšce do 10 ti cm včetně a to 8,5 a 15,3 procenta v Tabulka 3. u odrostlého zmlazení s výškou nad 10 cm se mortalita snižovala v závislosti na zvyšující se výšce zmlazení.

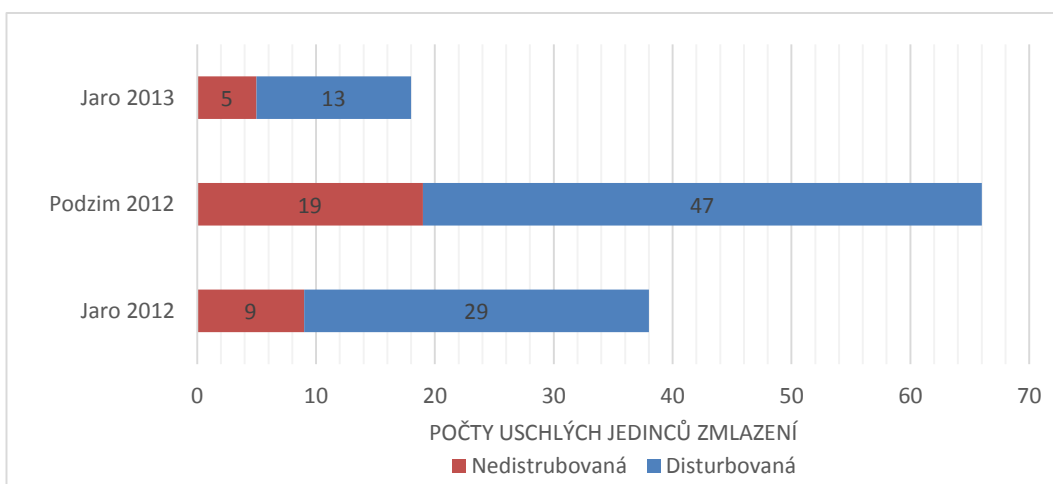
Tabulka 3 Mortalita zmlazení za roky 2012 -2013

VÝŠKA ZMLAZENÍ	MORTALITA ZMLAZENÍ V PROCENTECH %		
	do 10 cm	nad 10 cm	celkem
NEDISTURBOVANÁ	8,5	1,6	5,5
DISTUROVANÁ	15,3	4,3	8,3



Obr. 11 Graf absolutní mortality zmlazení na obou plochách podle typu smrti

Zajímavé jsou také výsledky graf Obr. 12. Z nichž je patrné, že na obou plochách dochází usychání zmlazení především v letním období. Jež jsou prezentovány výsledky počtů zmlazení za podzim 2012. Celkově je mortalita způsobená usycháním vyšší na Trojmezné. Dále můžeme na grafu Obr. 11 výše vidět podíl nejčastějších typů smrti smrkového zmlazení. Na obou lokalitách dominuje již výše zmíněné sucho a u lokality na Eustašce příčina neznámá, pod čímž si můžeme představit jedince 1 – 2 roky staré, jež se velmi špatně hledají nebo jedince ztracené chybou měřiče.



Obr. 12 Graf mortality uschlého smrkového zmlazení za roky 2012 až 2013.



## 6 Diskuze

### 6.1 Kmeny ležícího dříví

Množství kmenů ležícího dříví se na lokalitách lišilo o desítku kusů, avšak jejich celková hmotnost byla rozdílná a lišila se téměř o polovinu. Méně tlejícího dříví bylo na nezasažené lokalitě, na té dochází k mortalitě jedinců etáže hlavního porostu vlivem konkurenčního tlaku, zůstávají jen ti nesilnější jedinci typické pro fáze optima (KORPEL 1989). Objem tlejícího dříví 96 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> je srovnatelný se studiemi z polských Tater kde ZIELONKA naměřil 93 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> (ZIELONKA & PIATEK 2004). Podobné hodnoty naměřil i KORPEL (1989) při výzkumech v rezervacích na Slovensku. Na trvalých výzkumných plochách v SPR Kotlina pod Babí horou bylo množství ležícího dříví 88 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> a na ploše SPR Polana 60 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> obě TVP se nacházeli v pokročilé fázi optima, kdy je objem ležícího dříví obvykle nejnižší. Optimální podíl tlejícího dřeva v rezervacích se pak pohybuje mezi 30 – 40% porostní zásoby pro porosty v optimální fázi vývoje (JANKOVSKÝ ET AL. 2006). Naproti tomu na lokalitě Trojmezná na Šumavě se objem tlejícího dřeva dosahoval 186 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>. Podobné výsledky získal i SVOBODA (2005a, 2005b), jež se zabýval strukturou v NPR Trojmezenský prales na Šumavě. Konstatuje, že objem mrtvého dřeva je na jím sledovaných plochách značně variabilní a pohybuje se od 40 – 190 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>. V závislosti na tom v jaké fázi vývoje se lesní porosty právě nacházely. To potvrzují i výsledky z lokalit ve stadiu rozpadu na SPR Polana 140 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> a 143 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> v SPR Kotlina pod Babí horou (KORPEL 1989). Podobné výsledky měl ze stejné lokality i ZIELONKA (2006) více než 191 m<sup>3</sup>/ha.

Pro srovnání je vhodné porovnat i výsledky ze severských boreální a subboreálních člověkem neovlivněných lesů v národních parcích. Již MÍCHAL (1983) a nepřímo i KORPEL (1989) uvedl, možnou podobnost dynamiky smrkových lesů v horských polohách (velkoplošný rozpad, vyrovnaná výšková struktura) se smrčinami na severu Evropy ve Skandinávii, ale také v ruské tajze a v Severní Americe. Množství mrtvého dřeva v těchto lesích popsal SIJOTEN ET AL. (2000) ve studii v Finsku se objem pohyboval od 70 do 184 m<sup>3</sup>

ha-1. HOFGAARD (1993) při výzkumu pralesů v boreální oblasti ve Švédsku naměřil objem vyšší a to 200 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>. A však nejvyšších objemů tlející dříví dosahuje v přirozených přírodních lesích v na severu Ameriky. Ve studiích HARMONA ET AL. (1986) byl objem tlejícího dřeva v horských a boreálních lesích v Kanadě a USA v rozmezí 30 – 1 400 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>.

### 6.1.1 Hniloba

Pro výskyt hniloby na tlejícím dřevě důležitá celá řada aspektů. Výskyt většiny druhů hnilob je pozitivně ovlivněn především průměrným objemem ležících kmenů: konkrétně jde o průměrný objem ve SR 2, průměrný objem všech klád, průměrný objem starých ležících kmenů (SR 4-5) a průměrný objem ve SR 3. Za negativní dopad na množství hub rozkládajících dřevo je považován počet větví a kmenů, objem větví a nadmořská výška. (POUSKA ET AL. 2010) Na základě změřených dat jsme zjistili pozitivní vliv přítomnosti *Armillaria spp.* a *P. nigrolimitatus* Obr. 3 na hustotu zmlazení smrku zejména pak na lokalitě zasažené disturbancí byla denzita smrkového zmlazení na segmentech napadených těmito hnilobami nejvyšší a to 31,9 ks/m<sup>2</sup> v případě *Armillaria spp.* a 15,3 ks/m<sup>2</sup>, což je právě spojeno s vyšším objemem a tedy i průměrem ležících kmenů na lokalitě na Trojmezné. Zejména pak *P. nigrolimitatus* je vázán na kmeny větších rozměrů a lesy přirozené s minimálním antropogenním narušením (BAČE ET AL 2012, POUSKA ET AL. 2010). To se projevilo na Eustašce, kde je průměr ležících klád o 10 cm nižší než na Trojmezné, a tudíž je i výskyt *P. nigrolimitatus* nižší. Negativní vliv na zmlazení smrku má rod *Fomitopsis Pinicola* (POUSKA ET AL. 2010). Jeho nárůst je spojený s gradací kůrovce, proto převažuje na lokalitě na Trojmezné. Údaje o denzitě zmlazení jsou nejnižší právě u této hniloby. Pro odumřelé kmeny platilo, že vliv na početnost obnov je nejvýznamnější u hniloby způsobné houbovou chorobou z rodu *Armillaria* tedy václavkou. Ta měla velmi pozitivní vliv na početnost obnovy u obou lokalit. Tato kořenová hniloba napadá kořeny i kmen, který se, v případě že dojde k disturbanci, po pádu na zem rozkládá rychleji (JANKOVSKÝ ET AL. 2002, LEPŠOVÁ & SVOBODA 2004) má nejrychlejší rozpad a díky tomu jsou tak lepší podmínky pro růst zmlazení smrku. Na Eustašce může

být nižší denzita způsobena hlavně vysokým počtem napadených segmentů a nižším průměrem ležících klád.

### **6.1.2 Stupeň rozkladu**

Mezi kvalitativní ukazatele, ovlivňující mrtvého dříví patří vedle průměru i stupeň rozkladu. Z celé řady studií vyplývá, že pro nenarušené lesní ekosystémy, je nejvíce zastoupeným typem tlejícího dřeva, to ve 3 fázi rozkladu (ČERVENKA ET AL. 2012, SVOBODA 2005B). Z našeho měření viz Tabulka 2 je právě u nenarušené lokality ve 3 SR nejvyšší množství tlejícího dříví. Naproti tomu výsledky z narušené lokality bylo odlišné. Zde byl naopak objem tlejícího dříví nejvyšší 2. SR dřeva, zejména vlivem rychlého rozpadu horního stromového patra především žírem kůrovce, díky čemuž odchází k postupnému zvyšování množství dřevní hmoty ve 2 fázi rozpadu (POUSKA ET AL. 2011, JONÁŠOVÁ & PRACH 2004). Podle JONSSONA (2000), jež ve své studii z boreálního lesa v pralesovitých oblastech ve Švédsku uvádí, jako nevyšše zastoupené třídy rozkladu 2 a 3, avšak u třídy rozkladu 4 a 5 byl objem vzhledem k hospodářským lesům také vysoký. K podobným výsledkům dospěl SIIONEN ET AL. (2000) v lesích jižního Finska.

## **6.2 Zmlazení**

Celkové počty zmlazení na obou lokalitách se pohybovaly od 2288 na Eustašce a 2634 jedinců na lokalitě na Trojmezné v roce 2013 počty odpovídají výsledkům prací jiných autorů (BAČE ET AL. 2012, ČERVENKA ET AL. 2014, ZENÁHLÍKOVÁ ET AL. 2011). V horských lesích střední Evropy začíná uchycování během již druhé dekády od odumření stromu (ZIELONKA 2006), tedy ještě před tím, než je kmen plně obsazen mechrosty (ZIELONKA & PIATEK 2004; IJIMA ET AL. 2007). ZIELONKA (2006) naměřil v horském smrkovém lese ve slovenských Tatrách na ležících kmenech 2348 jedinců na ha. Celkové počty zmlazení, které změřeny autory jiných prací, avšak ze stejných lokalit odpovídají počtům jedinců změřeným ZIELONKOU 5600 ks v Tatrách (2006). Množství se zmlazení se pohybovalo od 5000 ks zmlazení na lokalitě Trojmezná a na Eustašce do 6000 ks smrkového zmlazení (SVOBODA 2005A,

BAČE ET AL 2012, MAŠKOVÁ 2010, ČERVENKA 2010). Množství zmlazení odpovídá množství nutnému k udržení genetické variability a struktury přirozeně se vyvíjejících horských smrkových lesů (KORPEL 1991). Extremita stanoviště pro Trojmeznou platí obecně vyšší schopnost využití výše uvedených vlastností tlejícího dříví ve prospěch regenerace. Variabilita výšky zmlazení na lokalitě Eustaška Obr. 6 může být způsobena rozdílným charakterem mikrostanovišť. Zejména již zmíněná intenzita osvětlení pod mateřským porostem (zvláště přihládneme-li k nízké fenotypové variabilitě zjištěné při hodnocení jehlic) (MATĚJKA 2013).

### 6.2.1 Denzita zmlazení na ležících kládách

Denzita zmlazení na ležících kládách u mnou studovaných ploch z roku 2011 Eustaška 4,04 ks/m<sup>2</sup> a Trojmezná 9,69 ks/m<sup>2</sup>. Výpočet by proveden na základě vzorce počet zmlazení / celková plocha ležících kmenů (ČERVENKA ET AL. 2014). Aktuální denzita zmlazení na Trojmezné je ovlivněna především pády stojících souší po kůrovcovém disturbanci, absencí dospělých jedinců schopných plodit a mortalitou spojenou s vývojem zmlazení. Rozdíl oproti roku 2011 je téměř o polovinu cca 4,7 ks/m<sup>2</sup>, naproti tomu denzita zmlazení na Eustašce se zvyšuje na 5,2 ks/m<sup>2</sup> což je způsobeno vyšší natalitou stálostí podmínek. Výsledky z Trojmezné korespondují se zjištěním JONÁŠOVÉ (2004), z jejich studia ploch obnovovaných smrky po kůrovcovém narušení vyplývá, že i když byla zásoba mrtvého dřeva vysoká zejména toho kůrovcového. Byl počet zmlazení na něm, vzhledem k nízkému stupni dekompozice, zanedbatelný. Většina zmlazení byla tedy na kmenech, jejichž pád byl způsoben jiným typem narušení. Podobných hustot zmlazení dosahovaly lesy studované ZIELONKOU (2006) 5,8 ks/m<sup>2</sup>. Hustoty zmlazení v jehličnatých lesích v jiných částech světa mohou být mnoho násobně vyšší IJIMA ET AL. (2007) uvádí, 24,8 ks/m<sup>2</sup> na kmenech *P. jezoensis* a *Abies sachalinensis* a HARMON (1989) v lesích severní Ameriky naměřil přibližně 40 jedinců m<sup>2</sup> na *P. sitchensis* kmenů.

### 6.2.1.1 Denzita zmlazení v závislosti na stupni rozkladu

Výsledky denzity zmlazení v jednotlivých stupních rozkladu se u obou lokalit rozlišné především díky jiným objemům tlejícího dříví ve různých fázích rozkladu. U nedistrubované lokality je denzita nevyšší v 5. stupni rozkladu oproti disturbované lokalitě, kdy byla naopak denzita nejvyšší ve 3. stupni rozkladu viz graf Obr. 2. Tento rozdíl v denzitách může být způsoben změnou světelných podmínek na lokalitě Trojmezna. Jež pro smrk, který umí reagovat na změnu světelných podmínek zvýšeným přírůstem, znamená zvýšenou vnitrodruhovou konkurenci a nižší počet vyšších a starších jedinců smrkového zmlazení typickým pro vyšší stupně rozkladu. Nepříznivé světelné podmínky jsou limitujícím faktorem pro růst zmlazení ve stadiu optima tedy v lese s vyšším horizontálním zápojem v horském smrkovém lese (BACE ET AL., 2009; HOLEKSA ET AL., 2007; SVOBODA ET AL., 2010). Dalším důvodem může být celkově vyšší podíl tlejícího dřeva malých průměru na Eustašce jež se ani do stadia 5 fáze rozpadu nemohou dostat nebo je jejich plocha minimální, což snižuje denzitu také (POUSKA ET AL. 2010).

### 6.2.2 Mikrostanoviště na kládách ležícího dříví

- Mechy

Mezi nejvýznamnější mikrostanoviště na kládách patří společenství mechů. Mechy, zejména rod *Sphagnum*, jsou významné především díky své schopnosti poutat a udržovat relativně stálou vlhkost, což je pro vzklíčení nových semenáčků smrku velmi důležité (HANSSEN 2002, BONAN & SHUGART 1989, JONÁŠOVÁ 2004). Na obou lokalitách jsou výsledky z jejich pokryvnosti v závislosti na jejich procentuálním zastoupení velmi odlišné. Trojmezna se počet smrkových semenáčků zvyšuje s tím, jak roste pokryvnost segmentu mechem (viz. Obr. 8 Obr. 8) i když je průměrná pokryvnost 17 % na segment, což je oproti nedistrubované ploše skoro polovinu nižší hodnota na ploše Eustaška je to 29%. To je způsobeno tím, že na disturbované lokalitě je vyšší počet klád ve SR 2 a mechorosty jsou schopny okupovat klády až od 3. stupně. Celkově nižší mortalita zmlazení na nedistrubované lokalitě je způsobena nižší

mocností mechu. Příliš mocná vrstva mechového polštáře naopak negativně ovlivňuje jejich vzcházení a prvotní přežívání (HARMON 1987; HARMON & FRANKLIN 1989; TAKAHASHI ET AL. 2000; IJIMA & SHIBUYA 2010). Vyšší vrstva mechu na kládách na lokalitě postižené disturbancí je způsobena nejen jejich schopností držet si vlhkost (HARMON ET AL., 1986), ale i zlepšením světelných podmínek na lokalitě, odumřením horního stromového patra, které mělo pozitivní dopad nejen na odrůstání smrku (BRANG 1998). Z výsledků vyplývá, že vliv mechorostů na smrkové zmlazení je 7 let po disturbanci minimální mortalita je způsobována jinými faktory jako je konkurence a dostatek živin aj. Pokryvnost a výška mechů na lokalitě má výrazný vliv i na natalitu jedinců dle z grafu vyplývá, že nejvyšší počty jedinců zmlazení jsou v třídě pokryvnosti 0-10% natalita zde dosahuje 4 ks/m<sup>2</sup> z vyplývá, že mechy vyskytující se na tlejícím dřevě nejsou vhodné pro zmlazení smrku ztepilého, jak ve své práci popsal HANSSEN (2003).

- Průměr klády

K dalším faktorům ovlivňujícím denzitu zmlazení a tedy vznik, růst a přežití patří průměr klády ležícího dříví (TAKAHASHI 1994). Klády ležícího dříví poskytují stabilní teplotu a vlhkost, což je pro zmlazení důležité zejména v první fázi vývoje (HARMON ET AL., 1986). Větší průměr klád je také konkurenční výhodou pro stromky v soupeření s okolní bylinnou vegetací, jež v horských polohách je velmi významným inhibitorem růstu dřevin (HARMON & FRANKLIN 1989; JONÁŠOVÁ 2001). Vliv okolní vegetace na námi studovaných plochách měl opačné trendy. Zatímco u disturbované lokality hustota zmlazení rostla a s ním i výška, s tím jak se výška zmlazení zvyšovala u nedisturbované lokality tomu bylo naopak. To je způsobeno větší mírou osvětlení, s čímž je spojena akcelerace růstu stromků, a také větší průměr ležících klád. Vegetace na povrchu klád je její konkurenční tlak zanedbatelný a bez vlivu další rozvoj zmlazení na (ZIELONKA & PIATEK 2004). Podle TAKAHASHIHO (1994), jsou právě klády s malým průměrem (do 0,2m) nejméně vhodnými mikrostanoviště pro smrkové zmlazení a bez ohledu na okolní vegetaci to to ovšem platí pro *P. Jezoenzis*. Na ploše v Jeseníkách je počet zmlazení sm na segmentech s průměrem do 20ti cm vzhledem k jejich ploše vysoký 398 a denzita

dosahovala 11 ks/m<sup>2</sup> nejvyšší ze všech. S tím ovšem korespondovala i mortalita zmlazení 0,9 o polovinu vyšší než ostatní průměry segmentů a stejně tak tomu bylo i na Trojmezné zde byla až 2,3 ks/m<sup>2</sup>. Z námi změřených hodnot vyplývá, že hustota zmlazení zvyšuje s tím, jak roste průměr klád pouze na disturbované ploše u nedisturbované lokality je trend mírně klesající se vzestupem v poslední třídě 61 – 70 nárůstem počtů nového zmlazení během let 2012 – 2013 viz graf Obr. 10. S hustotou také však stoupá mortalita a krom třídy 0-20 je mortalita závislá na denzitě zmlazení na příslušeném segmentu. To může znamenat, že vnitrodruhová konkurence mezi jedinci přirozeného zmlazení je intenzivnější u klád s vyšším průměrem (BAČE ET. AL. 2012)

### 6.2.3 Mortalita zmlazení

Na obou lokalitách byla úroveň mortality vzhledem k počtu zmlazení velmi nízká 5 – 8 %. Tlející dřevo oproti jiným substrátům je velmi vhodným substrátem pro zmlazení smrku zejména v prvních fázích vývoje smrkového (ZENÁHLÍKOVÁ ET AL. 2011). Její hodnoty jsou nízké u nově vyklíčených jedinců graf Obr. 4. Zvýšení mortality v pozdějších stádiích vývoje smrkového zmlazení u ležících kmenů potvrzuje řada autorů (HUNZINKER & BRANG 2005; KUPFERSCHMID & BUGMANN 2005). Tlející dřevo v tomto případě je vhodné především pro malé semenáčky a není vhodné pro odrůstání obnovy zejména z důvodu nižší dostupnosti živin, která není nezbytná pro malé semenáčky. Mortalita je ovlivněna nejen mikrostanovištěm na kterém se vyvíjí, ale také výškou Tabulka 3 Mortalita zmlazení za roky 2012 -2013. Vyšší hodnoty disturbované plochy jsou zřejmě způsobeny vnitrodruhovou konkurencí a tím jak roste průměrná výška a však neroste počet jedinců jak je tomu na lokalitě na Eustašce. A proto paradoxně vyšší jedinci mají obecně nižší mortalitu i když se s jejich zvyšujícím počtem mortalita zvyšuje (HANNSEN 2003; ZENÁHLÍKOVÁ ET AL. 2011). Rozdíly ve množství zmlazení na ležících kmenech i počty zmlazení dle výškových tříd Tabulka 3 ovlivňuje právě konkrétní fáze dynamiky lesa (KUPFERSCHMID 2006, KORPEL 1989). Mortalita se pak s rostoucí výškou porostu snižuje, až se ustálí na počtu typickém pro klimaxové stádium.

K dalším typům disturbancí zmlazení smrku v horských polohách patří např. uvolňování zbytků kůry z kmenů *P. sitchensis* (HARMON 1989) Dále bylo na obou TVP zjištěno, za vyšší mortalitou na podzim je nedostatek vláhy v letním období zejména u jedinců s malou výškou do 10 cm a nevyvinutým kořenovým systémem. Vysoký podíl jedinců, u kterých neznáme příčinu úmrtí na nedistribované ploše je zapříčiněn jejich malým věkem a nízkým věkem díky tomu se mohou rychleji rozložit (ZENÁHLÍKOVÁ ET AL. 2011).

## 7 Závěr

Tato studie zaměřená výzkum sukcese zmlazení smrku ztepilého na ležících kládách v různých stádiích rozkladu potvrdila řadu poznatků o vývoji a dynamice zmlazení v horských smrkových lesích na tomto substrátů. Pro zpřesnění výsledků o vlastnostech kmenů byly ležící kmene rozděleny na segmenty o délce 1,5m.

Vzhledem k tomu že tlející dřevo nezaujímal ani 5% z celkového povrchu množství zmlazení bylo cca 2500 na hektar tedy polovina z obvyklého počtu zmlazení v těchto lesích (BAČE 2011, SVOBODA 2005B, ZIELONKA 2006) Z výsledků vyplývá, že sukcese na ležících kmenech začíná již ve druhém stupni rozkladu a avšak nevyšší podíl jedinců je ve 3 stupni rozkladu. Na denzitu zmlazení má vliv také typ hniloby rozkládající příslušný segment ležícího kmene. Pozitivně na denzitu působily bílé hniloby a vyšší průměr segmentu negativní dopady na denzitu byli sledovány u hniloby hnědé. Mortalita zmlazení nebyla příliš vysoká rozdíl mezi lokalitami byl ovlivněn počtem a natalitou na Eustašce. Vyšší mortalita u smrčku, kteří uschly, byla naměřena u obou ploch na podzim, což je způsobeno letním přísuškem. Absence horního stromového patra na trojmezí negativně ovlivňuje natalitu přirozeného zmlazení, avšak pozitivní dopad to mělo na akceleraci výškového přírůstu na lokalitě oproti Eustašce kde průměrná výška smrkového podrostu byl o 2 cm nižší.

Schopnost obou porostů regenerovat není nijak narušena. Na obou lokalitách odpovídají počty zmlazení vývojovému stadiu, ve kterém se právě



nacházejí. Z výsledku je zřejmé, že základní kostru nově vznikajícího porostu tvoří jedinci starší, jež pochází z doby před disturbancí. Sukcese zmlazení na kládách je nenahraditelnou součástí dynamiky lesních porostů v horských smrkových lesích.

## 8 Literatura

1. BAIER, R., MEYER, J., & GÖTTLEIN, A. 2007: Regeneration niches of Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst.) saplings in small canopy gaps in mixed mountain forests of the Bavarian Limestone Alps. *European Journal of Forest Research*, 126(1): 11-22.
2. BAIER, R., Ettl, R., HAHN, CH., GÖTTLEIN, A. 2006: Early development and nutrition of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) seedlings on different seedbeds in the Bavarian limestone Alps a bioassay. *Annals of Forestry Sciences*, 63(4): 339-348.
3. BAUER, M. L. 2002: Walddynamik nach Borkenkäferbefall in den Hochlagen des Bayerischen Waldes. Dissertation Arbeit, Fakultät Wissenschaftszentrum Weihenstephan für Ernährung, Landnutzung und Umwelt, Technischen Universität München.
4. BAČE, R., JANDA, P., SVOBODA, M. 2009: Vliv mikrostanoviště a horního stromového patra na stav přirozené obnovy v horském smrkovém lese na Trojmezné. *Silva Gabreta*, 15 (1): 67 – 84
5. BAČE, R., SVOBODA M., JANDA, P. 2011: Density and Height Structure of Seedlings in Subalpine Spruce Forests of Central Europe: Logs vs. Stumps as a Favourable Substrate. *Silva Fennica*, 45(5): 1065–1078.
6. BAČE, R., SVOBODA M., JANDA, P., V., POUŠKA, ČERVENKA, J. 2012: Natural regeneration in Central-European subalpine spruce forests:

Which logs are suitable for seedling recruitment? *Forest Ecology and Management*, 266: 254–262.

7. BEDNAŘÍK J., MATĚJKA K., 2014: Struktura porostů *Picea abies* (L.) Karst. ovlivněných antropogenními disturbancemi v oblasti Medvědí hory (NP Šumava). *Zprávy lesnického výzkumu*, 59: 18-27
8. BONAN, G. & B., SHUGART, H. H. 1989: Environmental factors and ecological processes in boreal forests. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 20: 1-28.
9. BRANG, P., 1988: Early seedling establishment of *Picea abies* in small forest gaps in the Swiss Alps *Canadian Journal of Forest Research*, 1998, 28(4): 626-639,
10. CANHAM, CH. D., DENSLOW J. S., PLATT, W. J., RUNKLE, J. R., SPIES, T. A., WHITE P. S. 1990: Light regimes beneath closed canopies and tree-fall gaps in temperate and tropical forests. *Canadian Journal of Forest Research*, 20(5): 620-631.
11. COOMES, D. A. & GRUBB, P. J. 2000: Impacts of root competition in forests and woodlands: a theoretical framework and review of experiments. *Ecol. Monography*, 70(2): 171-207.
12. ČERVENKA, J., 2010: Význam charakteristik tlejícího dřeva pro přirozenou obnovu v horském smrkovém lese. (Diplomová práce, ČZU, Lesnická a dřevařská fakulta ČZU, Praha). 75 s.
13. ČERVENKA, J., BAČE, R., SVOBODA, M., 2014: Stand-replacing disturbance does not directly alter the succession of Norway spruce regeneration on dead wood. *Journal of Forest Science*, roč. 60, č. 10, s. 417-424. ISSN: 1212-4834.

14. FRELICH, L. E. 2002: Forest dynamics and disturbance regimes: studies from temperate evergreen deciduous forests. Cambridge University Press, Cambridge, 261p.
15. GERMINO, M. J., SMITH, W. K., RESOR A. C. 2002: Conifer seedling distribution and survival in an alpine-treeline ecotone. *Plant Ecology*, 162(2): 157-168.
16. GOMORY, D. 1988: Vplyv obhospodarovania na genetickú štruktúru populácií smreka obyčajného (*Picea abies* (L.) Karst) na Slovensku. (Kandid. Disertační práce. VŠLD, Zvolen). 126s.
17. GRASSI, G., & BAGNARESI, U. 2001: Foliar morphological and physiological plasticity in *Picea abies* and *Abies alba* saplings along natural light gradient, *Tree Physiology*, 21(12-13): 959-967.
18. HUNZIKER, U., & BRANG, P., 2005: Microsite pattern of conifer seedling establishment and growth in a mixed stand in the southern Alps. *Forest Ecology and Management*, 210: 67–79.
19. HANSEN, K. H. 2003: Natural regeneration of *Picea abies* on small clear-cuts in SE Norway. *Forest Ecology and Management*, 180(1-3): 199-213.
20. HARMON, ME., 1987: The influence of litter and humus accumulations and canopy openness on *Picea sitchensis* (BONG) CARR and *Tsuga heterophylla* (RAF) SARG seedlings growing on logs. *Canadian Journal of Forest Research* 17: 1475-1479
21. HARMON, M. E., FRANKLIN, J. F., SWANSON, F. J., SOLLIN S, P., GREGORY, S. V., LATTIN, J. D., ANDERSON, N. H., CLINE, S. P., AU MEN, N. G., SEDELL, J. R., LIENKAEMPE, G. W., CROMACK, K., CUMMINS, K. W. 1986: Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. *Advances in Ecological Research*, 15: 133–302.

22. HARMON, M. E., 1989: Effects of bark fragmentation on plant succession on conifer logs in the *Picea-Tsuga* forests of Olympic National Park, Washington. *American Midland Naturalist* 121: 112-124
23. HARMON, M. E. & FRANKLIN, J. F. 1989: Tree Seedlings on Logs in *Picea-Tsuga* Forests of Oregon and Washington. *Ecology*, 70(1): 48–59.
24. HEURICH, M. 2001: Waldentwicklung im montanen Fichtenwald nach großflächigem Buchdruckerbefall im Nationalpark Bayerischer Wald. In: Waldentwicklung im Bergwald nach Windwurf und Borkenkäferbefall. Nationalpark Bayerischer Wald, Wissenschaftliche Reihe, 14: 99-176.
25. HEURICH, M. 2009: Progress of forest regeneration after a large-scale *Ips typographus* outbreak in the subalpine *Picea abies* forests of the Bavarian Forest National Park, 15 (1): 49–66.
26. HOLEKSA, J., SANIGA, M., SZWAGRZYK, J., DZIEDZIC T., FERENC, S. 2007: Altitudinal variability of stand structure and regeneration in the subalpine spruce forests of the Pol'ana biosphere reserve, Central Slovakia. *European Journal of Forest Research*, 126(2): 303-313.
27. HOFGAARD, A., 1993: Structure and regeneration patterns in a virgin *Picea abies* forest in northern Sweden. *Journal of Vegetation Science* 4: 601-608
28. HLADÍK, M., KORPEL, Š., LUKÁČ, T., TESÁŘ, V. 1993: Hospodárenie v lesoch horských oblastí. LF VŠZ Praha, 1993, 123 s.
29. IJIMA, H., SHIBUYA, M., SAITO, H., 2007: Effects of surface and light conditions of fallen logs on the emergence and survival of coniferous seedlings and saplings. *J. For. Res.* 12, 262–269.

30. IJIMA, H., SHIBUYA, M., 2010: Evaluation of suitable conditions for natural regeneration of *Picea jezoensis* on fallen logs. *J. For. Res.* 15, 46–54.
31. ILISSON T., KÖSTER, K., VODDE, F., JÖGISTE, K. 2007: Regeneration development 4-5 years after a storm in Norway spruce dominated forests, Estonia. *Forest Ecology and Management*, 250(1-2): 17-24.
32. JANKOVSKÝ, L., VÁGNER, A., APLTAUER, J., 2002: The decomposition of wood mass under conditions of climax spruce stands and related mycoflora in the Krkonoše Mountains. *J. For. Sci.* 48, 70–79.
33. JANKOVSKÝ, L., TOMŠOVSKÝ, M., BERÁNEK, J., LIČKA, D., 2006: Analýza postupů ponechávání dřeva k zetlení z hlediska vlivu na biologickou rozmanitost. Studie MŽP smlouva č. 620\_05 v Brně
34. JONÁŠOVÁ, M., 2001: Regenerace horských smrčín na Šumavě po velkoplošném napadení lýkožroutem smrkovým, *Aktuality šumavského výzkumu*, 161–164.
35. JONÁŠOVÁ, M., 2004.: Central-European mountain spruce (*Picea abies* (L.) KARSt.) forests: regeneration of tree species after bark beetle outbreak. *Ecological Engineering*, 2004, 23, s. 15-27.)
36. 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(1), 15-27.
37. JONÁŠOVÁ, M., & PRACH, K. 2008: The influence of bark beetles outbreak vs. salvage logging on ground layer vegetation in Central European mountain spruce forests. *Biological Conservation*, 141(6): 1525–1535.
38. 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(6): 1127–1134.
39. KOPÁČEK, J., HEJZLAR, J., KAŇA, J., PORCAL, P., 2001: Faktory ovlivňující chemismus šumavských jezer. *Aktuality šumavského výzkumu*, MÁNEK J. (ed.) Sborník z konference, Srní 2.–4. dubna 2001, pp. 63–66.
40. KORPEL', Š. 1989: *Pralesy Slovenska*. Veda, Slovenská akadémia vied, Bratislava, 328s.
41. KORPEL', Š. 1991: *Pestovanie lesa*. Priroda, Bratislava, 472s.
42. KOZŁOWSKI, T. T. 2002: Physiological ecology of natural regeneration of harvested and disturbed forest stands: implications for forest management. *Forest ecology and management*, 158(1-3): 195-221.
43. KULAKOWSKI, D., & BEBI, P., 2004: Range of Variability of unmanaged subalpine forests. *Forum American Bar Association*, 47-54.
44. KUPFERSCHMID, A. D., BRANG, P., SCHÖNENBERGER, W., BUGMANN, H. 2006: Predicting tree regeneration in *Picea abies* snag stands. *European Journal of Forest Research*, 125(2): 163-179.
45. 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.
46. KUULUVAINEN, T., SYRJANEN, K., KALLIOLA, R. 1998: Structure of a pristine *Picea abies* forest in north eastern Europe. *Journal of Vegetation Science*, 9(4): 563–574.
47. 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(6): 401-413.

48. LEPŠOVÁ, A., & SVOBODA, M., 2004: Kvantitativní charakteristiky tlejícího dřeva a význam hub při jeho rozkladu ve smrkovém horském lese v oblasti Trojmezí, NP Šumava. Aktuality šumavského výzkumu II, DVOŘÁK L. & ŠUSTR P. (eds) Sborník z konference, Srní 4. – 7. října 2004, pp. 280–287 (in Czech).
49. LINDENMAYER D., BURTON P., FRANKLIN J. 2008: Salvage Logging and its Ecological Consequences. Island Press, Washington D. C., 246p.
50. LUSHER, F. 1990: Untersuchungen zur Hohentwicklung der Fichtennaturverjüngung im inneralpinen Gebirgswald. (Diss. ETH Zürich) 83s.
51. VAN DER MAAREL, E., 1988: Vegetation dynamics: patterns in time and space. Plant ecology, 77(1-3: 7-19).
52. MARTAN, P., 2009: Šumava – krajina životelka: lesy Šumavy: krutá daň demokracie 1989–2009. - Fortuna, Praha.
53. MAŠKOVÁ, J., 2010: Přirozená obnova smrku v horských lesích: jaké mrtvé dřevo je vhodným substrátem pro zmlazování? (Diplomová práce, ČZU, Fakulta životního prostředí ČZU, Praha). 66 s
54. MATĚJKA, K., 2011: Management biodiversity v Krkonoších a na Šumavě - závěrečná zpráva spoluřešitele.  
< <http://www.infodatasys.cz/biodivkursu/IDSreport2011.pdf>>
55. MATĚJKA, K., 2013: Zpráva spoluřešitele projektu QI112A170 za rok 2013  
< <http://www.infodatasys.cz/IDSreport2013.pdf>>
56. MÍCHAL, I., 1983: Dynamika přírodního lesa I-VI. Živa 1-6: 1-6, 8-13, 48-53, 85-88, 128-133, 163-168, 233-238

57. MUSIL, I., 2003: Dendrologie I., ČZU LF Praha, 177s.
58. MAYER, H. & OTT, E. 1991: Gebirgswaldbau – Schutzwaldpflege. 2. Auflage, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York, 578p.
59. NAKAMURA, T., 1992: Effect of bryophytes on survival of conifer seedlings in subalpine forests of central Japan. *Ecological Research* 7(2): 155–162.
60. NOVÁK, F., KALOUSKOVÁ, N., MACHOVIČ, V., BRUS, J., 1999: Složení a struktura fulvokyselin horizontu B podzolové půdy z Trojmezí (Šumava). *Journal of Forest Science* 45: 554-565
61. PANAYTONOV, M., KULAKOWSKI, D., LARANJEIRO DOS SANTOS, L., BEBI, P., 2012: Wind disturbances shape old Norway spruce-dominated forest in Bulgaria. *Forest ecology and management*, 262(3), 470-481.
62. PELLISSIER, F. 1993: Allelopathic inhibition of spruce germination. *Acta Ecologica* 14(2): 211-218.
63. PICKETT, S. T. A. & WHITE, P. S. 1986: *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*, Academic press, London 472 p.
64. PLIVA, K. 1991: Funkčně intergrované lesní hospodářství. 3. díl. Modely hospodářských opatření. ÚHÚL, Brandýs nad Labem 132s.
65. POUŠKA V, SVOBODA M, LEPŠOVÁ A 2010: The diversity of wood-decaying fungi in relation to changing site conditions in an old-growth mountain spruce forest, Central Europe. *European Journal of Forest Research* 129: 219-231
66. POUŠKA, V., LEPŠ, J., SVOBODA, M., LEPŠOVÁ, A., 2011: How do log characteristics influence the occurrence of wood fungi in a mountain spruce forest? *Fungal Ecology* 4: 201–209.



67. RYPÁČEK, V. 1957: Biologie dřevokazných hub. Nakladatelství Československé akademie věd, Praha, 209 s.
68. SCHÖNENBERGER, W., 2002: Post windthrow stand regeneration in Swiss mountain forests: the first ten years after the 1990 storm Vivian. *Forest Snow and Landscape Research*. 77: 61-80.
69. SCHROEDER, M. L. & LINDELÖV, A. 2002: Attacks on living spruce trees by bark beetle *Ips typographus* (Coleoptera - Scolytidae) following a storm felling: a comparison between stands with and without removal of wind-felled trees. *Agricultural and Forest Entomology*, 4(1): 47–56.
70. SIPPOLA, A., RENVALL, P., 1999. Wood-decomposing fungi and seed-tree cutting: A 40–year perspective. *For. Ecol. Manage.* 115: 183–201
71. SIOTEN, J., MARTIKAINEN, P., PUNTILA, P., RAUH, J., 2000: Coarse woody debris and stand characteristics in mature managed and old-growth boreal mesic forests in southern Finland. *Forest Ecology and Management*, 128, 2000, s. 211-225
72. SPLECHTNA, B. E., GRATZER, G., & BLACK, B. 2005: Disturbance history of a European old-growth mixed-species forest – A spatial dendro-ecological analysis. *Journal of Vegetation Science*, 16(5), 511-522.
73. STEVENS, V., 1997: The ecological role of coarse woody debris: an overview of the ecological importance of CWD in B.C. forests. B.C. Ministry of Forests, Research Branch, Victoria, B.C., Work Paper, 30: 26p.
74. SVOBODA, M., 2003: Biological activity, nitrogen dynamics, and chemical characteristics of the Norway spruce forest soils in the National Park Šumava (Bohemian Forest). *Journal of Forest Science* 49, 302–312

75. SVOBODA, M., 2005A: Struktura horského smrkového lesa v oblasti Trojmezí ve vztahu k historickému vývoji a stanovištním podmínkám, *Silva Gabreta*, 11 (1): 43–62.
76. SVOBODA, M. 2005B: Množství a struktura mrtvého dřeva a jeho význam pro obnovu lesa ve smrkovém horském lese v oblasti rezervace Trojmezí. *Zprávy lesnického výzkumu*, 50(1): 33-45.
77. SVOBODA, M. 2007: Efekt disturbancí na dynamiku horského smrkového lesa s převahou smrku - případová studie z oblasti tzv. Kalamitní svážnice na Trojmezí. *Aktuality šumavského výzkumu*, Srní 4. - 5. 10. 2007
78. SVOBODA M., FRAVER S., JANDA P., BAČE R., ZENÁHLÍKOVÁ J. 2010: Natural development and regeneration of a Central European montane spruce forest. *Forest Ecology and Management*, 260: 707-714.
79. ŠERÁ, B., FALTA, V., CUDLÍN, P., CHMELÍKOVÁ, E., 2000: Contribution to knowledge of natural growth and development of mountain Norway spruce seedlings. *Ekológia*, 19(4): 420-434.
80. ŠANTRŮČKOVÁ H., VRBA J., KŘENOVÁ Z., SVOBODA M., BENČOKOVÁ A., EDWARDS M., FUCHS R., HAIŠ M., HRUŠKA J., KOPÁČEK J., MATĚJKA K., RUSEK J. 2010: Co vyprávějí šumavské smrčiny. Průvodce lesními ekosystémy Šumavy. - Správa NP a CHKO Šumava, PřF Jihočeské Univerzity & Česká společnost pro ekologii, Vimperk, 153s.
81. TAKAHASHI, M., SAKAI, Y., OOTOMO, R., SHIOZAKI, M., 2000: Establishment of tree seedlings and water-soluble nutrients in coarse woody debris in an old-growth *Picea-Abies* forest in Hokkaido, northern Japan. *Can. J. For. Res.* 30, 1148–1155.
82. TAKAHASHI, K., 1994: Effect of size structure, forest floor type and disturbance regime on tree species composition in a coniferous forest in Japan. *Journal of Ecology* 82: 769-773

83. 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(10): 446 – 456.
84. VACEK, S. & PODRÁZSKÝ, V. 2000: Možnosti využití podsadeb při obnově lesů NP Šumava. In: Monitoring, výzkum a management ekosystémů Národního parku Šumava. Sborník referátů z celostátní konference. Kostelec nad Černými lesy 27. a 28. 11. 2000. Eds. V. Podrázský, Hana Ryšánková, S. Vacek, I. Ulbrichová. Praha, ČZU LF, Lesnická práce 2000: 99-106s.
85. VACEK, S., ET. AL. 2003: Horské lesy české republiky. Praha, MZ ČR, 313 s.
86. VÁVROVÁ, E., CUDLÍN, P., JONÁŠOVÁ, M. 2010: Regenerační procesy horských klimaxových smrčín Krkonoš, In: Štursa, J. Knapik, R. (eds): Geologické problémy Krkonoš. Sborník mezinárodní vědecké konference. říjen 2006, Svoboda nad Úpou. Opera Corcontica 2007, 437–444.
87. VÁVROVÁ, E. 2009: Dynamika přízemní vegetace a přirozená generativní obnova smrku ztepilého v horských smrčinách Krkonoš v období po výrazném snížení imisí SO<sub>2</sub>. (disertační práce, ÚŽP, Přírodovědecká fakulta UK, Praha). 151 s.
88. WALLENIIUS, T. 2002: Forest Age Distribution and Traces of Past Fires in a Natural Boreal Landscape Dominated by *Picea abies*. *Silva Fennica*, 36(1): 201-211.
89. WERMELINGER, B., 2004: Ecology and management of the spruce bark beetle *Ips typographus* a review of recent research. *Forest Ecology and Management*, 202(1-3): 67–82.

90. WHITE, P. S., & JENTSCH, A. 2001: The search for generality in studies of disturbance and ecosystem dynamics. *Progress in botany*, 62: 399–450.
91. VICENA, I., 2013: Úvahy o bezzásahovém lese na Šumavě. - *Lesnická práce*, 8: 527-529.
92. 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(1): 37–54.
93. ZIELONKA, T., & PIATEK, G., 2004: The herb and dwarf shrubs colonization of decaying logs in subalpine forest in the Polish Tatra Mountains. *Plant Ecology* 172: 63-72
94. ZIELONKA, T., 2006: When does dead wood turn into a substrate for spruce replacement? *Journal of Vegetation Science* 17: 739-746

## 9 Seznam tabulek

Tabulka 1 Vlastnosti typické pro průměrný segment ležícího kmene.	36
Tabulka 2 Zobrazení absolutního počtu zmlazení a segmentu ležícího dříví v různých stádiích rozkladu na lokalitách TVP 1 a TVP2.....	38
Tabulka 3 Mortalita zmlazení za roky 2012 -2013.....	47

## 10 Seznam obrázků

Obr. 1 Histogram četnosti zmlazení v různých fázích rozkladu ležícího dříví na obou lokalitách .....	37
------------------------------------------------------------------------------------------------------	----

Obr. 2 Graf procentuální množství smrkového zmlazení SM podle toho jaká byla převládající hniloba na segmentu. ....	38
Obr. 3 Graf závislosti hustoty zmlazení na m <sup>2</sup> na jednotlivých druhích substrátu podle převládajícího druhu hniloby na segmentu .....	39
Obr. 4 Graf natality a mortality smrkového zmlazení na ploše TVP disturbancí nezasazené za období 2012 -2013 změřeno vždy na jaře. ....	40
Obr. 5 Graf absolutních počtů jedinců ve výškových třídách na jaře 2013 pro obě studované plochy. ....	41
Obr. 6 Závislost výšky zmlazení smrku na ležících kmenech na jejich věku .....	42
Obr. 7 Histogram znázorňuje vliv procentuálního pokrytí klády mechem na mortalitu a na natalitu za období od jara 2012 do jara 2013 jedinců smrku ztepilého na lokalitě TVP Eustaška. Údaje jsou pro zpřehlednění barevně odlišeny. Spojnice čar znázorňují denzitu semenáčků na m <sup>2</sup> v 10 třídách podle procentuálního množství mechu na kládě a barevně odlišené sloupce udávají mortalitu semenáčků v % pro danou třídu pokrývnosti. Přerušované čáry udávají mocnost mechu v centimetrech. ....	43
Obr. 8 Histogram znázorňuje vliv procentuálního pokrytí klády mechem na mortalitu a na natalitu za období od jara 2012 do jara 2013 jedinců smrku ztepilého na lokalitě TVP Trojmezna. Spojnice čar znázorňují denzitu semenáčků na m <sup>2</sup> v 10 třídách podle procentuálního množství mechu na kládě a barevně odlišené sloupce udávají mortalitu semenáčků v % pro danou třídu pokrývnosti. Přerušované čáry udávají mocnost mechu v centimetrech. ....	43
Obr. 9 Histogram závislosti hustoty zmlazení smrku na výšce okolní vegetace. TVP1 i TVP2 jsou barevně odlišeny. Spojnice čar udávají jaký počet zmlazení je v dané tloušťkové třídě, zatím co sloupcový graf pod nimi udává mortalitu zmlazení na m <sup>2</sup> ležícího dříví v dané tloušťkové třídě. ....	45
Obr. 10 Histogram hustoty zmlazení podle průměru tlejícího dříví za rok 2012 2013 (CWD) – TVP1 i TVP2 jsou barevně odlišeny. Spojnice čar udávají jaký počet zmlazení je v dané tloušťkové třídě, zatím co sloupcový graf pod	

nimi udává mortalitu zmlazení na m<sup>2</sup> ležícího dříví v dané tloušťkové třídě.  
Čárkované spojnice čar udávají průměrnou výšku zmlazení a denzitu..... 46

Obr. 11 Graf absolutní mortality zmlazení na obou plochách podle typu smrti ..... 48

Obr. 12 Graf mortality uschlého smrkového zmlazení za roky 2012 až 2013..... 48