

JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH
Zemědělská fakulta

Vliv stanovištních podmínek na přirozenou obnovu smrkových
porostů po větrném polomu na Černé hoře (NP Šumava)

Vypracoval: Bc. Martin Čermák
Vedoucí práce: Doc. RNDr. Pavel Cudlín, CSc.

České Budějovice 2011

JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH
Zemědělská fakulta
Akademický rok: 2009/2010

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE
(PROJEKTU, UMĚLECKÉHO DÍLA, UMĚLECKÉHO VÝKONU)

Jméno a příjmení: **Martin ČERMÁK**
Studijní program: **N4101 Zemědělské inženýrství**
Studijní obor: **Agroekologie**
Název tématu: **Vliv stanovištních podmínek na přirozenou obnovu
smrkových porostů po větrném polomu na Černé hoře
(NP Šumava)**
Zadávací katedra: **Katedra rostlinné výroby a agroekologie**

Z á s a d y p r o v y p r a c o v á n í :

Postup řešení:

Postup řešení naváže na výsledky získané v rámci bakalářské práce na obdobné téma na stejné lokalitě.

1) **Terénní průzkum** poškození korun smrku ztepilého, bylinné vegetace a přirozené obnovy na třech trvalých výzkumných plochách, reprezentujících různé způsoby managementu ploch poškozených orkáňem Kyrill (vyklizená a nevyklizená varianta, nepoškozený les):

a/ zaměření průmětů korun a mrtvého dřeva na třech plochách;

b/ průzkum stavu asimilačních orgánů smrku ztepilého (defoliace, transformace struktury koruny, jiné poškození);

c/ zhotovení fytoecologických snímků a vegetačních map na vybraných 4m² čtvercích;

d/ zjišťování stavu přirozené obnovy na vybraných 4m² čtvercích ve vztahu k mikrostanovištním poměrům a půdnímu krytu.

2) **Zpracování dat** Z naměřených údajů budou zkonstruovány základní vrstvy v GIS prostředí (digitální model terénu, zaměření stromů, průmětů korun a mrtvého dřeva) a pomocí statistických metod bude vyhodnocen vliv vybraných stanovištních podmínek (relief, zastínění, vegetace) na přirozenou obnovu horských smrčů.

Bakalářská i současná navazující diplomová práce je součástí předchozího dlouhodobého výzkumu Ústavu systémové biologie a ekologie AV ČR v rámci několika projektů na téma "Vliv stavu porostů na přirozenou obnovu smrku ztepilého" (Jonášová a Matějková 2007, Cudlín a kol. 2001, 2003).

Diplomová práce bude součástí projektu ÚSBE AV ČR NPV II MŠMT 2B06068, končícím v roce 2011.

Rozsah grafických prací: dle potřeby, doporučuje se využití fotografie
Rozsah pracovní zprávy: 50 - 60 stran
Forma zpracování diplomové práce: tištěná/elektronická


Seznam odborné literatury:

- Attiwill, P.M., 1994. The disturbance of forest ecosystems: the ecological basis for conservative management. *For. Ecol. Manage.* 63: 247-300.
- Bonan, G.B. and Shugart, H.H., 1989. Environmental factors and ecological processes in boreal forests. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 20: 1-28.
- Cudlín, P., Godbold, D. L., Bonifacio, E., Egli S., Fritéz, H. W., Gonthier, P., Chmelíková, E., Kowalik, P., Martinotti, M. G., Moravec, I., Nicolotti, G., Zanini, E., 2003. Conditions of natural regeneration of Norway spruce ecosystems in the Krkonose Mountains. *Ekologia (Bratislava)*, 22, Supplement 1/2003: 66-79.
- Cudlín, P., Novotný, R., Moravec, I., Chmelíková, E., 2001. Retrospective evaluation of the response of montane forest ecosystems to multiple stress. *Ekológia* 20: 108-124.
- Jonášová, M., Matějková, I. (2007): Natural regeneration and vegetation changes in wet spruce forests after natural and artificial disturbances. *Canadian Journal of Forest Research* 37(10): 1907-1914.
- Šerá B., Cudlín P., Chmelíková E. 2000. Contribution to knowledge of natural growth and development of mountain Norway spruce seedlings. *Ekológia* 19: 420-434.
- Vacek, S. (ed.) (2003): *Horské lesy České Republiky*. Mze, Praha, 318 p.


Vedoucí diplomové práce: doc. RNDr. Pavel Cudlín, CSc.
Katedra rostlinné výroby a agroekologie

Datum zadání diplomové práce: 25. února 2010
Termín odevzdání diplomové práce: 30. dubna 2011

JIHOČESKÁ UNIVERZITA
V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH
ZEMĚDĚLSKÁ FAKULTA
studijní oddělení
Studentská 13 ④
370 05 České Budějovice


prof. Ing. Milošlav Šoch, CSc.
děkan

L.S.


prof. Ing. Vladislav Čurný, Ph.D.
vedoucí katedry

V Českých Budějovicích dne 25. února 2010

Prohlašuji, že svoji diplomovou práci jsem vypracoval samostatně pouze s použitím pramenů a literatury uvedených v seznamu citované literatury.

Prohlašuji, že v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění souhlasím se zveřejněním práce, a to v nezkrácené podobě elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejích internetových stránkách.

V Českých Budějovicích dne 28. 4. 2010

Touto cestou bych rád poděkoval všem, kteří jakýmkoliv způsobem přispěli ke vzniku této diplomové práce. Zejména svému vedoucímu diplomové práce panu doc. RNDr. Pavlu Cudlínovi, CSc. za vedení, odbornou pomoc, rady a připomínky, které mi poskytoval během vypracování celé práce. Dále bych chtěl poděkovat RNDr. Magdě Edwards, PhD. za pomoc při statistickém zpracování dat. Nemenší dík patří i dalším zaměstnancům ÚSBE AVČR za odborné rady a pomoc při zpracování dat. V neposlední řadě bych také rád chtěl poděkovat Bc. Gabriele Havlíkové za výpomoc při terénních pracích a psychickou podporu při zpracování této práce, a také své rodině za trpělivost a podporu během mého studia.

ANOTACE

Vliv stanovištních podmínek na přirozenou obnovu smrkových porostů po větrném polomu na Černé hoře (NP Šumava)

Hlavním cílem předkládané práce bylo zhodnotit stav přirozené obnovy smrku ztepilého na třech trvalých výzkumných plochách s rozdílným managementem po větrné disturbanci z ledna 2007. Dalšími cíli bylo zhodnocení vlivu mikrostanovištních podmínek a zastínění na vzcházení a přežívání semenáčků smrku ztepilého a stavu korun na výzkumné ploše. Výzkum se uskutečnil na Černé hoře na Šumavě, v roce 2009 až 2010. Získané údaje by mohly přispět k rozhodování při volbě managementu lesních porostů po disturbanci v chráněných územích.

Klíčová slova:

smrk ztepilý, přirozená obnova, mikrostanovištní podmínky, větrný polom, Národní park Šumava.

ABSTRACT

Site conditions effect on Norway spruce natural regeneration after windthrow on the Černá hora Mts. (National Park Šumava)

The main aim of my thesis was to evaluate natural regeneration status of Norway spruce on three research plots with different forest management after windstorm disturbance in January 2007. In addition, evaluation of micro-site conditions and shade effects on germination and surviving of spruce seedlings and assessment of crown conditions in forest research plot was performed. Research work was carried out on the Černá hora Mt. in the Šumava Mts. in 2009 - 2010. Obtained results could provide information to help to decide the choice of management of forest stands after disturbance in protected areas.

Key words:

Norway spruce, natural regeneration, micro-site conditions influence, wind-fallen trees, Šumava national park

OBSAH:

1. ÚVOD	3
2. LITERÁRNÍ PŘEHLED	5
2.1 Lesní ekosystémy v Národním parku	5
2.1.1 Vegetační stupňovitost a soubory lesních typů v NP Šumava	5
2.1.2 Horské klimaxové smrčiny v NP Šumava	6
2.2. Struktura horských klimaxových smrčín	9
2.3 Vývojové cykly lesa	10
2.4 Narušení horských smrčín	12
2.4.1 Vítr	12
2.4.2 Podkorní hmyz	13
2.4.3 Antropogenní znečištění	15
2.5 Přirozená horských smrčín	17
2.6 Umělá obnova horských smrčín v NP Šumava	18
2.7 Stanovištní podmínky ovlivňující přirozenou obnovu	18
2.7.1 Smrkový opad	18
2.7.2 Trouchnivějící mrtvé dřevo	19
2.7.3 Mechy a přízemní vegetace	20
2.7.4 Ostatní faktory	21
2.8 Stresové faktory ovlivňující přirozenou obnovu	23
2.8.1 Patogenní mikroorganismy a hmyz	23
2.8.2 Fytofágní obratlovci	23
2.8.3 Imise	24
2.9 Management lesních společenstev v NP Šumava	24
3 METODY	27
3.1 Popis sledované lokality	27
3.2 Sběr dat	28
3.3 Zpracování dat	31
4 VÝSLEDKY	35
4.1 Transformace struktury koruny	35
4.2 Objem mrtvého dřeva	35

4.3 Vegetační složení výzkumných ploch	36
4.4 Pokryvnost mikrostanovišť v ploškách 2x2 m	36
4.5 Zastoupení listnatých dřevin v přirozené obnově	37
4.6 Přirozená obnova smrku ztepilého	37
4.6.1 Vliv zastínění na výskyt semenáčků na lesní ploše	37
4.6.2 Počet semenáčků na hektar	40
4.6.3 Souhrnné výsledky přirozené obnovy smrku ztepilého	41
4.6.4 Přežívání semenáčků různých věkových kategorií podle závislosti na mikrostanovištích během let 2008 – 2010 na lesní ploše	44
4.6.5 Přežívání semenáčků různých věkových kategorií podle závislosti na mikrostanovištích během let 2008 – 2010 ve vyklizeném a ponechaném polomu	49
4.6.6 Úspěšnost mikrostanovišť ve výskytu semenáčků různých věkových kategorií během let 2008 – 2010 na lesní ploše	54
4.6.7 Úspěšnost mikrostanovišť ve výskytu semenáčků různých věkových kategorií během let 2008 – 2010 ve vyklizeném a ponechaném polomu	59
4.6.8 Přežívání semenáčků různých věkových kategorií mezi třemi roky v lese, vyklizeném a ponechaném polomu (2008 – 2010)	64
5 DISKUSE	70
6 ZÁVĚR	76
7 SEZNAM LITERATURY	77
8 SEZNAM PŘÍLOH	89

1 ÚVOD

V noci z 18. na 19. ledna 2007 postihl šumavské lesy orkán Kyrill; na JV svahu Černé hory vznikl důsledkem orkánu asi 50 ha polom. Tento orkán však nebyl pro Šumavu ničím mimořádným, za posledních 30 let se podobný orkán nad Šumavou přehnal více než dvacetkrát (Šantrůčková, Vrba a kol. 2010). Takovéto disturbance jsou důležité pro obnovu ekosystémů v přirozených temperátních a boreálních lesích (Bonan, Shugart 1989; Attiwill 1994; Ulanova 2000).

Důležitou vlastností pro udržení ekologické stability horských klimaxových smrčín a zachování jejich autochtonního charakteru je jejich schopnost přirozené obnovy (Falta a kol. 1999). Znat vliv mikrostanovištních podmínek na přirozenou obnovu horských smrkových ekosystémů je důležité pro odhad přežívání semenáčků v porostech; za hlavní složky mikrostanoviště jsou považovány mikroreliéf, vrstva humusu a přízemní vegetace (Kupferschmid, Bugmann 2005). Přízemní vegetace soupeří se semenáčky smrku ztepilého o vodu, světlo a živiny a v některých případech může inhibovat klíčení semen a následný růst semenáčků též alelopaticky (Hanssen 2003).

Předkládaná práce se snaží přispět k získání dat o průběhu přirozené obnovy v podmínkách narušených horských smrkových ekosystémů. Je zaměřena především na stanovení vlivu mikrostanovištních podmínek na přirozenou obnovu smrku ztepilého při různých typech managementu, použitých na základě rozhodnutí Správy Národního parku Šumava po větrné disturbanci orkáнем Kyrill na Černé hoře v lednu 2007. Na části vrcholové partie Černé hory byl ponechán polom přirozenému vývoji (ponechaný polom), ve druhé části (vyklizený polom) došlo k odkornění kmenů a odvezení části dřevní hmoty. Dalším sledovaným (kontrolním) stanovištěm byl větrnou disturbancí nenarušený les. Na každém z těchto stanovišť jsem v rámci své bakalářské práce v roce 2008 založil trvalou výzkumnou plochu.

Pro vypracování práce byly použity výsledky předchozího dlouhodobého výzkumu Ústavu systémové biologie a ekologie AV ČR v rámci několika projektů na téma „Vliv stavu porostů na přirozenou obnovu smrku ztepilého“ (Cudlín a kol. 2003; Jonášová, Matějková 2007; Vávrová a kol. 2007) a výsledky mé předchozí bakalářské práce na

téma "Vliv stanovištních podmínek na přirozenou obnovu smrkových porostů na Šumavě" (Čermák 2009).

Cílem práce bylo:

- zaměření průmětů korun a mrtvého dřeva na trvalých výzkumných plochách;
- průzkum stavu korun smrku ztepilého;
- zhotovení fytoecologických snímků a vegetačních map na vybraných 4m² čtvercích;
- zhodnocení stavu přirozené obnovy smrku ztepilého na trvalých výzkumných plochách.

2 LITERÁRNÍ PŘEHLED

2.1 Lesní ekosystémy v Národním parku Šumava

Přírozený les v oblasti Šumavy představuje nejvyspělejší a nejsložitější ekosystém, jaký zde může vzniknout a trvale se udržet (Vacek, Krejčí a kol. 2009). Šumava dnes patří se svými 80% rozlohy lesů k nejrozsáhlejší souvisle zalesněné oblasti střední Evropy. Přestože většina lesních porostů je druhotná, zachovaly se zde velké plochy lesů s přírozenou skladbou (Němec, Pojer 2007). I z tohoto důvodu byla nejcennější část území Šumavy o výměře 685,2 km² vyhlášena nařízením vlády ČR č. 163/1991 Sb. národním parkem.

2.1.1 Vegetační stupňovitost a soubory lesních typů v NP Šumava

Vegetační stupňovitost je změna druhové skladby přírodních fytoocenóz včetně edifikátorů vlivem mikro- a mezoklimatu ve vertikálním směru v daném území. Vegetačním stupněm je plošně převažující klimaxový ekosystém (Vinš 1998).

Nejrozšířenějšími lesními vegetačními stupni v NP Šumava jsou LVS 6 - smrkobukový (56,6 %) a LVS 7 - bukosmrkový (29,2 %) (Vacek, Mayová 2000). Dominantní soubory lesních typů (SLT) jsou 6K - kyselá smrková bučina (24,0 %), 7K - kyselá buková smrčina (12,3 %), 6S - svěží smrková bučina (8,6 %) a 6V - vlhká smrková smrčina (8,3 %). Výrazně převládají kyselá stanoviště (ekologická řada kyselá a extrémní) - 52 %, oproti stanovištím ovlivněným vodou (ekologická řada obohacená vodou, oglejená, podmáčená) - 29 % a stanovištím živným (ekologická řada živná a obohacená humusem) - 19% (Bouše a kol. 2001). Lesy hospodářské v současné době zaujímají 41,4 %, lesy ochranné 3,3 % a lesy zvláštního určení 55,3 % (Vacek 2003).

Z hlediska vertikálního členění přírozené vegetace dominovaly v nižších a středních horských polohách acidofilní horské bučiny, na které výše navazovaly podmáčené smrčiny, vrchoviště a přírozená rašeliniště a v nejvyšších partiích klimaxové smrčiny. Podél středních a horních toků se nacházely luhy a olšiny (Vacek 2003). Současná dřevinná skladba je však značně pozměněná (viz tab. 1). Příčinnou byla postupná kolonizace Šumavy spojená s vykácením původních pralesů. Jejímž důsledkem byl úbytek původních dřevinných společenstev, na jejichž místo byly vysázeny převážně stanovištně nevhodné dřeviny (především smrk ztepilý) (Jelínek 2005).

Tab. 1: Porovnání přirozené, současné a cílové druhové skladby na území NP Šumava.

SM	JD	BO	MD	ost.j.	jehl.	BK	JV	LP	JL	JS	OL	OS	BR	ost.l.	list.
Přirozená dřevinná skladba															
41,9	17,3	3,1		0,8	63,1	27	1,7	0,1	0,3	0,3	0,3	1,4	0,9	4,9	36,9
Současná dřevinná skladba															
80,7	2	7,9	0,5	0,1	91,2	5	0,4	plus	plus	0,1	1	0,2	2	0,1	8,8
Cílová druhová skladba															
60,9	11,8	1,9	0,4	1,2	76,2	17,7	0,9	0,3	0,2	0,3	0,2	0,6	0,8	2,8	23,8

Zdroj: OPRL – ÚHÚL Brandýs nad Labem (2003).

2.1.2 Horské klimaxové smrčiny v NP Šumava

V horských oblastech ČR, Šumavu nevyjímaje, se přirozené smrčiny vyskytují ve třech asociacích, jedná se o asociace *Calamagrostio villosae-Piceetum*, *Sphagno-Piceetum* a *Athyrio alpestris-Piceetum* (Moravec a kol. 2002).

1) **Třtinové smrčiny** (*Calamagrostis villosae-Piceetum* Hartmann in Hartmann et Jahn 1967), jsou charakterizovány naprostou převahou smrku (*Picea abies*) ve stromovém patru. Často je přimísen jeřáb (*Sorbus aucuparia*) a v nižších polohách se mohou vyskytovat jako příměs buk (*Fagus sylvatica*) a jedle (*Abies alba*). Bylinné patro je druhově chudé, dominantní je *Calamagrostis villosa* a *Vaccinium myrtillus*, nižší bylinné patro tvoří *Deschampsia flexuosa* spolu s *Homogyne alpina* a *Trientalis europea*. Bohatě je vyvinuto mechové patro s převládajícími druhy *Polytrichum formosum*, případně *Dicranum scoparium* a *Sphagnum girgensohnii* (Neuhaüslová a kol. 1998). Asociace sdružuje horské klimaxové smrčiny v rozmezí od 950 m do 1370 m n. m. na vrcholech a mírných konvexních svazích různé orientace ke světovým stranám. Půdami jsou horské humusové podzoly a podzolované hnědozemě na silikátových podkladech se značným množstvím surového humusu na povrchu půdy. Často se nachází i na štěrkovitých až kamenitých půdách (Moravec a kol. 2002).

2) **Rašelinné a podmáčené smrčiny** (*Sphagno-Piceetum* Hartmann 1953) rostou na extrémně zamokřených půdách a na okrajích vrchovišť. V rašelinných smrčinách je stromové patro rozvolněné, kromě smrku ztepilého (*Picea abies*) se vyskytují břízy (*Betula pendula* a *B. pubescens*) (Kučera 2001), příměs tvoří vzácně také *Pinus mugo*, subsp. *Rotundata* nebo *Betula carpatica* (Moravec a kol. 2002; Neuhaüslová a kol.



Obr. 1: Výskyt třtinových smřčin v NP Šumava (Šantrůčková, Vrba a kol. 2010).

1998). V bylinném patře rostou druhy *Eriophorum vaginatum*, *Oxycoccus palustris*, *Vaccinium uliginosum* aj. Přítomny bývají montánní druhy, např. *Homogyne alpina*, *Lycopodium annotinum*, *Soldanella montana* a *Trientalis europaea*. Podmáčené smrčiny jsou více zapojené a často se v nich vyskytuje jedle bělokorá (*Abies alba*). V bylinném patře se proto vyskytují druhy společné s jedlinami (*Dryopteris dilata*, *Equisetum sylvaticum*, *Luzula pilosa* a *Maianthemum bifolium*). Mechové patro je často druhově bohaté s pokryvností nad 70%; hojně se vyskytují druhy *Bazzania trilobita*, *Polytrichum commune* a *Sphagnum spp* (Kučera 2001). *Sphagno-Piceetum* se vyskytuje v montánních až subalpínských polohách v nadmořských výškách (500) 800 až 1200 m. Reliéf je rovinný nebo jen nepatrně skloněný. Nejčastěji se asociace vyskytuje na okrajích vrchovišť, je vázána na rašeliny různých hloubek (Moravec a kol. 2002).

3) V **paprátkové smřčině** (*Athyrio alpestris –Piceetum* Hartmann ex Hartmann et Jahn 1967) převládá ve stromovém patru smrk, podobně jako u třtinových smřčin, ve vyšších polohách s příměsí jeřábu (*Sorbus aucuparia*), v nižších polohách může tvořit příměs buk (*Fagus sylvatica*) a javor klen (*Acer pseudoplatanus*). Fyziogonii dvouvrstevného bylinného patra určuje zpravidla *Athyrium distentifolium*, převládající



Obr. 2: Výskyt rašelinných a podmáčených smrčín v NP Šumava (Šantrůčková, Vrba a kol. 2010).

zejména na méně zastíněných místech. Subdominantami bývají např. druhy *Calamagrostis villosa*, *Vaccinium myrtillus*, *Oxalis acetosella* a jiné. Dále se zde nachází řada druhů vysokobylinných niv (*Veratrum lobelianum*, *Rumex alpestris*, *Stellaria nemorum* a další). Nechybí zde montánní druhy jako *Homogyne alpina*, *Trientalis europea*, *Streptopus amplexifolius* a *Luzula sylvatica*. A také druhy květnatých bučin (*Prenanthes purpurea*, *Phegopteris connectilis*, *Maianthemum bifolium*) (Neuhaüsllová a kol. 1998). Asociace se vyskytuje na hlubších a kamenitých půdách v montánních až supramontánních polohách od 1150 do 1300 m n. m. na konkávních tvarech reliéfu, jako jsou např. okolí svahových pramenišť, závěry horských údolí, kary nebo prudší svahy (Kučera 2001). Půdy jsou bez vrstvy surového humusu, půdními typy jsou humusové, kambizemní nebo glejové podzoly, lokálně i ranker (Neuhaüsllová a kol. 1998).



Obr. 3: Výskyt papratkových smrčín v NP Šumava (Šantrůčková, Vrba a kol. 2010).

2.2 Struktura horských klimaxových smrčín

Prostorová a věková struktura vychází z režimu disturbancí a dynamiky obnovy. Ve vyšších a více exponovaných polohách jsou přirozené smrkové lesy mírného pásma Evropy většinou věkově a prostorově značně diferencované (Fanta 2008). Struktura porostu je dána jeho původem (semenným, vegetativním, autochtonním, alochtonním), druhovým složením, věkovým členěním a prostorovým uspořádáním (Vacek a kol. 2007). Strukturu porostu tedy můžeme rozdělit na horizontální, vertikální a věkovou.

Horizontální strukturou se rozumí plošné uspořádání stromů v porostu. Rozlišujeme tři základní typy rozmístění jedinců v populaci: náhodné, skupinovitě a pravidelné (Schmidt-Vogt 1987; sec. in Vávrová 2003). Rozmístění stromů v porostu do značné míry závisí na fázi malého vývojového cyklu. V průběhu tohoto cyklu se skupinovitě uspořádání postupně mění v náhodné či pravidelné.

Vertikální strukturou se rozumí uspořádání porostu ve svislé rovině. Zahrnuje výšku jednotlivých pater a hloubku uložení kořenů. Nadzemní část porostu se rozděluje na stromové, keřové, bylinné a mechové a lišejníkové patro. Patrovitost porostu je výsledkem vzájemného konkurenčního vylučování druhů podle vertikálních gradientů prostředí, zejména se uplatňuje sluneční záření. Patrovitost je charakteristická

pro stádium dorůstání; postupně se během vývoje vytrácí, až do stádia optima kdy dochází k vyrovnání výškových rozdílů mezi stromy (Vávrová 2003).

Věková struktura porostů je dána podílem jednotlivých věkových tříd stromů na stanovišti. Věková třída zahrnuje skupinu jedinců, kteří vyklíčily a vzešly během určitého časového úseku, většinou se používá členění v intervalech po 10 až 20 letech (Schmidt-Vogt a kol. 1989; sec. in Vávrová 2003). Porosty se rozlišují na tři základní typy (Vávrová 2003):

- *stejnověké porosty* - v iniciálních sukcesních stádiích po invazi pionýrských druhů a v sekundárních sukcesních stádiích po intenzivních požárech;
- *dvouvěké porosty* - ve stádiu zralosti a stádiu rozpadu pionýrského lesa, kde zároveň probíhá přirozená obnova lesa přechodného;
- *vícevěké porosty* - při narušeném průběhu sukcese, optimální je zastoupení všech věkových tříd.

Různověkost přirozených porostů je dále podmíněná diferencovaným přirozeným dožíváním stromů a nepřetržitou obnovou (Korpel' 1989).

2.3 Vývojové cykly lesa

Přirozená obnova horských smrčín v temperátním pásmu vychází za normálních podmínek z maloplošného rozpadu porostů (jednotlivé stromy a jejich skupiny) a zakládá opět prostorově a věkově diferencovanou strukturu přirozeného smrkového lesa. I v případě velkoplošného rozpadu stromového patra (vichřice, sníh či námraza) není obnova jednorázová a rovnoměrná po celé postižené ploše, ale probíhá v delším časovém období až několika desítek let (Fanta 2008). U těch typů přírodních lesů, kterým je vlastní hromadění surového humusu se plošný rozpad dokonce stává nezbytným předpokladem jejich cyklické obnovy (Míchal a kol. 1992).

Jak maloplošný, tak velkoplošný rozpad lesních ekosystémů je spojován s vývojovými cykly (fázemi) lesa. Vývojové fáze lesa jsou rozdílné dlouho trvající úseky života přírodního lesa, v němž se jednotlivé složky podle vnitřních zákonitostí přizpůsobují prostředí, kvalitativně a kvantitativně se mění, vznikají, rostou, vyvíjí se a zanikají. Jde o integrovaný cyklický vývoj, v jehož rámci můžeme rozlišit řadu

vzájemně propojených cyklů (cyklus oběhu vody, výživy, zachování hmoty a energie atd.) (Vacek a kol. 2007). Dělí se na velký a malý vývojový cyklus.

Velký vývojový cyklus vychází od lesní půdy zbavené souvislého porostu dřevin jeho katastrofickým rozpadem. Sekundární sukcese zde začíná postupným šířením světlomilných pionýrských dřevin (bříz, topolů, osiky, jeřábu, vrb nebo borovice) a formováním, tzv. *lesa přípravného* (Míchal a kol. 1992). Pionýrské dřeviny postupně ustupují a les přechází do *lesa přechodného*, složeného zpravidla z vrstevnaté kombinace pionýrských a klimaxových dřevin. Pionýrské dřeviny s kratší životností jsou na vyvinutých půdách v porostním typu lesa přechodného nahrazovány dlouhověkými dřevinami klimaxovými (jedle, buk, smrk), ustupují z porostu a přirozeným vývojem se na těchto půdách ustaluje tzv. *les závěrečný* klimaxového typu. Je složený převážně ze stinných dřevin ve skladbě, která neobyčejně citlivě odráží dané vlastnosti prostředí. Tím se velký vývojový cyklus uzavírá (Míchal a kol. 1992; Míchal, Petříček 1999; Poleno, Vacek 2007). Klimaxový les je v daných podmínkách zpravidla nejproduktivnější a vyznačuje se maximální akumulací biomasy. Bývá zpravidla i nejstabilnějším typem ekosystému, jaký se v daných podmínkách může vytvořit (Burschell, Huss 1997; sec. in Lička 2008).

To však neznamená jeho neměnnost, protože i v rámci klimaxu dochází k cyklickému střídání tří základních vývojových stádií. Zpravidla maloplošná směna vývojových stádií a fází na určité ploše vytváří tzv. **malý vývojový cyklus** přírodního lesa, ten je tvořen třemi základními vývojovými stádiemi. Ve *stádiu dorůstání* stromy převážně mladých generací intenzivně uplatňují své růstové schopnosti. Zvyšuje se i objemový přírůst a porostní zásoba na plošnou jednotku. Toto stádium se vyznačuje převahou stromů střední a spodní vrstvy, výrazným stupňovitým až vertikálním zápojem, vysokou vitalitou a nepatrnou mortalitou stromů horní vrstvy (Poleno, Vacek 2007). Tím se původně strukturně velmi diferenciovaná výšková úroveň postupně vyrovnává; vytváří se semknutý jednovrstevný horizontální zápoj s vysokým podílem jedinců, kteří se předhánějí, aby svými asimilačními zaplnili veškerý využitelný prostor. Tento stav je příznačný pro *stádium optima* (Míchal a kol. 1992). Počet stromů v tomto stádiu na jednotku plochy je nízký, zvyšuje se mortalita nejsilnějších jedinců a částečně se rozvolňuje zápoj lesa (Vávrová 2003). Na sklonku tohoto stádia pak stromy

horní porostní vrstvy na hranici věku fyzického dožití začínají hynout ve větším počtu. Přírodní les tím přechází do *stádia rozpadu* (Míchal a kol. 1992). Sporadické skupinky anebo roztroušení jedinci stinných dřevin ještě ke konci stádia optima postupně anebo náhle přecházejí do kontinuální obnovy. Většinou nastává obnova klimaxových dřevin, pouze po disturbanci obnoveny dřevinami přípravnými (Korpel 1989).

2.4 Narušení horských smrčín

Velkoplošné disturbance, zapříčiněné lesními požáry, napadením hmyzu, vichřicemi, povodněmi a sněhovými lavinami se pravidelně vyskytují v přírodě a ovlivňují mnoho ekosystémů (Rammig 2005). Vývoj lesních ekosystémů je těmito disturbancemi formován, a ty zároveň podmiňují jejich udržitelnost (Bonan, Shugart 1989; Attiwill 1994; Ulanova 2000). Regenerační procesy v lesích s přírodní či blízké-přírodní strukturou s tímto narušením přímo souvisejí (Vacek a kol. 2010).

Disturbance velkého rozsahu mohou vést dokonce k obnově vnitřní heterogenity ekosystému ztracené během předcházejícího období intenzivního hospodářského využití (Lindenmayer a kol. 2004).

2.4.1 Vítr

Vichřice jsou nejdůležitějšími přírodními disturbancemi, které ovlivňují ve velkém měřítku porostní strukturu přírodních i hospodářských lesů ve střední Evropě (Fisher a kol. 2002). Náchylnost k poškození lesa katastrofální vichřicí závisí na druhu, věku a struktuře porostu (starší a více otevřené lesy jsou citlivější než mladší, zapojenější lesy), na vlastnostech porostu včetně sklonu a hloubce půdy, na geografii regionu, na struktuře sousedních porostů a na povaze větrné disturbance (Webb 1989; sec. in Attiwill 1994). Díky vysoko nasazené koruně a mělkému kořenovému systému patří smrč ztepilý k obzvláště náchylným druhům k větrným disturbancím, zejména pokud se nachází ve stádiu zralosti (Míchal, Petříček 1999). Vichřice zasahují především jednotlivé stromy a jejich porosty, ale mohou také měnit strukturu půdy, ovlivnit zmlazení stromů a zahájit sukcesi přízemního patra (Peterson, Carson, 1996; sec. in Ulanova 2000). Větrnou disturbancí mohou také vzniknout příznivá mikrostanoviště pro přirozenou obnovu lesa, jako jsou vrstvy rozkládajícího se dřeva, vyvýšeniny a

sníženiny po vývratech (Ulanova 2000; Kuuluvainen, Kalmari 2003). Zejména na mrtvé dřevo je právě obvykle vázána přirozená obnova smrku ztepilého (Svoboda 2005). Dále narušení lesních porostů obecně nezlepšuje pouze podmínky pro přirozenou obnovu lesa, ale díky vzniku nových stanovišť zvyšuje i druhovou rozmanitost, například mechrostů (Jonsson, Esseen 1990) či hmyzu (Bouget, Duelli 2004).

Větrné disturbance jsou nedílnou součástí i šumavských lesů (obr. 4). Na území Šumavy

se vyskytla téměř v každém století vichřice takové intenzity, že byla schopna vážně narušit lesní porosty na rozsáhlých plochách (Brázdil a kol. 2005, sec. in Svoboda 2008). Podle Šantrůčkové, Vrby a kol. (2010) za posledních 30 let foukal na Šumavě orkán (> 118 km/h) více než dvacetkrát a nejméně pětkrát přesáhl vítr rychlost 126 km/h.

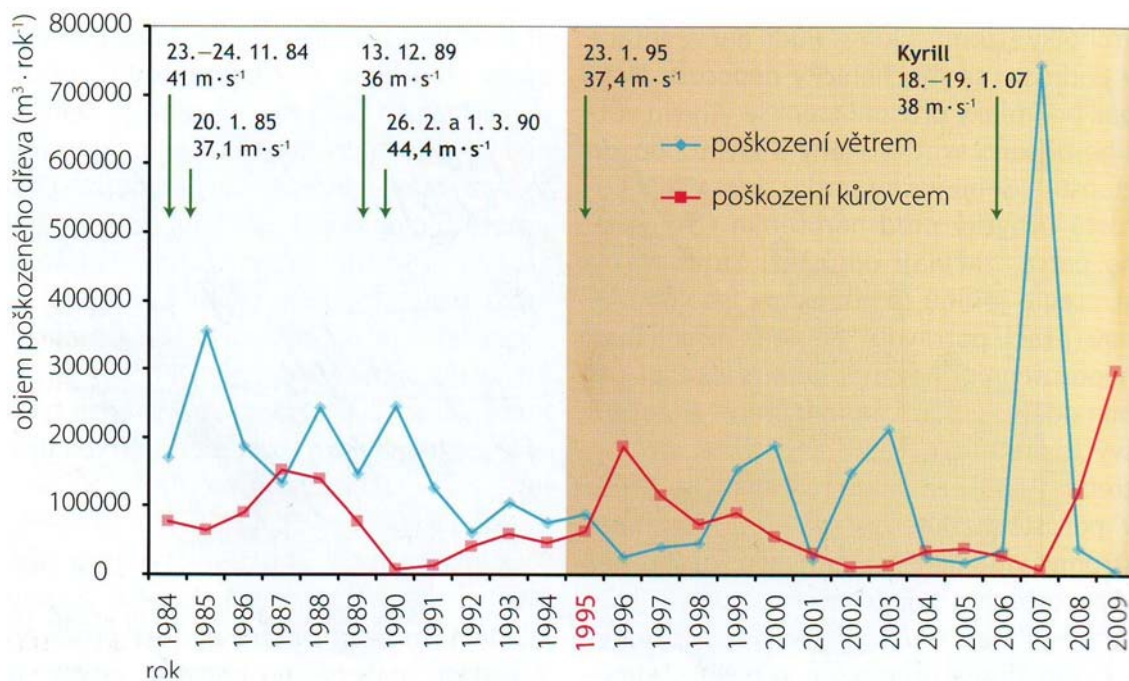
2.4.2 Podkorní hmyz

Kůrovec *Ips typographus* (L.) a někteří další druhy jsou nedílnou součástí dynamiky přirozených smrčín. Nicméně pozměněné a ovlivněné lesy antropogenními faktory jsou více náchylné na kůrovcové kalamity, a proto jsou kůrovci obvykle považováni za velmi nebezpečné škůdce v každém lese s výjimkou chráněných přirozených lesů. (Jonášová, Prach 2004).

Vzhledem k optimálním podmínkám má populace kůrovce vyvíjející se na poškozených či oslabených stromech vysoký reprodukční úspěch, který zabezpečí iniciální zvýšení četnosti velmi rychle po disturbance (Vacek, Podrázský 2008). Předpověď výskytu a četnosti napadení je velice obtížná. Míra rizika výskytu napadení závisí především na expozici, věku, a množství živin a vody ve stromech. Dynamika výskytu do značné míry závisí na množství hmyzu, citlivosti stromu, klimatických podmínkách a asanačních opatření (Wermelinger 2004). Velká populace kůrovce dokáže zdolávat i zdravé stromy a nárůst četnosti se zastavuje až v případě vyčerpání potravních zdrojů nebo při vnitřním (vnitrodruhová kompetice a snížení natality a zvýšení mortality jedinců) či vnějším oslabení populace (potlačení populace přirozenými nepřáteli) (Vacek, Podrázský 2008). Známa je také spojitost napadání

živých jedinců smrku při zvýšené populační četnosti lýkožrouta smrkového po větrných disturbancích (Schroeder, Lindelöv 2002; sec. in Janda a kol. 2010). Napadený strom reaguje na nálet kůrovců od výlevu pryskyřice v lokální ráně, až po fyziologické systémové změny (Wermelinger 2004). Po vyčerpání obranných mechanismů strom odumírá.

Právě horské smrčiny v Národním parku Šumava jsou již cca 15 let narušovány probíhající kůrovcovou kalamitou, způsobenou z větší části lýkožroutem smrkovým (*Ips typographus*). Její zárodky sahají do r. 1983, kdy bylo v Národním parku Bavorský les vyhlášeno bezzásové území o rozloze 5 500 ha a souvisí též s větrnými polomy na obou stranách hranice v letech 1983 a 1984 (Zatloukal 1998). K explozivní gradaci lýkožrouta smrkového došlo v r. 1995. Od r. 1996 bylo v obraně proti kůrovcovi započato s intenzivními opatřeními, v jejichž důsledku narůstal rozsah holin. Od poloviny 90. let odumřelo na české straně Šumavy cca 1 430 ha smrkových porostů (Vacek 2003).



Obr. 4: Objem poškozeného dřeva v závislosti na větrných a kůrovcových disturbancích (Šantrůčková, Vrba a kol. 2010).

2.4.3 Antropogenní znečištění

Po nástupu výraznějšího imisního zatížení pohoří v průběhu 80 až 90 let 20. století v důsledku synergismu imisí, klimatických extrémů a biotických škůdců došlo ke značné dynamice poškození lesních ekosystémů, a to zejména ve vrcholových partiích nad 1000 m n. m (Vacek, Podrázský 2008). Mechanismus poškozování lesních dřevin probíhá jak přímým působením polutantů na asimilační orgány a kořeny rostlin, tak i nepřímým působením, například vlivem změn v komplexu půdních vlastností (Cudlín a kol. 2001a).

Bormann (1985) uvádí sousledné fáze antropogenního znečištění vedoucí ke zhroucení lesního ekosystému:

Fáze 0. Úroveň znečištění nevýznamná.

Fáze I. Úroveň znečištění na obecně nízké úrovni. Ekosystémy některé znečišťující látky absorbují, ale druhy a ekosystémové funkce jsou relativně nedotčeny.

Fáze IIA. Množství znečišťujících látek v rozporu s některými aspekty životního cyklu citlivých druhů nebo jednotlivců, které jsou nepříznivě ovlivněny. Například, citlivé rostliny mohou trpět sníženou schopností fotosyntézy, sníženou reprodukční schopností a jsou více citlivé k napadení houbami nebo hmyzem.

Fáze IIB. Zvýšení stresu, pokles populace citlivých druhů a jejich funkce v ekosystému. Nakonec může dojít až ke ztrátě těchto druhů, anebo pravděpodobněji přežije několik jedinců, kteří se stanou bezvýznamnými komponenty daného ekosystému.

Fáze IIIA. Stále větší stresové zatížení v důsledku vyšších koncentrací či delší expozicí stresující látky. Bylinné, keřové a stromové patro odumírá, dochází ke změně základní struktury lesního ekosystému.

Fáze IIIB. Zhroucení ekosystému. Ekosystém v této fázi je natolik poškozen ztrátou druhů, ekosystémové struktury, živin a půdy, že je obtížná jeho samoregenerace. I v případě, kdy je stresové zatížení ukončeno, struktura a funkce ekosystému se nemusí nikdy vrátit k úrovni před disturbancí nebo může potřebovat staletí nebo dokonce tisíciletí, aby tak učinily.

Imisně ekologické zatížení horských lesů se projevuje makroskopickými změnami asimilačních orgánů (snížením olistění, symptomy žloutnutí, nekrotizací atd.), dochází

k chřadnutí a odumírání stromů. K odumírání lesních porostů dochází i při dlouhodobé acidifikaci půd, kdy jsou z půdy vyplavovány bazické kationty (Ca, Mg, K, Na), půdy jsou příliš kyselé a půdní voda obsahuje vysoké koncentrace toxických kovů mobilizovaných kyselými dešti, zejména hliníku. Tím dochází k odumírání jemných kořenů s následným špatným příjmem živin, vody a celkovým oslabením stromu. Díky hliníku také dochází k blokování hořčíku – ten je nezbytnou součástí chlorofylu. Z nedostatku chlorofylu stromy trpí chlorózou a žloutnutím jehlic (Hruška, Cienciala 2001). Limitujícím faktorem přežívání smrků je také nadměrná dostupnost dusíku, který je obsažen v kyselých deštích. Smrk rychleji přirůstá, a protože se mu nedostává hořčíku, musí ho relokovat do nových jehlic ze starších, ty žloutnou a opadávají. Dřevo takto stresovaných stromů je řídké a náchylné k napadení patogeny (Hruška, Cienciala 2001).

2.5 Přirozená obnova horských smrčín

Přirozená obnova je jedním z klíčových procesů zajišťujících zachování autochtonního charakteru horských smrčín (Vávrová a kol. 2007). Regenerační procesy a jejich dynamika do značné míry ovlivňují stabilitu a funkčnost lesních porostů (Vacek a kol. 2010).

U smrku rozlišujeme dva typy zmlazení, generativní a vegetativní. Častější je generativní zmlazení. Vegetativní přirozená obnova smrku (hřížení) nabývá na významu pouze ve vyšších nadmořských polohách a na severní hranici výskytu smrku ztepilého, kde jsou možnosti rozmnožování pomocí semen výrazně omezeny (Vávrová 2003).

Přirozená obnova bývá chápána a vnímána ze dvou hledisek (Falta 2002):

- jako proces vedoucí ke vzniku nových generací stromů, jehož hlavními částmi jsou fruktifikace, klíčení, vzcházení nových jedinců, počáteční růst a vývoj mladých jedinců;
- jako populace mladých jedinců dané dřeviny na určitém stanovišti.

Výhodou přirozené obnovy ve srovnání s obnovou umělou, pokud se jedná o autochtonní porosty, jsou především biologické vlastnosti nových jedinců, nejdůležitější výhodou je záruka vhodnosti ekotypu, zvláště klimatotypu. Další předností je kvalita jejich kořenového systému, který se od počátku mohl přirozeně

rozvíjet a nebyl ohrožen vznikem deformací při pěstování ve školce nebo během jeho výsadby v lese (Kupka 2004). Při přirozené obnově autochtonních porostů se tak předem vylučuje každé riziko znehodnocení genových zdrojů (Vacek 2001). Využití přirozené regenerace, je jedním ze způsobů, napodobujících přírodní lesní dynamiku, zejména ve smrkových porostech (Metslaid a kol. 2007). Na druhé straně rozsáhlejšímu využití přirozené obnovy v horských podmínkách brání řada faktorů. Nepříznivé klimatické podmínky spolu s konfigurací terénu a méně příznivými půdními podmínkami omezují možnosti přirozené obnovy. Dále původ stávajících porostů je nevhodný či problematický, při obnově lesa v horských polohách se totiž využíval reprodukční materiál z nižších nebo geograficky odlišných poloh. Další nevýhodou přirozené obnovy je fakt, že plně závisí na fruktifikaci, úrodě semen a stavu mateřského porostu, půdy a vegetačního krytu (Vacek 2001).

2.6 Umělá obnova horských smrčín v NP Šumava

V Národním parku Šumava je umělá obnova chápána jako nezbytný doplněk obnovy přirozené v místech, kde se přirozená obnova nevyskytuje, nebo je nedostatečná. Způsoby a technologie umělé obnovy v maximální míře napodobují přírodní procesy. Cílem umělé obnovy lesa na území NP Šumava je zajištění věkové (výškové) diferenciací zakládaných porostů, tak aby postupně vznikly přírodě blízké věkové a prostorově strukturované porosty. Dalšími cíli jsou: dosažení diferenciací existujících porostů z hlediska zastoupení porostních skupin různého věku (etází), udržení genofondu všech původních druhů dřevin, zajištění přirozeného zastoupení dřevin s ohledem na typ vývoje lesa (TVL) a typu porostu (TP). Pro dosažení těchto cílů je nutné technologie a postupy při zalesňování přiblížit co nejvíce přírodním procesům (Směrnice č. 7/2007 Správy NP Šumava).

2.7 Stanovištní podmínky ovlivňující přirozenou obnovu

Důležitou roli při vzcházení a přežívání semenáčků smrku ztepilého hrají mikrostanovištní podmínky (Hannsen 2003). Obzvláště ve vysokohorských

podmínkách je dostatek mikrostanovišť s příznivými podmínkami pro přirozenou obnovu dřevin důležitý (Kupferschmid, Bugmann 2005).

2.7.1 Smrkový opad

Velký vliv na vývoj přirozené obnovy smrku ztepilého má půdní pokryv tvořený smrkovým opadem (Vávrová 2003). Opad je považován za nepříznivé prostředí, zvláště je-li nahromaděný v silné vrstvě (Baier a kol. 2007). Důvodem je rychlá evaporace, potenciálně vysoké teploty v opadu a možné dopady alelopatického ovlivnění klíčení semen a růstu semenáčků při rozkladu smrkových jehlic (Nakamura 1992, sec. in Vávrová a kol. 2007). Za hlavní aktivní látky zodpovědné za potenciální fytoxicitu smrkového opadu jsou považovány zejména p-hydroxyacetophenon a picein (Vávrová 2009), tyto látky mohou mít silný redukční efekt na růst kořenů smrkových semenáčků (Gallet 1993, sec. in Vávrová 2009). Výhodou opadu může být, že v místech kde opad dominuje, je méně závažná kompetice od ostatní vegetace a poměrně velké množství dostupných živin vzhledem k rozkladu organických látek (Hanssen 2003).

2.7.2 Trouchnivějící mrtvé dřevo

Dřevní hmota je důležitou, ale často opomíjenou součástí mnoha suchozemských a vodních ekosystémů. Je často hlavním strukturálním rysem lesních ekosystémů s mnoha zásadními ekologickými funkcemi (Harmon a kol. 1986). Nejdůležitější funkce mrtvého dřeva v lesních ekosystémech popsala Stevensová (1997, sec. in Svoboda 2005):

- významný zdroj organické hmoty a živin v půdě, příznivý vliv na fyzikální a chemické vlastnosti půdy;
- ovlivnění různorodosti a struktury biotopů v lesních ekosystémech a ovlivnění biologické diverzity všech složek lesních ekosystémů;
- ovlivnění tvaru, funkce a struktury vodních toků v lesních porostech a morfologie svahů;
- ovlivnění dlouhodobého koloběhu uhlíku v lesních ekosystémech.

Tlející dřevo má příznivý vliv na obnovu lesa a uchování stability a kontinuity lesního ekosystému. Výrazný je význam tlejícího dřeva především v extrémních podmínkách, kdy tlející kmeny a pařezy poskytují příznivé podmínky pro přirozenou obnovu (Vacek, Krejčí 2009), protože toto mikrostanoviště udržuje příznivé teploty a vlhkostní podmínky a chrání semenáčky proti kompetičnímu tlaku ze strany bylinného patra (Ponge a kol. 1998). Semenáčky smrku dále přijímají lépe živiny a rychleji rostou na rozkládajícím se dřevě, než přímo na minerální půdě (Baier a kol. 2005). Kupferschmid, Bugmann (2005) však zjistili, že v subalpínském výškovém stupni semenáčky na mrtvém dřevě rostly pomalu a byly malého vzrůstu.

Mrtvé dřevo v lesním ekosystému není obecně jen vhodným mikrostanovištěm pro přirozenou obnovu lesa a důležitým rezervoárem živin, ale i nepostradatelným substrátem pro přežívání mnoha druhů organismů (Hofmeister, Svoboda 2007). Rakušan (1998, sec. in Lička 2002) uvádí, že mrtvé dřevo představuje potravní zdroj a prostředí pro zhruba 1 500 druhů hub saprofytických i parazitických a více než 1 300 druhů hmyzu, z nichž přibližně dvě třetiny jsou ohrožené.

2.7.3 Mechy a přízemní vegetace

Společenstva mechového a bylinného patra hrají důležitou roli při klíčení semen a iniciálním růstu semenáčků. Pozitivní vliv mechového a bylinného patra se projevuje tlumením výkyvů teploty, snížením nadměrného přehřívání vysychání půdního povrchu, na svazích ochranou proti přívalové vodě nebo pohybující se sněhové pokrývce a větší pravděpodobností uchycení semen (Falta 1999). Druhové složení přízemní vegetace a její typ má dále silný vliv na počátečnou hustotu semenáčků stejně jako na úmrtnost v první fázi věku (Ulbrichová a kol. 2006).

Mechy

Přítomnost mechového patra v lese přispívá k hromadění organické hmoty, snížení teploty půdy, zvýšení půdní vlhkosti a snížení dostupnosti živin. Díky vysoké schopnosti absorbovat vodu, mechy fungují jako houby (Bonan, Shugart 1989) a tím poskytují vhodné vlhkostní podmínky pro vývoj semenáčků.

Příznivost porostů mechů pro vzcházení a přežívání semenáčků se však liší mezi jednotlivými taxony, například porosty rodu *Sphagnum* se vyznačovaly zejména vyššími teplotami v jarním a na začátku letního období, což podporovalo úspěšné vzcházení smrkových semenáčků v podmínkách boreálních lesů ve vysokých zeměpisných šířkách, kde tento proces bývá často inhibován právě nízkými teplotami. V delším časovém horizontu však může v porostech rodu *Sphagnum* nastat větší úmrtnost semenáčků (Hannsen 2003). Hlavní příčina nižší úspěšnosti vzcházení semenáčků v případě mechových porostů tvořených rodem *Pleurozium* je v nižší vlhkosti (Ohlson, Zackrisson 1991, sec. in Vávrová 2009).

Porosty Avenella flexuosa a Calamagrostis villosa

Obzvláště za nepříznivá mikrostanoviště považují mnozí autoři travinné porosty, především porosty metličky křivolaké a třtiny chloupkaté (Falta 2002; Šerá a kol. 2000; Hannsen 2003; Jonášová, Prach 2004; Baier a kol. 2007; Vávrová a kol. 2007; Vávrová 2009). Za nepříznivost může především kompetiční tlak těchto trav. Třtina chloupkatá (*Calamagrostis villosa*) se intenzivně šíří rozrůstáním oddenků (0,3 – 0,5 m ročně). Během tří let expanze druhu již dochází k tvorbě hustého porostu (okolo 2000 stébel na 1 m²) a ke značnému prokořenění půdy (Fiala a kol. 2007). Za těchto podmínek je přirozená obnova velmi obtížná. Semenáčkům o vodu a živiny svými hustými kořeny trávy konkurují, a také mechanický tlak odumřelých stébel může ohrozit, ohýbat a nakonec zadusit semenáčky (Hannsen 2003).

Avšak u porostu druhu *Avenella flexuosa* může vzrůst význam pro přirozenou obnovu smrku ztepilého se zvyšující se nadmořskou výškou a s ní související extremitou klimatických podmínek. V těchto podmínkách může facilitační efekt porostu *A. flexuosa* převážit nad kompetičním (Germino a kol. 2002, sec. in Vávrová 2009).

Porost *Vaccinium myrtillus*

Ve srovnání s porosty *Avenella flexuosa* a *Calamagrostis villosa* je porost *Vaccinium myrtillus* kompetičně slabší k semenáčkům smrku ztepilého (Baier a kol. 2007; Vávrová 2009). Semenáčky rostoucí v travních porostech jsou pravděpodobně

intenzivněji poškozovány během zimního a jarního období poléháním mrtvých nadzemních částí trav, než je tomu u porostu *Vaccinium myrtillus*, který poskytuje lepší ochranu pro semenáčky (Šerá a kol. 2000). Nepříznivým důsledkem pro přirozenou obnovu smrku by mohly být fenolické látky obsažené v nadzemní části *V. myrtillus*, které mohou mít inhibiční účinky na růst semenáčků (Maubon a kol. 1995).

2.7.4 Ostatní faktory

Mezi další významné faktory, ovlivňující stanovištní podmínky pro regeneraci semenáčků, smrku patří vlhkost a teplota půdy, nadmořská výška, expozice a reliéf terénu a zastínění mateřským porostem.

Rozhodujícím faktorem pro klíčení a vývoj semenáčků smrku ztepilého je **půdní vlhkost**. Optimální vlhkost pro přežívání semenáčků se uvádí 35 %. Příliš vysoká i příliš nízká půdní vlhkost výrazně snižuje možnost vyklíčení semen (Richard a kol. 1958; sec. in Falta 2002).

Dalším důležitým faktorem pro přežívání semenáčků smrku v horských podmínkách je **teplota půdy**. Aktivní růst kořenů smrkových semenáčků začíná při půdní teplotě 2 – 4 °C a vzrůstá až do 26 °C. Při teplotách nad 26 °C nastává pokles intenzity růstu (Brang 1996).

Fruktifikace, klíčení semen i následné přežívání vzešlých semenáčků úzce souvisí s **nadmořskou výškou**. Vysoce významným faktorem je v tomto kontextu vertikální pokles teploty s výškou a dále pak vliv sněhové pokrývky a přívalové vody (Schmidt-Vogt 1987; sec. in Vávrová 2003). S rostoucí nadmořskou výškou klesá kvalita a kvantita fruktifikace, prodlužují se intervaly mezi jednotlivými semennými roky a projevuje se značný pokles klíčivosti semen (Vávrová 2003).

Obecně je **expozice terénu** činitelem modifikujícím stanovištní poměry primárně podmíněné geomorfologickými poměry a nadmořskou výškou. Ukázalo se, v porovnání s jinými dřevinami, že smrk je citlivější na změnu expozice. Pro klíčení semen smrku na jižních svazích je limitujícím faktorem sluneční záření a s ním související sucho. Na severních svazích semenáčky klíčí lépe, v pozdějším věku ale postrádají sluneční záření vlivem zastínění a jsou napadány patogenními houbami (Schmidt-Vogt 1987, sec. in Vávrová 2003).

Důležitou stanovištní podmínkou je také *relief terénu*. Smrk často zmlazuje na vyvýšených místech terénu (Vacek a kol. 2010). Tato místa jsou velmi často tvořena odumřelými částmi stromů, které představují velmi důležitý prvek v procesu zmlazení smrčín (Falta 2002). Na vyvýšených místech je dále větší hloubka půdy a menší konkurence vegetace (Diaci a kol. 2005). Významnou vyvýšeninou pro přirozené zmlazení jsou i vývraty po disturbancích (Holeksa 1998, sec. in Vorčák a kol. 2006). Semenáčky jsou také více nalézány na rovnějším terénu než na svazích. V rovném terénu se snáze udrží voda, než na svazích ze kterých rychle odteče. Zejména pak v letním období chybí semenáčkům dostatek vlhkosti (Hanssen 2003).

Míra *zastínění mateřským porostem* ovlivňuje přísun tepla a světla do porostu. Příliš velké zastínění zamezuje přímému přísunu sluneční energie na půdní povrch a tím limituje přežívání semenáčeků (Brang 1996). Menší zastínění stimuluje klíčení semen a vývoj semenáčeků a ovlivňuje rozvoj bylinného patra porostu a jeho konkurenční působení. Korunový zápoj má velmi významný vliv na skladbu mikrostanovištní mozaiky, konkrétně na pokryvnost přizemních vegetačních pater (Schmidt-Vogt 1991, sec. in Vávrová 2003).

2.8 Stresové faktory ovlivňující přirozenou obnovu

Stresové faktory lze rozdělit na biotické a abiotické, mezi biotické ovlivňující přirozenou obnovu patří například poškození semenáčeků patogenními mikroorganismy, hmyzem a predace fytofágními obratlovci. Mezi abiotické patří imise způsobené antropogenním znečištěním ovzduší.

2.8.1 Patogenní mikroorganismy a hmyz

Významnými patogenními mikroorganismy jsou zástupci hub. Vzhledem k tomu, že smrk ztepilý je mykotrofní dřevinou, je zejména v imisně postižených oblastech díky změnám mykorhizních symbióz snížena jeho konkurenceschopnost a tím i snížena odolnost k houbovým patogenům. Celou řadou houbových patogenů jsou poškozovány šišky a jednotlivá semena, a také nadzemní a podzemní části klíčících a vzrostlých semenáčeků (Falta 2002).

Květenství, šišky a semena poškozují také zástupci hmyzu, jako například obaleč (*Laspeyresia strobilella*), zavíječ smrkový (*Dioryctria abietella*) a (*Lasiomma anthracina*) (Schmidt–Vogt a kol. 1989, sec. in Falta 2002).

2.8.2 Fytofágní obratlovci

Jedním ze zásadních problémů lesních ekosystémů a jejich managementu je zajištění adekvátní, tj. zvěří nezpomalené a druhově neselektované přirozené obnovy lesa (Čermák 2008). Opakovaný okus například vede ke znatelnému prodloužení obnovní doby, Nascher (1979, sec. in Čermák 2008) uvádí, že smrk ve vysokohorských podmínkách potřebuje při obnově pod porostem cca 26 let na to, aby překročil výšku 1,5 m. Při okusu terminálu zjištěném na 35 % stromů se tato doba prodloužila v průměru na 34 let, při okusu nad 50 % už na 42 let. Spárkatá zvěř dále poškozuje starší porosty do 40 let, a to zejména ohryzem a loupáním s následnými hnilobami, které významně narušují ekologickou stabilitu lesního ekosystému (Čermák, Jankovský 2006). Významná je hustota výskytu spárkaté zvěře v oblasti, kdy s větší hustotou výskytu zvěře se zvyšuje mortalita semenáčků (Tremblay a kol. 2007).

Z hlodavců poškozují semenáčky hlavně veverka obecná (*Sciurus vulgaris*) a hraboš mokřadní (*Microtus agrestis*) (Falta 2002).

Šišky a semena bývají poškozovány některými ptáky, a to hlavně křivkou obecnou (*Loxia curvirostra*) s denní spotřebou 700 - 2100 ks semen, příležitostně strakapoudem velkým (*Dendrocopos major*) a některými zástupci řádu holubovití (*Columbidae*) (Flousek 1997).

2.8.3 Imise

Imisní zatížení působí na řadu abiotických a biotických složek ekosystému. Obecně je přirozená obnova imisním zatížením zasažena především prostřednictvím:

- zhoršením zdravotního stavu stromů a s ním sníženou fruktifikací – plodnost dřeviny je podstatně nižší, menší jsou rozměry a hmotnost šišek, sypavost, klesá klíčivost semen;

- *změnami v chemismu půdy ve vazbě na příjem živin semenáčky* – u acidifikace je jednak úzký vztah k snižování koncentrace bazických živin v půdním roztoku a jednak může mít negativní vliv na tvorbu a aktivitu mykorhizních symbióz;

- *expanzivním růstem některých druhů bylinného patra* – souvisí s působením imisí na půdní vlastnosti a půdní mikroorganismy a s defoliací porostů (Falta 2002).

2.9 Management lesních společenstev v NP Šumava

Území národního parku Šumava se člení do třech zón ochrany přírody (Zelenková a kol. 2000):

- I. zóna ochrany přírody (přísná přírodní)
- II. zóna ochrany přírody (řízená přírodní)
- III. zóna ochrany přírody (okrajová)

Plán péče NP Šumava uvádí 2 typy managementu v *I. zónách*, 1. typ jako "bezzásahový" – ponechání spontánnímu vývoji lesa, bez zásahů do ekosystému. 2. typ jako "ochranný a revitalizační management", který vylučuje cílené zásahy do druhové skladby a prostorové výstavby lesa. Připouští ale při zvýšeném riziku rozšíření kůrovců odkornění polomů a vývrátů, dále pokácení a odkornění kůrovcem napadených stojících stromů s ponecháním veškerého zasanovaného dřeva na místě. V případě výrazné absence přirozené obnovy a riziku interskeletové eroze se výjimečně připouští individuální vnášení dřevin přirozené druhové skladby (Zelenková a kol. 2000). Podobný management je také v Krkonošském národním parku, kde je možné zasahovat v *I. zónách* ochrany přírody, a to výlučně na záchranu a obnovení biodiverzity, na ochranná opatření před ireverzibilním vznikem nových kamenných polí a nových lavinových drah, v rámci těchto opatření jsou prováděny i zásahy proti šíření kůrovce (Schwarz 1997).

Cílem managementových zásahů ve *II. zóně* NP Šumava je v první fázi lesní ekosystémy cílenými zásahy stabilizovat, v druhé fázi přibližovat stavu v *I. zóně* a v dlouhodobém horizontu se počítá s jejich sloučením do jedné zóny (Vacek, Podrázský 2008). Do *III. zóny* se zařazuje území člověkem značně pozměněných ekosystémů a střediska soustředěné zástavby.

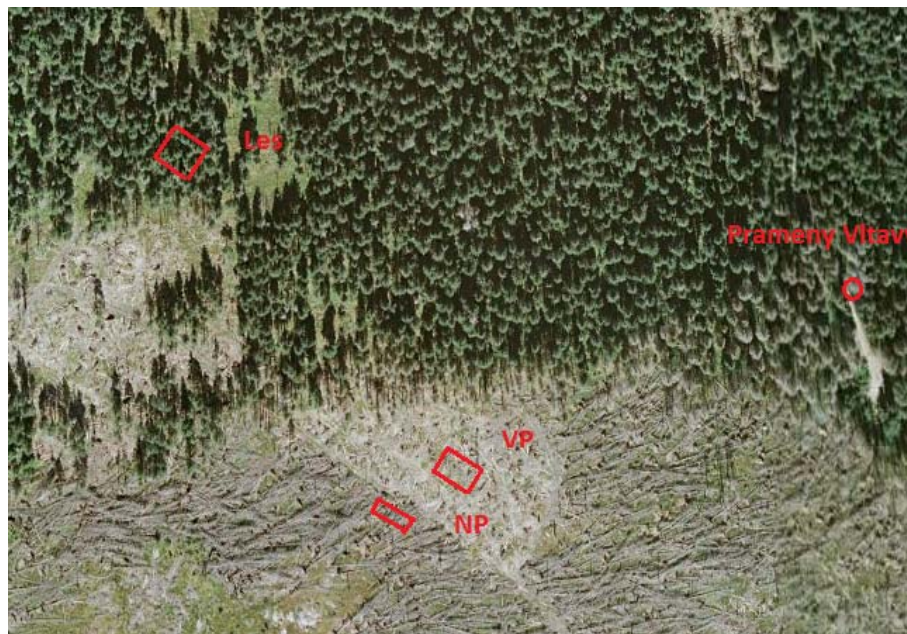
Další specifickou kategorií je *bezzásahové území*.i. Pro bezzásahový management lesních společenstev je důležitá výměra plochy ponechané samovolnému vývoji (Zelenková et al. 2000). Minimální výměra, která by měla postačit pro vývojovou samostatnost a trvalost v přirozených podmínkách by měla být alespoň 30 ha, optimální výměra více jak 50 ha (Korpel' 1989). Zlatník (1968, sec. in Vacek et al. 2007) považuje za dostačující výměru pralesních rezervací 10 – 20 ha, ale jen při zachování velkého komplexu přírodních lesů, který v širším okolí udržuje podobné stanovištní a porostní podmínky jako v rezervaci samotné. Vacek a kol. (2007) určily v lesních společenstvech s převahou smrku minimální výměru areálů v závislosti na podmínkách prostředí 41 – 137 ha.

Po velkoplošných nebo intenzivních přirozených disturbancích je v lesích uplatňována postdisturbanční těžba, která je definována jako odstranění mrtvých stromů nebo stromů poškozených či umírajících kvůli poškozujícím činitelům (Lindenmayer a kol. 2008). Postdisturbanční těžba se však ukazuje jako značně negativní management pro bezzásahové území NP Šumavy (Šantrůčková, Vrba a kol. 2010).

3 METODY

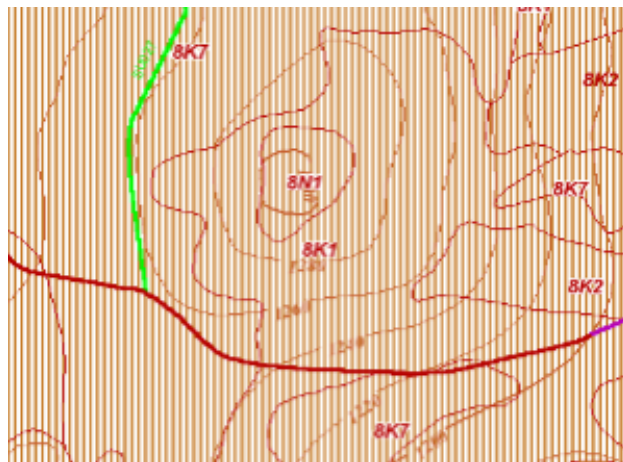
3.1 Popis sledované lokality

Vliv stanovištních podmínek na přirozenou obnovu horských smrčín byl sledována na Černé hoře, která se nachází ve východní části Šumavských plání. Její vrchol dosahuje výšky 1 315 m. Na JV svahu Černé hory o rozloze asi 50 ha vznikl v lednu roku 2007 působením orkánu Kyrill větrný polom. Na základě rozhodnutí Správy Národního parku Šumava byla část vyvrácených smrkových porostů ponechána přirozenému vývoji a část asanována (Hrežíková 2009). Na asanované ploše byly kmeny odkorněny, větve byly štěpkovačem rozdrceny na malé kousky a rozsypané po povrchu půdy. Dále bylo na vyklizené variantě polomu přistoupeno v roce 2008 k umělé výsadbě jeřábu ptačího (*Sorbus aucuparia*) v počtu 382 stromků na hektar a v roce 2009 byla část vyklizeného polomu včetně trvalé výzkumné plochy oplocena právě kvůli ochraně vysazeného jeřábu (Hrežíková 2009). Zkoumané plochy se nacházejí jak na ponechaném, tak na vyklizeném polomu a ve větrem nenarušené části lesa v nadmořské výšce 1240 – 1283 m n.m.



Obr. 5: Přibližné rozmístění trvalých výzkumných ploch na Černé hoře.
Zdroj: Google Earth (2010).

Podloží Černé hory je složeno z metamorfovaných pararul a migmatitů (Ložek 2001). Převažují zde podzoly kambizemní, nad 1 250 m n. m. podzoly typické (Culek a kol. 1996). Na Černé hoře a v jejím bezprostředním okolí převažují lesní typy 8K1 (Kyselá smrčina metlicová), 8K2 (Kyselá smrčina borůvková), 8K7 (Kyselá smrčina se šřavelem) a 8N1 (Kamenitá kyselá smrčina s kapradí osténkatou) (viz obr. 6).



Obr. 6: Lesní typy na Černé hoře na Šumavě. Zdroj: ÚHÚL Brandýs nad Labem (2011).

Z hlediska fytogeografického členění spadají vrcholové partie Šumavy do oblasti oreofytika s vegetačními stupni supramontánními až montánními – 5. jedlovo-bukový až 8. stupeň smrkový (Culek a kol. 1996). Z hlediska potenciální přirozené vegetace vrcholová partie Černé hory stanovištně odpovídá zonálním klimaxovým smrčinám (svaz *Piceion excelsae* Pawlowski a kol. 1928), asociaci horské třtinové smrčiny (as. *Calamagrostio villosae-Piceetum* Hartmann in Hartmann et Jahn 1967) (Neuhäuslová 1998; Kučera 2001).

3.2 Sběr dat

Terénní výzkumné práce byly prováděny na třech plochách na Černé hoře na Šumavě. Jednalo se o plochy „Ponechaný polom“, „Vyklizený polom“ a „Les“, které byly založeny v roce 2008 (Čermák 2009). Jejich velikosti byly zvoleny tak, aby odpovídaly stanovištním podmínkám a potřebám výzkumu. Plocha Les má rozměry 30x30 m, plocha Vyklizený polom rozměry 20x40 m a Ponechaný polom rozměry 10x40 m.

Všechny tři plochy byly rozděleny sítí čtverců 10x10 m; v každém čtverci 10x10 m bylo z 25 plošek o velikosti 4 m² náhodně vybráno 5 plošek, na kterých pak probíhal detailní výzkum. Celkově tedy bylo v lokalitě Les podrobněji zkoumáno 45 plošek o rozměru 4 m², ve Vyklizeném polomu 40 plošek a v Ponechaném polomu 20 plošek o stejném rozměru. Všechny plochy byly orientované po spádnici.

K přesnému vymezení a průzkumu daných plošek byl používán umělohmotný skládací čtvercový rám (o velikosti 1x1 m), rozdělený systémem gumiček rozmístěných po obvodu rámu po cca 20 cm, které sloužily k rozčlenění plošky na menší části, za účelem přesného zakreslení umístění jednotlivých semenáčků.

V rámci mé bakalářské práce byly zaměřeny pomocí přístrojové sestavy Field-Map vytyčovací dřevěné kolíky celkových ploch a ploch 10x10 m (vrstva *Point*). Na ploše Les byly sestavou Field-Map zaměřeny u živých stromů jejich pozice na ploše (x,y,z) a korunová projekce (vrstva *Crown projection*); klasickou průměrkou byla změřena výčetní tloušťka ($D_{1,3}$) a výškoměrem Silva ClinoMaster výška stromu (H). U stojících souší byla zaměřena pouze pozice, výčetní tloušťka ($D_{1,3}$) byla změřena průměrkou a výška (H) výškoměrem (Čermák 2009).

Dále bylo sestavou FieldMap zaměřeno na zemi ležící mrtvé dřevo (vrstva *Death wood*) na ploše Les a Vyklizený polom. Z ležícího mrtvého dřeva bylo zaměřeno všechno, co alespoň částečně zasahovalo do výzkumné plochy. Na ploše Ponechaný polom se od měření mrtvého dřeva ustoupilo kvůli nepřehlednosti terénu (kmeny ležely přes sebe v několika vrstvách). Na ploše Les byla v roce 2010 opět zaměřena korunová projekce (vrstva '*Crown projection*') a byl zjištěn zdravotní stav stromů.

Speciální mapovací technologie Field-Map tvoří ucelenou spojnicí od počátku řešení problému, tedy definování metodiky a vytváření struktury projektu, přes samotný sběr dat v terénu, jejich prvotní kontrolu, až po export dat určených k vyhodnocení a mapové vizualizaci. Za předpokladu zachování a stabilizace zaměřených referenčních bodů, nabízí rovněž možnost opakovaného měření shodného prostoru (Lička 2008).

Sestava Field-Map se skládá ze dvou základních technologií:

- Hardwarové technologie: laserový zaměřovač Impulse 200, elektronická buzola MapStar Compass, GPS, terénní notebook s instalací softwaru Field-Map, nosný rám

z lehkých slitin, externí baterie a propojovací kabely. Další nezbytné vybavení tvoří sada skládacích výtyček, odrazové terče a válce pro zaměřování referenčních bodů.

- Softwarové technologie: je rozdělena do dvou komponentů. Prvním komponentem je *Field-Map Project Manager*, ten je určen k tvorbě základního projektu, relační databázové struktury v závislosti na uživatelem definovaných parametrech. Druhým komponentem je *Field-Map Data Collector*, to je samostatná terénní aplikace, která se automaticky generuje na základě předchozí definované struktury databáze ve Field-Map Project manageru. Tvoří interface mezi databází uloženou na disku terénního počítače a terénním pracovníkem (Lička 2008).

V jednotlivých ploškách 2x2 m byl sledován, na všech třech lokalitách, výskyt semenáčků smrku ztepilého a jejich počet a stáří, určené pomocí počtu ročních přírůstů. Rozmístění jednotlivých semenáčků bylo zaznamenáno s přesností na 10 cm do mapek z milimetrového papíru představujících jednotlivé plošky. Do mapek bylo také k jednotlivým semenáčkům zaznamenáno, jaké mikrostanoviště ovlivňuje jejich růst. Semenáčky se vyskytovaly na mikrostanovištích mrtvé dřevo, trouch, smrkový opad, mech, porost brusnice borůvky (*Vaccinium myrtillus*), třtiny chloupkaté (*Calamagrostis villosa*) a metličky křivolaké (*Avenella flexuosa*).

Na ploškách 2x2 m byly dále vypracovány podrobné mapy vegetace a ostatních substrátů s přesností na 10 cm. Zákres byl proveden tak jako u rozmístění semenáčků na milimetrový papír. Zakresleno bylo mechové a bylinné patro, smrkový opad, mrtvé dřevo, trouch, kameny, vývraty a půdorysy kmenů živých stromů. Jednotlivá vegetace a substráty byly zakresleny na základě dominantního postavení těchto mikrostanovišť ve čtvercích. Pro další statistické zpracování byly tyto mikrostanoviště rozděleny v případě lesní plochy na: opad, mrtvé dřevo, trouch, mech, *Vaccinium myrtillus* a trávy. V případě obou polomů byly mikrostanoviště rozděleny do pěti kategorií: opad, mrtvé dřevo + trouch, mech, vegetace a ostatní substráty.

Pro představu vegetačního složení jednotlivých výzkumných ploch byly také vypracovány fytoecologické snímky podle Braun-Blanquetovy stupnice abundance a dominance druhů. K určení rostlinných druhů byla použita nomenklatura Kubát (2002) (viz přílohy č. 2 - 4).

Transformace koruny je proces, při kterém dochází k postupnému nahrazování primárních výhonů výhony sekundárními. Sekundární výhony se tvoří zvláště intenzivně při narušení rovnováhy mezi celkovým množstvím asimilačních orgánů a vnějšími (přísun fotosynteticky aktivního záření) nebo vnitřními (příjem vody a živin) podmínkami pro fotosyntetickou asimilaci (Cudlín a kol. 2001a). Pozemní pozorování korun smrku ztepilého pomocí dalekohledu bylo hodnoceno podle Cudlína a kol. (2001a). Nejdříve bylo hodnoceno sociální postavení stromu a typ větvení. Koruna byla rozdělena vizuálně na tři části: horní – juvenilní část, střední – produkční část a spodní – část saturační. U juvenilní části byl hodnocen její tvar, u produkční části mimo jiné celková defoliace, defoliace primární struktury, procento sekundárních výhonů a typy poškození, podle nichž byly potom stromy na ploše zařazeny do pěti stupňů transformace koruny:

Stupeň 0: mírné odkmenové nebo mozaikovitě poškození u větví II. řádu, podíl sekundárních výhonů do 20%.

Stupeň 1: mírné odkmenové nebo mozaikovitě poškození, podíl sekundárních výhonů 20 – 50%.

Stupeň 2: objevuje se periferní poškození (suché konce větví I. řádu), časté podvrcholové poškození většinou v kombinaci s odkmenovým nebo mozaikovitým poškozením, podíl sekundárních výhonů 51 – 80%.

Stupeň 3: převládá periferní poškození, někdy vrcholové poškození, často v kombinaci s výše uvedenými typy poškození, podíl sekundárních výhonů 81 – 99%.

Stupeň 4: periferní poškození u všech větví produkční části koruny, často v kombinaci s výše uvedenými typy poškození, podíl sekundárních výhonů 100%.

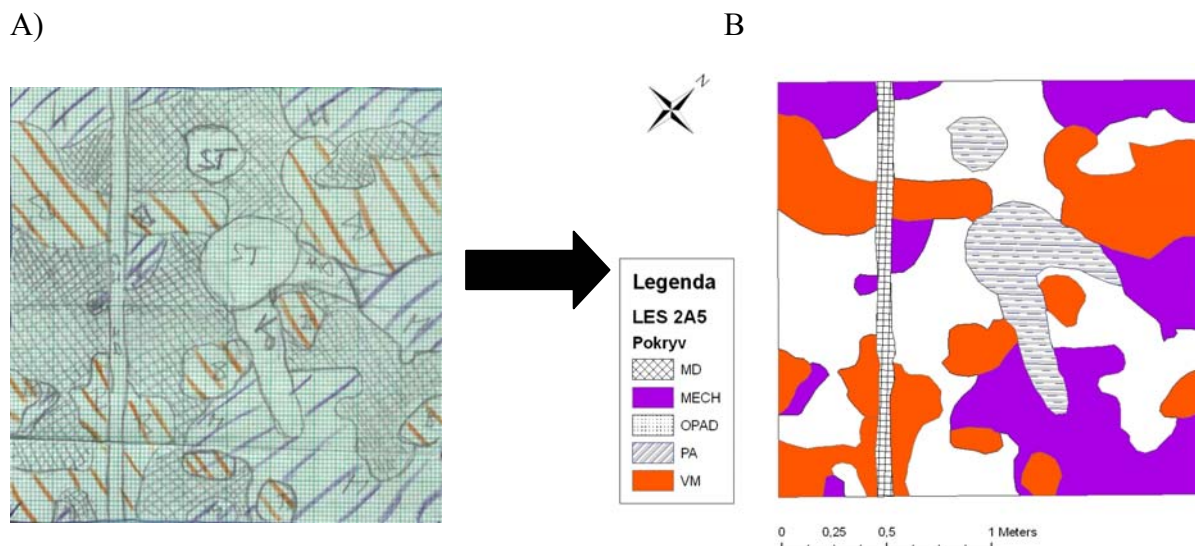
Doplňkově byly hodnoceny znaky: typ vrcholu, barevné změny v koruně, tvorba šišek a poškození kmene (viz příloha č. 1).

3.3 Zpracování dat

Vegetační mapy

Podrobné vegetační mapy vypracované na milimetrovém papíru v terénu byly oskenovány a poté digitalizovány pomocí geografických informačních systémů, konkrétně ArcView 9.3 a ArcMap 9.3 (obr. 7). Po georeferencování map s v terénu

naměřenými GPS souřadnicemi výzkumných ploch, byly dále pomocí editování jednotlivé typy pokryvu půdy ořezány a poté pomocí nástroje *Calculate areas* vypočítány přesné obsahy jednotlivých polygonů představující jednotlivé typy pokryvu půdy ve sledovaných ploškách o velikosti 4 m².



Obr. 7: Schéma digitalizování terénních map 4 m² ploch (A - vegetační mapa zhotovená v terénu, B - zdigitalizovaná mapa v ArcMap, kde MD znamená mrtvé dřevo, PA *Picea abies* a VM *Vaccinium myrtillus*). Zdroj: Výstup z ArcGis.

Zastínění korunovým zápojem

Mapové vrstvy v GIS byly dále využity pro výpočet korunového zápoje a pro výpočet zastínění čtverců o rozměrech 2x2 m pro analýzu vlivu zastínění na výskyt semenáčků smrku ztepilého na lesní ploše.

Výpočet korunového zápoje. Pomocí nástroje „Calculate Areas“ byl vypočten přesný obsah polygonu představujícího výzkumnou plochu. Pak byla mapová vrstva znázorňující výzkumnou plochu překryta mapovou vrstvou s horizontálními průměty korun dospělých jedinců smrku ztepilého a pomocí nástroje „Erase“ byly z výzkumné plochy vyříznuty průměty korun. Pro výslednou vrstvu byl opět pomocí nástroje „Calculate Areas“ spočten obsah vzniklých polygonů, které v podstatě představují mezery v korunovém zápoji. Korunový zápoj (%) pak byl vypočten následujícím způsobem:

$$(\text{obsah výzkumné plochy} - \text{obsah polygonů představujících mezery v korunovém zápoji}) / \text{obsah výzkumné plochy} * 100$$

Výpočet zastínění čtverců 2x2 m. Pomocí nástroje „Calculate Areas“ byl vypočten přesný obsah jednotlivých polygonů znázorňujících čtverce, kde byly zaznamenávány semenáčky smrku ztepilého. Mapová vrstva s výzkumnými čtverci byla překryta mapovou vrstvou s průměty korun dospělých smrků a pomocí nástroje „Intersect“ byla vytvořena vrstva nová, která znázorňovala části čtverců nacházející se pod průměty korun. Opět byl spočten obsah takto vzniklých polygonů. Zastínění jednotlivých čtverců (%) pak byl vypočten následujícím způsobem:

$$(\text{obsah části čtverce pod průměty korun} / \text{obsah celého čtverce}) * 100$$

Pro zjištění vlivu zastínění na výskyt semenáčků smrku ztepilého různého stáří byl použit zobecněný *lineární model s Poissonovým rozdělením a Log link funkcí*; jako závislá proměnná byl vzat počet semenáčků ve 4 m² čtverci a jako nezávislá proměnná podíl plochy 4 m² čtverce zastíněné průměty korun v procentech.

Zastínění bylo rozděleno do tří kategorií < 30%, 30 – 60% a > 60%. S touto nezávislou proměnnou se dále pracovalo pro jednotlivé kategorie závisle proměnné - počtu semenáčků ve věkových kategoriích jednoleté semenáčky, 2 – 4leté semenáčky, 5 – 7leté semenáčky a 8 – 15leté semenáčky.

Přirozená obnova semenáčků smrku ztepilého

Pomocí *ANOVY pro opakovaná měření* byl po odmocninové transformaci dat testován vliv mikrostanoviště, plochy a roku výskytu pro přežívání semenáčků smrku ztepilého. Jako závislá proměnná byl vzat počet semenáčků na 4 m² čtverci v jednotlivé věkové kategorii a jako nezávislá proměnná mikrostanoviště, plocha a rok výskytu.

V případě průkazného hlavního testu ($p < 0,05$) byl dále použit *post hoc Tukey HSD test*, pro zjištění statisticky významných rozdílů mezi jednotlivými kategoriemi nezávisle proměnných.

Pro zjištění úspěšnosti mikrostanovišť pro výskyt semenáčků byly použity *jednorozměrný test významnosti ANOVA*. Jako závislá proměnná byl vzat počet

semenáčků přepočtených na plochu mikrostanoviště v jednotlivé věkové kategorii, přepočet se počítal pomocí vzorce:

počet semenáčků ve 4 m² čtverci v jednotlivé věkové kategorii / plocha mikrostanoviště ve čtverci.

Jako nezávislá proměnná se použilo mikrostanoviště, plocha a rok výskytu. V případě průkazného hlavního testu ($p < 0,05$) byl opět použit *post hoc Tukey HSD test*, pro zjištění statisticky významných rozdílů.

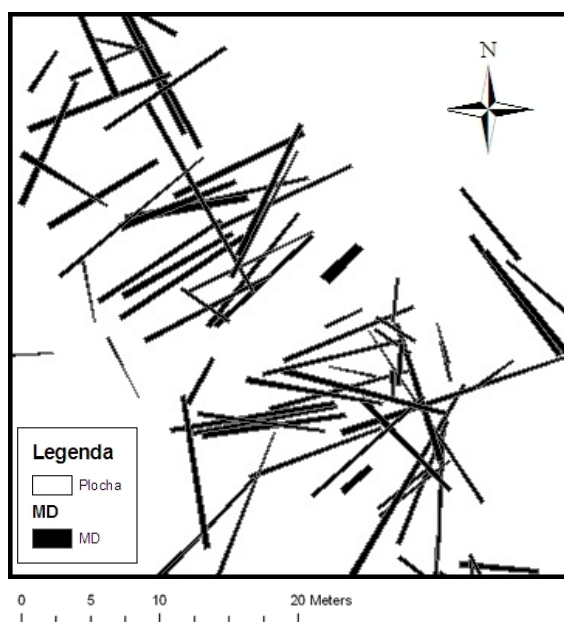
4 VÝSLEDKY

4.1 Transformace struktury koruny

Na Černé hoře byla zjištěna celková defoliace koruny průměrně 31%. Defoliace primární struktury činila v průměru 63% a nahrazení sekundárními výhony 49%. Byl zjištěn stupeň transformace 1,6, tedy koruna mírně až středně transformovaná. Podrobné výsledky jsou uvedeny v příloze č. 1.

4.2 Objem mrtvého dřeva

Ve větrnou disturbancí nenarušeném lese byl zjištěn objem na zemi ležícího mrtvého dřeva pomocí sestavy Field-Map cca $1,5 \text{ m}^3$ ($17 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$). Ve vyklizeném polomu bylo zaměřeno cca $19,5 \text{ m}^3$ ($244 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) mrtvého dřeva (obr. 8).



Obr. 8: Výřez z mapové vrstvy znázorňující rozmístění mrtvého dřeva (MD) ve vyklizeném polomu na Černé hoře (2010).

4.3 Vegetační složení výzkumných ploch

Fytocenologickým snímkováním podle Braun-Blanquetova stupnice byl zjištěn rozdíl ve vegetačním složení mezi jednotlivými plochami.

Na lesní ploše bylo stromové patro z 100% zastoupeno smrkem ztepilým (*Picea abies*). Keřové patro tak jako u vyklizeného i ponechaného polomu chybělo. Dále byl zjištěn 75 % pokryv bylinného patra, dominovala *Calamagrostis villosa* (40 %), následovaly porosty *Avenella flexuosa* a *Vaccinium myrtillus* – oboje s 30 % zastoupením. Nacházelo se zde i několik jedinců kapradiny *Dryopteris carthusiana*, dále *Luzula sylvatica* a *Trientalis europea*. Mechy pokrývaly 20% plochy.

Ve vyklizeném polomu bylo bylinné patro zastoupeno na 60% plochy. Dominovaly porosty trav *Calamagrostis villosa* a *Avenella flexuosa*; obě měly 40% zastoupení. Dalšími významnějšími druhy byly *Epilobium angustifolium* (10 %), *Luzula sylvatica* (5 %) a *Rubus idaeus* (5 %). Mechové patro mělo pokryvnost pouze 5 %.

V ponechaném polomu bylinné patro pokrývalo 85 % plochy, dominovala zde z 50% *Calamagrostis villosa*. Následovala ji *Avenella flexuosa* (35 % pokryvnost). Časté byly i porosty druhů *Luzula sylvatica* (10 %) a *Epilobium angustifolium* (5 %). Mechy pokrývaly 10 % plochy. V obou polomech chybělo v důsledku větrné disturbance stromové patro.

4.4 Pokryvnost mikrostanovišť v ploškách 2x2 m

Ve větrem nenarušeném lese mělo největší pokryvnost mikrostanoviště Opad, dále Mech, *Vaccinium myrtillus* a Trávy. Nejméně zastoupené bylo mikrostanoviště Trough a mikrostanoviště Mrtvé dřevo (MD) (Tab. 2).

Tab. 2: Procentické zastoupení jednotlivých mikrostanovišť na lesní ploše na Černé hoře (2010).

Plocha	Opad	MD	Trough	Mech	VM	Trávy
Les	28,13	2,47	2,01	24,48	22,24	20,66

V obou polomech mělo největší pokryvnost mikrostanoviště Vegetace (více jak 50 %). Oproti lesu zde bylo více zastoupeno mikrostanoviště Mrtvé dřevo a Trough. Ve vyklizeném polomu mělo větší pokryvnost mikrostanoviště Opad, než tomu bylo v polomu ponechaném. Nejméně pak byly zastoupeny mikrostanoviště Mech a Ostatní substráty (tab. 3).

Tab. 3: Procentické zastoupení jednotlivých mikrostanovišť ve vyklizeném a ponechaném polomu na Černé hoře (2010).

Plocha	Opad	MD+Trough	Mech	Vegetace	Ostatní
Vyklizený pol.	27,43	14,47	2,97	50,83	4,31
Ponechaný pol.	12,62	16,81	8,63	55,52	6,42

4.5 Zastoupení listnatých dřevin v přirozené obnově

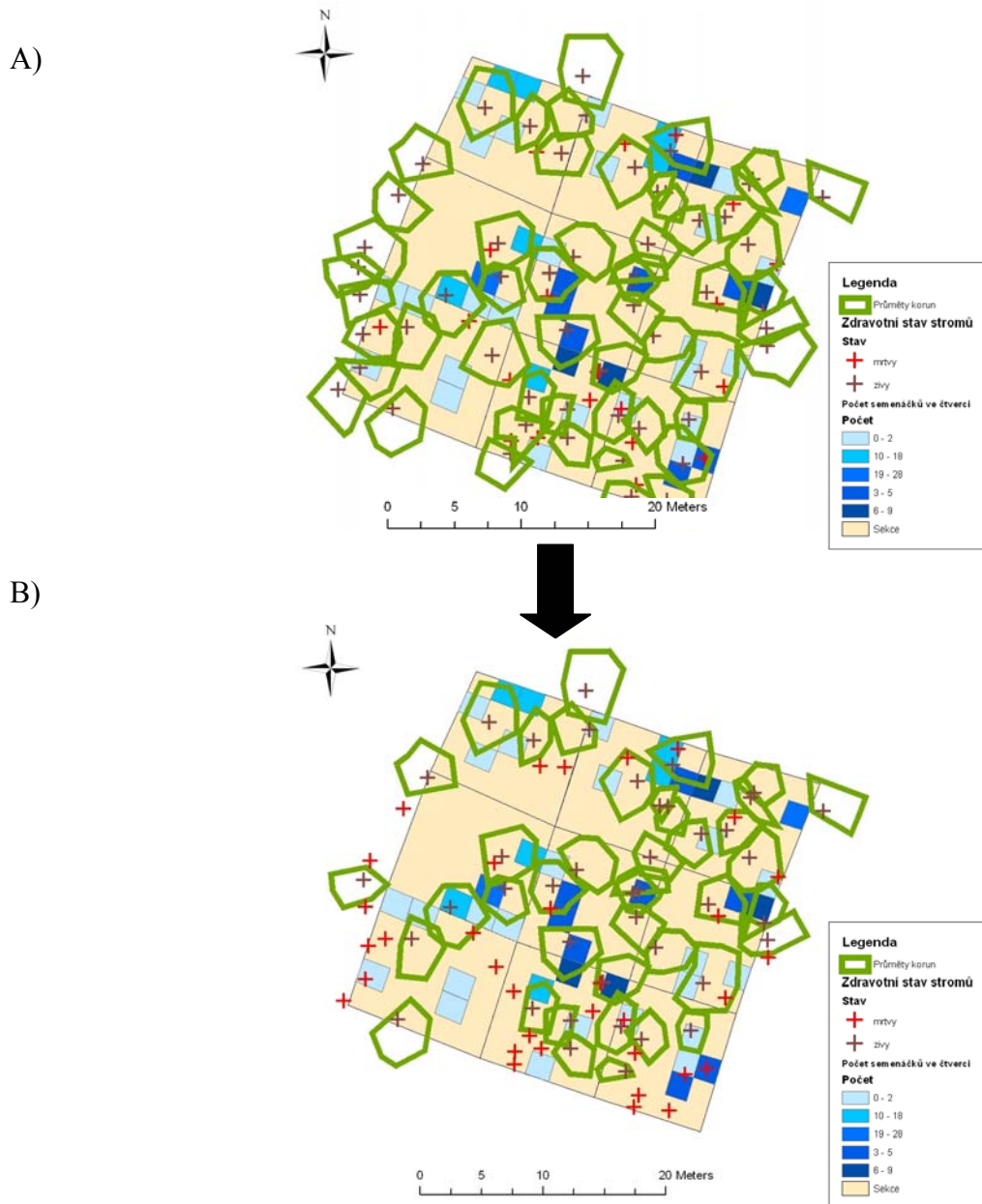
V roce 2008 se na přirozené obnově jak v lese, tak v obou polomech ze 100% podílel smrk ztepilý (*Picea abies*) (Čermák 2009). V roce 2009 byly v lese nalezeny 2 semenáčky jeřábu ptačího (*Sorbus aucuparia*), v roce 2010 byl zjištěn další nově vzešlý semenáček jeřábu. Ve vyklizeném polomu byly v roce 2009 nalezeny 2 semenáčky vrby jívy (*Salix caprea*) a 3 semenáčky břízy (*Betula sp.*). V roce 2010 bylo na této ploše již 8 vrb, bříz byl stejný počet jako v roce 2009. Na ploše ponechaný polom byly zjištěny v roce 2009 čtyři semenáčky vrby jívy a dva semenáčky břízy. V roce 2010 bylo nalezeno po šesti semenáčcích vrb a bříz v ponechaném polomu.

4.6 Přirozená obnova smrku ztepilého

4.6.1 Vliv zastínění na výskyt semenáčků na lesní ploše

V roce 2008 byl zjištěn významný vliv zastínění mateřského porostu na výskyt semenáčků smrku v jednotlivých věkových kategoriích (Čermák 2009). Jednoleté a 8 až 15leté semenáčky se nejčastěji vyskytovaly na středně zastíněných místech (tj. 30-60 % zastíněné plochy); semenáčky ve věku 2 až 4 let, stejně tak jako 5 až 7leté semenáčky, se nejčastěji vyskytovaly na osluněných místech (tj. do 30 % zastínění). Na místech s nedostatkem slunečního záření (tj. nad 60 % zastínění) byl u všech věkových kategoriích prokázán negativní vliv tohoto nedostatku pro přežívání semenáčků smrku ztepilého.

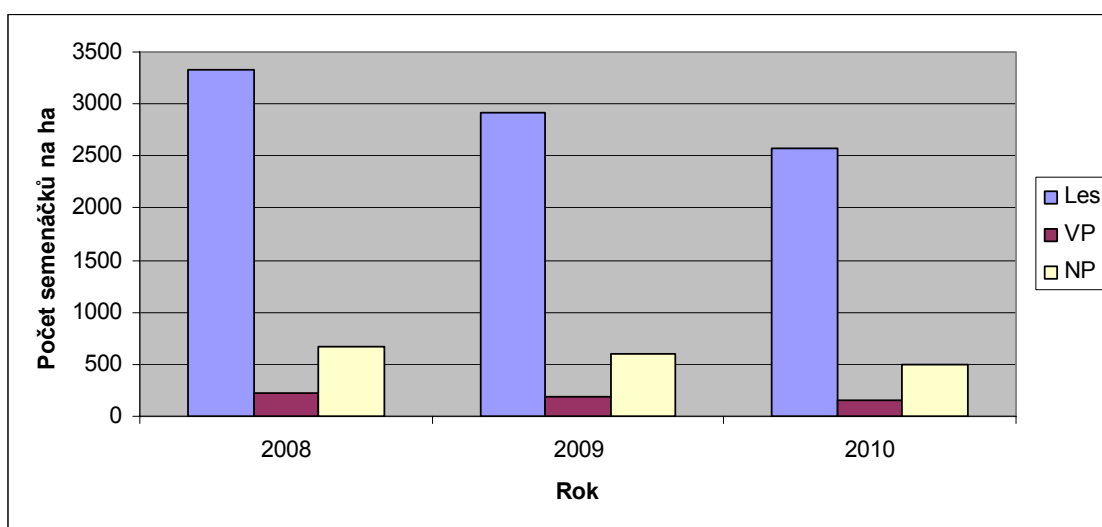
Z celkového počtu 56 vzrostlých stromů na lesní ploše, ubylo v roce 2010 v důsledku napadení hmyzími škůdci 14 vzrostlých jedinců smrku ztepilého. Zápoj lesní plochy se proto snížil na 42% z 51% v roce 2008. I přes tento pokles zápoje nedošlo k patrnému rozdílu v počtech semenáčků mezi lety 2008 a 2010 na zastíněných a nezastíněných plochách, proto se od statistického hodnocení významnosti rozdílů ustoupilo.



Obr. 9: Změna zdravotního stavu stromů, korunového zápoje, rozmístění a hustoty semenáčků ve čtvercích na lesní ploše na Černé hoře: A) rok 2008; B) rok 2010. Zdroj: Výstup z ArcGis.

4.6.2 Počet semenáčků na hektar

Výsledky poukázaly na trend poklesu počtů semenáčků v po sobě jdoucích letech jak v lese, tak v obou polomech. Na lesní ploše bylo v roce 2008 nalezeno 3322 semenáčků/ha, v roce 2010 však počet klesl na 2567 semenáčků/ha. Ve vyklizeném polomu v roce 2008 bylo v přepočtu na hektar zjištěno 225 semenáčků. V roce 2009 bylo zjištěno 187 a v roce 2010 pouze 150 semenáčků/ha. V ponechaném polomu bylo v roce 2008 nalezeno 675 semenáčků/ha, v roce 2010 počet semenáčků klesl o 175 semenáčků na 500 semenáčků/ha (obr. 10 a tab. 4).



Obr. 10: Rozdíl v počtu semenáčků smrku ztepilého mezi plochami a lety 2008 - 2010 přepočtených na hektar na Černé hoře.

Tab. 4: Počet semenáčků smrku ztepilého přepočtených na hektar v letech 2008 až 2010 v lese, vyklizeném a ponechaném polomu.

Plocha	Rok		
	2008	2009	2010
Les	3322	2922	2567
Vyklizený polom	225	187	150
Ponechaný polom	675	600	500

4.6.3 Souhrnné výsledky přirozené obnovy

Pro zjištění stavu přirozené obnovy smrku ztepilého na lesní ploše mezi lety 2008 – 2010 byla použita řada parametrů. Statistickými metodami bylo zkoumáno přežívání semenáčků na jednotlivých mikrostanovištích a přežívání semenáčků v letech 2008 až 2010. Dále byla zkoumána úspěšnost jednotlivých mikrostanovišť pro průměrný výskyt semenáčků smrku. Pro každý průměrný počet semenáčků byla vypočítána směrodatná odchylka ($SD = \textit{Standart deviation}$). Podrobnější výsledky jsou uvedeny v oddílech 4.6.4 až 4.6.8. Tabulky číslo 5 (plocha Les) a 6 (plocha vyklizeného a ponechaného polomu) ukazují celkové průměrné počty semenáčků v jednotlivých věkových kategoriích na jednotlivých mikrostanovištích a přepočet průměrného počtu semenáčků na plochu mikrostanoviště v letech 2008, 2009 a 2010.

Tab. 5: Průměrný počet semenáčků smrku ztepilého (na plochu 4 m² čtverce a přepočít na 4 m² plochu mikrostanoviště) v jednotlivých věkových kategoriích na lesní ploše na Černé hoře (2008 – 2010).

Rok	Mikrostanoviště	1 leté		2 - 4 leté		5 + leté	
		Průměr (SD)	Přepočít (SD)	Průměr (SD)	Přepočít (SD)	Průměr (SD)	Přepočít (SD)
2008	OPAD	0,29 (6,36)	0,86 (21,21)	0,29 (6,36)	0,75 (18,61)	0,47 (10,27)	1,41 (35,1)
	MD	0	0	0,69 (15,16)	189,72 (326,89)	0,4 (8,8)	121,42 (209,31)
	TROUCH	0,04 (0,97)	17,38 (22,71)	1 (22)	307,22 (401,4)	0,69 (15,16)	265,75 (347,21)
	MECH	0,29 (6,36)	1,36 (29,62)	0,42 (9,29)	2,16 (46,54)	0,8 (17,6)	2,99 (64,36)
	VM	0,02 (0,49)	0,06 (1,23)	0,58 (12,71)	2,42 (47,26)	0,36 (7,82)	1,27 (24,81)
	Trávy	0,07 (1,47)	0,6 (10,87)	0,18 (3,91)	1,43 (25,85)	0,07 (1,47)	1,18 (21,39)
	2009	OPAD	0,04 (0,98)	0,11 (2,77)	0,31 (6,84)	0,87 (21,48)	0,58 (12,71)
MD		0	0	0,13 (2,93)	30,49 (52,53)	0,98 (21,51)	287,99 (496,22)
TROUCH		0	0	0,36 (7,82)	77,77 (101,61)	1,2 (26,4)	423,6 (553,44)
MECH		0	0	0,22 (4,89)	16,71 (21,83)	1,02 (22,49)	3,92 (84,47)
VM		0,02 (0,49)	0,09 (1,84)	0,31 (6,84)	1,29 (25,23)	0,51 (11,24)	2,09 (40,84)
Trávy		0	0	0,02 (0,49)	0,04 (0,72)	0,13 (2,93)	1,81 (32,79)
2010		OPAD	0,04 (0,98)	0,08 (2,08)	0,09 (1,96)	0,21 (5,29)	0,67 (14,67)
	MD	0	0	0	0	1 (22)	250,74 (432,03)
	TROUCH	0	0	0,04 (0,98)	12,26 (16,02)	1,27 (27,87)	372,45 (486,61)
	MECH	0	0	0,02 (0,49)	0,04 (0,77)	1 (22)	3,08 (66,36)
	VM	0,02 (0,49)	0,17 (3,25)	0,04 (0,98)	0,15 (3,02)	0,78 (17,11)	2,5 (48,73)
	Trávy	0	0	0,02 (0,49)	0,04 (0,72)	0,09 (1,96)	0,79 (14,24)

Tab. 6: Průměrný počet semenáčků smrku ztepilého (plocha 4 m² čtverce) a přepoččet na 4 m² plochu mikrostanoviště v jednotlivých věkových kategoriích ve vyklizeném a ponechaném polomu na Černé hoře (2008 – 2010).

Plocha	Rok	Mikrostanoviště	1leté		2 – 4 leté		5 + leté	
			Průměr (SD)	Přepoččet (SD)	Průměr (SD)	Přepoččet (SD)	Průměr (SD)	Přepoččet (SD)
VP	2008	OPAD	0,08 (1,46)	0,49 (10,6)	0,03 (0,49)	0,04 (0,79)	0,05 (0,98)	0,21 (4,5)
		MD+Trough	0,05 (0,98)	0,61 (6,9)	0,18 (3,41)	2,27 (25,49)	0,03 (0,49)	0,26 (2,95)
		Mech	0	0	0,03 (0,49)	0,68 (1,3)	0	0
		Vegetace	0	0	0	0	0,03 (0,49)	0,02 (0,9)
VP	2009	OPAD	0	0	0,08 (1,46)	0,15 (3,23)	0,05 (0,98)	0,21 (4,46)
		MD+Trough	0	0	0,18 (3,41)	2,32 (26,06)	0,03 (0,49)	0,26 (2,95)
		Mech	0	0	0,03 (0,49)	0,68 (1,3)	0	0
		Vegetace	0	0	0	0	0,03 (0,49)	0,02 (0,9)
VP	2010	OPAD	0	0	0	0	0,08 (1,46)	0,24 (5,25)
		MD+Trough	0	0	0,13 (2,44)	1,7 (19,16)	0,05 (0,98)	0,57 (6,4)
		Mech	0	0	0	0	0,03 (0,49)	0,68 (1,3)
		Vegetace	0	0	0	0	0,03 (0,49)	0,02 (0,9)
NP	2008	OPAD	0	0	0,17 (1,42)	3,6 (14,89)	0,17 (1,42)	4,49 (18,6)
		MD+Trough	0	0	0,33 (2,83)	2,92 (16,59)	0,5 (4,25)	5,38 (30,6)
		Mech	0	0	0,17 (1,42)	2,9 (7,76)	0,11 (0,94)	0,74 (1,99)
		Vegetace	0	0	0	0	0	0
NP	2009	OPAD	0	0	0,11 (0,94)	2,47 (10,22)	0,22 (1,89)	5,4 (22,35)
		MD+Trough	0	0	0,06 (0,47)	0,47 (2,69)	0,67 (5,67)	6,81 (38,68)
		Mech	0	0	0,06 (0,47)	0,5 (2,84)	0,22 (1,89)	3,85 (10,3)
		Vegetace	0	0	0	0	0	0
NP	2010	OPAD	0	0	0	0	0,11 (0,94)	1,65 (6,84)
		MD+Trough	0	0	0,06 (0,47)	0,47 (2,69)	0,56 (4,72)	5,46 (31,03)
		Mech	0	0	0,06 (0,47)	0,97 (2,61)	0,22 (1,89)	3,68 (9,86)
		Vegetace	0	0	0	0	0,11 (0,94)	0,07 (1,42)

4.6.4 Přežívání semenáčků různých věkových kategorií podle závislosti na mikrostanovištích během let 2008 – 2010 na lesní ploše

○ *Jednoleté semenáčky*

ANOVA pro opakovaná měření zjistila na 5% hladině významnosti statisticky průkazný vliv roku na průměrný počet semenáčků smrku ztepilého v jednotlivých mikrostanovištích ($p = 0,000001$).

V případě přežívání 1letých semenáčků smrku ztepilého na lesní ploše bylo nejvíce semenáčků nalezeno na mikrostanovišti Opad (průměrně 0,13 semenáčků), následovalo mikrostanoviště Mech (cca 0,1 semenáčků). Stejný počet semenáčků vykazovaly mikrostanoviště Trough, *Vaccinium myrtillus* a Trávy (cca 0,02). Naopak na Mrtvém dřevě (MD) se 1leté semenáčky nevyskytovaly (tab. 7). Pomocí ANOVY pro opakovaná měření byla zjištěna závislost počtu semenáčků této věkové kategorie na mikrostanovištích, ta byla na 5% hladině významnosti statisticky průkazná ($p = 0,000011$). Statisticky významně se lišila mikrostanoviště Opad a Mech od ostatních mikrostanovišť.

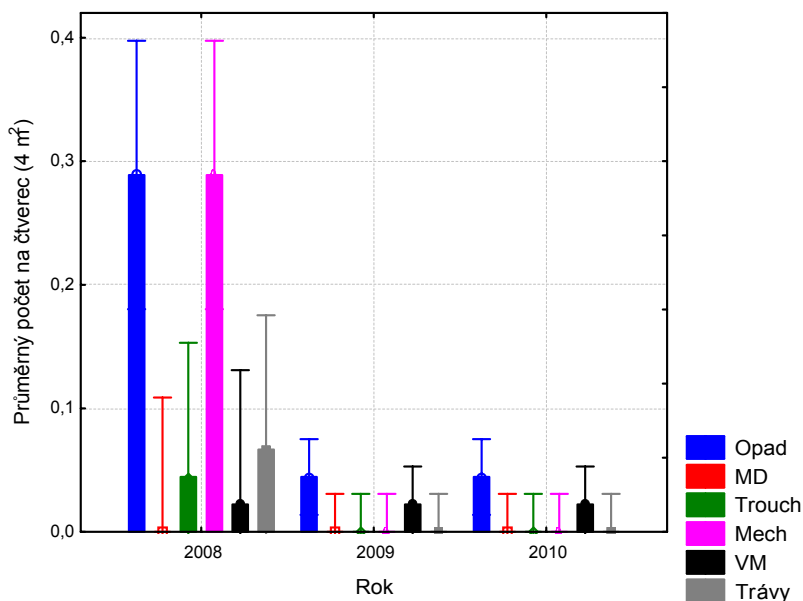
Tab. 7: Průměrné počty 1letých semenáčků na 4 m² čtverce v závislosti na jednotlivých mikrostanovištích v letech 2008 – 2010 na Černé hoře.

Mikrostanoviště	Semenáčky
Opad	0,13 ^a
MD	0 ^b
Trough	0,02 ^b
MECH	0,1 ^{ac}
VM	0,02 ^{bc}
Trávy	0,02 ^{bc}

V průměru nejvíce 1letých semenáčků se vyskytovalo v roce 2008 (cca 0,71). V roce 2009 a 2010 jich bylo pouze 0,07 (tab. 8 a obr. 11). Závislost výskytu 1letých semenáčků v letech 2008 až 2010 byla na 5% hladině významnosti statisticky průkazná ($p = 0,0000$). Pomocí post hoc Tukey HSD testu byl zjištěn statisticky průkazný rozdíl v průměrném počtu semenáčků v roce 2008 a roky následujícími.

Tab. 8: Rozdíl v průměrných počtech semenáčků na 4 m² čtverce mezi lety 2008 až 2010 na Černé hoře.

Roky	Semenáčky
2008	0,71 ^a
2009	0,07 ^b
2010	0,07 ^b



Obr. 11: Průměrný počet 1letých semenáčků smrku ztepilého (na plochu o velikosti 4m²) v letech 2008 – 2010 na jednotlivých mikrostanovištích na Černé hoře.

Tab. 9: Výsledky statistického hodnocení přežívání 1letých semenáčků smrku ztepilého v závislosti na mikrostanovištích, rocích a interakce mikrostanovišť s roky na Černé hoře (2008 – 2010).

Efekt	ANOVA při opakovaných měřeních Sigma-omezená parametrizace Dekompozice efektivní hypotézy	
	F	p
mikrost	6,47744	0,000011
R1	21,51783	0,000000
R1*mikrost	4,89677	0,000001

Vysvětlivky: mikrost – mikrostanoviště; R1 – rok pozorování; R1*mikrost – interakce roku pozorování s mikrostanovištěm.

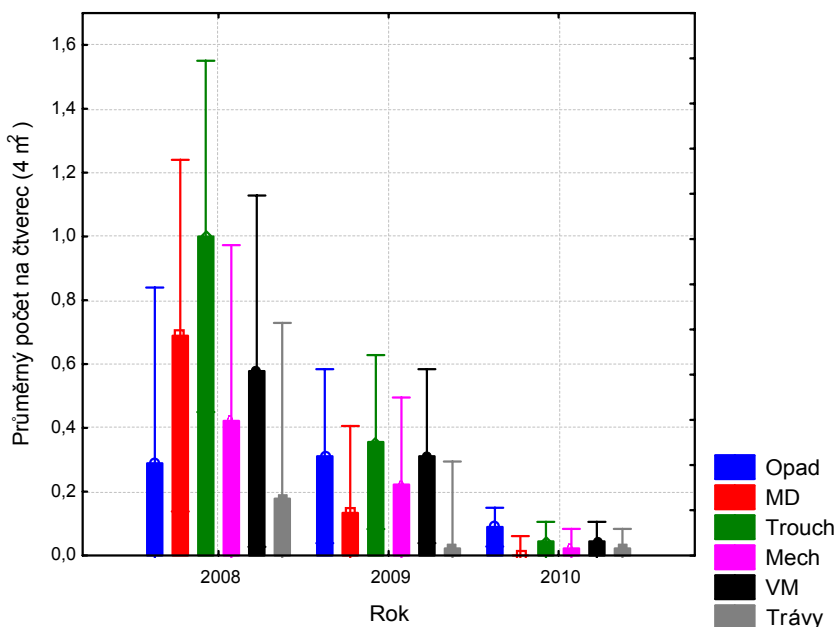
○ *Dvou až čtyřleté semenáčky*

Závislost výskytu 2-4letých semenáčků na mikrostanovištích nebyla podle ANOVY s opakovaným měřením na 5% hladině významnosti statisticky průkazná ($p = 0,381196$) (tab. 11).

Nejvíce průměrných 2 - 4letých semenáčků se vyskytovalo v roce 2008 (cca 3,16). V roce 2009 jich bylo 1,36 a v následujícím roce průměrný počet 2-4letých semenáčků klesl na 0,22. Závislost výskytu 2 - 4letých semenáčků v letech 2008 až 2010 byla na 5% hladině významnosti statisticky průkazná ($p = 0,0000$). Statisticky významně se v průměrném počtu 2 – 4letých semenáčků odlišoval rok 2008 od roků 2009 až 2010 (tab. 10 a obr. 12).

Tab. 10: Průměrné počty 2 – 4letých semenáčků na 4 m² čtverce v letech 2008 – 2010.

Roky	Semenáčky
2008	3,16 ^a
2009	1,36 ^b
2010	0,22 ^b



Obr. 12: Průměrný počet 2 – 4letých semenáčků smrku ztepilého (na čtverec o velikosti 4m²) v letech 2008 – 2010 na jednotlivých mikrostanovištích na Černé hoře.

Tab. 11: Výsledky statistického hodnocení přežívání 2 - 4letých semenáčků smrku ztepilého v závislosti na mikrostanovištích, rocích a interakce mikrostanovišť s roky na Černé hoře (2008 – 2010).

Efekt	ANOVA při opakovaných měřeních Sigma-omezená parametrizace Dekompozice efektivní hypotézy	
	F	p
mikrost	1,06317	0,381196
R1	26,34898	0,000000
R1*mikrost	1,25087	0,255689

○ **Pět a víceleté semenáčky**

Pomocí ANOVY s opakovaným měřením byla zjištěna závislost počtu 5ti a víceletých semenáčků na mikrostanovištích; ta byla na 5% hladině významnosti statisticky průkazná ($p = 0,038819$). Nejvíce semenáčků bylo nalezeno na mikrostanovišti Trough (průměrně 1,05 semenáčků), následovalo mikrostanoviště Mech (0,94 semenáčků), dále Mrtvé dřevo (MD) s průměrným počtem 0,79 semenáčků na 4 m². Podobný průměrný počet semenáčků vykazovaly mikrostanoviště Opad a *Vaccinium myrtillus* (VM) (0,57 a 0,55). Nejméně semenáčků se vyskytovalo v porostech trav (0,1) (tab. 12). Statisticky významně se lišily průměrné počty semenáčků smrku v porostech *Vaccinium myrtillus* (VM) a trav od ostatních mikrostanovišť.

Tab. 12: Průměrné počty 5ti a starších semenáčků na 4 m² čtverce v závislosti na jednotlivých mikrostanovištích v letech 2008 – 2010 na Černé hoře.

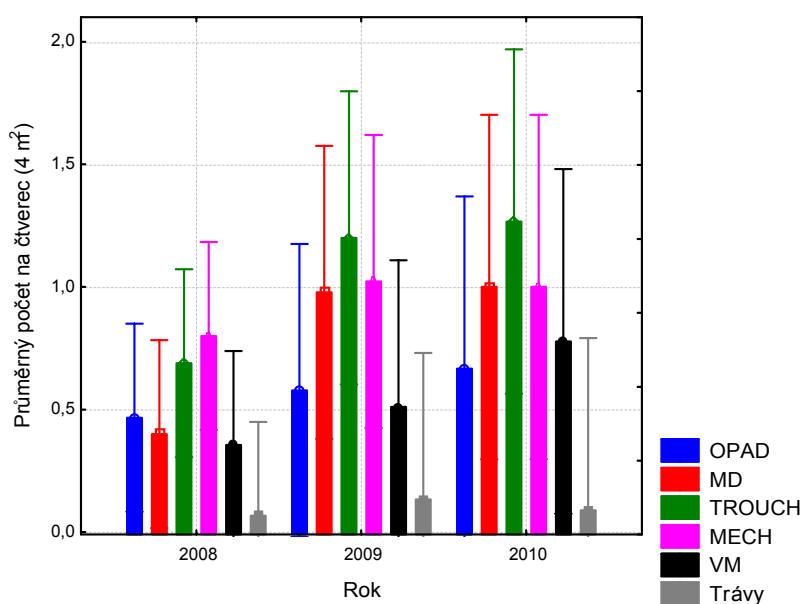
Mikrostanoviště	Semenáčky
Opad	0,57 ^a
MD	0,79 ^a
Trough	1,05 ^a
Mech	0,94 ^a
VM	0,55 ^c
Trávy	0,1 ^b

Průměrný počet semenáčků smrku ztepilého na 4m² čtverce v roce 2008 byl 2,8. S dalšími roky semenáčků v této věkové kategorii přibývalo. V roce 2009 to bylo

4,42 semenáčků a v roce 2010 4,8 semenáčků (tab. 13 a obr. 13). Závislost semenáčků na roce výskytu v této věkové kategorii byla statisticky průkazná ($p = 0,000679$). Podle post hoc Tukey HSD testu byl statisticky významný rozdíl v průměrném počtu semenáčků v roce 2008 a v letech 2009 – 2010 (tab. 14).

Tab. 13: Rozdíl v průměrných počtech semenáčků na 4 m² čtverce mezi lety 2008 až 2010 na Černé hoře.

Roky	Semenáčky
2008	2,8 ^a
2009	4,42 ^b
2010	4,8 ^b



Obr. 13: Průměrný počet 5 - ti a víceletých semenáčků smrku ztepilého (na čtverec o velikosti 4m²) v letech 2008 – 2010 na jednotlivých mikrostanovištích na Černé hoře.

Tab. 14: Výsledky statistického hodnocení přežívání 5 - ti a víceletých semenáčků smrku ztepilého v závislosti na mikrostanovištích, rocích a interakce mikrostanovišť s roky na Černé hoře (2008 – 2010).

Efekt	ANOVA při opakovaných měřeních Sigma-omezená parametrizace Dekompozice efektivní hypotézy	
	F	p
mikrost	2,38323	0,038819
R1	7,39609	0,000679
R1*mikrost	0,39198	0,950239

4.6.5 Přežívání semenáčků různých věkových kategorií podle závislosti na mikrostanovištích během let 2008 – 2010 ve vyklizeném a ponechaném polomu

○ *Jednoleté semenáčky*

Jednoleté semenáčky se vyskytovaly pouze v roce 2008 ve vyklizeném polomu, a to na mikrostanovištích Opad (průměrně 0,08 semenáčků na čtverec 4 m²) a MD+Trough (průměrně 0,05 semenáčků na čtverec 4 m²). V ponechaném polomu a ani v následujících letech v polomu vyklizeném nebyly již žádní jednoletí semenáčci smrku ztepilého nalezeni.

○ *Dvou až čtyřleté semenáčky*

Nebyl zjištěn vliv plochy (vyklizeného a ponechaného polomu), ani vliv mikrostanoviště na průměrný počet semenáčků ve 4m² čtvercích. Na 5 % hladině významnosti se tyto parametry ukázaly jako statisticky neprůkazné ($p = 0,248139$) a ($p = 0,833654$) (tab. 18).

Rozdíl v průměrném počtu přežívání 2 – 4letých semenáčků smrku ztepilého mezi plochami vyklizený a ponechaný polom a lety 2008 až 2010 se ukázal na 5% hladině významnosti jako statisticky průkazný ($p = 0,001702$). Nejvíce semenáčků této věkové kategorie se vyskytovalo v roce 2008 v ponechaném polomu (0,67), ten se průkazně odlišoval jak od vyklizeného polomu, tak od ponechaného polomu v letech 2008 a 2010. Ve vyklizeném polomu se průměrné počty semenáčků v letech 2008 a 2009 od sebe průkazně nelišily (0,23 a 0,28 semenáčků). Lišil se od nich však následující rok 2010 s 0,13 semenáčky v průměru na 4m² čtverce (tab. 16).

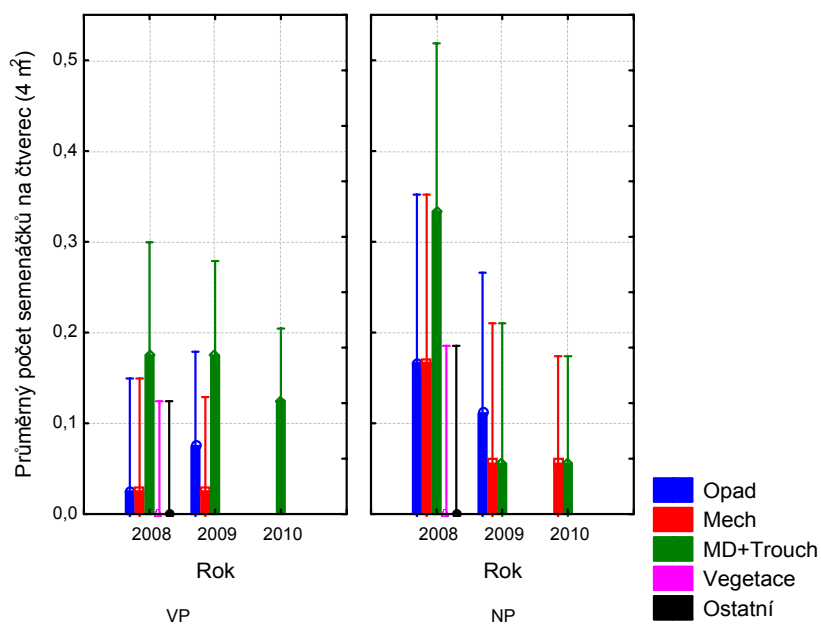
Tab. 16: Rozdíl v průměrných počtech 2 – 4letých semenáčků smrku ztepilého na 4 m² čtverce mezi lety 2008 až 2010 ve vyklizeném a ponechaném polomu na Černé hoře.

Plocha	Rok	Semenáčky
VP	2008	0,23 ^a
VP	2009	0,28 ^{ac}
VP	2010	0,13 ^{ab}
NP	2008	0,67 ^{abc}
NP	2009	0,22 ^{ac}
NP	2010	0,11 ^{ac}

V případě přežívání 2 - 4letých semenáčků smrku ztepilého na plochách vyklizeného a ponechaného polomu bylo nejvíce semenáčků nalezeno na mikrostanovišti Mrtvé dřevo+Trough (průměrně 0,47 semenáčků), následovalo mikrostanoviště Opad (0,16 semenáčků), dále pak Mech s průměrným počtem 0,12 semenáčků na 4 m². V kategoriích Vegetace a Ostatní substráty se semenáčky smrku nevyskytovaly (obr. 14). Závislost počtu semenáčků této věkové kategorie na mikrostanovištích byla na 5% významnosti statisticky průkazná (p = 0,044281). Pomocí post hoc Tukey HSD testu byl zjištěn průkazný rozdíl mezi mikrostanovištěm MD+Trough a ostatními mikrostanovišti v průměrném počtu semenáčků smrku ztepilého v této věkové kategorii (tab. 17).

Tab. 17: Průměrné počty 2 – 4letých semenáčků smrku ztepilého na 4 m² čtverce v závislosti na jednotlivých mikrostanovištích v letech 2008 – 2010 ve vyklizeném a ponechaném polomu na Černé hoře.

Mikrostanoviště	Semenáčky
Opad	0,16 ^a
MD+Trough	0,47 ^b
Mech	0,12 ^a
Vegetace	0 ^a
Ostatní	0 ^a



Obr. 14: Průměrný počet 2 – 4letých semenáčků smrku ztepilého (na čtverec o velikosti 4m²) v letech 2008 – 2010 na jednotlivých mikrostanovištích ve vyklizeném a ponechaném polomu na Černé hoře.

Tab. 18: Výsledky statistického hodnocení přežívání 2 - 4letých semenáčků smrku ztepilého v závislosti na ploše, mikrostanovištích, rocích a interakce ploch s mikrostanovišti, interakce ploch s roky a interakce mikrostanovišť s roky na Černé hoře (2008 – 2010).

Efekt	ANOVA při opakovaných měřeních Sigma-omezená parametrizace Dekompozice efektivní hypotézy	
	F	p
plocha	1,33933	0,248139
mikrost	2,47952	0,044281
plocha*mikrost	0,36044	0,836654
R1	10,99125	0,000021
R1*plocha	6,44932	0,001702
R1*mikrost	3,42917	0,000728
R1*plocha*mikrost	1,30418	0,238542

o *Pěti a víceleté semenáčky*

Rozdíl v průměrném počtu přežívání 5 - ti a víceletých semenáčků smrku ztepilého mezi plochami vyklizený a ponechaný polom se ukázal pomocí ANOVY s opakovaným měřením na 5% hladině významnosti jako statisticky průkazný ($p =$

0,000971) (tab. 21). Nejvíce semenáčků této věkové kategorie se průměrně na čtverec o rozloze 4m² vyskytovalo v ponechaném polomu (1,3). Ve vyklizeném polomu se průměrně semenáčků vyskytovalo pouze 0,38. Oba polomy se od sebe v průměrném počtu semenáčků statisticky významně lišily (tab. 19).

Tab. 19: Rozdíl v průměrných počtech 5 - ti a víceletých semenáčků smrku ztepilého na 4 m² čtverce mezi vyklizeným a ponechaným polomem na Černé hoře (2008 – 2010).

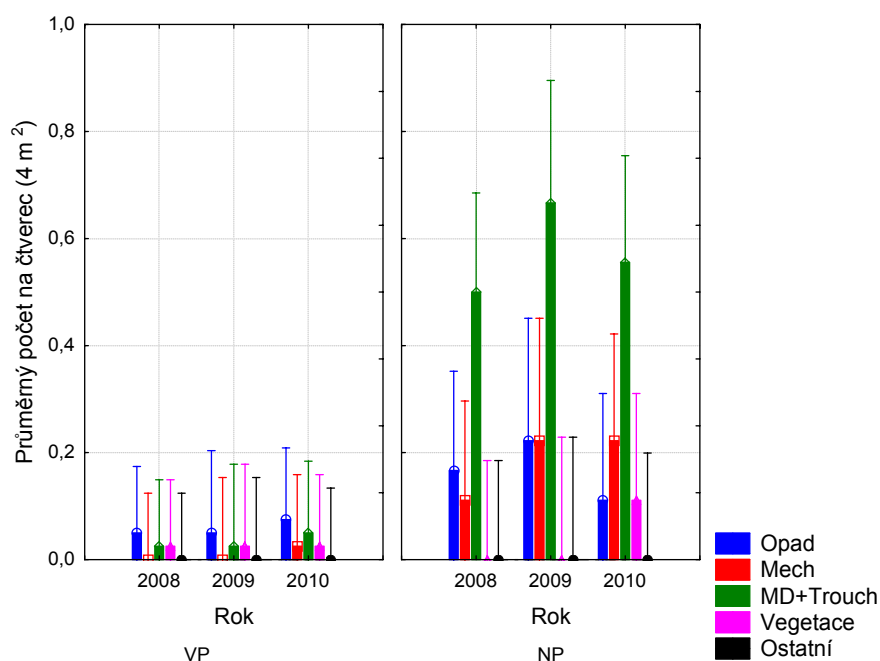
Plocha	Semenáčky
VP	0,38a
NP	1,3b

Největší průměrný počet 5 - ti a víceletých semenáčků smrku ztepilého na plochách vyklizeného a ponechaného polomu se vyskytoval na mikrostanovišti Mrtvé dřevo+Trough (průměrně 0,6 semenáčků na plochu 4 m² čtverce), následovalo mikrostanoviště Opad (0,28 semenáčků), dále pak Mech s průměrným počtem 0,19 semenáčků na 4 m². Narozdíl od 2-4letých semenáčků se 5 - ti a víceleté semenáčky smrku vyskytovaly na mikrostanovišti Vegetace (0,07 semenáčků), v kategorii Ostatní substráty se semenáčky opět nevyskytovaly (obr. 15).

Závislost počtu semenáčků této věkové kategorie na mikrostanovištích byla na 5% významnosti statisticky průkazná (p = 0,010097). Post hoc Tukeyův HSD test však nenalezl v této věkové kategorii mezi jednotlivým mikrostanovišti průkazné rozdíly.

Tab. 20: Průměrné počty 5 - ti a víceletých semenáčků smrku ztepilého na 4 m² čtverce v závislosti na jednotlivých mikrostanovištích ve vyklizeném a ponechaném polomu na Černé hoře (2008 – 2010).

Mikrostanoviště	Semenáčky
Opad	0,28
MD+Trough	0,6
Mech	0,19
Vegetace	0,07
Ostatní	0



Obr. 15: Průměrný počet 5 - ti a víceletých semenáčků smrku ztepilého (na čtverec o velikosti 4 m²) v letech 2008 – 2010 na jednotlivých mikrostanovištích ve vyklizeném a ponechaném polomu na Černé hoře.

Tab. 21: Výsledky statistického hodnocení přežívání 5 - ti a víceletých semenáčků smrku ztepilého v závislosti na ploše, mikrostanovištích, rocích, interakce ploch s mikrostanovišti, interakce ploch s roky a interakce mikrostanovišť s roky na Černé hoře (2008 – 2010).

Efekt	ANOVA při opakovaných měřeních Sigma-omezená parametrizace Dekompozice efektivní hypotézy	
	F	p
plocha	11,11616	0,000971
mikrost	3,38101	0,010097
plocha*mikrost	2,27689	0,061239
R1	2,65513	0,071175
R1*plocha	1,06438	0,345639
R1*mikrost	1,64057	0,110399

4.6.6 Úspěšnost mikrostanovišť ve výskytu semenáčků různých věkových kategorií během let 2008 – 2010 na lesní ploše

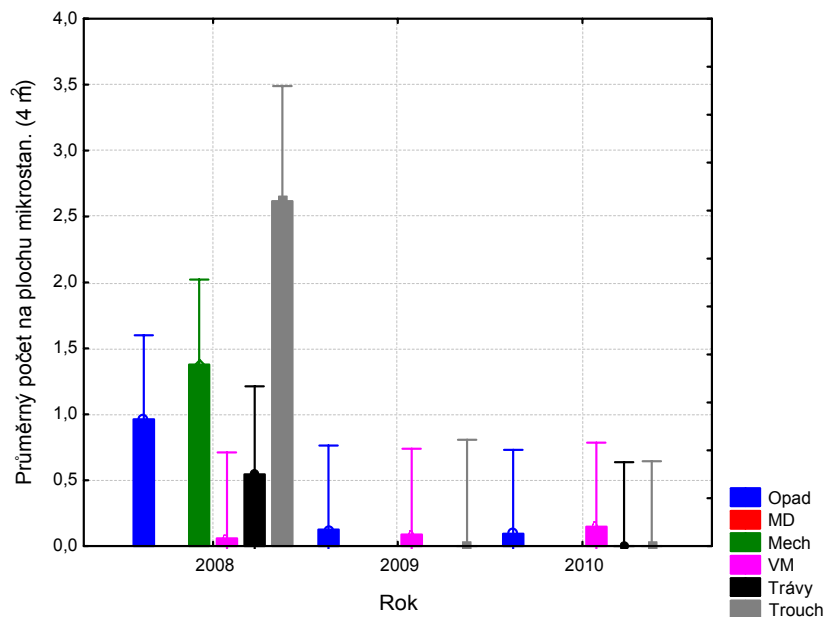
○ *Jednoleté semenáčky*

Pomocí jednorozměrného testu významnosti ANOVA Byl zjištěn vliv jednotlivých roků (2008 – 2010) na průměrný počet jednoletých semenáčků v plochách jednotlivých mikrostanovišť. Na 5 % hladině významnosti se tento parametr ukázal jako statisticky průkazný ($p = 0,0000$). Podobně byl statisticky průkazný vliv jednotlivých roků na úspěšnost mikrostanovišť ($p = 0,000893$) (tab. 23).

Na 5% hladině významnosti byl statisticky průkazně ($p = 0,009334$) zjištěn vliv mikrostanoviště na průměrný počet jednoletých semenáčků. Jako nejúspěšnější mikrostanoviště se ukázal Trough (průměrně 5,8 semenáčků na plochu 4 m² mikrostanoviště), ačkoliv toto mikrostanoviště zabíralo pouze 2% z celkové plochy. Na druhém místě se umístil Mech s průměrným počtem 0,46 semenáčků a dále Opad s 0,32 semenáčky, ten měl největší pokrývnost – cca 28% (tab. 22). Nejméně bylo nalezeno 1letých semenáčků v porostu *Vaccinium myrtillus* (průměrně 0,11), toto mikrostanoviště však představovalo cca 22% z celkové plochy všech mikrostanovišť. Na Mrtvém dřevě (MD) se semenáčky nevyskytovaly. Výsledky Tukey HSD testu ukázaly, že se mikrostanoviště Mech průkazně liší od ostatních mikrostanovišť.

Tab. 22: Úspěšnost jednotlivých mikrostanovišť na výskyt 1letých semenáčků smrku ztepilého (průměrné počty na 4 m² plochu mikrostanoviště) na Černé hoře (2008 - 2010).

Mikrostanoviště	Semenáčky
Opad	0,32 ^a
MD	0 ^a
Trough	5,8 ^a
MECH	0,46 ^b
VM	0,11 ^a
Trávy	0,2 ^a



Obr. 16: Úspěšnost jednotlivých mikrostanovišť v průměrném počtu 1letých semenáčků smrku ztepilého (na 4 m² plochu mikrostanoviště) v letech 2008 – 2010 na jednotlivých mikrostanovištích ve vyklizeném a ponechaném polomu na Černé hoře.

Tab. 23: Výsledky statistického hodnocení úspěšnosti mikrostanovišť pro výskyt 1letých semenáčků smrku ztepilého v závislosti na roku, mikrostanovišti a interakce mikrostanovišť s roky na Černé hoře (2008 – 2010).

Efekt	Jednorozměrné testy významnosti pro s1letý Sigma-omezená parametrizace Dekompozice efektivní hypotézy	
	F	p
rok	19,73314	0,000000
mikrost	3,07721	0,009334
rok*mikrost	3,03561	0,000893

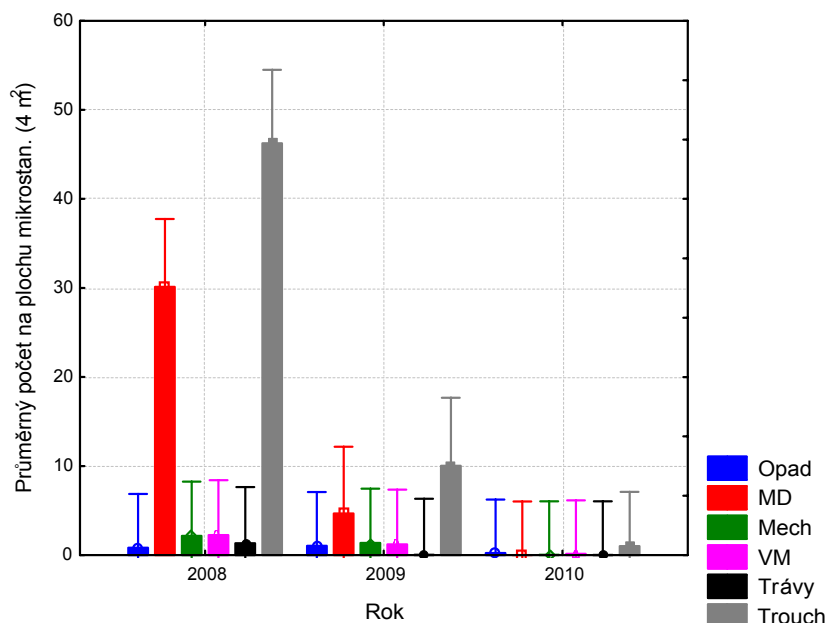
o *Dvou až čtyřleté semenáčky*

Tak jako u jednoletých semenáčků byl i u 2 – 4letých semenáčků zjištěn vliv jednotlivých roků (2008 – 2010) na průměrný počet semenáčků v jednotlivých mikrostanovištích. Na 5 % hladině významnosti se tento parametr ukázal jako statisticky průkazný ($p = 0,0000$). Podobně byl statisticky průkazný vliv jednotlivých roků na úspěšnost mikrostanovišť ($p = 0,0000$) (tab. 25).

Na 5% hladině významnosti byl statisticky průkazně ($p = 0,0000$) zjištěn vliv mikrostanoviště na průměrný počet 2 – 4letých semenáčků. Jako nejúspěšnější mikrostanoviště se ukázal Trough (průměrně 122,88 semenáčků na plochu 4 m²), na druhém místě se umístilo Mrtvé dřevo (MD) s průměrným počtem 73,4 semenáčků. Tyto vysoké počty semenáčků jsou zapříčiněné malým zastoupením těchto mikrostanovišť z celkové plochy (Trough cca 2% a MD cca 2,5%). Podobný průměrný počet semenáčků se vyskytoval v kategoriích Mech (1,19 semenáčků) a *Vaccinium myrtillus* (1,16 semenáčků). Nejméně bylo nalezeno 2 - 4letých semenáčků v Opadu a Trávách, průměrně 0,64 a 0,5 semenáčků na plochu těchto mikrostanovišť (obr. 17). Pomocí Tukey HSD testu byl zjištěn statisticky významný rozdíl mezi trouchem a ostatními mikrostanovišti (tab. 24).

Tab. 24: Úspěšnost jednotlivých mikrostanovišť na výskyt 2 - 4letých semenáčků smrku ztepilého (průměrné počty na 4 m² plochu mikrostanoviště) na Černé hoře (2008 - 2010).

Mikrostanoviště	Semenáčky
Opad	0,64 ^a
MD	73,4 ^a
Trough	122,88 ^b
MECH	1,19 ^a
VM	1,16 ^a
Trávy	0,5 ^a



Obr. 17: Úspěšnost jednotlivých mikrostanovišť v průměrném počtu 2 - 4letých semenáčků smrku ztepilého (na 4 m² plochu mikrostanoviště) v letech 2008 – 2010 na jednotlivých mikrostanovištích ve vyklizeném a ponechaném polomu na Černé hoře.

Tab. 25: Výsledky statistického hodnocení úspěšnosti mikrostanovišť pro výskyt 2 - 4letých semenáčků smrku ztepilého v závislosti na roku, mikrostanovišti a interakce mikrostanovišť s rokem na Černé hoře (2008 – 2010).

Efekt	Jednorozměrné testy významnosti pro s ²⁻⁴ Sigma-omezená parametrizace Dekompozice efektivní hypotézy	
	F	p
rok	37,9301	0,000000
mikrost	16,9791	0,000000
rok*mikrost	7,5049	0,000000

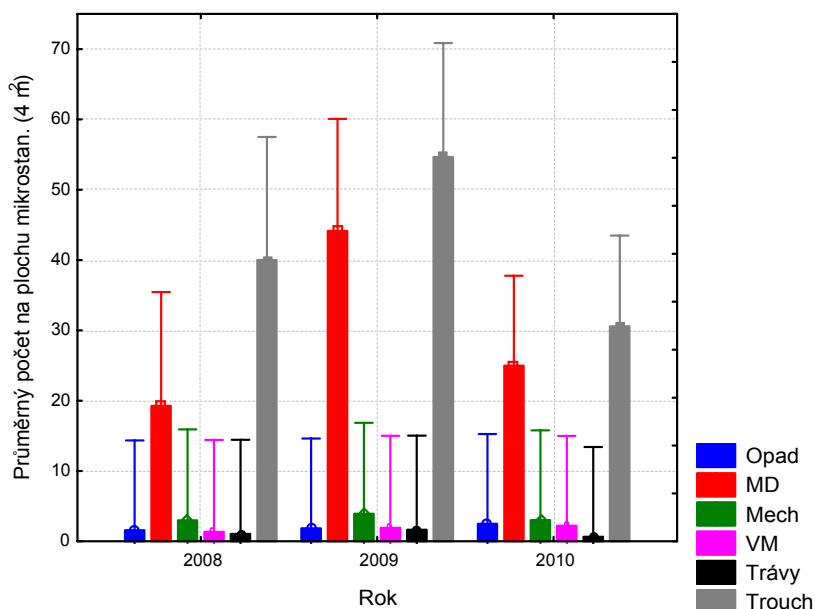
○ ***Pětí a víceleté semenáčky***

Oproti jednoletým a dvou až čtyřletým semenáčkům nebyl u 5 - ti a víceletých semenáčků zjištěn vliv jednotlivých roků (2008 – 2010) na průměrný počet semenáčků v 4 m² plochách jednotlivých mikrostanovišť. Na 5 % hladině významnosti se tento parametr ukázal jako statisticky neprůkazný (p = 0,102077). Podobně byl statisticky neprůkazný vliv jednotlivých roků na úspěšnost mikrostanovišť (p = 0,709960) (tab. 27).

Pomocí jednorozměrného testu významnosti ANOVA byl na 5% hladině významnosti statisticky průkazně ($p = 0,0000$) zjištěn vliv mikrostanoviště na průměrný počet pěti a víceletých semenáčků. Jako neúspěšnější mikrostanoviště se opět ukázal Trough (průměrně 353,93 semenáčků na 4 m² plochu mikrostanoviště), následovalo Mrtvé dřevo (MD) s 220,8 semenáčky. V menší míře byla úspěšná kategorie Mech s 3,33 semenáčky. Podobný průměrný počet semenáčků se vyskytoval v kategoriích *Vaccinium myrtillus* (VM) (1,95 semenáčků), Opad (1,7 semenáčků). Kategorie Trávy bylo nejméně úspěšným mikrostanovištěm (1,26) (obr. 18). Statisticky významný byl rozdíl v průměrných počtech semenáčků v trouchu a mrtvém dřevě s ostatními mikrostanovišti. Průkazný byl dále rozdíl porostů *Vaccinium myrtillus* a trav (tab. 26).

Tab. 26: Úspěšnost jednotlivých mikrostanovišť na výskyt 5 - ti a víceletých semenáčků smrku ztepilého (průměrné počty na 4 m² plochu mikrostanoviště) na Černé hoře (2008 - 2010).

Mikrostanoviště	Semenáčky
Opad	1,7 ^a
MD	220,8 ^b
Trough	353,93 ^b
MECH	3,33 ^a
VM	1,95 ^{ac}
Trávy	1,26 ^{ac}



Obr. 18: Úspěšnost jednotlivých mikrostanovišť v průměrném počtu 2 - 4letých semenáčků smrku ztepilého (na 4 m² plochu mikrostanoviště) v letech 2008 – 2010 na jednotlivých mikrostanovištích ve vyklizeném a ponechaném polomu na Černé hoře.

Tab. 27: Výsledky statistického hodnocení úspěšnosti mikrostanovišť pro výskyt 5 - ti a víceletých semenáčků smrku ztepilého v závislosti na roku, mikrostanovišti a interakce mikrostanovišť s roky na Černé hoře (2008 – 2010).

Efekt	Jednorozměrné testy významnosti pro s5+ Sigma-omezená parametrizace Dekompozice efektivní hypotézy	
	F	p
rok	2,2894	0,102077
mikrost	20,2512	0,000000
rok*mikrost	0,7159	0,709960

4.6.7 Úspěšnost mikrostanovišť ve výskytu semenáčků různých věkových kategorií během let 2008 – 2010 ve vyklizeném a ponechaném polomu.

○ *Jednoleté semenáčky*

Jednoleté semenáčky se vyskytovaly pouze v roce 2008 ve vyklizeném polomu, nejúspěšnějším mikrostanovištěm byl zjištěn *MD+Trough* (průměrně 0,613322 semenáčků na plochu 4 m² mikrostanoviště) dále se pak semenáčky vyskytovaly na *opadu* (průměrně 0,486942 semenáčků na plochu 4 m² mikrostanoviště). V ponechaném polomu a ani v následujících letech v polomu vyklizeném nebyly již žádné jednoleté semenáčky smrku ztepilého nalezeny.

○ *Dvou až čtyřleté semenáčky*

Pomocí jednorozměrného testu významnosti ANOVA byl na hladině 5% významnosti statisticky prokázán vliv plochy na úspěšnost mikrostanovišť pro výskyt 2 – 4letých semenáčků smrku ztepilého ($p = 0,0205$) (tab. 30). Ve vyklizeném polomu se průměrně vyskytovalo 0,34 semenáčků na 4 m² mikrostanovišť. V ponechaném polomu to bylo téměř dvakrát tolik, tj. průměrně 0,61 semenáčků na 4 m² mikrostanovišť (obr. 19). Tukeyův HSD test ukázal průkazné rozdíly mezi těmito dvěma plochami (tab. 28).

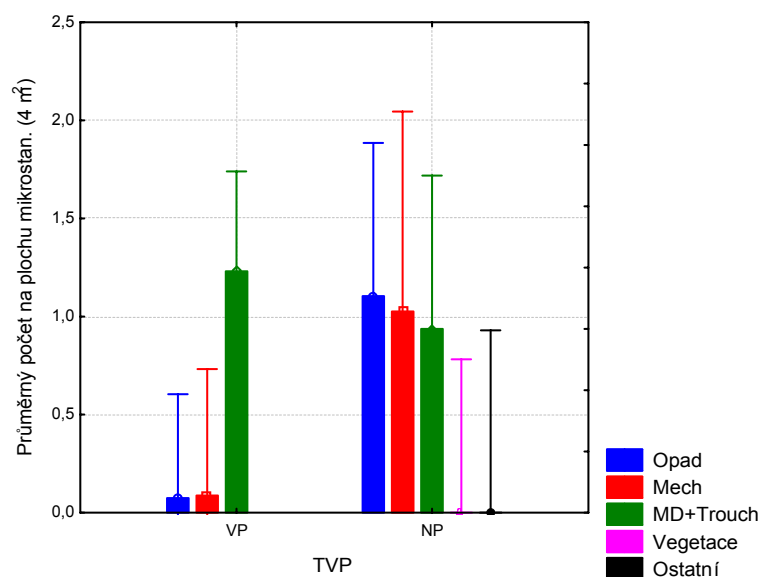
Tab. 28: Rozdíl v počtu 2 – 4letých semenáčků vztažených na úspěšnost mikrostanovišť ve vyklizeném a ponechaném polomu na Černé hoře (2008 – 2010).

Plocha	Semenáčky
VP	0,34 ^a
NP	0,61 ^b

V případě úspěšnosti mikrostanovišť pro 2 – 4leté semenáčky smrku ztepilého na vyklizeném a ponechaném polomu se ukázalo mikrostanoviště MD+Trough jako nejúspěšnější (průměrně 1,82 semenáčků na 4 m² plochu mikrostanoviště). Tato kategorie tvořila cca 15% pokryvnosti. Dále mezi nejúspěšnější patřilo mikrostanoviště Mech s průměrným počtem 1,11 semenáčků a cca 5% pokryvu. Semenáčky se ještě vyskytovaly na mikrostanovišti Opad s průměrným počtem 0,4 semenáčků na 4 m² plochu mikrostanoviště (pokryv tohoto mikrostanoviště byl necelých 23%). V kategoriích Vegetace a Ostatní substráty se nevyskytovaly žádné semenáčky, ačkoliv tato mikrostanoviště zaujímala dohromady více jak 57% pokryvnosti z celkové plochy mikrostanovišť. Závislost počtu semenáčků této věkové kategorie na úspěšnosti mikrostanovišť byla na 5% hladině významnosti statisticky průkazná ($p = 0,0010$) (tab. 30). Dále post hoc Tukeyův HSD test zjistil průkazné rozdíly mezi úspěšností kategorií Vegetace a Ostatní substráty s dalšími kategoriemi mikrostanovišť (tab. 29).

Tab. 29: Průměrné počty 2 - 4letých semenáčků smrku ztepilého na 4 m² plochu jednotlivých mikrostanovišť na Černé hoře (2008 - 2010).

Mikrostanoviště	Semenáčky
Opad	0,4 ^a
MD+Trough	1,82 ^a
Mech	1,11 ^a
Vegetace	0 ^b
Ostatní	0 ^b



Obr. 19: Úspěšnost jednotlivých mikrostanovišť v průměrném počtu 2 - 4letých semenáčků smrku ztepilého (na plochu 4 m² mikrostanoviště) na jednotlivých mikrostanovištích ve vyklizeném a ponechaném polomu na Černé hoře (2008 – 2010).

Tab. 30: Výsledky statistického hodnocení úspěšnosti mikrostanovišť pro výskyt 2 - 4letých semenáčků smrku ztepilého v závislosti na ploše, mikrostanovištích, rocích, interakce ploch s mikrostanovišti, interakce ploch s roky a interakce mikrostanovišť s roky ve vyklizeném a ponechaném polomu na Černé hoře (2008 – 2010).

Efekt	Jednorozměrné testy významnosti pro s2-Sigma-omezená parametrizace Dekompozice efektivní hypotézy	
	F	p
rok	2,88523	0,0565
plocha	5,39394	0,0205
mikrost	4,67397	0,0010
rok*plocha	1,91888	0,1475
rok*mikrost	0,82476	0,5808
plocha*mikrost	1,74735	0,1378

○ *Pěti a víceleté semenáčky*

Jednorozměrný test významnosti ANOVA také ukázal na 5% hladině významnosti závislost úspěšnosti mikrostanovišť na druhu plochy (p = 0,000241).

Podobně jako u 2 – 4letých semenáčků byl i u pěti a víceletých semenáčků smrku ztepilého pomocí jednorozměrného testu významnosti ANOVA na hladině 5% významnosti statisticky prokázán vliv plochy na úspěšnost mikrostanovišť pro výskyt smrku ztepilého ($p = 0,0000$) (tab. 33). Ve vyklizeném polomu se průměrně vyskytovalo 0,13 semenáčků na 4 m² mikrostanovišť. V ponechaném polomu se průměrně vyskytovalo 1,73 semenáčků na 4 m² mikrostanovišť (obr. 20). Post hoc Tukeyův HSD test ukázal průkazné rozdíly mezi těmito dvěma plochami (tab. 31).

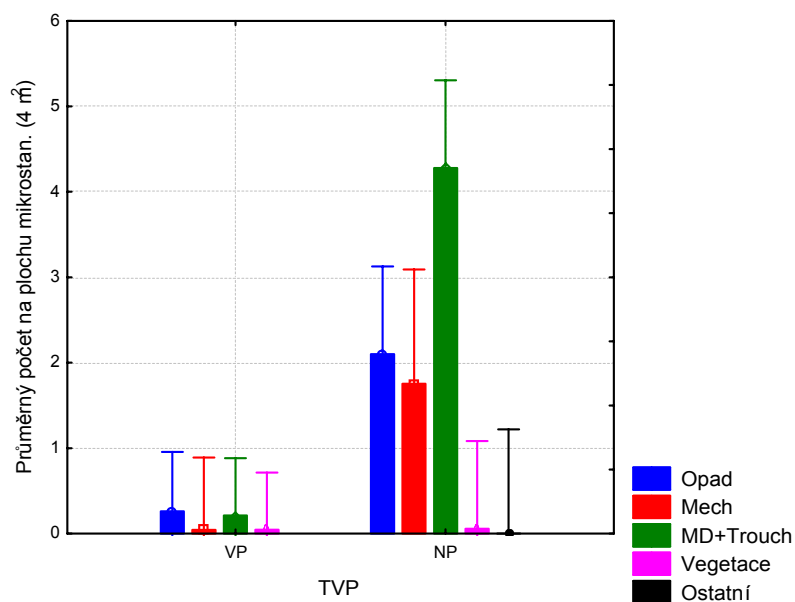
Tab. 31: Rozdíl v počtu 5 - ti a víceletých semenáčků vztažených na úspěšnost mikrostanovišť ve vyklizeném a ponechaném polomu na Černé hoře (2008 – 2010).

Plocha	Semenáčky
VP	0,13 ^a
NP	1,73 ^b

V případě úspěšnosti mikrostanovišť pro 5 - ti a víceleté semenáčky smrku ztepilého na vyklizeném a ponechaném polomu se ukázalo tak jako u předešlé kategorie mikrostanoviště MD+Trough jako nejúspěšnější (průměrně 2,27 semenáčků na 4 m² plochu mikrostanoviště). Dále mezi úspěšné patřilo mikrostanoviště Mech s průměrným počtem 1,67 semenáčků. Semenáčky se dále vyskytovaly na mikrostanovišti Opad s průměrným počtem 0,84 semenáčků na 4 m² čtverec a v mikrostanovišti Vegetace (0,02 semenáčků). V kategorii Ostatní substráty se semenáčky smrku nevyskytovaly (obr. 20). Závislost počtu semenáčků této věkové kategorie na úspěšnosti mikrostanovišť se ukázala na 5% hladině významnosti jako statisticky průkazná ($p = 0,000002$) (tab. 33). Dále post hoc Tukeyův HSD test zjistil průkazné rozdíly mezi úspěšnostmi jednotlivých mikrostanovišť. Průkazně se lišily kategorie Vegetace s kategorií Ostatní substráty od ostatních kategorií mikrostanovišť a lišily se navzájem i mezi sebou (tab. 32).

Tab. 32: Průměrné počty 5 - ti a víceletých semenáčků smrku ztepilého na 4 m² plochu jednotlivých mikrostanovišť na Černé hoře (2008 - 2010).

Mikrostanoviště	Semenáčky
Opad	0,84 ^a
MD+Trough	2,27 ^a
Mech	1,67 ^a
Vegetace	0,02 ^b
Ostatní	0 ^b



Obr. 20: Úspěšnost jednotlivých mikrostanovišť v průměrném počtu 5 - ti a víceletých semenáčků smrku ztepilého (na plochu 4 m² mikrostanoviště) na jednotlivých mikrostanovištích ve vyklizeném a ponechaném polomu na Černé hoře (2008 – 2010).

Tab. 33: Výsledky statistického hodnocení úspěšnosti mikrostanovišť pro výskyt 5 - ti a víceletých semenáčků smrku ztepilého v závislosti na ploše, mikrostanovištích, rocích, interakce ploch s mikrostanovišti, interakce ploch s roky a interakce mikrostanovišť s roky ve vyklizeném a ponechaném polomu na Černé hoře (2008 – 2010).

Efekt	Jednorozměrné testy významnosti pro s5+ Sigma-omezená parametrizace Dekompozice efektivní hypotézy	
	F	p
rok	0,44015	0,644133
plocha	29,32637	0,000000
mikrost	8,06110	0,000002
rok*plocha	0,41052	0,663477
rok*mikrost	0,60120	0,777266
plocha*mikrost	5,47969	0,000241

4.6.8 Přežívání semenáčků různých věkových kategorií mezi třemi roky v lese, vyklizeném a ponechaném polomu (2008 – 2010)

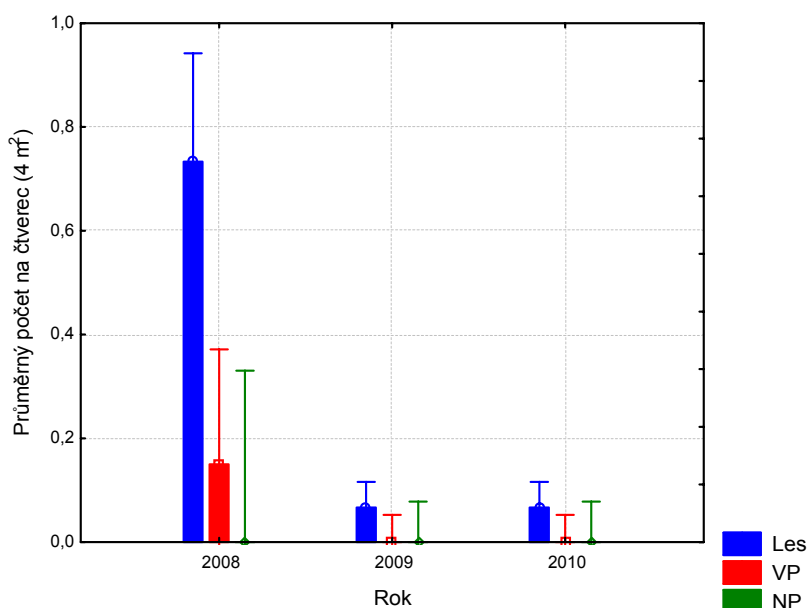
○ *Jednoleté semenáčky*

ANOVA při opakovaných měřeních zjistila na 5% hladině významnosti statisticky průkaznou závislost plochy na průměrný počet semenáčků na čtverec o velikosti 4 m² ($p = 0,000002$). Dále také zjistila statistickou průkaznost roku výskytu na průměrný počet semenáčků ($p = 0,000002$).

Pomocí ANOVY při opakovaných měřeních byl zjištěn rozdíl v průměrném počtu výskytu 1letých semenáčků smrku ztepilého mezi plochami les, vyklizený a ponechaný polom a lety 2008 až 2010, ten se ukázal na 5% hladině významnosti jako statisticky průkazný ($p = 0,000006$) (tab. 35). Nejvíce semenáčků této věkové kategorie se vyskytovalo v roce 2008 v lese (průměrně 0,71 na 4 m² čtverce), dále se na lesní ploše vyskytovalo jak v roce 2009, tak 2010 průměrně 0,07 semenáčků smrku. Semenáčky byly již nalezeny pouze ve vyklizeném polomu v roce 2008 (průměrně 0,15 na 4 m² čtverce). V dalších letech a ani v ponechaném polomu se další semenáčky smrku nevyskytovaly (obr. 21). Podle post hoc Tukey HSD testu se v průměrném počtu 1letých semenáčků průkazně lišila v roce 2008 plocha les (tab. 34).

Tab. 34: Rozdíl v průměrném počtu 1letých semenáčků v letech 2008 – 2010 v lese, ve vyklizeném a ponechaném polomu na Černé hoře.

Plocha	Rok	Semenáčky
Les	2008	0,71 ^a
	2009	0,07 ^b
	2010	0,07 ^b
VP	2008	0,15 ^b
	2009	0 ^b
	2010	0 ^b
NP	2008	0 ^b
	2009	0 ^b
	2010	0 ^b



Obr. 21: Průměrný počet 1letých semenáčků smrku ztepilého (na čtverec o velikosti 4 m²) v jednotlivých letech v lese, vyklizeném a ponechaném polomu na Černé hoře (2008 – 2010).

Tab. 35: Výsledky statistického hodnocení přežívání 1letých semenáčků smrku ztepilého v závislosti na ploše, rocích výskytu a interakce ploch s roky v lese a ve vyklizeném a ponechaném polomu na Černé hoře v letech 2008 až 2010.

Efekt	ANOVA při opakovaných měřeních Sigma-omezená parametrizace Dekompozice efektivní hypotézy	
	F	p
plocha	14,75210	0,000002
R1	14,14490	0,000002
R1*plocha	7,96439	0,000006

o **Dvou až čtyřleté semenáčky**

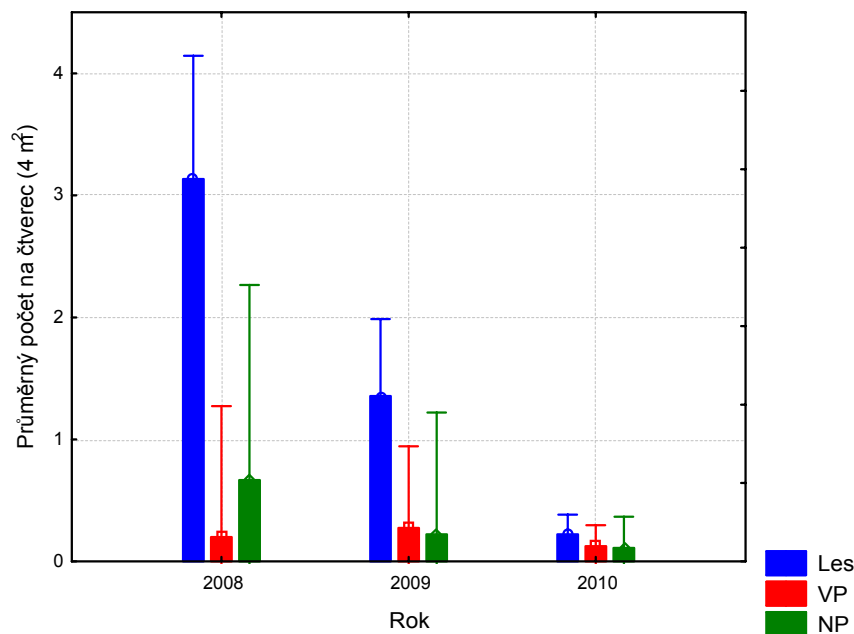
ANOVA při opakovaných měřeních zjistila na 5% hladině významnosti statisticky průkaznou závislost plochy na průměrný počet semenáčků na čtverec o velikosti 4 m² (p = 0,000025). Dále také zjistila statistickou průkaznost roku výskytu na průměrný počet semenáčků (p = 0,000000).

Taktéž v případě 2 – 4letých semenáčků pomocí ANOVY při opakovaných měřeních ukázaly výsledky na hladině významnosti 5% statisticky významné rozdíly (p

= 0,0000) mezi hodnocenými plochami a roky (tab. 37). Nejvyšší průměrný počet semenáčků této věkové kategorie se vyskytoval opět v roce 2008 v lese (průměrně 3,16 na 4 m² čtverce), nejméně pak bylo průměrně semenáčků na 4 m² čtverce v ponechaném polomu (0,11) (obr. 22). Podle post hoc Tukey HSD testu se v průměrném počtu 2 - 4letých semenáčků průkazně lišila v roce 2008 plocha les od všech dalších ploch a roků. Dále se odlišovala plocha vyklizený polom a plocha les v roce 2010 od dalších ploch a roků (tab. 36).

Tab. 36: Rozdíl v průměrném počtu 2 - 4letých semenáčků v letech 2008 – 2010 v lese, ve vyklizeném a ponechaném polomu na Černé hoře.

Plocha	Rok	Semenáčky
Les	2008	3,16 ^a
	2009	1,36 ^b
	2010	0,22 ^c
VP	2008	0,23 ^b
	2009	0,28 ^b
	2010	0,13 ^c
NP	2008	0,67 ^b
	2009	0,22 ^b
	2010	0,11 ^b



Obr. 22: Průměrný počet 2 - 4letých semenáčků smrku ztepilého (na čtverec o velikosti 4 m²) v jednotlivých letech v lese, vyklizeném a ponechaném polomu na Černé hoře (2008 – 2010).

Tab. 37: Výsledky statistického hodnocení přežívání 1letých semenáčků smrku ztepilého v závislosti na ploše, rocích výskytu a interakce ploch s roky v lese a ve vyklizeném a ponechaném polomu na Černé hoře v letech 2008 až 2010.

Efekt	ANOVA při opakovaných měřeních Sigma-omezená parametrizace Dekompozice efektivní hypotézy	
	F	p
plocha	11,81089	0,000025
R1	17,94674	0,000000
R1*plocha	10,12413	0,000000

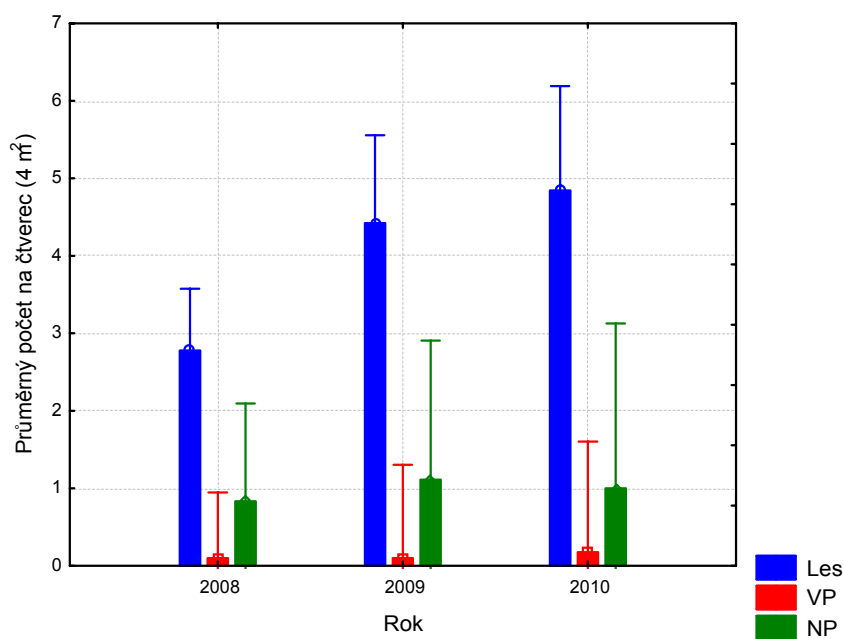
o *Pěti a víceleté semenáčky*

Tak jako u předchozích věkových kategorií ANOVA při opakovaných měřeních zjistila na 5% hladině významnosti statisticky průkaznou závislost plochy na průměrný počet semenáčků na čtverec o velikosti 4 m² (p = 0,000000). Dále také zjistila statistickou průkaznost roku výskytu na průměrný počet semenáčků (p = 0,001684) (tab. 39).

Nejvyšší průměrný počet semenáčků této věkové kategorie se oproti 1letým a 2 – 4letým semenáčkům vyskytoval v roce 2010 v lese (průměrně 4,8 na 4 m² čtverce), s roky zpátky počet semenáčků klesal – v roce 2009 to bylo průměrně 4,42 a v roce 2008 průměrně 2,78 semenáčků. Podobně to bylo i ve vyklizeném polomu, kdy nejvyšší průměrný počet semenáčků na této ploše byl v roce 2010 (0,18) a v roce 2008 a 2009 jich bylo průměrně po 0,1 semenáčku. V ponechaném polomu bylo v této věkové kategorii nejvíce semenáčků v roce 2009 (průměrně 1,11 na 4 m² čtverce), v roce 2010 byl zjištěn průměrně 1 semenáček, a v roce 2008 to bylo jen 0,83 semenáčků (obr. 23). Podle post hoc Tukey HSD testu se v průměrném počtu 5 - ti a víceletých semenáčků průkazně lišila v roce 2008 plocha les od lesa v roce 2009 – 2010 a vyklizeného polomu. Také se od sebe lišily vyklizený a ponechaný polom v průměrném počtu semenáčků smrku ztepilého (tab. 38).

Tab. 38: Rozdíl v průměrném počtu 5 - ti a víceletých semenáčků v letech 2008 – 2010 v lese, ve vyklizeném a ponechaném polomu na Černé hoře.

Plocha	Rok	Semenáčky
Les	2008	2,78 ^a
	2009	4,42 ^b
	2010	4,8 ^b
VP	2008	0,1 ^{bc}
	2009	0,1 ^{bc}
	2010	0,18 ^{bc}
NP	2008	0,83 ^a
	2009	1,11 ^a
	2010	1 ^a



Obr. 23: Průměrný počet 5 - ti a víceletých semenáčků smrku ztepilého (na čtverec o velikosti 4 m²) v jednotlivých letech v lese, vyklizeném a ponechaném polomu na Černé hoře (2008 – 2010).

Tab. 39: Výsledky statistického hodnocení přežívání 5 - ti a víceletých semenáčků smrku ztepilého v závislosti na ploše, rocích výskytu a interakce ploch s roky v lese a ve vyklizeném a ponechaném polomu na Černé hoře v letech 2008 až 2010.

Efekt	ANOVA při opakovaných měřeních Sigma-omezená parametrizace Dekompozice efektivní hypotézy	
	F	p
plocha	18,89909	0,000000
R1	6,59472	0,001684
R1*plocha	5,23851	0,000494

5 DISKUSE

Podle výsledků byl zjištěn průkazný rozdíl v přirozené obnově smrku ztepilého mezi větrem nenarušenou plochou v lese a oběma polomy. V lese bylo v obou letech (2009 – 2010) nalezeno podle předpokladu několikanásobně více semenáčků než tomu bylo u vyklizené i ponechané variantě polomu. V roce 2010 bylo v lese nalezeno 2567 semenáčků na hektar, v ponechaném polomu 500 semenáčků/ha a ve vyklizeném polomu to bylo pouze 150 semenáčků/ha. Podobný rozdíl byl mezi lesem a polomy i v roce 2008 (Čermák 2009), ale celkově došlo k výraznému poklesu přeživších semenáčků na všech třech plochách.

Pro udržení struktury smrkového porostu je zapotřebí alespoň 200 semenáčků na hektar (Mayer, Ott 1991, sec. in Hrežíková 2009), zdá se tedy, že minimálně vyklizená varianta polomu není vhodným stanovištěm pro vzcházení a přežívání semenáčků smrku ztepilého. Nízké počty semenáčků mohly být způsobeny mechanickým narušením v průběhu asanace polomu, zasypáním přeživších semenáčků dřevní štěpkou a nepříznivými podmínkami na stanovišti. K podobnému závěru došly například i Jonášová a Matějková (2007). U ponechaného polomu počty semenáčků na hektar naznačují šance na regeneraci smrkového porostu na této ploše. Podobná situace je i v Tatranském Národním parku po katastrofální vichřici v roce 2004, kde je v polomu ponechaném samovolnému vývoji dostatek přirozené obnovy pro úspěšnou regeneraci lesa (Jonášová a kol. 2010). Zdá se, že vyvrácené stromy mohou hrát podobnou roli jako živé stromy v nenarušeném porostu poskytnutím částečného zastínění, které zabraňuje nadměrnému vysychání stanoviště a tím jsou zde lepší podmínky pro přežívání semenáčků smrku (Ulanova 2000). Je však možné, že vlhkost a zastínění v ponechaném polomu zapříčinily, že se zde již v posledních letech nevyskytly nově vzešlé semenáčky. U vyklizeného polomu mohlo hrát roli extrémní oslunění plochy, které není vhodné pro vzcházení a přežívání semenáčků smrku. Hais a Kučera (2008) uvádějí v letních měsících v okolí Březníku až 30 stupňové výkyvy teplot během dne a noci na asanovaných plochách; naopak v plochách ponechaných samovolnému vývoji byly výkyvy teplot minimální (5 – 10 °C), podobné jako v disturbanci nenarušeném lese.

Významný je také rozdíl mezi dřevem s kůrou a bez kůry; právě součástí asanace je i odkornění kmenů, aby se pod kůrou nemohli vyvíjet kůrovci. Štícha a kol. (2010) zjistili lepší podmínky pro přirozenou regeneraci smrku na rozkládajícím se dřevě s kůrou, které rozkládá houba *Fomitopsis*, než u dřeva bez kůry, které se rozkládá pomocí houby *Gleophyllum*. Ulbrichová a kol. (2006) také považují odkorněné dřevo, kvůli jeho suchosti a tvrdosti, za nepříznivé pro výskyt semenáčků.

Jednoleté semenáčky však byly i v lese nalezeny pouze ve třech exemplářích v každém roce. Tento deficit může být zapříčiněn pokračujícím rozpadem mateřského porostu a dále rozvojem kompetičně silných trav jako jsou *Calamagrostis villosa* a *Avenella flexuosa*.

Fytocenologickým snímkováním byl zjištěn rozdíl ve vegetačním složení mezi jednotlivými plochami. Největší rozdíly byly mezi nenarušeným lesem a oběma polomey, v polomech až na několik jedinců chyběla *Vaccinium myrtillus*, která byla v lese zastoupena z 30 %. Dále byla v obou polomech nižší pokryvnost mechů, pohybovala se v rozpětí 5 – 10 %, v lese mechy pokrývaly 20 % plochy. Vyšší pokryvnost než tomu bylo u lesní plochy měly v obou polomech porosty trav *Avenella flexuosa* a *Calamagrostis villosa*. Možnou příčinou vyšší pokryvnosti těchto druhů trav je otevření ploch slunečnímu záření po větrné disturbanci, které napomohlo jejich rozvoji. Podobně Jonášová, Prach (2008), zjistili zvýšení výskytu těchto druhů na zpracované ploše po kůrovcové kalamitě a Vávrová a kol. (2009) po rozpadu stromového patra zapříčiněném imisním zatížením. Soukupová (2000) popsala dynamiku těchto dvou expanzivních druhů trav, kdy ve 4. až 5. roce kulminuje po rozpadu stromového patra rozvoj třtiny chloupkaté, kterou po vyčerpání živin může vytlačit metlička křivolaká, a tu pak opět po nahromadění dusíku vystřídá třtina chloupkatá. Důsledkem střídání těchto trav může být i úplné zablokování možnosti přirozené regenerace smrku.

V polomech byly nalezeny oproti nenarušenému lesu také další rostlinné druhy jako *Epilobium angustifolium*, *Rubus idaeus* a další již méně zastoupené druhy, které jsou typické pro sekundární sukcesí. V polomech lze očekávat velmi pomalý návrat původní

vegetace, podle Duffyho a Meiera (1992) může tento návrat trvat podle typu lesa až několik desítek let.

Výsledky ukázaly na důležitost výskytu příznivých mikrostanovišť pro přirozenou obnovu smrku ztepilého. K tomuto závěru došlo i více autorů (Jonášová, Prach 2004; Vávrová 2009). Nejpříznivějšími mikrostanovišti pro přežívání semenáčků a jejich zdárný vývoj se ukázaly dle zjištěných poznatků trouch a mrtvé dřevo, ačkoliv byly plošně zastoupeny z ostatních mikrostanovišť nejméně (3 a 4 %). Obecně se většina autorů shoduje na tom, že na rozkládajícím se dřevě se zpravidla nachází vysoký počet semenáčků (Falta a kol. 1999; Jonášová, Prach 2004; Jonášová, Matějková 2007; Vávrová 2009). Význam mrtvého dřeva stoupá především s rostoucí nadmořskou výškou (Korpel 1989). Mrtvé dřevo představuje konkurenční výhodu semenáčků v hustém podrostu bylinné vegetace a udržuje dobré teplotní a vlhkostní podmínky pro jejich rozvoj (Ponge a kol. 1998); dále může mít rozkládající se dřevo relativně vysoký obsah minerálních živin (Svoboda 2005), jsou zde přítomné i ektomykorhizní houby, které mohou zlepšit klíčení a růst semenáčků (Uhliarová a kol. 1999). Starší semenáčky však mohou na rozkládajícím se dřevě odumírat kvůli nedostatku živin pro jejich růst (Kupferschmid, Bugmann 2005). Na mrtvém a trouchnivějícím dřevě se vyskytovalo nejvíce semenáčků smrku i ve vyklizeném a ponechaném polomu. Dostatečné množství na zemi ležícího mrtvého dřeva je důležité pro přirozenou obnovu především v přírodních lesích. Ve větrnou disturbancí nenarušeném lese byl zjištěn objem na zemi ležícího mrtvého dřeva $17 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. Ve vyklizeném polomu to bylo cca $244 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ mrtvého dřeva. Svoboda (2005) zjistil v Trojmezenském pralese objem mrtvého dřeva v rozmezí od $40 - 190 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. Ve středoevropských přírodních lesích je objem mrtvého dřeva odhadován v rozpětí 50 až $200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ (Albrecht 1991, sec. in Vacek a kol. 2007). Na lesní ploše je tedy patrné menší množství rozkládajícího se mrtvého dřeva oproti přírodním lesům.

Mikrostanoviště Opad bylo vyhodnoceno jako nejvhodnější pro vzcházení nových semenáčků; pro přežívání starších semenáčků však bylo vyhodnoceno jako méně vhodné. Podobně Jonášová a Prach (2004) zjistili nejrychlejší úmrtnost semenáčků smrku právě v opadu. Menší vhodnost pro přežívání starších semenáčků smrku na

mikrostanovišti Opad může být způsobena vyššími teplotami a nižší vlhkostí v letních měsících (Ulbrichová a kol. 2000). V obou polomech byl Opad vyhodnocen jako mikrostanoviště s průměrnou vhodností pro přežívání semenáčků smrku ztepilého.

Dobré výsledky přirozené obnovy smrku na nenarušené lesní ploše byly zaznamenány u Mechu a porostu *Vaccinium myrtillus*, v souladu s výsledky Vávrové (2009). Porosty brusnice borůvky poskytují semenáčkům ochranu v zimních měsících (Šerá a kol. 2000). Oproti tomu někteří autoři považují porost brusnice borůvky za nepříznivé prostředí až překážku pro přirozené zmlazení semenáčků (Hannsen 2003; Jonášová, Prach 2004).

Mechy zase naopak díky velké schopnosti absorbovat vodu udržují dobré vlhkostní podmínky pro vývoj semenáčků (Bonan, Shugart 1989). Mikrostanoviště Mech patřilo taktéž ve vyklizeném i ponechaném polomu mezi nejúspěšnější pro přežívání semenáčků smrku ztepilého. Naopak Hrežíková (2009) našla na podobných výzkumných plochách na Černé hoře minimum semenáčků smrku v mechu.

Nejméně příznivým mikrostanovištěm pro přežívání semenáčků smrku ztepilého na lesní ploše se ukázaly porosty trav, složené především z třtiny chloupkaté a metličky křivolaké. Na tomto mikrostanovišti bylo nalezeno nejméně semenáčků i přesto, že jeho pokryvnost dosahovala více jak 20% z celkové plochy. Travinné porosty považuje za nejméně příznivé řada dalších autorů, především z důvodů silné kompetice ze strany těchto trav o světlo, vláhu a živiny (Jonášová, Prach 1994; Šerá a kol. 2000; Hannsen 2003). Podobné výsledky jako u trav na lesní ploše byly získány u mikrostanoviště Vegetace v obou polomech, ve kterých se nevyskytly téměř žádné semenáčky smrku, ačkoliv pokryvnost mikrostanoviště byla v obou případech více jak 50% z celkové plochy.

Důležitá pro udržení stability lesních ekosystémů je také druhová bohatost dřevin. V roce 2009 se v obou polomech začaly objevovat semenáčky ostatních dřevin, a to především vrby jívy (*Salix caprea*) a břízy (*Betula sp.*). V následujícím roce další semenáčky těchto dřevin přibyly. V roce 2009 se na lesní ploše objevily i dva exempláře jeřábu ptačího (*Sorbus aucuparia*) a v roce 2010 vzešel další semenáček tohoto druhu. Vzhledem k tomu, že se žádný dospělý jedinec jeřábu v okolí nevyskytuje, dá se usuzovat, že semena rozšířili ptáci. Hrežíková (2009) našla na

podobných plochách na Černé hoře semenáčky listnáčů již v roce 2007, a to semenáčky jeřábu ptačího (*Sorbus aucuparia*), břízy (*Betula sp.*), buku lesního (*Fagus sylvatica*) a topolu osiky (*Populus tremula*) v počtech několika jedinců.

Významný byl vliv zastínění mateřského porostu na výskyt semenáčků smrku v jednotlivých věkových kategoriích v roce 2008 (Čermák 2009). Jednoleté semenáčky se nejčastěji vyskytovaly na středně zastíněných místech (tj. 30-60 % zastíněné plochy); na takto zastíněných místech nebylo tolik rozvinuté bylinné patro a zároveň zde byl dostatek světla pro vzházení a vývoj semenáčků. Semenáčky ve věku 2 až 4 let, stejně tak jako 5 až 7leté semenáčky, se nejčastěji vyskytovaly na osluněných místech (tj. do 30 % zastínění); pro tyto věkové kategorie semenáčků mělo menší zastínění pozitivní vliv. Tak jako u jednoletých, tak i u 8 až 15letých semenáčků byl zjištěn pozitivní vliv středního zastínění, ačkoliv by měly starší semenáčky dávat přednost spíše místům s dostatkem světla. Tato nelogičnost se dá vysvětlit menším počtem nalezených semenáčků v této věkové kategorii. Na místech s nedostatkem slunečního záření (tj. nad 60 % zastínění) byl u všech věkových kategoriích prokázán negativní vliv tohoto nedostatku pro vzházení a přežívání semenáčků smrku ztepilého.

V roce 2010 klesl korunový zápoj na 42 %. Na počtu semenáčků se však tento pokles neprojevil. Příčinnou může být skutečnost, že k rozpadu části stromového patra, ke kterému došlo v důsledku napadení kůrovci, došlo teprve v srpnu 2010 a přirozená obnova byla sledována již měsíc poté.

V lesním porostu byla zjištěna nízká defoliace primární struktury se středním stupněm transformace struktury koruny. Porost byl tedy v minulosti jen středně zatěžován synergickým působením přírodních a antropogenních faktorů. Na území NP Šumava k podobným výsledkům dospěli i Cudlín a kol. (2001b).

V otázce managementu disturbovaných ploch se podle zjištěných poznatků zdá pro regeneraci horských smrčín v národním parku Šumava výhodné ponechání polomu samovolnému vývoji. Tento management by zachoval autochtonní charakter horské

smrčiny a byla by i docílena přirozená struktura porostu. Právě větrná disturbance je šancí pro návrat k přirozeným lesům v chráněných územích.

Pokud by i v dalších letech docházelo ve vyklizeném polomu k dalšímu úbytku semenáčků smrku, bylo by nezbytné tuto plochu alespoň částečně zalesnit geneticky vhodnými sazenicemi smrku ztepilého.

Pro zachování přirozené obnovy smrku ztepilého na lesní ploše je důležité i přes rozpad stromového patra vyvarovat se nežádoucím zásahům, které by mohly tuto obnovu poškodit, tak jako se to stalo při asanaci vyklizeného polomu.

6 ZÁVĚR

Výsledky výzkumu poukázaly na negativní vliv větrné a následně antropogenní disturbance pro vývoj horské smrčiny na Černé hoře na Šumavě. Rozdíly v počtech semenáčků smrku ztepilého mezi vyklizenou a ponechanou variantou polomu ukazují, že většina stávající přirozené obnovy byla při asanaci zničena. Odkrytá plocha vyklizeného polomu nadále skýtá nepříznivé prostředí pro vzcházení a přežívání semenáčků smrku ztepilého. Ponechaný polom skýtá větší šanci pro regeneraci smrkového porostu. Přirozeně zregenerovaný porost by měl být v budoucnu i více stabilnější proti disturbancím, jako byl orkán Kyrill.

Pro rozvoj přirozeného zmlazení, které je důležité pro udržení ekologické stability horských klimaxových smrčin, se i přes začínající rozpad stromového patra jako příznivý dále ukazuje větrnou disturbancí nenarušený les. Do budoucna je však pravděpodobné, že se bude zvyšovat mortalita semenáčků smrku. Trend snižování přeživších semenáčků smrku ztepilého byl v lesním porostu patrný i v rozdílech mezi roky 2008 až 2010.

Potvrdila se důležitost mikrostanovištních podmínek pro vzcházení a přežívání semenáčků smrku ztepilého. Nejúspěšnějšími mikrostanovišti pro přežívání semenáčků smrku se ukázaly jak v lese, tak ve vyklizeném i ponechaném polomu, Mrtvé dřevo s Trouchem, ačkoliv byly plošně nejméně zastoupeny. Pro přežívání semenáčků bylo i významné mikrostanoviště Mech. Nejméně úspěšnými pro přežívání semenáčků byly v lese mikrostanoviště Trávy a v polomech kategorie Vegetace. Pro vzcházení semenáčků bylo nejúspěšnějším mikrostanovištěm Opad, v obou polomech se nově vzešlé semenáčky smrku nevyskytovaly.

Částečný rozpad mateřského porostu, který zapříčinil snížení korunového zápoje, se zatím neprojevil na přežívání semenáčků smrku ztepilého, ale pravděpodobně ovlivnil jejich vzcházení. Podle zjištěných poznatků byl tento porost v minulosti středně zatížen synergickým působením přírodních a antropogenních faktorů.

7 SEZNAM LITERATURY

Albrecht, L. (1991): Die Bedeutung des toten Holzes im Wald. Forstw. Cbl., 110/2: 106 – 113.

Attwill, P. M. (1994): The disturbance of forest ecosystems: the ecological basis for conservative management. Forest Ecology and Management 63: 247-300.

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: 11-22.

Bonan, G. B., Shugart, H. H. (1989): Environmental factors and ecological processes in boreal forests. Annual Review of Ecology and Systematics 20: 1-28.

Bouget, C., Duelli, P. (2004): The effects of windthrow on forest insect communities: a literature review. Biological Conservation 118: 281-299.

Bouše, J. a kol. (2001): Oblastní plán rozvoje lesů – PLO 13 – Šumava. Brandýs n. L., ÚHÚL, 271 s.

Brang, P. (1996): Ansamungsgut und Verteilung der Direktstrahlung in schlitzförmigen Bestandsöffnungen zwischenalpiner Fichtenwälder. Schweiz. Z. Forstwes 147: 761 – 784.

Brázdil, R., Pfister, Ch., Wanner, Storch, H., Luterbacher, J. (2005): History of weather and climate in the Czech lands VI: strong winds. Masaryk University Brno: 378 p.

Burschel, P., Huss, J. (1997): Grundriss des Waldbaus. Ein Leitfaden für Studium und Praxis. (2 aufl.), Berlin, 488 p.

Cudlín, P., Novotný, R., Moravec, I. & Chmelíková, E. (2001a): Retrospective evaluation of the response of montane forest ecosystems to multiple stress. *Ekológia* 20: 108-124.

Cudlín, P., Moravec, I., Chmelíková, E. (2001b): Retrospektivní sledování stavu smrkových ekosystémů v Národním parku Šumava. *Silva Gabreta* 6: 249 – 258.

Culek M., (ed.) (1996): Biogeografické členění České republiky, ENIGMA, Praha, 347 s.

Čermák, M. (2009): Vliv stanovištních podmínek na přirozenou obnovu smrkových porostů na Šumavě. Bak. práce, ZF, JcU v Českých Budějovicích, 50 s.

Čermák, P., Jankovský, L. (2006): Škody ohryzem, loupáním a následnými hnilobami. Lesnická práce, Brno, 50 s.

Čermák, P. (2008): Vliv zvěře na stav a vývoj lesních ekosystémů. *Ochrana přírody*, 1/2008, roč. 63: 28 – 30.

Diaci, J., Pisek, R., Boncina, A. (2005): Regeneration in experimental gaps of subalpine *Picea abies* forest in the Slovenian Alps. *European Journal of Forest Research* 124: 29 – 36.

Duffy, D. C., Meier, A. J. (1992): Do Appalachian herbaceous understories ever recover from clearcutting? *Conservation Biology* 6: 196–201.

Falta, V. (2002): Prežívání semenáčků smrku ztepilého (*Picea abies* (L.) Karst.) a jeřábu ptačího (*Sorbus aucuparia* L.) v narušených lesních ekosystémech Krkonoš a Krušných hor. Disertační práce, ZF, JU České Budějovice.

Fanta, J. (2008): Práce s lesem v národních parcích po orkánu Kyrill. Ochrana přírody, 1/2008, roč. 63: 11 – 17.

Fiala, K., Tůma, I., Holub, P. (2007): Porosty trav na odlesněných plochách – nežádoucí buřeň?, Živa 5, roč. 55 (93), Academia, Praha, str. 203 – 205.

Fischer, A., Lindner, M., Abs, C., Lasch, P. (2002): Vegetation dynamics in Central European forest ecosystem (near-natural as well as managed) after storm events. Folia Geobotanica 37: 17-32.

Flousek, J. (1997): Monitoring ptáků a savců v Krkonošském národním parku. In: Geoekologické problémy Karkonoszy, Przesieca, s. 15-21.

Gallet, C. (1993): Allelopathic potential in bilberry-spruce forest: Influence of phenolic compounds on spruce seedlings. Journal of Chemical Ecology 20: 1009 - 1024.

Germino, M. J., Smith, W. K., Resor, A. C. (2002): Conifer seedling distribution and survival in an alpine-treeline ecotone, Plant Ecology 162: 157-168.

Hais, M., Kučera, T. (2008): Surface temperature change of spruce forest as a result of bark beetle attack: Remote sensing and GIS approach. European Journal of Forest Research, 127: 327 – 336.

Hanssen, K. H. (2003): Natural regeneration of *Picea abies* on small clear-cuts in SE Norway, Forest Ecology and Management 180: 199 – 213.

Harmon, M. E., Franklin, J. F., Swanson, F. J., Sollins, P., Gregory, S. V., Lattin, J. D., Anderson, N. H., Cline, S. P., Aumen, N. G., Sedell, J. R., Lienkaemper, G. W., Cromack, K., Cummins, K. W. (1986): Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. Advances in Ecological Research 34: 59 – 234.

Hofmeister, J., Svoboda, M. (2007): Samovolný vývoj horských lesů: Odpovědný přístup k ochraně přírody, či nezodpovědný experiment? Lesnická práce 05/07, roč. 86: 13 – 15.

Holeksa, J. (1998): Rozpad drzewostanu i odnowienie swierka a struktura i dynamika karpackiego boru gornoreglowego. Monographie botanicae Lodz, 82, 210 s.

Hrežíková, M. (2009): Přirozená obnova horských smrčín po větrné disturbanci – vliv managementu. Diplomová práce, depon. in Knihovna Př F JcU v Českých Budějovicích, s. 15-24.

Hruška, J., Cienciala E., (eds.) (2001): Dlouhodobá acidifikace a nutriční degradace lesních půd – limitující faktor současného lesnictví, MŽP, Praha, s. 12-85.

Janda, P., Bače, R., Svoboda, M., Starý, M. (2010): Věková a prostorová struktura horského smrkového lesa v I. zóně „Trojmezna“ v NP Šumava, Silva Gabreta 16 (1): 43 – 59.

Jelínek, J. (2005): Od jihočeských pralesů k hospodářským lesům Šumavy. MZe, ÚHÚL Brandýs nad Labem, 124 s.

Jonášová, M., Prach, K. (2004): Central-European mountain spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) forests: regeneration of tree species after a bark beetle outbreak. - Ecological Engineering 23: 15-27.

Jonášová, M., Matějková, I. (2007): Natural regeneration and vegetation changes in wet spruce forests after natural and artificial disturbances. Canadian Journal Forest Research 37: 1907-1914.

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: 1525 - 1535.

Jonášová, M., Vávrová, E., Cudlín, P. (2010): Western Carpathian mountain spruce forest after a windthrow: Natural regeneration in cleared and uncleared areas. *Forest Ecology and Management* 259: 1127–1134.

Jonsson, B. G., Esseen, P. (1990): Treefall disturbance maintains high bryophyte diversity in boreal spruce forest. *Journal of Ecology* 78: 924 – 936.

Korpel', Š. (1989): *Pralesy Slovenska*, Veda, Bratislava, 328 s.

Kubát, K. (ed.) (2002): *Klíč ke květeně České republiky*. Academia, Praha, 928 s.

Kučera, T. (2001): Horské třtinové smrčiny. In: Chytrý, M., Kučera T., Kočí, M. (eds.), *Katalog biotopů České republiky*, Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha, s. 219 – 220.

Kuuluvainen, T., Kalmari, R. (2003): Regeneration microsites of *Picea abies* seedlings in a windthrow area of a boreal old-growth forest in southern Finland. *Annales Botanici Fennici* 40: 401-413.

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.

Kupka, I. (2004): Přirozená a umělá obnova, jejich přednosti, omezení a nevýhody. In: *Přirozená a umělá obnova – přednosti, nevýhody a omezení*. Sborník ze semináře, 23. března 2004, Kostelec nad Černými lesy, ČZU Praha, s. 5-7.

Lička, D. (2008): Management tlejícího dřeva a jeho význam pro biodiverzitu lesních ekosystémů a pro lesní hospodářství. Disertační práce, LDF MZLU, Brno, 99 s.

Lindenmayer, D. B., Foster, D. R., Franklin, J. F., Hunter, M. L., Noss, R. F., Schmiegelow, F. A., Perry, D. (2004): Salvage harvesting policies after natural disturbance. *Science* 303: 1303.

Ložek, V. (2001): Geologie. Geomorfologie. In: Neuhäuslová, Z., (ed). *Silva Gabreta*. Supplementum 1: 18-21.

Maubon, M., Ponge, J. F., Andre, J. F. (1995): Dynamics of *Vaccinium myrtillus* patches in mountain spruce forests. *Journal of Vegetation Science* 6: 343–348.

Mayer, H., Ott, E. (1991): *Gebirgswaldbau – Schutzwaldpflege*. 2. Auflage, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York.

Metslaid, M., Jögiste, K., Nikinmaa, E., Keith Moser, W., Porcar-Castell, A. (2007): Tree variables related to growth response and acclimation of advance regeneration of Norway spruce and other coniferous species after release. *Forest Ecology and Management* 250: 56–63.

Míchal, I., Buček, A., Hudec, K., Lacina, J., Macků, J., Šindelář, J. (1992): *Obnova ekologické stability lesů*. Academia, Praha, 169 s.

Míchal, I., Petříček, V. (eds.) (1999): *Péče o chráněná území II., Lesní společenstva*. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha, 713 s.

Moravec J. (red.) (2002): *Přehled vegetace České republiky, Svazek 3 – Jehličnaté lesy*. Academia, Praha, 127 s.

Nakamura, T. (1992): Effect of bryophytes on survival of conifer seedlings in subalpine forests of central Japan. *Ecological Research* 7/2: 155–162.

Nascher, F. A. (1979): Zur waldbaulichen Bedeutung des Rothirschverbisses in der Waldgesellschaft des subalpinen Fichtenwalds in der Umgebung des Schweizerischen Nationalparks. Dissertation an der ETH Zürich (Diss. Nr. 6373).

Němec, J., Pojer, F. (eds.) (2007): Krajina v České republice. Consult, Praha, 399 s.

Neuhaüsová, Z., Blažková, D., Grulich, V., Husová, M., Chytrý, M., Jeník, J., Jirásek, J., Kolbek J., Kropáč, Z., Ložek, V., Moravec, J., Prach, K., Rybníček, K., Rybníčková, E., Sádlo, J. (1998): Mapa potenciální přirozené vegetace České republiky. Academia, Praha, 341 s.

Ohlson, M., Zackrisson, O. (1992): Tree establishment and microhabitat relationships in north Swedish peatlands. *Canadian Journal of Forest Research* 22: 1869-1877.

Peterson, C. J., Carson, W. P. (1996): Generalizing forest regeneration models: the dependence of propagule availability on disturbance history and stand size. *Can. J. For. Res.* 26 (1): 45-52.

Poleno, Z., Vacek, S. (eds.) (2007): Pěstování lesů I. Ekologické základy pěstování lesů. Praha, Lesnická práce s.r.o., 315 s.

Ponge, J. F., André, J., Zackrisson, O., Bernier, N., Nilsson, M., Gallet., Ch. (1998): The forest regeneration puzzle, Biological mechanism in humus layer and forest vegetation dynamics. *BioScience* 7: 523–530.

Rammig, A., Fahse, L., Bugmann, H., Bebi, P. (2005): Forest regeneration after disturbance: A modelling study for the Swiss Alps. *Forest Ecology and Management* 222: 123–136.

Richard, F., Chausson, J. S., Surber, E. (1958): Der Einfluss der Wasserbedingung und der Bodenstruktur auf das wachstum von Fichtenkeimlingen. Mitt. Schweiz. Anst. Forstl. Versuchswes 34: 1-34.

Schmidt-vogt, H. (1987): Die Fichte. 2. Auflage, Band I, Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin, 647 s.

Schmidt-vogt, H. (1991): Die Fichte. Band II/3, Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin, 781 s.

Schroeder, M. L., Lindelöv, A. (2002): Attacks on living spruce trees by bark beetle *Ips typographus* (Col. Scolytidae) following a storm felling: a comparison between stands with and without removal of wind-felled trees. Agricultural and Forest Entomology 4: 47 – 56.

Schwarz, O. (1997): Rekonstrukce lesních ekosystémů Krkonoš. Správa KRNAP, 174 s.

Směrnice č. 7/2007: Pro obnovu lesa v Národním parku Šumava. Správa NP a CHKO Šumava, s. 1-8.

Soukupová, L. (2000): Soupeření stromů a trav v horských smrčínách. Živa, 6/2000, 48 (86): 252 – 255.

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 Pap. 30: 26.

Svoboda, M. (2005): Množství a struktura mrtvého dřeva a jeho význam pro obnovu lesa ve smrkovém horském lese v oblasti rezervace Trojmezna. Reports of Forestry Research 50: 33-45.

Svoboda, M. (2008): Efekt disturbancí na dynamiku horského lesa s převahou smrku ve střední Evropě. Ochrana přírody 1/2008, roč. 63: 24 – 26.

Šantrůčková, H., Vrba, J. (eds.) (2010): Co vyprávějí šumavské smrčiny, Průvodce lesními ekosystémy Šumavy. Správa NP a CHKO Šumava, Vimperk, 153 s.

Šerá, B., Falta, V., Cudlín, P., Chmelíková, E. (2000): Contribution to knowledge of natural growth and development of mountain Norway spruce seedlings. Ekológia (Bratislava) 19: 420-434.

Štícha, V., Kupka, I., Zahradník, D., Vacek, S. (2010): Influence of micro-relief and weed competition on natural regeneration of mountain forests in the Šumava Mountains. Journal of Forest Science 56: 218 – 224.

Tremblay, J-P., Huot, J., Potvin, F. (2007): Density-related effects of deer browsing on the regeneration dynamics of boreal forests. Journal of Applied Ecology 44: 552 – 562.

Uhliarová, Š., Škrdla, P., Poustka, V., Lepšová, A. (1999): Mrtvá dřevní hmota a její význam pro obnovu lesa. In: Konference Monitoring, výzkum a management ekosystémů NP Šumava, 1.–2. 12. 1999, Kostelec nad Černými lesy. Praha, ČZU, FLE, s. 81–87.

Ulanova, N. G. (2000): The effects of windthrow on forest at different spatial scales: a review. Forest Ecology and Management 135: 155-167.

Ulbrichová, I., Remeš, J., Zahradník, D. (2006): Development of the spruce natural regeneration on mountain sites in the Šumava Mts. *Journal of Forest Science* 52: 446 – 456.

Vacek, S., Mayová, J. (2000): K problematice vegetační stupňovitosti NP Šumava. In: Podhrázský, V.: Monitoring, výzkum a management ekosystémů Národního parku Šumava. Sborník z celostátní konference. Kostelec nad Černými lesy, 27. a 28. listopadu 2000. Praha, ČZU, s. 138 – 141.

Vacek, S. (2001): Přirozená obnova lesních porostů v horských oblastech. In: Slodičák, M. & Novák, J. (eds.): Současné otázky pěstování horských lesů. Sborník ze semináře, Opočno 13. – 14.9. 2001, VÚLHM VS Opočno, s. 205-207.

Vacek, S. (ed.) (2003): *Horské lesy České Republiky*. MZe, Praha, 318 s.

Vacek, S., Simon, J., Remeš, J. (eds.) (2007): *Obhospodařování bohatě strukturovaných a přírodě blízkých lesů*. Lesnická práce, Praha, 448 s.

Vacek, S., Podrázský V. (2008): Stav, vývoj a management lesních ekosystémů v průběhu existence NP Šumava. *Lesnická práce*, Praha, 62 s.

Vacek, S., Krejčí, F. (eds.) (2009): *Lesní ekosystémy v Národním parku Šumava*. Lesnická práce, Kostelec n. Č. l., 512 s.

Vacek, S., Nosková, I., Bílek, L., Vacek, Z., Schwarz, O. (2010): Regeneration of forest stands on permanent research plots in the Krkonoše Mts. *Journal of Forest Science* 56: 541 – 554.

Vávrová, E. (2003): Přirozená obnova smrku ztepilého (*Picea abies*) a dynamika sukcese dominant bylinného patra v průběhu rozpadu horských smrkových ekosystémů v Krkonoších. – Diplomová práce, ÚŽP, Př F UK, Praha, 85 s.

Vávrová, E. (2009): Dynamika přízemní vegetace a přirozená generativní obnova smrku ztepilého v horských smrčínách Krkonoš v období po výrazném snížení imisí SO₂, (disert. práce, ÚŽP, Přír. fak. UK, Praha). 151 s.

Vávrová, E., Cudlín, P., Jonášová, M. (2007): Regenerační procesy horských klimaxových smrčín Krkonoš, In: Štursa, J. Knapik, R. (eds): Geologické problémy Krkonoš. Sborn. Mez. Věd. Konf., říjen 2006, Svoboda nad Úpou. Opera Corcontica 44/2: 437 – 444.

Vávrová, E., Cudlín, O., Vavříček, D., Cudlín, P. (2009): Ground vegetation dynamics in mountain spruce (*Picea abies* (L.) Karsten) forest recovering after air pollution stress impact. *Plant Ecol.* 205: 305-321.

Vinš, B. (ed.) (1998): Ochrana přírody a péče o les v Národním parku Šumava. MŽP, Praha, 47 s.

Vorčák, J., Merganič, J., Saniga, M. (2006): Structural diversity change and regeneration processes of the Norway spruce natural forest in Babia hora NNR in relation to altitude. *Journal of Forest Science* 52: 399 – 409.

Webb, S. L. (1989): Contrasting windstorm consequences in two forests, Itasca State Park, Minnesota. *Ecology* 70:1167 - 1180.

Wermelinger, B. (2004): Ecology and management of the spruce bark beetle *Ips typographus* - a review of recent research, *Forest Ecology and Management* 202: 67 – 82.

Zatloukal, V. (1998): Historické a současné příčiny kůrovcové kalamity v Národním parku Šumava. *Silva Gabreta* 2: 327-357.

Zelenková, E. (ed.) (2000): Plán péče Národního parku Šumava na období 2001 – 2010. Vimperk, 140 s.

Zlatník, A. (1968): Teoretická kritéria pro výběr a rozlohu chráněných území. Čsl. ochrana přírody, 6: 31 – 42.

8 SEZNAM PŘÍLOH:

Příloha č. 1: Transformace struktury koruny vybraných stromů na TVP Les, na Černé hoře (2010).

Příloha č. 2: Fytcenologický snímek TVP Les na Černé hoře (2010).

Příloha č. 3: Fytcenologický snímek TVP Vyklizený polom na Černé hoře (2010).

Příloha č. 4: Fytcenologický snímek TVP Ponechaný polom na Černé hoře (2010).

Příloha č. 5: Fotofokumentace TVP na Černé hoře (2010).

Příloha č. 1: Transformace struktury koruny vybraných stromů na TVP Les, na Černé hoře (2010).

Černá hora							Datum: 26.8.2009										
Průměr								31	63	49		1,6		9	2	1,6	
Směrodatná odchylka								8,1	11,5	15,9		0,6		11,5	2,7		
číslo stromu	sociální postavení	typ větvení	vícerák	juvenilní část	produkční část	saturační část	tvár horní části koruny	typ vrcholu	celková defoliace	def. primární struktury	% sekundárních výhonů	typ poškození	stupeň transformace	zlomy	žloutnutí	reznutí	šišky
1	2	2	0	3	25	60	3	1	35	55	35	4	1	0	0	1	1
2	1	(1)>2	0	4	25	85	1	1	35	60	45	4	2	0	5	0	0,5
3	2	(2)>(1)	0	2	30	65	3	2	25	70	60	4	2	0	5	0	3
4	2	1	0	3	20	60	2	2	25	40	20	4	1	0	5	0	2
5	2	(1)>2	0	2	20	55	2	2	25	60	55	4	2	0	20	5	0,5
6	2	1>(2)	0	4	25	50	1	1	35	60	30	4	1	0	5	0	0,5
7	2	(1)>2	0	2	20	60	2	2	35	45	20	4	1	0	5	5	0,5
8	2	2	0	2	25	90	2	2	20	75	70	4	2	0	5	1	3
9	1	2	0	2	25	70	2	2	40	85	75	4	3	0	0	1	2
10	2	2	0	3	25	65	2	2	40	80	65	4	2	0	5	1	3
11	2	1>2	0	3	25	90	6,2	2	35	60	45	4	1	2	5	1	3
12	1	2	0	3	30	70	1	2	25	80	75	4	2	0	5	0	3
13	2	2	0	2	15	25	2	2	35	65	55	4	2	0	1	1	0,5
14	2	(1)>2	3/2	2	25	70	3	2	40	75	60	4	2	0	15	0	3
15	2	(1)>2	0	2	25	85	5	2	35	55	30	4	1	1	15	5	1
16	2	(3)>2	0	4	20	85	1	1	25	45	25	4	1	0	5	0	0,5
17	2	2	0	1	25	85	5	0	55	55	90	6	3	2	50	10	0
18	2-3	1-(2)	0	5	35	90	3	2	40	65	45	4	1	0	0	0	2
19	2	(1)-2	0	3	20	60	2	2	30	70	55	4	2	0	5	0	1
20	2	1-2	1	5	25	75	2-3,6	1	20	45	25	4	1	1	0	0	2

Příloha č. 2: Fytcenologický snímek TVP Les na Černé hoře (2010).

plocha: Černá hora - Les
datum: 8.7.2010
porost:
GPS:
nm.v.: 1 283
exp.: JV
sklon: 5 %

úroveň	druh	zastoupení %		
E3 70 %	<i>Picea abies</i>	100		
E2 0 %				
E1 75 %	<i>Avenella flexuosa</i>	30	zmlazení	míra
	<i>Calamagostris villosa</i>	40	<i>Picea abies</i>	dostatečně
	<i>Dryopteris carthusiana</i>	+	<i>Sorbus aucuparia</i>	ojediněle
	<i>Luzula sylvatica</i>	+		
	<i>Trientalis europea</i>	R		
	<i>Vaccinium myrtillus</i>	30		
E0 20 %				

Příloha č. 3: Fytocenologický snímek TVP Vyklizený polom na Černé hoře (2010).

plocha: Černá hora - Vyklizený polom
datum: 8.7.2010
porost:
GPS:
nm.v.: 1 248
exp.: JV
sklon: 7%

úroveň	druh	zastoupení %
E3 0 %		
E2 5 %	<i>Sorbus aucuparia</i>	100

E1 60 %	<i>Avenella flexuosa</i>	40	zmlazení	míra
	<i>Calamagrostis villosa</i>	40	<i>Picea abies</i>	ojediněle
	<i>Carex sp.</i>	R	<i>Salix caprea</i>	ojediněle
	<i>Dryopteris carthusiana</i>	R	<i>Betula sp.</i>	ojediněle
	<i>Epilobium angustifolium</i>	10		
	<i>Luzula sylvatica</i>	5		
	<i>Rubus idaeus</i>	5		
	<i>Rumex alpinus</i>	R		
E0 5%				

Příloha č. 4: Fytcenologický snímek TVP Ponechaný polom na Černé hoře (2010).

plocha: Černá hora - Ponechaný polom				
datum: 8.7.2010				
porost:				
GPS:				
nm.v.: 1 240				
exp.: JV				
Sklon: 7%				
úroveň	druh	zastoupení %		
E3 0%				
E2 0%				
E1 85 %	<i>Avenella flexuosa</i>	35	zmlazení	míra
	<i>Calamagostris villosa</i>	50	<i>Betula sp.</i>	ojediněle
	<i>Carex sp.</i>	R	<i>Picea abies</i>	ojediněle
	<i>Dryopteris dilatata</i>	+	<i>Salix caprea</i>	ojediněle
	<i>Epilobium angustifolium</i>	5		
	<i>Luzula sylvatica</i>	10		
	<i>Rubus idaeus</i>	+		
	<i>Vaccinium myrtillus</i>	R		
E0 10%				

Příloha č. 5: Fotodokumentace



a)



b)



c)



d)

Černá hora (2010): a) vyklizený polom; b) ponechaný polom; c) semenáčky smrku ztepilého na mrtvém dřevě v nenarušeném lese; d) semenáček smrku ztepilého.