

Česká zemědělská univerzita v Praze

DISERTAČNÍ PRÁCE

2010

Václav Štícha

Česká zemědělská univerzita v Praze
Fakulta lesnická a dřevařská



Vliv mikrostanoviště na přirozenou obnovu a svrchní
humusové horizonty v NP Šumava

Disertační práce

Influence of microsite conditions to natural regeneration and
humus layers in the National Park Šumava

Dissertation thesis

Jméno a příjmení autora: Ing. Václav Štícha

Název disertační práce: Vliv mikrostanoviště na přirozenou obnovu a svrchní humusové horizonty v NP Šumava

Název disertační práce v angličtině: Influence of microsite conditions to natural regeneration and humus layers in the National Park Šumava

Studijní program: DSP

Studijní obor: Pěstování lesa

Školitel: Prof. Ing. Ivo Kupka, CSc.

Rok obhajoby: 2010

Klíčová slova v češtině: přirozená obnova, horské lesy, smrk

Klíčová slova v angličtině: natural regeneration, mountain forests, spruce

Prohlášení:

Prohlašuji, že jsem předkládanou disertační práci vypracoval samostatně s použitím uvedených pramenů.

V Praze dne

Václav Štícha

Zpracování disertační práce proběhlo v letech 2007 – 2009 v rámci projektu „Management biodiverzity v Krkonoších a na Šumavě“ e.č. 2B06012, zadaného MŠMT v roce 2006.

Poděkování

Děkuji svému školiteli Prof. Ing. Ivo Kupkovi, CSc. a panu Prof. RNDr. Stanislavu Vackovi, DrSc. za veškerou podporu a čas, který mi věnovali při zpracování této disertační práce. Dále děkuji i těm, kteří mi významně pomohli při sběru dat, zejména panu Ing. Lukášovi Bílkovi, Ph.D., panu Mgr. et Mgr. Bc. Filipu Dostálovi a svému bratru Janu Štíchovi.

Obsah

1. Cíl práce.....	3
2. Horské lesy.....	4
2.1. Úvod	4
2.2. Charakteristika horských lesů	5
2.2.1. Přirozené smrčiny	6
2.2.2. Management horských lesů	6
2.2.3. Koncept ekologické stability horských lesů	7
2.2.4. Struktura a dynamika horských lesů	8
2.2.5. Vliv vnějších činitelů na strukturu horských lesů.....	11
2.2.6. Obnova horských lesů.....	14
2.3. Faktory ovlivňující charakter přirozené obnovy	18
2.3.1. Pastva zvěře.....	19
2.3.2. Odumřelé dřevo.....	19
2.3.3. Dominanta bylinného patra, mikrorelief.....	22
2.3.4. Výživa semenáčků	24
2.3.5. Semenná banka.....	24
2.3.6. Humusová vrstva	25
2.3.7. Kořenová soustava stromů	25
2.3.8. Ostatní faktory	26
2.4. Podsadba	27
2.5. Meliorační a zpevňující dřeviny v horských polohách.....	28
2.6. Národní park Šumava.....	31
2.7. Přirozená obnova v NP Šumava	32
3. Metodika	40
3.1. Charakteristika trvalých výzkumných ploch.....	40
3.2. Metodika sběru dat.....	47
3.3. Vyhodnocení dat.....	48
3.3.1. Porovnání míry zmlazení.....	48

3.3.2. Porovnání mocností humusových horizontů, vliv mikrostanoviště na výšku semenáčků.....	49
3.3.3. Index reliéfní variability	49
4. Výsledky, diskuse	50
4.1. Charakter přirozeného zmlazení	50
4.1.1. Druhová struktura	50
4.1.2. Výškové rozdělení.....	52
4.1.3. Přírusty, vývoj.....	55
4.2. Vliv mikrostanoviště na charakter přirozené obnovy.....	56
4.2.1. Vliv mikrostanoviště (mikroreliéfu, dominanty a substrátu) na výskyt zmlazení.....	56
4.2.2. Vliv mikroreliéfu na zmlazení.....	56
4.2.3. Vliv dominanty a substrátu na zmlazení.....	59
4.2.4. Vliv mikrostanoviště (mikroreliéfu, dominanty a substrátu) na výšku semenáčků	62
4.3. Vliv mikrostanoviště na mocnost humusových horizontů.....	64
4.3.1. Mocnost humusových horizontů.....	64
4.3.2. Vliv mikrostanoviště na mocnost humusových horizontů.....	68
4.4. Reliéfní variabilita.....	69
5. Závěr.....	71
Summary.....	76
Literatura.....	80
Přílohy.....	90

1. Cíl práce

Základním problémem horských lesů pod výrazným imisně ekologickým zatížením je zajištění jejich ekologické stability a biodiversity jako kategorického požadavku uplatňování principů trvalé udržitelnosti.

Přírozená obnova je jedním ze základních problémů, který je třeba zkoumat s ohledem na komplexní pochopení dynamiky horských lesních ekosystémů. Šetření přírozené obnovy lesa na plochách po proběhlé kůrovcové kalamitě na Šumavě (které probíhá v rámci projektu „Management biodiverzity v Krkonoších a na Šumavě“ (e.č. 2B06012, doba řešení 2006-2011) je součástí testování dvou hypotéz:

- (1) Jak se liší charakter a struktura přírozené obnovy podle stavu a dynamiky vývoje odumírání mateřského porostu?
- (2) Jsou zjištěné počty jedinců obnovy, jejich struktura, vitalita a biodiverzita dostatečné z hlediska zajištění funkčních lesních ekosystémů?

V rámci výše zmíněného projektu je pozornost dále věnována destruktivnímu vlivu orkánu Kyrill (leden 2007) na strukturu a zdravotní stav lesních ekosystémů na trvalých výzkumných plochách. Pro objasnění výše uvedených otázek je třeba použít nejen postupy obvyklé ve výzkumu pěstování lesa, dendrometrie a hospodářské úpravy lesa, ale i ekologie, pedologie, fytoecologie, bioklimatologie a biomatematiky.

Předkládaná disertační práce si klade za cíl zjistit a popsat charakter přírozené obnovy na vybraných trvalých výzkumných plochách (druhové složení, výšková struktura, přírůstky), dále zhodnotit mocnost svrchních humusových vrstev (jako jeden z důležitých faktorů ovlivňujících charakter stanoviště) a obojí zhodnotit ve vztahu k vybraným mikrostanovištním faktorům:

- a) mikroreliefu (vyvýšeniny, prohlubně, rovina, svah)
- b) dominantnímu druhu bylinného patra

Pracovní hypotéza byla formulována takto:

Jaký má vliv na přírozenou obnovu a na mocnost humusových vrstev charakter mikrostanoviště (mikrorelief, substrát, dominantní bylinného patra)?

2. Horské lesy

2.1. Úvod

V současné době se mění lesnické paradigma od lesního hospodářství jako národohospodářského odvětví k lesnictví chápanému jako soubor přírodovědných, technických a socioekonomických vědeckých oborů a praktických disciplín, které se zabývají poznáním, ochranou, vytvářením a využíváním lesních ekosystémů a jejich krajinných vlivů s cílem optimálního, trvalého a vyváženého využívání ekonomických, ekologických, environmentálních a společenských funkcí lesa v krajině v lokálním, regionálním i globálním měřítku (VACEK a kol. 2007). Ke konci 20. století došlo v celosvětovém kontextu k posílení ekologického myšlení a k prosazování myšlenky vyváženosti ekonomických, ekologických i sociálních funkcí lesního ekosystému (VACEK a kol. 2007). Současným cílem lesního hospodaření i ochrany přírody je zachování lesního biomu, bez čehož nelze realizovat ani antropocentrické funkce ani biocentrické požadavky ochrany lesních biotopů (VACEK a kol. 2007).

Horské lesy poskytují trvalou a efektivní ochranu oblastem, které se pod nimi nacházejí. Tato jejich funkce je závislá na stavu a struktuře těchto lesů (BRANG et LESSIG 2000). Lesy vzniklé po rozsáhlých kalamitách (např. větrných) jsou více náchylné už svou strukturou k tomu, aby byly opět poškozeny na větší ploše a jejich ochranná funkce je tak minimalizována (BRANG et LESSIG 2000). Ve střední Evropě díky současným sociálně-ekonomickým podmínkám ustupuje funkce produkce dřeva u těchto lesů do pozadí, ale ochranná funkce - zejména lesů na prudkých svazích, se sklonem více než 50 % - je stále významnější (BRANG et LESSIG 2000). Přírodní lesy mají charakter dynamicky se vyvíjejícího ekosystému, takže cílem jejich managementu není jen zachování určitého stavu, ale spíše zachování spontánní dynamiky. Tyto lesy jsou však dlouhodobě více nebo méně ovlivňovány činností člověka a tato skutečnost vyžaduje diferencovaný přístup k jejich managementu. Většina porostů tak neodpovídá svým druhovým složením i prostorovou strukturou lesům přirozeným a není možné od jejich aktivního managementu bez větších rizik upustit a výše uvedené zásady vytvářejí aktuální paradigmatický rámec, ve kterém by se měly pohybovat aktivity všech, kteří se ať přímo nebo nepřímo podílejí na

přípravě a realizaci konkrétních úkonů lesnického managementu. Přirozená obnova je jen jedním aspektem, který je třeba zkoumat z důvodu porozumění dynamice horských lesních ekosystémů. Proto je v následujícím textu popsáno více faktorů, do kterých je třeba problematiku přirozené obnovy zařadit, aby byl patrný její význam v kontextu celkové problematiky horských lesů a jejich managementu.

2.2. Charakteristika horských lesů

Za horské lesy považuje většina českých a slovenských autorů lesy rostoucí v 5. až 8. lesním vegetačním stupni (HLADÍK et al. 1993). Jiní, zejména němečtí a švýcarští autoři, jen lesy v oblastech pod horní hranicí lesa, která je v různých pohořích Evropy položena různě vysoko (DETSCH et al. 2000).

V převážné většině těchto lesů je současnou hlavní dřevinou smrk, v šestém a sedmém vegetačním stupni tomu tak bylo i v druhové skladbě výrazně neovlivněné člověkem. Smrk je dřevina s velkou ekovalencí a proto zaujímá rozsáhlý euroasijský areál. Jeho vertikální rozšíření se mění v závislosti na zeměpisné šířce. Na severu Evropy roste v nížinách a pahorkatinách, ve střední Evropě byl smrk původně převážně horskou dřevinou. Jeho areál rozšíření se však postupně vlivem hospodaření výrazně zvětšil (NOŽIČKA 1972, MRÁČEK et PAŘEZ 1986).

Strukturu horských lesů nemůžeme samozřejmě zužovat jen na problematiku druhové skladby. Mnohem podstatnější je jejich výšková a tloušťková diferenciacce (SPIECKER et al. 1996, KLIMO et al. 2000), která zejména v lesích přírodě blízkých je více důležitá, než věková struktura. Věková struktura totiž v lesích tohoto charakteru ztrácí význam a není určující charakteristikou pro pěstební intervence.

2.2.1. Přirozené smrčiny

Přirozená společenstva smrku se na území ČR vyskytují především na stanovištích mírně čerstvých, čerstvých, velmi čerstvých až podmáčených, na okrajích rašelinišť a vrchovišť a na balvanitých sutích. Nejčastěji se vyskytující horské klimaxové smrčiny patří do supramontánní klimaxové acidofilní horské smrčiny silikátových podkladů (asociace *Calamagrostis-villosae-Piceetum*). Vzácně se vyskytují montánní horské smrčiny na extrémních svažitéch a suťových stanovištích (asociace *Dryopterio dilatatae-Piceetum* a *Anastrepto-Picetum*), řídce se vyskytují supramontánní až subalpínské klimaxové smrčiny niv s převládající papratkou (*Athyrio alpestris-Piceetum*) (MUSIL 2003). Klimaxové smrčiny se vyskytují v 8. LVS od 1250-1300 m.n.m. a pokrývají tak pouze nejvyšší šumavské hřebeny, jen ojediněle sestupují až do 1000 m.n.m. do míst, kde vzhledem k nepříznivým podmínkám nemá smrk konkurenci. Lokality jsou klimaticky podmíněny průměrnou roční teplotou od 2.5 do 4.0 °C, průměrným ročním úhrnem srážek od 1200 do 1500 mm a délkou vegetační doby od 60 do 100 dní. Ve stromovém patře převládá smrk s vtroušeným jeřábem, ojediněle s klenem, bukem lesním a jedlí bělokorou. Proředěná horní (stromová) hranice lesa přechází do skupin s borovicí klečí (*Pinus mugo*). V bylinném patře převládá *Calamagrostis villosa*, *Athyrium distentifolium*, z mechů *Polytrichum formosum* a *Dicranum scoparium*. Osmý lvs. zaujímá 1.69 % plochy lesů ČR (HORN 2005).

2.2.2. Management horských lesů

V managementu lesů se zvýšeným zájmem ochrany přírody nestačí pouze systém trvale udržitelného hospodaření. Posláním těchto území je uchování přírodních hodnot nebo zlepšování současného stavu pomocí diferencované přírodě blízké péče (MOUCHA 1999).

Tímto způsobem hospodaření jsou maximálně využívány spontánní procesy a postupně se omezují umělé vklady energie. Modelem pro tento způsob managementu jsou zbytky přírodních a přirozených lesů. Důležitým kritériem hodnocení přírodě blízkého lesa je:

- ekologická stabilita (schopnost lesního ekosystému uchovávat se v podmínkách působení vnějších faktorů)

- biodiverzita (pestrost uvnitř druhů i mezi druhy a rozmanitost ekosystému)
- produktivita ekosystému (výsledek toku a dynamiky faktorů- energie, teplo živiny, voda; produktivitu určuje jejich poměr)

(VACEK, PODRÁZSKÝ 1999).

V rámcových zásadách managementu v NP Šumava se jedná zejména o:

- obnovu přirozené druhové, genetické, prostorové a věkové skladby
- obnovu přirozeného vodního a půdního režimu lesních ekosystémů
- dosažení přírodě blízkých stavů spárkaté zvěře

(VACEK, PODRÁZSKÝ 1999).

2.2.3. Koncept ekologické stability horských lesů

Koncept ekologické stability živých společenstev je známý a dlouho používaný pojem (comp. HOLLING 1973, PIMM 1984 etc.). Ekologická stabilita je schopnost systému setrvávat ve výchozím stavu a při působení rušivého faktoru se do něj po vychýlení opět navracet (POLENO, VACEK a kol. 2007). Ale aplikace tohoto konceptu na konkrétní situaci daného ekosystému a podpořená konkrétními údaji není příliš běžná (LARSEN 1995). Mnoho autorů rozlišuje dvě základní charakteristiky ekologické stability: resistenci a resilienci (GRIMM et WISSEL 1997). Resistence je schopnost systému odolávat vychýlení z původního stavu a resilience je schopnost systému toto vychýlení vrátit do původního stavu. Obě charakterizují dva základní způsoby reakce na disturbance. Je důležité zdůraznit, že se jedná o dynamické kategorie, které postihují proměnlivost systému v čase. Ve světle tohoto pojetí je také koncept porostu jako neměnného systému už nevyhovující. Zejména je třeba vzít v úvahu dlouhodobě působící faktory, které ovlivňují lesní ekosystémy, jako jsou imise a klimatické podmínky, zejména jejich výkyvy (které lze uvést jako příklad vnějších vlivů) nebo okus zvěře (jako příklad vnitřních vlivů). Tradiční předpoklad, že druhově bohatší ekosystémy mají větší ekologickou stabilitu, než ekosystémy chudší, již dnes není tak jednoznačný (BEGON a kol. 1990).

Také v zahraničí se hodně diskutuje o stavu a charakteru horských lesů. Z tohoto hlediska je pro nás zajímavý příklad z Bavorska. Převážná většina horských lesů Bavorska má ochranný charakter - asi kolem 60 % (DETSCH et AMMER 2000). Bavorské státní lesy při svých šetřeních zjistily, že nejméně 8 % plochy těchto lesů je degradováno vnějšími vlivy do stavu, že neplní svou ochrannou funkci. Ekologická stabilita lesních ekosystémů na Šumavě byla porušena formováním lesů pro dosažení maximální produkce a antropickou zátěží. Tento nerovnovážený stav je kompenzován dodatečnými vklady energie v podobě pěstebních zásahů a prostředků ochrany lesa. Předčasné ustoupení od dodatečných vkladů energie před převedením lesů do přírodě blízkého stavu by znamenalo výrazné zvýšení rizika disturbance (ZATLOUKAL 1999).

2.2.4. Struktura a dynamika horských lesů

Smrkové přírodní lesy (7. a 8. LVS) mají méně diferencovanou strukturu, les je se vzrůstající nadmořskou výškou stále homogennější. Při rychlém, katastrofickém rozpadu může i na velké souvislé ploše vzniknout téměř stejnověký mladý smrkový porost. V horských smrkových lesích je nejvýraznějším biotickým činitelem vítr, který způsobuje přerušení vývojových fází i na řadu let díky plošnému rozpadu porostu. Výzkumy ze severních boreálních lesů ukazují, že dynamika lesních porostů je zde podmíněna lokálními rozpady porostů (KUULUVAINEN, et al. 1998). Naproti tomu výzkumy ze slovenských Karpat ukazují, že na dynamiku lesních porostů mají zásadní vliv velkoplošná narušení bořivými větry (HOLEKSA 2006). Dynamika zápoje byla popsána v horském lese Babia Gora (HOLEKSA, CYBULSKY 2001), kde byl zjištěn trend rozšiřování starých mezer v zápoji a jen zřídka vznik nových. Průměrná velikost mezery v zápoji činila 92 m² a mezery zaujímaly 1/3 plochy. Na uvolněném zápoji také závisí úspěšné odrůstání přirozené obnovy a je pravděpodobné, že v některých horských smrkových lesích se obnova přirozeně odehrává až po velkoplošném rozpadu (HOLEKSA 2006). Smrkový prales se vyznačuje velkou nepravidelností ve věkovém členění, která vyplývá z výrazné fázovosti (přerušování) obnovy smrku. Ve výškovém pásmu 1200 – 1400 m.n.m. se smrk dožívá 350 – 400 let. Od tohoto pásma se životnost smrku snižuje s rostoucí i klesající nadmořskou výškou, a proto se zkracuje celý vývojový cyklus asi na 300 let (KORPEL 1989). Malý vývojový cyklus lze v přirozených smrčinách považovat za hlavní způsob

cyklické obnovy, kdy se jednotlivé fáze prolínají a struktura porostu je velmi různorodá, ale ve fázi optima je porost náchylný ke katastrofickému rozpadu, čímž je vývoj posunut na začátek velkého vývojového cyklu (KORPEL 1989), (MÍCHAL 1983).

Velmi rozsáhlé studie horských smrkových pralesů byly vytvořeny na Slovensku, kde byly zjištěny následující poznatky: počet stromů s výčetní tloušťkou nad 7 cm (hroubí) a stromů s výškou nad 1,3 m ve smrkových pralesích značně kolísá podle vývojových fází i přesto, že rostou ve stejných stanovištních podmínkách. Ve výškovém pásmu 1200 – 1400 m.n.m. se počet stromů hroubí pohybuje od 270 do 750 na 1 ha a počet stromů vyšších než 1,3 m od 300 do 3000 na 1 ha. Ve výškovém pásmu 1400 – 1600 m.n.m. kolísá počet stromů hroubí od 370 do 980 a počet stromů vyšších než 1,3 m od 520 do 1320 na 1 ha. Počet stromů hroubí se zvyšuje se stoupající nadmořskou výškou celkově i v jednotlivých vývojových stádiích. Ve výškovém pásmu 1200 – 1400 m.n.m. kolísá zásoba během rozdílných fází vývojového cyklu mezi 290 do 850 m³ na 1 ha. V nadmořské výšce 1300 m byla zjištěna průměrná zásoba kolísající v rozsahu od 300 do 800 m³ na 1 ha. Největší je v pokročilé fázi optima, když ji tvoří stromy jednoho vývojového cyklu a nejmenší je při přechodu stádia rozpadu do stádia dorůstání, když ji tvoří stromy dvou navazujících vývojových cyklů. Zásoba tu klesá o 62 %, tj. na 38 % maximální zásoby. V jedné generaci stromů pokles zásoby vyvolává proces rozpadu, který je pro značnou labilitu rychlejší, než je zvyšování zásoby růstem ve fázi dorůstání. Ve výškovém pásmu 1400 - 1600 m.n.m. během vývojového cyklu kolísá zásoba živých stromů od 260 do 520 m³ na 1 ha. Průměrné kolísání zásoby vztahující se k nadmořské výšce asi 1480 m.n.m. je od 280 do 500 m³ na 1 ha. Při přechodu ze stádia rozpadu do stádia dorůstání klesne zásoba na 50 – 55 % maximální zásoby v pokročilé fázi optima. Kolísání je v tomto výškovém pásmu asi o 12 – 18 % menší než v pásmu 1200 – 1400 m.n.m., z čehož můžeme usuzovat na větší vyrovnanost struktury, větší odolnost porostu a na rovnoměrnější funkční účinek smrkového pralesa ve výškovém pásmu 1400 – 1600 m.n.m. (KORPEL 1989).

Výzkumy ve slovenských Karpatech (HOLEKSA 2006 in JANDA 2007) dokládají v přírodní horské smrčíně průměrnou hustotu hroubí 290 jedinců/ha a zásobou 500 m³/ha. Byly zde také popsány trendy klesající porostní zásoby o 200 m³/ha při navýšení nadmořské výšky o 100 m a se stoupající nadmořskou výškou též změna prostorové struktury, která se mění v nahlučenou.

Struktura porostu je důležitým ukazatelem porostní stability. Z hlediska managementu sledujícím trvalost produkce, její bezpečnost a režim bezzásahovosti je důležitou charakteristikou porostu jeho tloušťková struktura. Struktura lesa by měla být brána v potaz v jakémkoliv plánování dalšího managementu (MOSER a kol. 2000). Situace, kdy dochází k plošně malým polomům a dalším maloplošným poškozením (disturbancím) stejnorodých rozsáhlých porostů, je příležitostí k tvorbě žádoucí mozaikovitě struktury porostů (ZUKRIGL 1991). Většina středoevropských lesů má současnou porostní strukturu velmi vzdálenou od tohoto ideálního stavu, protože jsou tyto lesy po staletí pod intenzivním vlivem člověka. Např. švýcarská inventarizace ukázala, že 68 % inventarizačních ploch lze klasifikovat jako uniformní (BRASSE et BRANDLI 1999 ex BRANG et LESSIG 2000). Jinými slovy mnoho autorů potvrzuje hypotézu, že porosty, které se svou strukturou výrazně odchyľují od „ideální“ mozaikovitě struktury přírodního lesa, jsou mnohem více náchylné ke kalamitám a výskytu nahodilých těžeb, které se potom vyskytují na velkých porostních plochách. V našich lesích jsou za edifikátory smrkového lesního vegetačního stupně považovány smrk a v přípravném lese jeřáb (MÍCHAL 1983). Z dalších druhů můžeme nalézt javor klen, buk lesní, jedle bělokorá a borovice lesní. Druhovú skladbu porostů NP Šumava je popsána v tabulce č. 1.

Tab. 1: Druhovú skladbu porostů na území Národního parku Šumava přirozená, cílová a reálná odvozená z lesních typů a druhovú skladbu skutečná (zastoupení v procentech) (zdroj: Kupka 2000)

Dřevina/ skladba	SM	JD	BO	BK	BR	Ostatní listnaté dřeviny	Listnaté dřeviny celkem	Jehličnaté dřeviny celkem
Přirozená	54	15	1	27	2	2	31	69
Cílová	75	5	1	16	1	2	19	81
Reálná	80	4	1	11	1	3	15	85
Skutečná	85	1	6	6	1	1	8	92

Porovnáme-li přirozenou a skutečnou druhou skladbu lesů v NP Šumava, zjistíme především velký nedostatek buku (přirozeně 27 %, dnes 6 %) a jedle (přirozeně 15 %, dnes

1 %). Tyto dřeviny jsou dnes nahrazeny smrkem, který oproti přirozenému podílu 54 % dosahuje 85 %.

2.2.5. Vliv vnějších činitelů na strukturu horských lesů

Mezi hlavní běžné disturbanční faktory, které mohou ovlivňovat vývoj lesa v různých částech světa, patří: oheň, vítr, sníh, hmyz a zvěř. Zatímco oheň je považován za hlavní faktor ovlivňující dynamiku porostu v boreálních lesích Evropy a temperátních a boreálních lesích Severní Ameriky, ve střední Evropě je mu přisuzován pouze minimální význam. Naopak vítr a hmyzí kalamity jsou považovány za jeden z nejvýznamnějších činitelů, které mohou ovlivňovat dynamiku lesa ve střední a západní Evropě (KULAKOWSKI, BEBI 2004, in SVOBODA 2006). BRÁZDIL et al. (2005) uvádí, že se na území Šumavy vyskytla téměř v každém ze sledovaných století jedna tato událost takové intenzity, že byla schopna vážně narušit lesní ekosystémy na rozsáhlých plochách. Podle historických pramenů ale vichřice v 17. a 18. stol. narušily nejen již člověkem ovlivněné lesy, ale také původní lesy, které se v té době ještě vyskytovaly např. v oblasti Boubína, Trojmezí a Luzného. Podle studie publikované pojišťovací společností MUNICHRe (2002, Winter storms in Europe (II): Analysis of 1999 losses and loss potentials. <http://www.munichre.com>) in SVOBODA 2007, se v regionu na hranici mezi Německem, Rakouskem a Českem s vysokou pravděpodobností jednou za 100 let vyskytne událost spojená s větrem o průměrné rychlosti 120 – 160 km.h⁻¹. Pokud budeme akceptovat fakt, že vítr s intenzitou schopnou narušit rozsáhlé plochy původních lesů se může na našem území vyskytovat nepravidelně, ale s vysokou pravděpodobností výskytu během 100, 200 nebo 300 let, je potom zásadní otázkou jak výskyt takových událostí ovlivňuje dynamiku lesa na úrovni krajiny v průběhu staletí.

Podle studie publikované v práci OKLAND, BJONSTARD 2006 in SVOBODA 2006 existuje příčinná závislost mezi populační dynamikou lýkožrouta obecného (*Ips typographus*) a výskytem větrných disturbancí. Dřevní hmota narušená větrem může sloužit jako zdroj potravy a tím může dojít k nárůstu populace lýkožrouta obecného. KORPEL' 1995 in SVOBODA 2006 uvádí, že absence, malá rozloha a otázka reprezentativnosti současných původních horských smrkových lesů nedovoluje definitivní potvrzení teorie malého

vývojového cyklu. Pozn. rozlišuje se tzv. velký a malý vývojový cyklus - velký cyklus začíná na půdě zbavené souvislého lesního porostu po katastrofickém rozpadu. Postupně se zde začínají šířit pionýrské dřeviny (bříza, jeřáb, vrby) a formuje se tzv. přípravný les, v jehož zástinu se postupně začínají uchycovat dřeviny klimaxové - tak vzniká les přechodný. Pionýrské dřeviny postupně ustupují a vzniká les závěrečný (klimaxový) – tím se velký cyklus uzavírá. Malý vývojový cyklus je charakterizován střídáním vývojových fází lesa na malé ploše. Jde o stadium dorůstání, optima a rozpadu. V první fázi roste porostní zásoba, porost dosahuje největší výškové, tloušťkové a prostorové diference. Ve fázi optima porost dosáhne maximální výše porostní zásoby, objemový přírůstek postupně klesá a výškový přírůstek stagnuje. Na konci této fáze začínají stromy hynout a přichází poslední fáze, fáze rozpadu. V ní se porostní zásoba prudce snižuje, na vznikajících mezerách nastupuje obnova. Pak se porost opět dostává do stadia dorůstání (POLENO, VACEK 2007).

Vítr je hlavním škodlivým činitelem v mnoha lesních ekosystémech na celém světě (OLIVER 1980/1981). Obnovou lesa po poškození se zabývaly různé studie, např. 'Vivians's Legacy in Switzerland' (SCHONENBERGER, et al. 2002) je sbírka příspěvků z výzkumů trvajících 10 let sledujících vývoj lesa po vývratech, na základě silné větrné bouře Vivian v roce 1990. Studie zahrnují vývoj a změny v biodiverzitě fauny, dřevokazných brouků, porušení mikroflóry a začínající obnovy lesa, dynamiku půdy, změny kořenových systémů, obnovu přirozené i umělé vysázené vegetace, změny ektomykorhizních hub, lavinovou aktivitu a erozi povrchu. Další soubor příspěvků je založen na bádání v jiných výzkumech ve Švédsku a na Uralu. Ty se zabývají obnovou lesa, který byl zničen kůrovcem (*Ips typographus*). Studie se dále zabývá strukturou stanovišť poškozených bouří, a to na základě srovnání bouří Vivian a Lothar. Závěrem se pojednává o způsobu zacházení s lesy poškozenými bouří.

Přirozenou obnovou po vichřici Vivian v roce 1990 se zabývali mnozí další autoři např. WOHLGEMUTH et. al. 2002. Studie byla provedena v horských lesích od 900 do 1600 m.n.m. Vegetační dynamika byla analyzována s ohledem na mikrostanovištní sukcesii, druh poškození a semenné roky. Výsledkem práce jsou následující zjištění: pokryv vegetací se zvýšil na všech plochách nezávisle na mikrostanovišti nebo typu poškození porostu, nejvíce *Rubus idaeus*, *Calamagrostis villosa*, *Agrostis capillaris* a *Avenella flexuosa*. Ve zmlazení byli kromě smrku úspěšný také javor klen a jeřáb ptačí.

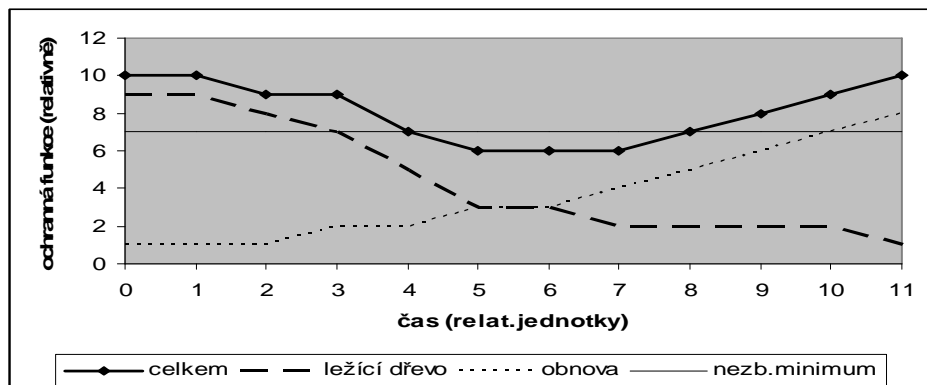
Vliv okolností na obnovu byl patrný z počtu semenáčků, nebo mladých stromků, který kolísal od 2000 do 45000/ha. Vliv člověka a zvěře na přirozenou obnovu může být i kladný, jak popisuje SCHONE et SCHWEINGRUBER 2001: sešlapávání trávy umožňuje uchycení a úspěšné odrůstání semenáčků. Pastva sice zpomaluje obnovu, pokud se týká semenáčků, ale spásání travin jí naopak velmi podporuje. Díky změnám v managementu, socio-ekonomii, vlivem urbanismu atd. se již od druhé sv. války přirozená obnova ve švýcarských Alpách urychluje.

V horských lesích také stoupá objem nahodilých těžeb způsobených větrem, ačkoliv empirické meteorologické údaje nepotvrzují nárůst počtu a síly větrných smrští (BRANG, LASSIG 2000). Větrná smršť Vivian v roce 1990 zničila ve Švýcarsku plochy porostů, které byly z 90 % menší než 1,8 ha a jen 1 % zničených porostů bylo větší než 10 ha (BRANG, LASSIG 2000). Přestože síla a zejména rychlost větru je v horách vyšší, empirická data neukazují na vyšší objem kalamitních těžeb způsobených větrem v těchto oblastech (BRANG, LASSIG 2000).

Existují dva efektivní způsoby, jak omezit škody větrem na lesních porostech a tím zamezit snížení ochranných funkcí horského lesa. Je to zvyšování stability porostů vůči větru a podpora úspěšné a rychlé obnovy lesa. Zejména horské lesy na prudkých svazích musí být obnoveny co nejrychleji, aby nedošlo ke škodám.

BRANG et LASSIG (2000) publikovali schéma vývoje a obnovy ochranné funkce lesa po jeho výrazném poškození větrem. Periodu do úplného obnovení ochranné funkce lesa, která může být různě dlouhá v závislosti na stanovištních podmínkách (50-150 let) rozdělili do jedenácti relativních časových period. Rozlišují zde tři základní fáze po poškození porostu větrem, které nastalo v časové periodě označené jako „nula“ (viz obr. č. 1):

- pokles ochranné funkce lesa (časová perioda 1-4)
- malá či žádná ochranná funkce lesa (časová perioda 4-8)
- vzrůstající ochranná funkce lesa (časová perioda 8-11)



Obr.1: Vliv ležícího (odumřelého) dřeva a obnovy lesa na celkovou ochrannou funkci horského lesa po disturbance nastalé v čase 0 (upraveno dle Brang, Lassig 2000)

Zatímco účinnost ochranné funkce ležících stromů v čase nemůžeme nijak výrazně ovlivnit, můžeme ovlivnit průběh obnovy lesa. Důležitá je přítomnost semenné banky a banky semenáčků v porostech ještě před vznikem disturbance. Tím dojde k výraznému omezení časové prodlevy mezi poškozením porostu a otevřením jeho korunového zápoje a vznikem obnovy (FISCHER 1992). Poškození porostů větrem je vždy problémem, zejména u horských ochranných lesů, ale při vhodné strategii managementu těchto lesů lze na takovou disturbance nahlížet jako na pěstební příležitost k vytvoření bohatší struktury porostu (KASPER et SCHONENBERGER 1991).

2.2.6. Obnova horských lesů

Úspěšná obnova lesních porostů je jednou z nejdůležitějších podmínek další existence Šumavských lesů (KUPKA 2000) a v národních parcích je přirozená obnova jedním ze základních prvků managementu a budoucího vývoje horských lesů (TESAŘ, TESAŘOVÁ 1996). Přirozená obnova je důležitou součástí dynamiky horských lesních ekosystémů, je ukazatelem jejich vitality a stability. Charakter přirozené obnovy v podmínkách horských lesních ekosystémů je ovlivněn mnoha faktory. Přirozená obnova je dále preferována při přírodě blízkému způsobu obhospodařování lesů a samozřejmě v bezzásahových zónách. Pro přirozenou obnovu hovoří i ostatní obecné výhody, které přirozená obnova přináší (viz. např. KUPKA 2004), zejména kvalitní kořenový systém přirozeně rostoucích jedinců, vhodný genotyp apod. Tam, kde přirozená obnova nestačí pokrýt potřebný počet semenáčků, je třeba ji doplnit obnovou umělou (podsadbou) a nelze spoléhat pouze na

přirozený vývoj. Ukázal to např. rozbor obnovy v Nízkých Tatrách, kde byla popsána nedostatečnost přirozené obnovy a s obnovou umělou je třeba zde počítat (GUBKA 1999).

Na vhodnost vnějších podmínek pro odrůstání náletu lze usuzovat ze stavu apikální dominance (DIACI 2002), která vyjadřuje poměr délky hlavního terminálu k délce větvi v prvním přeslenu. Zejména u jehličnatých dřevin je to velmi průkazný parametr (KUPKA 2005). Velikost porušení zápoje je v prvních letech odrůstání semenáčků rozhodující pro jejich přežití (GRASSI et al. 2004, GRAY et SPIES 1996, MADSEN et LARSEN 1997). Právě tyto parametry jsou však velmi proměnlivé, mají svou dynamiku, a proto jsou pokusy o predikci druhového složení a struktury nově vznikajícího porostu velmi obtížné (SZWAGRZYK et al. 2001). To je zejména obtížné v porostech tvořených ze dřevin tolerantních k zástinu, kde při zastoupení více než jedné převládající dřeviny může docházet ke střídání dřevin v po sobě následujících generacích lesa (LATHAM 1992).

KORPEL' (1991) zdůrazňuje, že úspěšnost přirozené obnovy lesů v horských oblastech je závislá zejména na dostatečném počtu plodných stromů, vhodném stav půdy pro vyklíčení a odrůstání semenáčků a na dostatečně častém výskytu semenné úrody. Tyto podmínky (faktory) jsou nutné, ale pro úspěšnou obnovu nikoliv postačující. Důležitá je budoucí mortalita semenáčků a ukazuje se, že jádrem relativně funkční budoucí generace jsou jedinci nad 20 cm výšky (GUBKA 1999). Pro posouzení životaschopnosti náletu je třeba brát v úvahu i chronotopický vliv zvěře a jiných faktorů (GUBKA 1999). Mladé náletové semenáčky bývají často poškozovány mrazem, pohybem sněhu při jarním tání a přívalovou vodou, jak uvádí VACEK (1981). Výzkumy v Krkonoších (FALTA et al. 1999) ukazují také nezanedbatelný vliv imisí na schopnost přirozené obnovy. Přesto je ale těžké posoudit, jaké faktory jsou pro odumírání náletu nejdůležitější a výsledky práce se tak často zdají být rozporuplné, resp. snadno může dojít k nadhodnocení produkce semen a podcenění nebo naopak přecenění ostatních faktorů. Je tedy obtížné výši mortality semenáčků predikovat ve vztahu k tomu kterému škodlivému faktoru a je třeba provádět dlouhodobější výzkumy a porovnávání úspěšnosti obnovy v jednotlivých semenných letech (HUNZIKER, BRANG 2005) na konkrétních lokalitách, protože vliv místních podmínek může být zcela zásadní. Vývoj obnovy v lesích s přírodě blízkou strukturou souvisí se vznikem poruch ve vývoji lesa, jak už bylo několikrát uvedeno. KORPEL' (1993) uvádí jako hlavní faktor odumírání lesních porostů sněh a vítr. U starších semenáčků je pak rozhodujícím faktorem okus jelení zvěří (VACEK, LOKVENC 1991). Mezi dalšími faktory, které negativně ovlivňují vývoj

přirozené obnovy horských lesů uvádějí VACEK, PODRÁZSKÝ (2003): mráz, pohyb sněhu, poškození zvěří a konkurenci přizemní vegetace. Možnostmi přirozené obnovy se dále zabýval např. ANGELSTAM et al. (2000), jejichž práce popisuje negativní dopad dlouhodobého využívání lesa na biodiverzitu a dále se zabývá možnostmi managementu ke zlepšení současného stavu. Ze starších prací je to např. SCHONENBERGER a LASSIG (1995), kteří se zabývali přirozenou obnovou na polomových plochách ve Švýcarsku a jejím vývojem. SCHWITTER (1996) rozebírá meze přirozené obnovy, kterou je třeba doplnit obnovou umělou, dále popisuje ochranu přirozené obnovy proti sněhu pomocí konstrukcí z mrtvého dřeva a vyšší nároky na ochranu umělé obnovy před zvěří a bušením. Z hlediska stability porostu je zajímavé stanovisko KOŠULIČE (2008), který upozorňuje, že úspěšnost obnovy na holé ploše nebo pod suchým porostem je třeba hodnotit z dlouhodobějšího hlediska a z více hledisek, než posuzovat pouze první fázi, druhovou a kvantitativní skladbu. Pro vznik stabilního porostu podobnému lesu klimaxovému je třeba převaha klimaxových genotypů, vertikálně diferencovaná struktura, různověkost a dřevinná skladba co nejvíce odpovídající skladbě přirozené. Takové vlastnosti ale první smrčina zpravidla nemá. Na takovéto ploše vzniká spíše krátkověká smrčina charakteru přípravného lesa s převahou pionýrských genotypů (které jsou v populaci přítomny jako jakási pojistka pro přežití na případných exponovaných plochách), labilní a přeštíhlená. Taková smrčina může brzy vést opět k přípravnému lesu, nebo bude postupně podrůstat klimaxovými genotypy (během postupného rozpadu) a stabilní závěrečný les tak může vznikat 200 let. Není proto namístě přílišný optimismus nad relativně úspěšným zmlazováním smrku na holých plochách.

Hlavními determinantami přežití semenáčků je kvalita substrátu, ve kterém semenáček klíčí a jeho schopnost zajistit rostlině dostatek vody (KOZLOWSKI 2002). KOZLOWSKI (2002) dále popisuje obnovu ekosystému horských lesů prostřednictvím dvou modelů: přípravný model (facilitation model), který je charakterizován invazí pionýrských rostlin a dřevin, jejichž „hlavním úkolem“ je připravit stanoviště pro pozdější uchycení klimaxových dřevin. Součástí tohoto modelu je fungování tzv. „ostrovního efektu“ (KOZLOWSKI 2002), kdy se kolem malých jader už uchycených rostlin usídlují i další rostliny. Druhou fází je inhibiční model (inhibition model), který je charakterizován postupným obsazováním zdrojů (nejen živin, ale i světla a posléze prostoru) tak, že je postupně znemožňována invaze dalších rostlin a v další fázi jsou potlačeny pionýrské

dřeviny. Tento model někteří autoři ještě rozšiřují o důležitou otázku interakce mezi „nadměrnými“ a „podzemními“ zdroji (HOLMGREN et al. 1997). Často se uvádí teorie tzv. malého vývojového cyklu, kdy se porost průběžně obměňuje od fáze dorůstání přes fázi optima až k fázi rozpadu (viz výše). Roli kompetice v oblasti kořenových systémů se věnuje monografie COOMES et GRUBB (2000), v které se zdůrazňuje, že zatímco na bohatých stanovištích je limitujícím faktorem světlo, je na chudých půdách rozhodujícím faktorem kořenová kompetice. AMMER (2002) sledoval kompetiční vztah mezi smrkovým mateřským porostem s podsadbou bukových sazenic. Konstatuje, že zatímco výškový přírůst nebyl kořenovou kompeticí ovlivněn, tloušťkový růst a objem nadzemní biomasy byl ovlivněn významně. Ukazuje to na významnou změnu v alokaci biomasy semenáčků buku při různých podmínkách kořenové kompetice.

Schopnost obnovy je závislá na početnosti semen v semenné bance, ale důležitým faktorem je též mortalita semenáčků. Vliv substrátu dokumentuje výzkum v západních Karpatech (VORČÁK et al. 2006), kde byla popsána preference substrátu pro uchycení přirozené obnovy: 46,2 % jedinců se nacházelo na holé půdě, 52,4 % na tlejícím dřevě a 1,4 % na vyvýšeninách vzniklých vývratem.

Podobný trend preference klíčení obnovy na tlejícím dřevě, jehož plocha zaujímala 4 % celkové plochy při 43 % zastoupení obnovy, byl zjištěn i v polské části Karpat. Na osmistupňové škále rozkladu ležícího tlejícího dřeva bylo zjištěno, že nejlépe se zmlazoval smrk na kmenech se stupněm rozkladu 4 – 7, což odpovídá době 30. – 60. let od odumření stromu. U nižších stupňů rozkladu není pravděpodobně v odumřelém dřevě dostatečný obsah vody, volných živin a míst, kde by se mohlo zachytit semeno. JANDA (2007) uvádí pro zmlazení smrku v oblasti Trojmezí 80ti procentní preferenci mrtvého dřeva. U nejvyššího stupně rozkladu kmenů je obnova potlačována konkurencí okolní vzrostlé vegetace (ZIELONKA 2006). Vyvýšená místa, která nejsou obsazena vysokou vegetací, zmírňují konkurenční boj s okolní vegetací, substrát tlejícího dřeva přináší také lepší podmínky (teplota, vlhkost) pro klíčení a odrůstání obnovy, než na minerální půdě typu podzolu (VACEK 1982).

Při výzkumu v boreálních lesích (HOFGAARD 1993) bylo zjištěno, že 40 % všech smrků menších než 1,3 m se vyskytovalo na ležících kládách a pahýlech, které dohromady tvořily 6 % půdního povrchu. 20 % jedinců jeřábů se vyskytovalo na narušených plochách okolo

ležících klád. Nároky na světlo jsou ve středoevropských horských smrčínách poměrně vysoké (např. v porovnání s boreálními lesy) a k úspěšné obnově je potřeba velkoplošného rozpadu porostu (HOLEKSA et al. 2006). Světlo je též důležitým faktorem podmiňujícím úspěšnost přirozené obnovy. Prostupnost světla je dána zápojem, expozicí terénu a sněhovou příkryvkou i tvarem mikrostanoviště – na místech rychlejšího odtání sněhu tak dochází k “prodloužení“ vegetační sezóny.

2.3. Faktory ovlivňující charakter přirozené obnovy

Vliv mikrostanoviště na přirozenou obnovu byl studován mnoha autory, jako např. VACEK 1981, HANSEN 2002, 2000, KUULUVAINEN et al. 2003 nebo DIACI 2005. Jejich výsledky ukazují, že přirozená obnova je vázána na místa se specifickým mikrostanovištěm, tj. mikrorelíefem (vyvýšenina, prohlubeň, rovina či svah) a charakterem půdního povrchu, respektive dominancí a abundancí druhů bylinného i mechového patra. Ve sníženinách je většinou vyšší vlhkost vzduchu, která je důležitým faktorem pro růst semenáčků (KOZŁOWSKI 2002), ale současně mohou semenáčky trpět nedostatkem světla a vysokou konkurencí v důsledku husté a vysoké trávy, zejména pak třtiny (*Calamagrostis* sp.) a vysokých kapradin, především papratky alpské (*Athyrium distentifolium*) - (JONÁŠOVÁ, PRACH 2004). Ve sníženinách, kde v horských polohách později odtává sníh, dochází ke zvýšené mortalitě semenáčků v důsledku jejich napadnutí patogenními houbami, především přípletkou černou (*Herpotrichia nigra*) – (VACEK 1981). Vyvýšenina i přes dostatek světla, respektive světla, které je v horských smrčínách limitujícím faktorem, však může znamenat spíše suché podmínky, a to zejména v případě, pokud na vyvýšenině je málo mocný půdní profil. Ostatní faktory - mráz, tání sněhu apod. jsou také významným faktorem, který ovlivňuje výskyt a charakter přirozené obnovy. ULBRICHOVÁ et al. 2006 zjistili, že preferovaným typem mikrostanoviště je mrtvé dřevo, zmlazení je naopak (co do počtu) velmi omezené na místech s hustým pokryvem borůvky, kapradin nebo travin.

2.3.1. Pastva zvěře

Pastva kopytníků (jelenů, kamzíků apod.) bývá pokládána za jedno z největších rizik přirozené obnovy. KUPFERSCHMID a BUGMANN (2005) zkoumali vliv pastvy kopytníků na přirozenou obnovu zejména v oblastech postižených větrnou nebo kůrovcovou kalamitou a to v případě, že zde bylo ponecháno mrtvé dřevo. Výzkum proběhl ve švýcarských Alpách v Gandbergu. Poškození pastvou bylo významnější ve vyšších polohách bez ohledu na mikrostanovištní podmínky. Přítomnost ležících kmenů a křoviny intenzitu pastvy nesnížily, semenáčky smrku byly naopak více spásány v blízkosti ležících kmenů. MOTTA (1998) zkoumal dopad pastvy kopytníků (*Cervus elaphus*, *Capreolus capreolus*, *Rupicapra rupicapra*, *Ovis musimon* a *Sus scrofa*) na obnovu lesa v letech 1987-1997. Výzkum byl prováděn na deseti plochách v italských Alpách. Výskyt poškození mlazin (10-150 cm výšky) kolísal mezi 52.8 % na nejvíce poškozených plochách a 6.9 % na nejméně poškozených plochách. Mortalita následkem poškození dosahovala v extrémech 17,2 % a na čtyřech plochách byla nulová.

2.3.2. Odumřelé dřevo

Důležitým ukazatelem příznivého vývoje lesa k přírodě blízkému stavu je množství „mrtvého“ a rozkládajícího se dřeva. STEVENSOVÁ (1997) in: SVOBODA (2005) shrnuje význam tlejícího dřeva takto:

- je zdrojem organické hmoty
- má pozitivní vliv na biodiverzitu
- má vliv na tvar a funkci vodních toků
- má vliv na koloběh uhlíku.

Ve Švýcarsku je průměrný objem „mrtvého“ dřeva v porostech na základě inventarizace 11,9 m³.ha⁻¹, zatímco KORPEL' (1997) udává pro podobná stanoviště 50-280 m³.ha⁻¹. Průměrný objem tlejícího dřeva hroubí v NP Šumava je cca 47 m³.ha⁻¹. V počátečních stádiích rozkladu se nalézají cca 29 m³.ha⁻¹ a z toho je asi 26 m³.ha⁻¹ ve formě stojících souší a pouze 3 m³.ha⁻¹ ve formě ležících klád. V pokročilém stádiu rozkladu se v porostu nalézají

asi $18 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ tlejícího dřeva. Množství tlejícího dřeva v horských lesích NP Šumava a Krkonoše je ve srovnání s množstvím tlejícího dřeva v původních a přirozených horských lesích s převahou smrku ve střední Evropě výrazně nižší (SVOBODA 2007).

Vliv mrtvého dřeva na přirozenou obnovu popisuje např. STOCKLI (1996): mrtvé dřevo poskytuje bohaté prostředí mechorostům, lišejníkům a semenáčkům a přítomnost mrtvého dřeva tak dává jistotu možnosti přirozené obnovy. KUPFERSCHMID (2003) prováděl studie na příkrých plochách v Gandbergu ve švýcarských Alpách. 75 % všech ploch bylo ještě 8 let po kalamitě zničeno a povrch byl pokryt houštím maliníku, travinami, mechem nebo kapradím. Ukázalo se, že padlé kmeny, větve apod. poskytují ochranu před lavinami a sesuvy kamení na několik desetiletí. MEYER a PETERSEN (2003) popisují obnovu dvou horských smrkových lesů v Harz Mountain v Dolním Sasku v nadmořské výšce přes 800 m.n.m. Lesy jsou zde vystaveny extrémním klimatickým podmínkám. Zničení porostu je zde nejvíce způsobeno vichřicí a následným napadením kůrovcem. V obou lesích je přítomno průměrně 3000 přirozeně vzniklých jedinců. Přítomnost padlých i dosud žijících kmenů je pro obnovu zásadní. V plánování a realizaci těžby je třeba počítat s ponecháním padlých kmenů a některých plodících stromů, aby byla zajištěna reprodukce.

Přítomnost mrtvého dřeva je tedy důležitým fenoménem přirozených horských smrčín. Odumřelá biomasa kmenů vytváří vhodný substrát pro přirozenou obnovu a to zvláště v extrémních podmínkách horských lesů a poskytuje prostředí pro nejružnější rostlinná i živočišná společenstva. Doba rozkladu dřeva trvá od 20 do 180 let. JANOVSÝ (2005) uvádí, že se v šumavských smrčínách vyskytují 20-30 m dlouhé linie stromů, které vyrostly na padlých kmenech, a smrky s chůdovitými kořeny, odrostlé na pařezech. Výzkumy o rozkladu a trvání jednotlivých fází rozpadu tlejících kmenů provedl ZIELONKA (2006) v pralese Babia Gora: počáteční fáze, která přibližně trvá 30 let, se vyznačuje mírným stupněm rozkladu, kdy kmen drží svůj tvar bez poškození, je tvrdý, větve často drží kmen nad zemí a jen povrch je středně rozložený. V další fázi rozkladu kmene můžeme pozorovat pokročilý rozklad, kdy povrch kmene je značně narušený, kmen přilehá k podkladu a rozkladné procesy zasahují již středovou část kmene, tato fáze nastává přibližně 40 let po odumření stromu. K totálnímu rozkladu, kdy nelze již rozeznat viditelnou strukturu dřeva dochází přibližně 70 – 80 let po odumření smrku a nejsou výjimkou ani tlející kmeny starší 100 let. Ve slovenských horských lesích se počet odumřelých stromů s výčetním průměrem větším než 7 cm pohybuje od 100 do 230 na

1 ha (průměrně 140 na 1 ha). Z těchto stromů má asi 60 % menší tloušťku než 20 cm a představuje výsledek autoregulace jako důsledek soutěže stromů o růstový prostor. V boreálních severských smrčinách je mrtvé dřevo ležící na zemi v různých stupních rozkladu souvisle a náhodně rozprostřeno po povrchu. Mrtvé stojící stromy a stromy se zlomenými kmeny jsou více hloučkovitě uspořádány, ale také souvisle přítomny ve všech výzkumných transektech. Studovaná smrková tajga byla charakterizovaná souvislou a početnou přítomností mrtvého dřeva ve všech formách, tj. stojící souše, stromy s kmenovými zlomy a tlející ležící klády ve všech fázích rozpadu. Poměrné vyjádření objemu rozkládajícího se dřeva na zemi lze nejlépe popsat pomocí procentického vyjádření, které kolísá v rozsahu od 35 % do 113 % objemu žijících stromů. Rozkládající se kmeny na zemi pokrývají 5 – 9 % plochy (KUULUVAINEN et al. 1998). Složení a kvalitu mrtvého dřeva, která měla vliv na obnovu, zkoumal na severu Švédska HOFGAARD (1993): několik padlých klád (3 %) mělo stupeň rozkladu 1 nebo 2, neboť počáteční fáze rozkladu je velmi rychlá a stojící mrtvé stromy se začínají rozkládat před pádem na zem. Většina klád (73 %) měly stupeň rozkladu 5 – 8 a z toho 37 % mělo stupeň rozkladu 7. Pokrytí povrchu padlými kládami u smrku 5,4 %, u břízy 0,07 % a u jeřábu 0,05 %. 30 % smrkových tlejících klád bylo osídleno obnovou některého ze tří druhů, ale klády břízy a jeřábu nebyly kolonizovány obnovou. Tlející ležící klády osídlené obnovou patřily do stupně rozkladu 4 a výše. Následující tabulka č. 2 zobrazuje dobu, po kterou jsou padlé kmeny přístupny obnově v závislosti na stupni rozkladu:

Tab. 2: Doba přístupnosti padlých kmenů obnově (zpracováno podle Hofgaard 1993)

Stupeň rozkladu	Doba možnosti uchycení semenáčků v letech
5	40
6	70
7	110
8	150

Při hodnocení odumřelého dřeva v oblasti Šumavy (JANDA 2007) byla zjištěna zásoba 122 kmenů na hektar a objem tlejících kmenů 185,7 m³. Kolmá projekce kmenů zaujímala 4,9 % celkové plochy povrchu. Byly zde nalezeny tlející padlé kmeny všech tříd rozkladu kromě 1. třídy, a to v následujícím poměru (od nejnižší po nejvyšší třídu rozkladu): 38:31:29:24. 10 kmenů bylo klasifikováno jako vývrát, 8 ležících kmenů jako zlom a 2 kmeny se zarovnaným čelem, zbytek ležících kmenů nebylo možno blíže určit. Na ploše bylo nalezeno 101 pahýlů a pařezů s výškou pod 2 m o kruhové základně 21,5 m², což se rovná 0,2 % celkové plochy. U 23 pahýlů nebylo jisté, zda nejde o těžbu, protože bylo viditelné, že pahýl měl zarovnaný vrchol či chyběl odpovídající kmen.

2.3.3. Dominanta bylinného patra, mikrorelief

Na základě mnoha výzkumů bylo zjištěno, že vliv těchto mikrostanovištních faktorů na schopnost přirozené obnovy je velmi významný. Např. KUPFERSCHMID a BUGMANN (2005) dokládají, že přirozená obnova probíhá nejhůře na stanovištích pokrytých travou, ostružiníkem nebo kapradinami. Také výzkum (KUPFERSCHMID et al. 2006) po kůrovcové kalamitě ve švýcarských Alpách prokázal rozhodující vliv mikrostanoviště na schopnost přirozené obnovy. SCHWITTER (1996) pojednává o obnově lesa ve Švýcarsku v roce 1990: bouře v únoru 1990 zničila rozsáhlé oblasti v mnoha chráněných lesích ve Švýcarsku. Referát pojednává o měřeních po této bouři pro obnovu 485ti hektarového lesa v kantonu Saint Gall. Cílem bylo celistvé plánování, ačkoli primárním úkolem bylo obnovit ochrannou funkci lesa. Ve studii jsou popsány měření včetně výstavby konstrukcí z kaštanovníku pro ochranu oblastí přirozené obnovy proti sněhu. Předpovídaný vzestup kůrovcové populace byl tak veliký, že metoda „čistého lesa“ nebyla uskutečnitelná. Místo toho zachráněné dřevo a mrtvé dřevo bylo přechodně použito k zadržování pohybů sněhu. Malá výsadba byla nutná kvůli podpoře přirozené obnovy, nicméně nárůst musí být pod dohledem kvůli ničení zvěří a vlivu buřene, aby se zajistil maximální růst. Toto omezené čištění lesního stanoviště podpořilo dlouhodobou péči o zachování lesních pastvin. Jiná studie mikrostanovištních podmínek (HANSSEN, 2003) popisuje vliv vegetačního krytu, vrstvy humusu, mikroreliefu a vzdálenosti k semenným stromům na obnovu smrku. Jako vhodný pokryv pro uchycení semenáčků se ukázaly mechy (*Sphagnum spp.*, *Polytrichum comune*) a opadanka. Naopak, jako méně vhodné se ukázaly lokality s dominancí

Deschampsia flexuosa, *Dicranum spp.* a *Pleurozium schreberi*. S ohledem na mělkou vrstvu půdy je také velmi významný vliv humusové vrstvy. Z výzkumu dále plyne, že semenáčky přežívají lépe v opadance, než na lokalitách pokrytých mechem a zároveň lépe v terénních depresích, než mimo ně (na studovaných plochách zaujímaly deprese 4,9 % plochy, ale vyskytovalo se v nich 24,1 % semenáčků). Tyto závěry potvrzuje i jiná studie (HANSSEN 2002). Na různých substrátech byla zkoumána mortalita semenáčků do 3 let věku. Uchycení semenáčků bylo nejúspěšnější v pokryvu *Sphagnum spp.* a na druhém místě v opadance. Úspěšnost uchycení semenáčků byla obecně vyšší na pokrytých plochách, než na holé půdě. Z dalších studií je možné uvést výzkum na plochách poničených větrem v jižní boreální zóně Finska (KUULUVAINEN, KALMARI 2003). Hustota semenáčků smrku (3-30 cm) dosahovala 31000 ks/ha, dále se vyskytovala *Betula pubescens* (2000 ks/ha) a *Sorbus aucuparia* (2100 ks/ha). Semenáčky smrku se z 63 % vyskytovaly ve speciálních mikrostanovištních podmínkách vytvořených činnostmi bořivého větru – na rozkládajícím se dřevu, v prohlubních nebo naopak na vyvýšeninách. Tyto mikrostanoviště pokrývají pouze 28 % plochy. K podobným výsledkům dospívá i DIACI et al. (2005) na základě výzkumu provedeného v národním parku Triglav ve Slovinsku.

Důležitost vlivu mikroklimatu dokládá dále např. GORZELAK (1997): obnova lesa v odlesněných oblastech Sudet v Polsku je tříděna podle charakteristiky místa, především podle polohy a nadmořské výšky. Rozlišují se čtyři rozdílné oblasti s nadmořskou výškou přes 700 m n.m. Oblast A je na jihu, západě a severozápadě a leží na té straně hor, kde se nacházejí hlavní zdroje znečištění, proto má nepříznivé podmínky pro přirozenou a umělou obnovu. Oblast B leží na severu a severozápadě na strmých svazích hor a podmínky pro její přirozenou i umělou obnovu jsou příznivé. Oblast C se nachází na východě a jihovýchodě s průměrnými podmínkami obnovy. Oblast D se skládá z močálovitých oblastí a z rozmanitých poloh, podmínky pro její obnovu jdou obtížné. Vedle těchto oblastí nacházíme svahy a kotliny, které nezapadají do žádných z výše jmenovaných oblastí, a které se vyznačují extrémními teplotními inverzemi. Pro dané oblasti jsou navrženy různé metody obnovy počítající s odlišnými mikrostanovištními podmínkami.

Jako příklad vztahu přirozené obnovy k mikrostanovišti je možné uvést výsledky výzkumů v oblasti Trojmezí (JANDA 2007). Velmi významně zde bylo prokázáno zmlazení na tlejícím dřevě, kde procentický podíl obnovy mnohonásobně převyšuje poměrnou velikost plochy tlejícího dřeva. Dále je zde významné zmlazení v mechorostech a v hrabance.

2.3.4. Výživa semenáčků

Biologickou studii zabývající se vývojem a výživou smrkových semenáčků provedli BAIER et al. 2006. Během jedné vegetační sezóny zkoumali vliv tří různých typů stanovišť na obsah živin a velikost biomasy semenáčků smrku. K porovnání byly vybrány stanoviště s minerálním Ah horizontem, s humusovou vrstvou a s rozkládajícím se dřevem v lokalitě bavorských vápencových Alp. Velikost biomasy byla významně nižší u prvních dvou typů stanovišť. Také počet mykorhizních výběžků byl nejvyšší u posledního typu stanoviště. Oproti tomu byl počet semenáčků největší na stanovišti s humusovou vrstvou. Obsah N, P, K, Mn a Zn byl nejnižší u prvního typu stanoviště a také poměr živin zde byl nejméně vyvážený. S ohledem na dostupnost živin se prokázalo, že pro přirozenou obnovu jsou nejvhodnější stanoviště s rozkládajícím se dřevem nebo s dostatečnou humusovou vrstvou. PODRÁZSKÝ (2006) uvádí, že obsah hořčíku a fosforu se může v NP Šumava stát potenciálně kritickým.

2.3.5. Semenná banka

Důležitost banky semenáčků je zdůrazňována mnoha autory (např. SZWAGRZYK et al. 2001). Jestliže je taková banka už na půdě pod porostem vytvořena, pak brzy po porušení zápoje mohou tyto semenáčky reagovat zvýšeným výškovým přírůstkem, který je mohutnější, než u nově klíčících semenáčků (CANHAM 1989). Bohužel kvantitativní data týkající se vzniku a udržení existence takové banky semenáčků většinou chybí (SZWAGRZYK et al. 2001). I jiní autoři (RAMMIG et al. 2006) ukazují, že semenná dostupnost, přežití semenáčků a přítomnost zkoumané obnovy jsou klíčové procesy úspěšné obnovy lesa.

2.3.6. Humusová vrstva

Složka nadložního humusu představuje důležitý prvek dynamiky organické hmoty a živin i toku energie v lesních ekosystémech (PODRÁZSKÝ, 2006). Charakter humusových forem významně ovlivňuje cyklus živin, vlhkostní i teplotní režim (GREEN et al. 1993) a v humusových horizontech se též nachází velké množství kořenů. Humusová vrstva je tak jedním ze základních činitelů ovlivňujících výskyt a kvalitu semenáčků a tím se stává i důležitým faktorem spoluurčujícím charakter budoucího porostu (KOZŁOWSKI 2002). Její vliv je však možné hodnotit různým způsobem - např. HUZINGER, BRANG (2005) hodnotí mocnost svrchního humusového horizontu vzhledem k výskytu zmlazení pozitivně, ŠERÁ a kol. (2000) zde však uvádí větší mortalitu semenáčků (např. oproti zmlazení v borůvčí). Hodnocení povrchového humusu založené na okulárním posouzení může být vhodným indikátorem některých stanovištních charakteristik, jak dokládají PONGE and CHEVALIER (2006): Humusový Index (založený na okulární klasifikaci humusových forem) průkazně koreloval s některými důležitými ekologickými parametry lesního ekosystému, např. s fyzikálními a chemickými vlastnostmi.

2.3.7. Kořenová soustava stromů

Zdárné odrůstání jednotlivých stromů i celých porostů je výrazně ovlivňováno stavem a architektonikou kořenového systému v každé fázi vývoje. Smrk vytváří v normálních hlubokých a propustných půdách „kotevní“ kořenový systém se zřetelně odlišenými horizontálními a vertikálními kořeny (KOESTLER et al. 1968). Horizontální kořeny dosahují daleko mimo oblast průmětu koruny a teprve v této periferní oblasti se intenzivně větví. V propustných půdách rostou horizontální kořeny více méně ve stejné vrstvě v hloubce 30 - 50 cm pod povrchem (POLOMSKI et KUHN 1998). Počet a délka horizontálních kořenů je určována také hustotou porostu. V přirozeně rozvolněných porostech a ve vyšších polohách je délkový rozsah horizontálních kořenů největší (LICHTENEGGER et KUTSCHER 2004). Soliterně rostoucí smrky a smrky v porostech s nízkým zakmeněním mají větší množství horizontálních kořenů. Kořenový systém je však také ovlivněn stanovištěm. Na bohatých stanovištích je kořenů zpravidla méně a jsou kratší.

Z horizontálních kořenů vyrůstají krátké svislé kořeny kotevní, které prokořeňují i minerální půdní horizonty. Hloubka prokořenění kolísá od 10 cm do 450 cm na sprašových půdách (POLOMSKI et KUHN 1998). Hloubka průniku závisí jak na charakteru půdy, tak i na cenotickém postavení stromů v porostu (BOLKENIUS 2003).

2.3.8. Ostatní faktory

Proces přirozené obnovy dále ztěžuje nepříznivý vliv klimatu a dlouhá perioda semenných let (ŠERÁ et al., 2000). Na přežívání semenáčků mají výrazný vliv i další faktory, zejména světelné poměry, vnitrodruhová kompetice a konkurence ostatních nízkých rostlin, které vedou k vysoké úmrtnosti nejmladších stádií smrku do 4-5 let (JONÁŠOVÁ et PRACH 2004, ZATLOUKAL 2000). Vliv kompetice přízemní vegetace na zejména pomalu rostoucí semenáčky některých dřevin se věnuje řada prací (CANHAM et al. 1990, GRASSI et BAGNARESI 2001, KUPKA 2005 aj.).

Vliv na schopnost přirozené obnovy má i struktura mateřského porostu. Největšího počtu semenáčků a mladých stromků dosahují plochy s přirozeným výškovým rozdělením. V těchto místech se také silně uplatňují faktory přirozeného výběru (sluneční světlo, vnitrodruhová kompetice a konkurence ostatních nízkých rostlin), které vedou k vysoké úmrtnosti nejmladších stádií smrku do 4-5 let (JONÁŠOVÁ et al. 2004, ZATLOUKAL 2000). Růst semenáčků pod degradovaným mateřským porostem probíhá dvakrát rychleji než ve zdravých porostech, hlavně kvůli lepším světelným podmínkám (DIACI 2002). V práci SANIGY (1999) je uveden optimální zápoj pro zmlazování smrku v horských polohách 1,4 – 1,6. Vliv hustoty mateřského porostu na uchycení semenáčků byl zkoumán ve výzkumných lesích v jihozápadním Švédsku (NILSSON, GEMMEL 2002). Porost byl založen v roce 1895 umělou výsadbou smrku a borovice. Z přízemní vegetace převládá *Deschampsia flexuosa* a půdním typem je podzol. Experimentální plochy byly rozděleny podle hustoty porostu: S0 – holina, S95- 95 kmenů /ha, S155, S275 – p.a. Výsledky ukazují, že uchycení semenáčků je hustotou porostu ovlivněno příznivě, jak dokládá následující tabulka č. 3:

Tab. 3: Vliv hustoty mateřského porostu na počet semenáčků (upraveno dle Nilsson, Gemmel, P. 2002)

Plocha	Počet semenáčků/ha
S0	59200
S95	123400
S155	170800
S275	206533

Dle uvedených autorů se semenáčky smrku uchycovaly více na poškozené půdě než na nepoškozené a mortalita semenáčků prudce stoupne, stane-li se z mateřského porostu holina. Naopak, prosté porušení zápoje (např. vichřicí) odrůstání semenáčků podporuje zvýšením světelného požitku a vlhkosti (DROBYSHEV 2001). Mocnost vrstvy opadu má též podstatný vliv na zmlazení. HUZINGER a BRANG (2005) jej hodnotí příznivě. Oproti zmlazení v borůvčí je zde ale mnohem větší mortalita (ŠERÁ et al. 2000). Vliv světelných poměrů popisuje např. GRASSI, GIANNINI 2005: vliv světla je zásadní pro rašení morfologických částí semenáčku.

2.4. Podsadba

Vhodné doplnění přirozené obnovy lze provádět pomocí podsadeb. Podle VACKA (2000) by podsadby v horských oblastech měly být používány v těchto případech:

- porosty mají ochrannou funkci, brání pohybu sněhu, vzniku lavin apod.
- různě poškozené porosty (imisemi, větrem, zvěří, kůrovcem apod.)
- půda pod porosty je náchylná k erozi
- porosty není možné těžít z hlediska ochrany přírody
- porosty v mrazových polohách.

Nutnost podsadby je tedy nutná zejména tam, kde rychlý rozpad porostu přirozenou obnovu znemožní. Je-li všechno padlé dřevo (např. po vichřici) odvezeno, je na některých místech přirozená obnova obtížnější, závisí-li na přítomnosti padlých kmenů. Pak je nutné znovu vysadit pionýrské a jiné klimaxové druhy (PODRÁZSKÝ 1999). V práci VACKA a PODRÁZSKÉHO (2000, 2003) je počítáno s využitím podsadeb zejména v 6. - 8. LVS v kůrovcem silně poškozených porostech I. zóny, dále v mrazových polohách, na významných ochranných lokalitách a při tvorbě zpevňujících prvků v labilních porostech.

2.5. Meliorační a zpevňující dřeviny v horských polohách

V podmínkách České republiky vyžaduje prakticky každý porost, má-li být stabilní, přítomnost takových složek, které zajišťují udržení a pokud možno zlepšování stanovištních podmínek (ŠINDELÁŘ et al. 2004). Tento efekt přinášejí tzv. meliorační a zpevňující dřeviny (dále jen MZD), které jsou významné i z hlediska biodiversity. V užším smyslu je funkce MZD chápána jako schopnost zlepšovat půdní podmínky daného stanoviště, především pomocí opadu, kterým je obohacována svrchní vrstva půdního horizontu. Pozitivní vliv pěstování vzácných listnatých dřevin na půdu dokládá např. PODRÁZSKÝ et al. 2002: jejich působení se projevuje vyšší rychlostí rozkladu opadu, nižší akumulací nadložního humusu a vyšším obsahem bází.

Vliv pěstování listnatých dřevin na půdu popisuje PODRÁZSKÝ et al. 2005: jde o vliv olše zelené na nejsvrchnější vrstvy lesních půd v horských oblastech (vrcholové části Orlických hor). V čistém porostu olše (věk 18 let) byla doložena nejnižší akumulace nadložního humusu a nejnižší hodnoty pH (v porovnání s čistým smrkovým porostem a se smrkovým porostem s podsadbou olše). Příměs nebo dominance olše také vede k poklesu obsahu bází a k poklesu nasycení sorpčního komplexu. Přítomnost olše tak podporuje ztrátu živin a její pěstování ve vyšších polohách může znamenat určité ekologické riziko. Půdotvornou a půdoochrannou funkci některých listnatých dřevin dále zkoumali ULBRICOVÁ et al. 2004. Z jejich práce plyne, že bříza je vhodná jako přípravná dřevina na imisních holinách, kde zlepšuje stav půdy, chrání před degradací a vytváří nové vrstvy humusu. Jeřáb ptačí je

zase vhodný k vytváření vhodných mikroklimatických podmínek pro cílové dřeviny, jeho půdotvorná funkce je však poměrně slabá.

V rámci obnovy lesa se v posledním období projevuje žádoucí posun k tvorbě smíšených porostů vhodné druhové skladby. Přispěla k tomu i vyhláška MZe č. 83/1996 Sb. o zpracování oblastních plánů rozvoje lesů (OPRL) a o vymezení hospodářských souborů (HS), která se mj. zabývá i druhovou skladbou lesních porostů a melioračními a zpevňujícími dřevinami (ŠINDELÁŘ et al. 2004). Obecný význam pěstování cenných listnatých dřevin popisuje např. PODRÁZSKÝ 2003: „Cenné listnáče jsou z důvodů biodiverzity lesních porostů i z hlediska ekonomické efektivity oboru jedním z výrazných předmětů zájmu lesního hospodářství. Jejich využití a pěstování má napomoci řešit hospodářské potíže lesnictví, zvýšit druhovou pestrost lesů a zvýšenou nabídkou různých druhů dřevní suroviny šetřit deficitní zdroje jiných oblastí, např. tropických lesů. Využití a pěstování cenných listnáčů má významný ekonomický, ekologický, environmentální i sociální aspekt“. V západní Evropě je o cenné a méně obvyklé listnáče mimořádný zájem. Souvisí to s omezením importu tropických dřevin a s měnicími se požadavky spotřebitelů (PODRÁZSKÝ et al. 2002). Podle údajů MZe se zvýšil podíl umělé obnovy listnáčů z 16 % v roce 1990 na 35,3% v roce 2002. Od roku 1997 však tento podíl víceméně stagnuje a kolísá kolem 34 až 36 %. Podíl listnatých dřevin v druhové skladbě lesů ČR ale od roku 1970 vzrostl z 19,6 % pouze o 3 % na současných 22,8 %, což je zatím stále nízké zastoupení ve srovnání s doporučeným podílem 35,6 % (ŠINDELÁŘ et al. 2004).

Práce REMEŠE a ULBRICHOVÉ (2001) popisuje růstovou dynamiku smrku na holých plochách degradovaných stanovišť (bývalý zemník) v NP Šumava. I v extrémních podmínkách (výkyvy teplot, nedostatek živin), kde byla umělá obnova značně ztížená, se navracel les pomocí náletu pionýrských dřevin (bříza, jeřáb). Inventarizace (ZATLOUKAL et al. 2001) na vybraných lokalitách NP Šumava ovšem ukázala, že zastoupení jeřábu a klenu je zcela nedostatečné. Jako příčina se uvádí nedostatek mateřských stromů a okus jelení zvěří. Naproti tomu JONÁŠOVÁ 2001 uvádí, že počty semenáčků jeřábu na podobných plochách (mrtvý les – oblast Březníku) dosahují 200-300 ks/ha, na holých plochách 100 ks/ha a jejich počet pokládá za dostatečný. Jeřáb je dobře rozšiřován ptáky a tak není pro jeho zmlazení nutná přítomnost mateřských stromů. Padlé kmeny také často vytvoří přirozenou bariéru proti zvěři a jeřáb tak přestává trpět okusem. Na úspěšné šíření

některých dřevin daleko od mateřských stromů poukázal také STŘEŠTÍK a ŠAMONIL 2006: ve studované lokalitě (Velká hora, Český kras) se neprokázala závislost mezi výškou a hustotou přirozeného zmlazení jasanu ztepilého a vzdáleností k plodným stromům.

Atraktivnost jeřábu pro spárkatou zvěř dosvědčuje i MAUER a PALÁTOVÁ (2004): v analyzovaném porostu v Krušných horách na imisních holinách bylo poškození jeřábu okusem stoprocentní. Následná hniloba kmene vyvolaná pevníkem a outkovkou zasahovala až 60 % plochy průřezu kmene. Inventarizační měření z Jizerských hor (APLTAUER et al. 2004) potvrdilo více než 80 % poškození vysazených jeřábů navzdory ochraně pomocí plastových tubusů.

Úspěšný nálet pionýrských dřevin v NP Šumava potvrzují i další práce, např. REMEŠ, ULBRICHOVÁ 2001. VACEK, PODRÁZSKÝ 2000 uvádějí, že v 6. až 8. vegetačním stupni v téměř čistých smrčínách se zhoršeným zdravotním stavem se vyskytuje příměs buku, kleny, jedle, jeřábu, olše šedé a břízy. Jejich přirozená obnova je však značně omezena nepříznivými podmínkami, což dokládají i jiní autoři, např. (APLTAUER et al. 2004).

V případě selhání přirozené obnovy je možné tyto dřeviny doplnit obnovou umělou: z hlediska výsadby jsou pro buk a javor vhodné poloodrostky, jinak jsou výhodné sazenice obalené na místech s obtížnou přípravou půdy a sazenice prostokořenné – u buku a jeřábu vypěstované metodou podřezávání. Sjíje břízy a jeřábu lze použít na rozpadávající se kmeny stromů, javor klen lze vysévat na živných, humusem i vodou obohacených půdách. Zajímavé je uplatnění keřovitých dřevin: ŠINDELÁŘ 2003 uvádí, že některé druhy keřovitých listnatých dřevin se uplatňují jako dřeviny pionýrské na holých plochách, dále při okrajích vodotečí a někdy vytvářejí i souvislé porosty při horní hranici lesa jako druhy klimaxové (olše zelená, bříza). Výzkumy na Šumavě (VACEK et al. 2006) ukázaly, že jeřáby a kleny jsou též často poškozovány ozonem.

2.6. Národní park Šumava

Národní park Šumava spolu s Bavorským národním parkem je největším souvislým chráněným územím Evropy. Lesní horské oblasti patří mezi velmi ohrožené ekosystémy. Názory na management lesních ekosystémů a jejich záchranu jsou často protikladné nebo rozporuplné a veřejná diskuse se často stává prostředkem k dosahování nejrůznějších politických a osobních zájmů. Statut a poslání NP je vykládán různě, podle potřeb a představ rozdílných zájmových skupin. Výše uvedený spor o management lesních ekosystémů klade vysoké požadavky na výzkum možností obnovy lesních porostů i vzhledem k tomu, že dosavadní poznatky se ukázaly jako nedostatečné.

Šumavské lesy jsou již dlouhodobě předmětem studia, ekologického i lesnického výzkumu. Obecně lze říci, že cílem příslušných výzkumných projektů je porozumění procesům, které probíhají v lesních ekosystémech, a tyto poznatky pak využít pro návrhy opatření zajišťující udržení ekologické stability (FALTA et al. 1999).

V roce 1997 byl MŽP zadán výzkumný projekt pod označením VaV 620/6/97: Obnova biodiversity a stability lesních ekosystémů v pásmu přirozeného výskytu smrku na území NP Šumava. Předpokládaná doba řešení byla 4 roky a projektu se účastnilo 10 výzkumných týmů LF ČZU, tým VS VÚLHM v Opočně a 1 tým PEF ČZU. Cílem projektu byl sběr dat pro definování současného stavu lesních ekosystémů a jeho hodnocení. Projekt byl tvořen čtyřmi dílčími úkoly:

- změny lesních ekosystémů
- dynamika biotických a abiotických škodlivých faktorů
- technologické a ekonomické faktory obnovy lesa
- lesopěstební opatření.

V současné době (2009) probíhá řešení projektu „Management biodiversity v Krkonoších a na Šumavě“ e.č. 2B06012 zadáný MŠMT v roce 2006 (řešitelé Vacek, S. Doc.RNDr.DrSc, Podrázský, V. Prof. Ing. CSc, Hejcman, M. RNDr. Ph.D., příjemce: ČZU v Praze a Matějka K. Ing. CSc.). Doba řešení je stanovena od r. 2006 do 30.4. 2011. Projekt má za cíl vytvoření a realizaci metodiky k trvalému udržení přirozené biodiversity

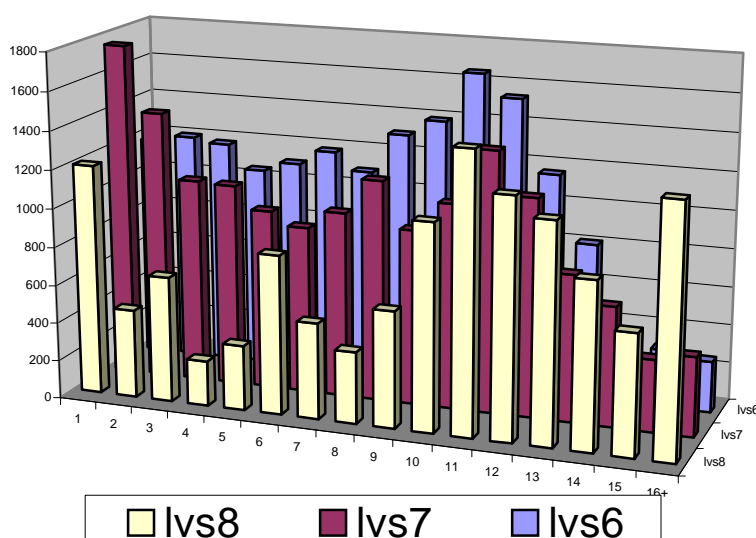
v NP Krkonoše a Šumava. V rámci tohoto projektu je zkoumána přirozená obnova lesních porostů v NP Šumava v dílčích bodech pro řešení projektu:

- sledování dynamiky obnovy lesa v oblasti postižené kůrovcem v NP Šumava
- příčiny poškození lesních ekosystémů a prognóza jejich dalšího vývoje
- výzkum a management lesních ekosystémů ve zvláště chráněných územích.

2.7. Přirozená obnova v NP Šumava

V současných porostech Šumavy, které jsou často tvořeny stejnověkými porosty vzniklými pasečným hospodařením, přesahuje stáří většiny porostů 120 let. Tyto porosty vznikly po kůrovcové kalamitě v letech 1860 až 1870 (JELÍNEK 1988), která postihla Šumavu po velké větrné smršti v předchozích letech (tyto události zachycuje i krásná literatura, zejména Klostermannovy romány). K tomu ale uvádí HUBENÝ 2007, že na základě letokruhové analýzy zaujímají typicky stejnověké porosty na Šumavě jen asi 35 % plochy – zbytek tvoří porosty, které vykazují pestré věkové rozdělení, 51 % vykazuje v korunové úrovni populační vlnu 60-120 let. Současnou věkovou strukturu porostů v 6-8. LVS Šumavy popisuje obr. 2.

Obr. 2: Věková struktura porostů Šumavy v 6.-8. lvs (Kupka 1999)



Smrky byly introdukovány z celého Rakouska-Uherska a jsou často geneticky problematické (BOHÁČ 1999). V původních porostech Šumavy dosahovaly smrk a jedle zastoupení 70 %, dnes samotný smrk dosahuje 85 % (KUPKA 2000). Horské lesy v České republice jsou po několik desetiletí pod vlivem řady činitelů, z nichž pravděpodobně nejhorší - vedle větrných smrštů - bylo dlouhodobé působení imisí, které degradovaly lesní půdy vyplavováním živin (PASUTHOVÁ, LOMSKÝ 1998). K tomu se přidává často rozsáhlé napadení kůrovcem. Můžeme tedy v působení škodlivých činitelů spatřit určitou vzájemnou návaznost i bludný kruh – porosty stejnověké a případně geneticky problematické jsou více náchylné k poškození větrem, k tomu se přidává působení imisí a degradace půd. Na poškozené porosty navazuje silný atak kůrovce, který se pak šíří i do ostatních porostů a jejich poškozením snižuje jejich odolnost vůči příštím vlivům škodlivých činitelů.

Výsledky výzkumů PODRÁZSKÉHO (1999), ULBRICHOVÉ (2006), VACKA (2003) a KUPKY (2000) ukazují, že smrk se na Šumavě dobře zmlazuje a počty semenáčků jsou na většině míst k zachování dynamiky lesních ekosystémů dostatečné. Nejvíce semenáčků tvoří jedinci stáří do pěti let, což ukazuje, že minulé semenné roky byly velmi bohaté (ULBRICHOVÁ, PODRÁZSKÝ 2000).

Pro ilustraci uvádím popis situace na Trojmezné a Smrčině v roce 1999 (pěstební inspektor JEŠÁTKO (1999) V NP Šumava (Trojmezná a Smrčina)):

„Současný rychlý rozpad porostů je způsoben celkovou zátěží porostů, znemožnění zpracování roztroušených polomů a vývrátů a jednotlivých kůrovcových stromů v minulých letech. Dále pak v zóně Smrčina i rozšíření kůrovce ze II. zóny. V tomto prostoru je současně největší rozšíření kůrovce a zde se také provádí rozsáhlý zásah.

Přirozená obnova smrku obou lokalit může nastat prakticky pouze na rozpadajícím se dřevě, při zastínění a ochraně porostů mateřským hlavním porostem - jak zdravým, tak soušemi.

Současný stav přirozené obnovy v některých nižších polohách - smrk, jedle, buk, ve vyšších polohách smrk, jeřáb, vtroušený buk, dává předpoklad vzniku přírodního lesa druhově a zejména výškově diferencovaného“.

Jako příklad počtu semenáčků v různých typech porostu uvádím tabulku z práce ULBRICHOVÉ a PODRÁZSKÉHO (2000):

Tab. 4: Přirozené zmlazení na výzkumných plochách v NP Šumava (upraveno podle Ulbrichová, Podrázský 2000)

Plochy	charakter porostu	počet semenáčků v tis. ks/ha
5	holina	3,96
6	holina	0,66
2	mrtvý	5,3
4	mrtvý	6,07
7	mrtvý	0,4
8	mrtvý	1,4
9	mrtvý	5,8
10	mrtvý	2,4
11	mrtvý	14,9
1	živý	8,3
3	živý	0,46
12	živý	46
13	živý	121
14	živý	49
15	živý	44,5
16	živý	29,5
17	živý	73
18	živý	30
19	živý	23
20	živý	21,5

Z výše uvedené tabulky plyne, že počet semenáčků na jednotlivých plochách velmi silně kolísá, a i když je zřejmé, že v živém porostu je většinou počet semenáčků vyšší, než na mrtvých plochách a na holinách, jde jen o okamžitý stav podmíněný mnoha faktory a o budoucnosti porostu vypovídá velmi málo.

V oblasti Trojmezne byl v obnově zjištěn smrk s příměsí jeřábu a 3 jedinci ostatních druhů: borovice, buk a bříza (JANDA 2007). Podrobnější charakteristiky dokládá tabulka č. 5.

Charakteristika obnovy a stromové vrstvy, kdy obnova smrku (do 0,5m výšky) byla zjištěna ze systematicky vybraného vzorku, který odpovídá jedné šestnáctině plochy, avšak údaje o počtu obnovy jsou přepočteny na hektarové (N/ha) (údaj o obnově JR 0 - 0,5 m nezahrnuje jedince v intervalu 0 – 0,3 m) (JANDA 2007).

Tab.5: Charakteristika obnovy a stromové vrstvy v oblasti Trojmezí (Janda 2007)

	celkem (N)	Picea abies	Sorbus aucuparia
obnova o výšce 0 -0,5 m	4736	0	0
obnova o výšce 0,5 -2 m	1655	1384	269
stromy s výškou nad 2 m	381	378	3
souše	59	59	0
ležící mrtvé dřevo	122	122	0
pahýly do výšky 2 m	101	101	0

Zajímavý je zde poznatek o zastoupení jeřábu, který se vyskytuje téměř pouze do výšky 2 m a pouze 3 jedinci přesahují výšku 2 m.

Celkový počet obnovy smrku v intervalu 0 – 0,5 m se po přepočtu na hektarovou plochu rovná 4736. Tyto jedince je možné rozdělit do jednotlivých výškových tříd s informací o věku (tab. č. 6), kde můžeme pozorovat rychlé navyšování četnosti se zmenšující se výškovou třídou a nepravidelné rozložení obnovy v jednotlivých výškových intervalech, které poukazuje na nerovnoměrné růstové podmínky, svou roli zde mohou hrát i semenné roky (JANDA 2007).

Tab.6: Rozdělení obnovy smrku (do výšky 0,5 m) do jednotlivých výškových intervalů, které obsahují informace o četnosti (přepočtena z plochy 625 m² na hektarové četnosti) a průměrném věku (určeno z náhodně vybraných jedinců) daného intervalu (Janda 2007)

výšková třída	0 -5 cm	5-10 cm	10-15 cm	15-20 cm	20-30 cm	30-40 cm	40-50 cm
četnost	1504	544	480	480	688	608	432
průměrný věk	2,3	4	5,6	6,9	7,9	9,7	12,5

Jako příklad dendrometrických charakteristik přirozeného smrkového lesa můžeme uvést tabulku popisující výzkumnou plochu v oblasti Trojmezí:

Tab. 7: Dendrometrické charakteristiky živých stromů na zkoumané ploše o rozloze 1 ha

(Janda 2007)

stromové patro -živé (registrační výška nad 2 m)	celkem	SM	JR
počet kmenů na ha	381	378	3
výčetní kruhová základna (m ² /ha)	32,605	32,6	0,005
maximální výčetní tloušťka (cm)	98,4	98,4	6,6
průměrná výčetní tloušťka (cm)	19,7	19,9	4
maximální výška stromů (m)	38,6	38,6	6,2
průměrná výška stromů (m)	9,8	9,9	4
počet stromů (d 1,3 > 40 cm) na ha	77	77	0
počet stromů (d 1,3 > 70 cm) na ha	39	39	0

V roce 2006 byl proveden výzkum struktury horského smrkového lesa v I. zóně Národního parku Šumava, které je označené číslem 124 – Trojmezna. Pod hraničním hřebenem České Republiky s Německem mezi vrcholy Trojmezna a Třístoličníku byla umístěna výzkumná plocha. Následující tabulka č. 8 uvádí zjištěné dendrometrické charakteristiky:

Tab. 8: Dendrometrické charakteristiky souší na zkoumané ploše o rozloze 1 ha (JANDA 2007)

Stromové patro -souše (reg. výška 2 m)	SM
počet kmenů na ha	59
mrtvé stromy (%) z živých	15,5
výčetní kruhová základna (m ² /ha)	17,8
výčetní kruhová základna (%) z živých	54,6
počet souší (d 1,3 > 40 cm) na ha	45
počet souší (d 1,3 > 70 cm) na ha	22

Množství přirozené obnovy v oblasti Šumavy v závislosti na typu plochy - jednalo se především o srovnání živého mateřského porostu, porostu odumřelého a porostu odtěženého (tedy prostředí holin) - se věnovali mimo jiné (ZATLOUKAL 1999, 2000; JONÁŠOVÁ 2001, 2004; PODRÁZSKÝ a kol. 1999) - podle jejichž výsledků je množství semenáčků i jedinců zmlazení nad 20-40 cm mezi plochami silně variabilní (vliv i jiných faktorů než typu porostu), i když mezi jednotlivými typy ploch jsou ve většině případů statisticky významné rozdíly. Výrazný vliv na počty zejména semenáčků má přítomnost mateřského porostu (ULBRICHOVÁ, PODRÁZSKÝ 1999, VÁVROVÁ a kol. 2004) nebo alespoň několika plodných stromů, vliv semenného roku (v oblasti Šumavy v poslední době roky 1999/2000, 2002/2003, 2003/2004). Počty a odrůstání semenáčků a odrostků ve vyšších výškových třídách na různých typech ploch v oblasti Šumavy sledoval zejména ZATLOUKAL (2000, 2001), který zjistil počty odpovídající v přepočtu 6-17 tis. jedinců na hektar. Na přežívání semenáčků mají výrazný vliv i další faktory, zejména světelné poměry dané typem a prosvětlením mateřského porostu, případně vnitrodruhová kompetice, které vedou k vysoké úmrtnosti nejmladších stádií smrku ve věkové třídě 4-5 let, což na Šumavě sledovali (JONÁŠOVÁ et PRACH 2004, ZATLOUKAL 2000, ŠERÁ et al. 2000). Výsledky ZATLOUKALA (2000) ze Šumavských ploch popisují podíl semenáčků z celkového zmlazení v rozsahu 42.4 -76.3 %, ULBRICHOVÁ et al. 2006; 60-90 %, podle JONÁŠOVÉ (2001) podíl zmlazení nad 10 let dosahuje v průměru 10-15 %. Rychlost odrůstání zmlazení je závislá především na světelných podmínkách, což se projevuje i ve výsledcích autorů srovnávajících plochy s odumřelým a živým porostem na Šumavě i v jiných oblastech (DIACI 2002, HUNZIKER, BRANG 2005, JONÁŠOVÁ 2001; JONÁŠOVÁ, PRACH 2004). Tito autoři uvádějí zhruba dvojnásobnou rychlost odrůstání na plochách s odumřelým porostem nebo bez zápoje. Vliv mikrostanoviště, tj. růstového substrátu, okolní bylinné vegetace, korunového zápoje dospělého porostu, je široce diskutovaný problém (RUMPF, PAMPE 2003, HUNZIKER, BRANG 2005), kterým se v oblasti Šumavy a Krkonoš zabývali (ZATLOUKAL 2000; ŠERÁ et al. 2000, JONÁŠOVÁ 2001; JONÁŠOVÁ, PRACH 2004 aj.) s ne zcela jasnými výsledky. Zatímco někteří autoři považují opad za velmi vhodný substrát pro klíčení semenáčků (ŠERÁ et al. 2000; HUNZIKER, BRANG 2005), jiní (JONÁŠOVÁ, PRACH 2004) uvádějí na tomto substrátu rychlejší snižování počtu semenáčků. Pro borůvčí jako půdní pokryv také existují rozporuplné výsledky, kdy ŠERÁ et al. (2000) uvádí borůvčí jako mikrostanoviště s vyšším úhynem semenáčků, oproti tomu

bývá někdy uváděn jeho pozitivní efekt v zimní ochraně před vymrzáním, ale časté jsou i zmínky o nižším procentu klíčivosti v tomto mikrostanovišti (ŠERÁ et. al. 2000; RUMPF, PAMPE 2003). Prostorová struktura smrkového zmlazení je závislá na typu a charakteru plochy a v určitých případech i na výskytu a typu mrtvého dřeva na dané ploše, což na Šumavě souvisí s nadmořskou výškou a také vodním režimem plochy (SVOBODA 2005, ULBRICHOVÁ, et al. 2006; HUNZIKER, BRANG 2005; JONÁŠOVÁ, PRACH 2004, UHLIAROVÁ a kol. 1999), kdy je patrný hloučkovitý výskyt zmlazení v oblasti pařezů a případně liniový výskyt na rozložených padlých kládách. Typicky je prostorová struktura zmlazení smrku v horských oblastech hloučkovitá, což dokládají i další autoři např. z oblasti Krkonoš (VACEK 1995). S tímto typem substrátu souvisí nejen lokální změna abiotických podmínek jako je vlhkost, délka vegetační doby v souvislosti s rychlostí odtávání sněhu, ale i biotické faktory jako nižší konkurence bylinné vegetace a přítomnost zvláštních mykorhizních typů přítomných právě na mrtvém dřevě a umožňujících lepší vývoj kořenů semenáčků (UHLIAROVÁ et al. 1999). Práce ULBRICHOVÉ et al. (2006) popisuje současný stav přirozené obnovy v NP Šumava:

„U ploch s odumřelým porostem (před rokem 1989) je charakteristický hustý travní pokryv tvořený zejména *Calamagrostis* a časté zlomy souší v poslední době, takže většina (2/3) mrtvého dřeva je již na povrchu půdy a má stejnorodý charakter. U ploch s živým (i když místy asanací již ovlivněným) mateřským porostem je bylinný pokryv podstatně variabilnější a zahrnuje borůvčí, mech, opad a porosty kapradin, ležící mrtvé dřevo je v různém stadiu rozkladu. Počty zmlazení v jednotlivých výškových třídách byly poměrně dosti variabilní a pohybovaly se od 1 200 do 30 000 ks/ha s výrazněji nižšími (polovičními) počty na plochách s odumřelým mateřským porostem, kde s výjimkou jedné plochy nepřesahovaly výrazněji 5 000 ks/ha. Na plochách s živým mateřským porostem převažovala nejmladší obnova (vzhledem k semennému roku 2003 a 2004 ve sledované oblasti) a největší počet zmlazení byl ve výškové třídě do 30 cm (okolo 80 % proti 50 % v odumřelých porostech). Průměrná výška zmlazení byla vyšší na plochách s odumřelým porostem stejně jako přírůsty, kde byly rozdíly v přírůstu pro výškovou třídu do 30 cm dokonce dvojnásobné. Vliv mikrostanoviště na výskyt obnovy se projevil statisticky významně; jako nejméně vhodný se jevil porost kapradí, trav a borůvčí. Nejvhodnější bylo především tlející dřevo v živém porostu. V odumřelém porostu obnova na kládách zaznamenána nebyla. Zatímco v živém porostu jsou klády často pokryté bylinnou vegetací

nebo mechem, snadněji se rozkládají a jsou dostatečně vlhké, u odumřelých porostů dochází často k usychání nastojato a na povrch půdy se dostávají odkorněné, na povrchu vyschlé klády, na kterých se semenáčky zatím nemají šanci uchytit“.

3. Metodika

3.1. Charakteristika trvalých výzkumných ploch

Pro výzkum byly zvoleny trvalé výzkumné plochy (dále jen TVP) nacházející se v Národním parku Šumava v oblasti Modravy a Plechého. Nadmořská výška kolísá od 1120 do 1370 m.n.m., roční úhrn srážek činí 900-1380 mm a průměrná roční teplota dosahuje 3,5-5° C. V oblasti Modravy byly vybrány plochy 1,3,4 reprezentující živý les na svahu (TVP 1), mrtvý les v rovině (TVP 3) a les živý v rovině (TVP 4). V oblasti Plechého byly vybrány plochy 18,19 a 20, které postihují gradient nadmořské výšky a které se dále liší sklonem terénu, přítomností skeletu a charakterem mateřského porostu. Hlavní druhy bylinného patra jsou na plochách s živým mateřským porostem: *Vaccinium myrtillus*, *Calamagrostis villosa*, *Avenella flexuosa* a *Anthyrium distentifolium*. Nižší zastoupení pak zauímají *Trientalis europea*, *Homogyne alpine*, *Oxalis acetosella*, *Lycopodium annotinum* a *Maianthemum bifolium*, na plochách s odumřelým porostem kromě velmi výrazně zastoupených obou druhů trav i *Chamaerion angustifolium*. Ve vyšších polohách v mechovém patru převažuje *Polytrichum formosum*, *Dicranum scoparium* a *Sphagnum sp.* Na všech plochách byly k výzkumu využity vyznačené transekty o velikosti 50*5 m ve směru spádnice. Podrobnější charakteristiku uvádí tabulka č. 9.

Tab.9: Charakteristika trvalých výzkumných ploch (VACEK a kol. 2009)

TVP	lesní typ	nadmořská výška [m]	expozice, svažítost	průměrný věk a charakter stanoviště	dominantní druh E1	olistění 2007	zápoj 2007
Mo 1	8Y1	1137	V 60°	živý, napadení kůrovcem	<i>Vaccinium myrtillus</i> (60%)	48	65
Mo 3	8K7	1123	rovina	živý, časté napadení kůrovcem	<i>Vaccinium myrtillus</i> (70%)	49	75
Mo 4	8K7	1127	rovina	odumřelý	<i>Calamagrostis villosa</i> (85%)	0	0
PI 18	7S1	1245	JV 25°	odumřelý	<i>Athyrium distentifolium</i> (45%), <i>Vaccinium myrtillus</i> (40%)	3	5
PI 19	8Y1	1313	JV 40°	živý, časté napadení kůrovcem	<i>Vaccinium myrtillus</i> (80%)	56	80
PI 20	8N1	1361	SV 3°	živý, časté napadení kůrovcem	<i>Avenella flexuosa</i> (60%)	56	45

TVP 1

TVP 1 leží na balvanitém, silně skeletovitém východním svahu o sklonu 38°. Převládajícím půdním typem je ranker a formou nadložního humusu moder (VIEWEGH 2000). Převládající dřevinou je smrk ztepilý (*Picea abies*), jednotlivě je přimíšen jeřáb ptačí (*Sorbus aucuparia*). V porostu převažují jedinci o stáří přibližně 140 let. Po asanaci kůrovce zde bylo ponecháno veškeré ležící dřevo. Na prosvětlených ploškách je pomístná přirozená obnova, ve které převažují mladší jedinci do výšky 3 m. Pokryvnost mechu je 85 % a bylin 50 %, z nichž převažuje borůvka (*Vaccinium myrtillus*) (VACEK a kol. 2009).



Obr. 3: Interiér TVP 1 v roce 2006 (foto: S. Vacek)

TVP 3

TVP 3 leží v rovinatém, mírně podmáčeném terénu. Půdním typem je humusový podzol, formou nadložního humusu morový moder (VIEWEGH 2000). Převládající dřevinou je smrk ztepilý (*Picea abies*), jednotlivě je přimíšen jeřáb ptačí (*Sorbus aucuparia*). Mateřský porost má stáří přibližně 140 let, v posledních letech byly některé stromy asanovány kvůli kůrovci a dřevo ponecháno na místě. V prosvětlených částech porostu je vyšší výskyt přirozené obnovy smrku (ojediněle i jeřábu). Pokryvnost mechů je 70 % a bylin 95 %, z nichž převažuje borůvka (*Vaccinium myrtillus*), ale je zde i vyšší výskyt trav a objevuje se i plavuň pučivá (*Lycopodium annotinum*). V r. 2007 byl tento porost zařazen do bezzásahového území a v r. 2008 silně zasažen kůrovcem (VACEK a kol. 2009).



Obr. 4: Interiér TVP 3 v roce 2006 (foto: S. Vacek)

TVP 4

TVP 4 leží v rovinatém terénu a je srovnávací plochou k TVP 3. Půdním typem je podzol, formou nadložního humusu morový moder (VIEWEGH 2000). Převládající dřevinou je smrk ztepilý (*Picea abies*), jednotlivě je přimíšen jeřáb ptačí (*Sorbus aucuparia*). Mateřský porost v důsledku žíru kůrovce odumřel v r. 1995 – 1996. V současnosti převážná část kmenů leží na povrchu půdy. Odrůstající přirozená obnova je věku 10 - 18 let a částečně je poškozována pádem souší a okusem spárkatou zvěří. Pokryvnost mechů je 20 % a bylin 95 %, z nichž výrazně převažuje třtina chloupkatá (*Calamagrostis villosa*) (VACEK a kol. 2009).



Obr. 5: Interiér TVP 4 v roce 2008 (foto: L. Bílek)

TVP 18

TVP 18 se nachází na prudkém balvanitém svahu východní expozice se sklonem asi 25°. Půdním typem je ranker (PODRÁZSKÝ et al. 2000), formou nadložního humusu je typický mor (VIEWEGH 2000). Jedinou dřevinou tvořící stromové patro je zde smrk ztepilý (*Picea abies*), jedná se o stejnorodou klimaxovou smrčinu. Zápoj porostu je 40 %. Pokryvnost bylinného patra je asi 90 %. V horní části plochy převažuje borůvka (*Vaccinium myrtillus*; 50 %), v dolní části plochy pak kapradiny (cca 95 %). Významné je také zastoupení mechového patra (80 %). Věk porostu je přibližně 200 let (VACEK a kol. 2009).



Obr. 6: Interiér TVP 18 v létě 2008, kdy již stromové patro smrku v důsledku gradace kůrovce odumřelo (foto: V. Štícha, 2008)

TVP 19

TVP 19 se nachází na prudkém balvanitém svahu s východní expozicí o sklonu asi 40°. Půdním typem je ranker (VIEWEGH 1999). Spodní část plochy je méně balvanitá a rostou zde i stromy větších dimenzí. Horní část je výrazně balvanitá a stromy menšího vzrůstu. Porost je diferencovaná mezernatá klimaxová smrčina s vtroušeným jeřábem. Věk porostu je odhadován na více než 150 let (ULBRICOVÁ, PODRÁZSKÝ 2000). Na místech s vhodnými mikroklimatickými podmínkami se zmlazuje smrk ztepilý (*Picea abies*). Místy roste i borovice kleč (*Pinus mugo*). Pokryvnost bylinného patra je 90 % - hlavně ji tvoří borůvka (*Vaccinium myrtillus*; 95 %), brusinka (*Vaccinium vitis-idaea*; 3 %) a kapradiny (1 %). Mechové patro pokrývá 40 – 50 % plochy (VACEK a kol. 2009).



Obr. 7: Interiér TVP 19 v roce 2006 (foto: S. Vacek)

TVP 20

TVP 20 leží těsně pod vrcholem hory Plechý, na mírném svahu jihovýchodní expozice o sklonu asi 1°. Terén je téměř rovný, bez balvanů. Půdním typem je ranker (PODRÁZSKÝ et al. 2000), formou nadložního humusu je typický mor (VIEWEGH 2000). Jedinou dřevinou stromového patra je zde smrk ztepilý (*Picea abies*), jde opět o klimaxovou smrčinu. Pokryvnost bylinného patra je 95 %, což podmiňuje nízký zápoj stromového patra (cca 40 %). Bylinné patro je velice nehomogenní – nejvíce je zastoupena metlička křivolaká (*Avenella flexuosa*; 75 %), kapradiny (15 %) a borůvka (*Vaccinium myrtillus*; 10 %). Stáří porostu je více než 150 let (VACEK a kol. 2009).



Obr. 8: Interiér TVP 20 v roce 2006 (foto: S. Vacek)

3.2. Metodika sběru dat

Pomocí technologie Field-map bylo na všech transektech zaměřeno veškeré zmlazení a u každého semenáčku byla zaznamenána pozice, celková výška, dominanta bylinného patra a tvar mikroreliefu. Tvary mikroreliefu s ohledem na mikroklima byly rozlišeny na 4 základní tvary: rovina, svah, vyvýšeniny a prohlubně. Tvary reliéfu byly vymezeny změnou výšky povrchu terénu na obvodu kruhu do vzdálenosti 0,5 m od paty semenáčku nebo od středu sondy o to min. o 5 cm vzhledem k ose sklonu plochy a na více než polovině délky obvodu kruhu. Plošné procentické zastoupení jednotlivých typů mikroreliefu a dominant (substrátu) bylinného patra bylo provedeno okulárně. Jako mrtvé

dřevo byly hodnoceny veškeré kmeny ležící na zemi ve všech stupních rozkladu. Pod označením holá půda jsou zahrnuta místa bez rostlinného krytu, většinou s vrstvou opadu a výjimečně i obnažená půda bez svrchních humusových horizontů.

Dále byla změřena mocnost povrchových humusových horizontů – L,F,H (viz NĚMEČEK, 2001) a to na všech transektech v pravidelné síti – vždy 2 sondy na běžný metr transektu, tedy přibližně 100 sond na jeden transekt. U každé sondy byl opět zaznamenán tvar mikroreliefu a druh dominanty bylinného patra, případně substrátu. Na všech TVP byly k výzkumu využity vyznačené transekty o velikosti 50*5 m ve směru spádnice. Na všech transektech byla změřena mocnost humusových horizontů (L,F,H) v sondách, v pravidelné síti (100 sond na každý transekt), rozlišení jednotlivých horizontů bylo provedeno podle NĚMEČKA (2001). U každé sondy byl dále zaznamenán tvar mikroreliefu a druh dominanty bylinného patra. Některé sondy (do 10%), u nichž byla mocnost humusových horizontů zásadně ovlivněna přítomností skeletu těsně pod povrchem, nebyly do výsledku zahrnuty. Tvary mikroreliefu (především s ohledem na mikroklimatické podmínky) byly rozlišeny na 4 základní tvary: rovina, svah, vyvýšeniny a prohlubně.

3.3. Vyhodnocení dat

Všechny výpočty popisné statistiky (průměr, četnosti) byly provedeny v programu MS EXCEL2007.

3.3.1. Porovnání míry zmlazení

Předpokládejme, že na celé pokusné ploše vzešlo n semenáčků. Pravděpodobnost, že se semenáček uchytí na i -tém mikrostanovišti označme p_i . Počet semenáčku na tomto stanovišti potom bude náhodná veličina s binomickým rozdělením s parametry n a p_i . Pokud by typ mikrostanoviště neovlivňoval šanci semenáčků vzejít, byla by pravděpodobnost p_i jejich uchycení na každém stanovišti rovna velikosti plošného podílu daného stanoviště. Vliv i -tého stanoviště tedy lze ověřit pomocí testu parametru p binomického rozdělení, konkrétně jako test hypotézy $H_0 : p_i = a_i$ oproti alternativě $H_1 : p_i \neq a_i$. Výpočet byl proveden pomocí χ^2 testu dobré shody. Výpočet byl proveden pomocí programu STATISTICA v 8.0. Míra preference zmlazení byla pro každý typ

mikrostanoviště vyjádřena jako průměrná hodnota (ze všech ploch) rozdílů mezi relativním zastoupením tohoto typu mikrostanoviště a relativním podílem zmlazení na tomto mikrostanovišti.

3.3.2. Porovnání mocností humusových horizontů, vliv mikrostanoviště na výšku semenáčků

Pomocí testu dobré shody bylo ověřeno, že mocnosti humusových horizontů a výšky semenáčků lze považovat za veličiny s normálním rozdělením pravděpodobnosti. Levenovým testem bylo dále ověřeno, že rozptyly uvedených mocností a výšek pro jednotlivé typy dominant a mikroreliefů lze považovat za shodné. Vliv těchto dvou faktorů na mocnost humusových horizontů a na výšku semenáčků bylo proto možno prozkoumat pomocí standardní jednofaktorové analýzy rozptylu. Pokud takto byla zamítnuta shoda středních hodnot zkoumaných veličin, bylo dále Tukeyovou metodou mnohonásobného porovnání zjištěno, které konkrétní veličiny se od sebe odlišují. Hladina významnosti byla zvolena $Pr(F) = 0,05$. Výpočet byl proveden pomocí programu STATISTICA v 8.0.

3.3.3. Index reliéfní variability

Pro hodnocení výzkumných ploch z hlediska výskytu různých typů reliéfu byl zaveden tzv. index reliéfní variability (IRV), který nabývá hodnoty z intervalu 0-1 a hodnotí strukturu stanoviště z hlediska výskytu a plošného zastoupení různých typů mikroreliefů. Maximální hodnota variability (IRV=1) znamená stejné zastoupení všech typů mikroreliefů na ploše, hodnota minimální (IRV=0) znamená výskyt pouze jednoho typu mikroreliefů na ploše.

Index reliéfní variability je definován vztahem:

$$IRV = \frac{1}{\sqrt{a^2 + b^2 + c^2 + d^2}} - 1,$$

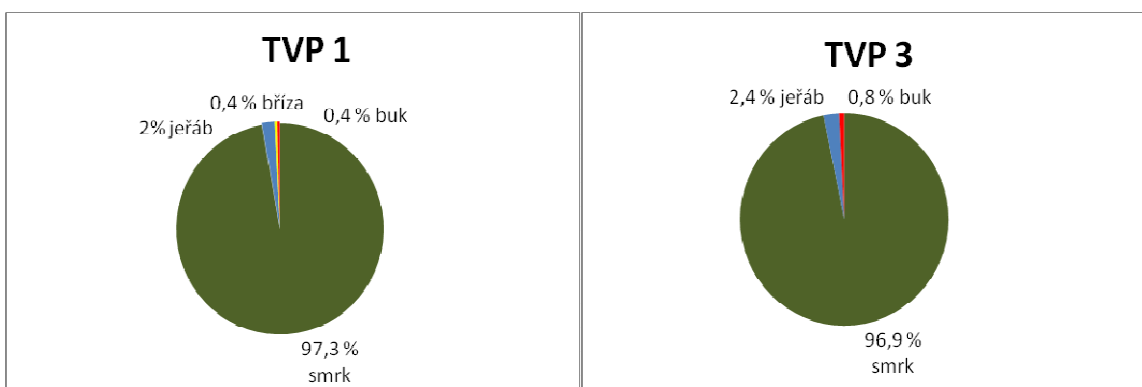
kde: a,b,c,d jsou plošné podíly jednotlivých typů reliéfu, $\sum (a,b,c,d) = 1$

4. Výsledky, diskuse

4.1. Charakter přirozeného zmlazení

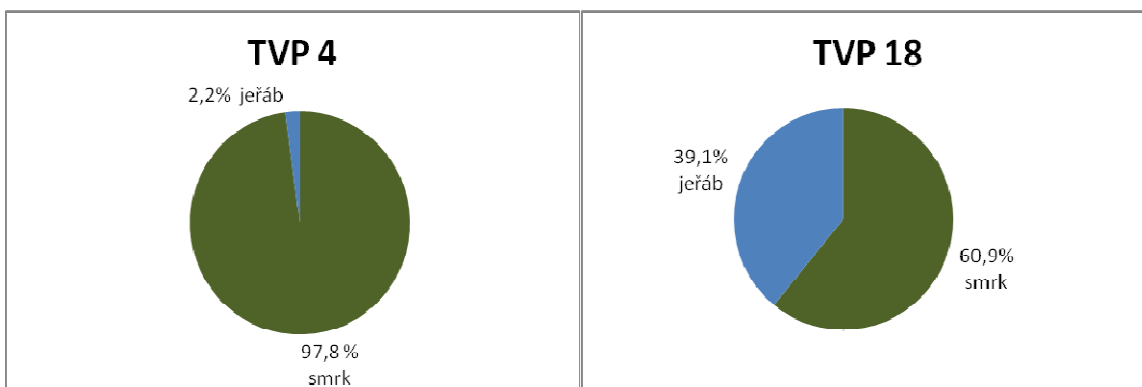
4.1.1. Druhová struktura

Přehled druhového složení dřevin na vybraných TVP zobrazují obr. 9-14.



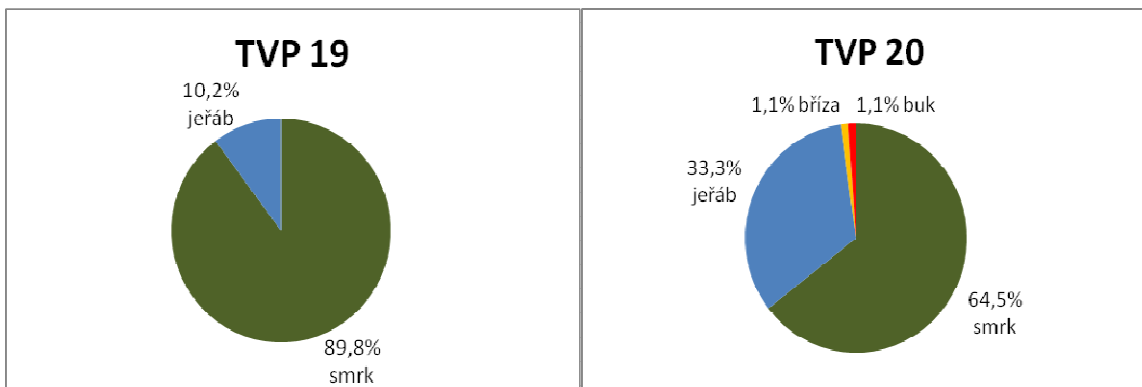
Obr.9: Druhové složení na TVP 1

Obr.10: Druhové složení na TVP 3



Obr.11: Druhové složení na TVP 4

Obr.12: Druhové složení na TVP 18



Obr.13: Druhové složení na TVP 19

Obr.14: Druhové složení na TVP 20

Na všech plochách je hlavní dřevinou smrk, jehož zastoupení se na TVP 1-3 v oblasti Modravý blíží 100 %. Na TVP 18-20 je smrk také dominantní dřevinou, ale významného podílu zde dosahuje jeřáb ptačí (na TVP 18 téměř 40%). Buk lesní zde prakticky chybí, na TVP 1-3 nedosahuje jeho zastoupení ani 1%, přitom reálná druhová skladba pro 8. vegetační stupeň Šumavy předpokládá alespoň 4 % zastoupení buku (KUPKA 1999). Množství přirozené obnovy se liší mezi jednotlivými plochami i mezi různými typy mikrostanoviště. Vzhledem k faktorům, na kterých je zmlazení závislé (plodné dospělé stromy v dosahu, kvalita stanoviště, klimatické faktory - zejména vysýchavost, konkurence bylinného patra apod.) má počet semenáčků na jednotku plochy velkou variabilitu i v rámci jednotlivých ploch, nebo transektů. Počty semenáčků na hektar se pohybují od 1960 do 10200 jedinců.

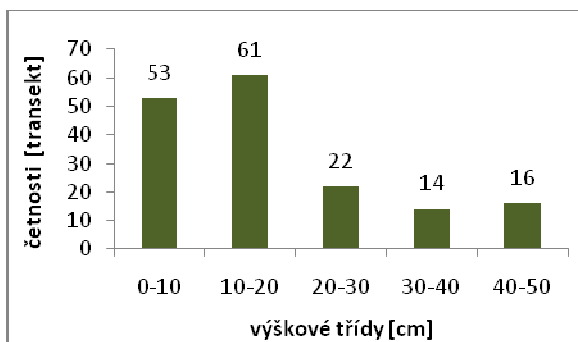
Nízké počty semenáčků listnaté přirozené obnovy jsou dané především nedostatkem mateřských stromů v blízkém okolí ploch a dále pak specifickými nároky daných dřevin - nízký výskyt břízy je dán zejména konkurencí a vysokou pokryvností travních druhů, výškový přírůst jeřábu je pak silně ovlivňován stavu zvěře - většina jedinců na plochách je poškozena okusem. Absolutní počty semenáčků a počty převedené na 1 ha jsou uvedeny v tab. 10.

Tab.10: Počty semenáčků na jednotlivých TVP, přepočty na 1 ha

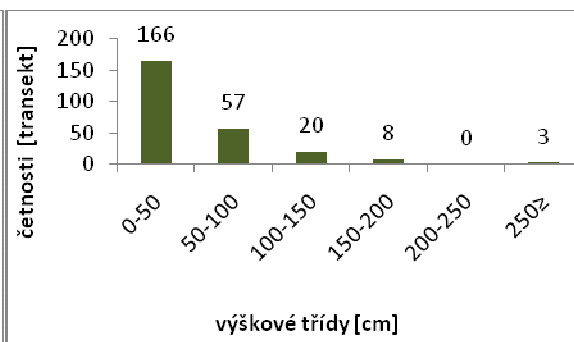
TVP	Počet semenáčků/ Relativní podíl [%]													
	Celkem		Smrk			Jeřáb			Bříza			Buk		
	ks	ks .ha ⁻¹	ks	ks .ha ⁻¹	%	ks	ks .ha ⁻¹	%	ks	ks .ha ⁻¹	%	ks	ks .ha ⁻¹	%
Mo1	255	10200	248	9920	97,3	5	200	2	1	40	0,4	1	40	0,4
Mo3	127	5080	123	4920	96,9	3	120	2,4	X	X	X	1	40	0,8
Mo4	223	8920	218	8720	97,8	5	200	2,2	X	X	X	X	X	X
PI18	64	2560	39	1560	60,9	25	1000	39,1	X	X	X	X	X	X
PI19	49	1960	44	1760	89,8	5	200	10,2	X	X	X	X	X	X
PI20	93	3720	60	2400	64,5	31	1240	33,3	1	40	1,1	1	40	1,1

4.1.2. Výškové rozdělení

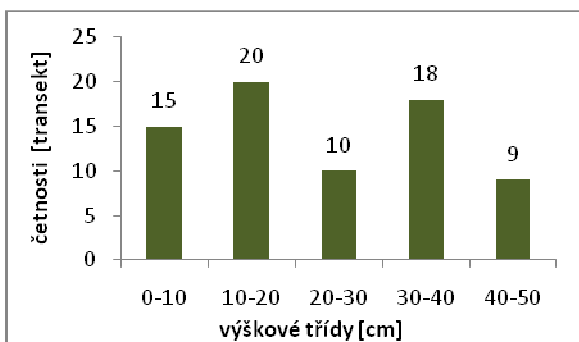
Na obr. 15-26 je znázorněno výškové rozdělení veškeré obnovy a to ve výškových třídách po 10 cm (u obnovy do 50 cm výšky) a dále celkové výškové rozdělení veškeré obnovy ve výškových třídách po 50 cm.



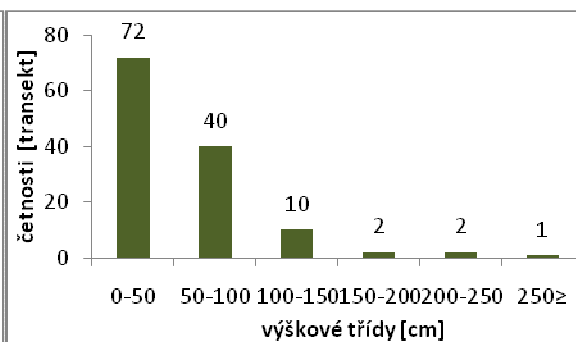
Obr. 15: Výškové rozdělení přirozené obnovy do 50 cm na TVP 1



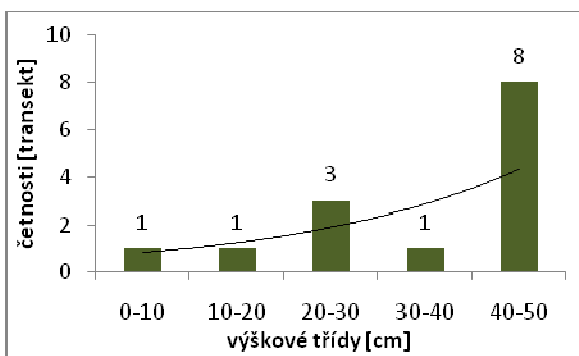
Obr. 16: Celkové výškové rozdělení přirozené obnovy na TVP 1



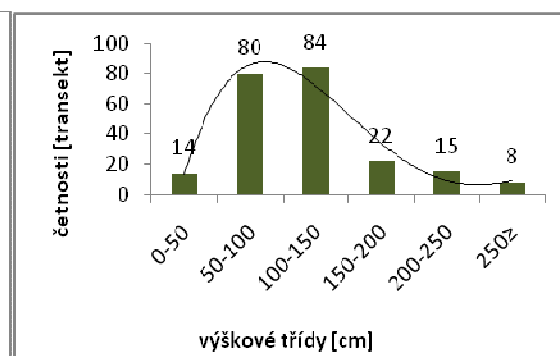
Obr. 17: Výškové rozdělení přirozené obnovy do 50 cm na TVP 3



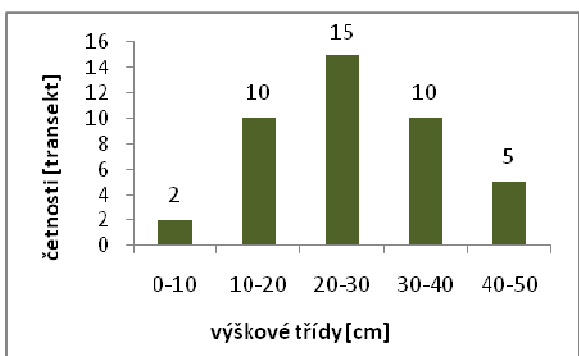
Obr. 18: Celkové výškové rozdělení přirozené obnovy na TVP 3



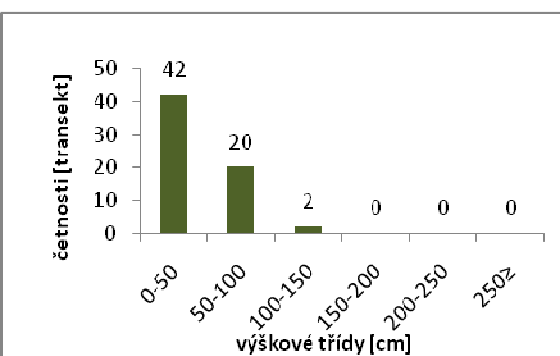
Obr. 19: Výškové rozdělení přirozené obnovy do 50 cm na TVP 4



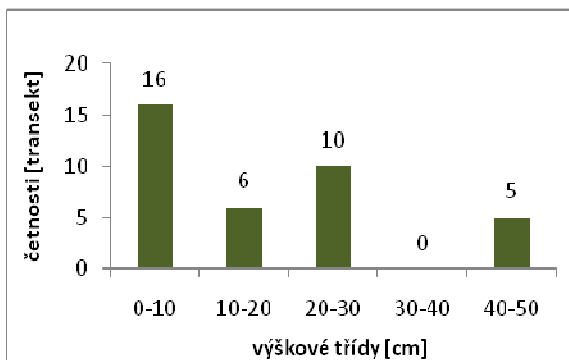
Obr. 20: Celkové výškové rozdělení přirozené obnovy na TVP 4



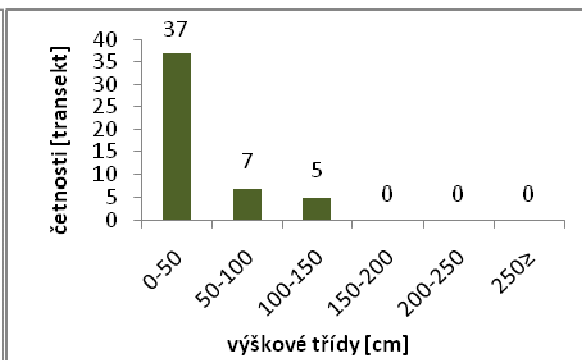
Obr. 21: Výškové rozdělení přirozené obnovy do 50 cm na TVP 18



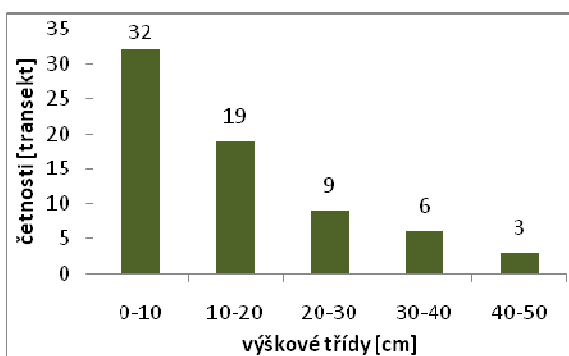
Obr. 22: Celkové výškové rozdělení přirozené obnovy na TVP 18



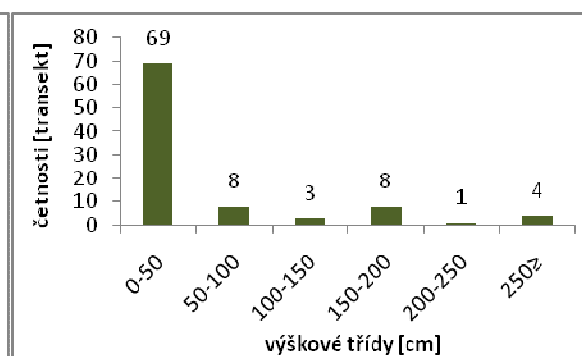
Obr. 23: Výškové rozdělení přirozené obnovy do 50 cm na TVP 19



Obr. 24: Celkové výškové rozdělení přirozené obnovy na TVP 19



Obr. 25: Výškové rozdělení přirozené obnovy do 50 cm na TVP 20

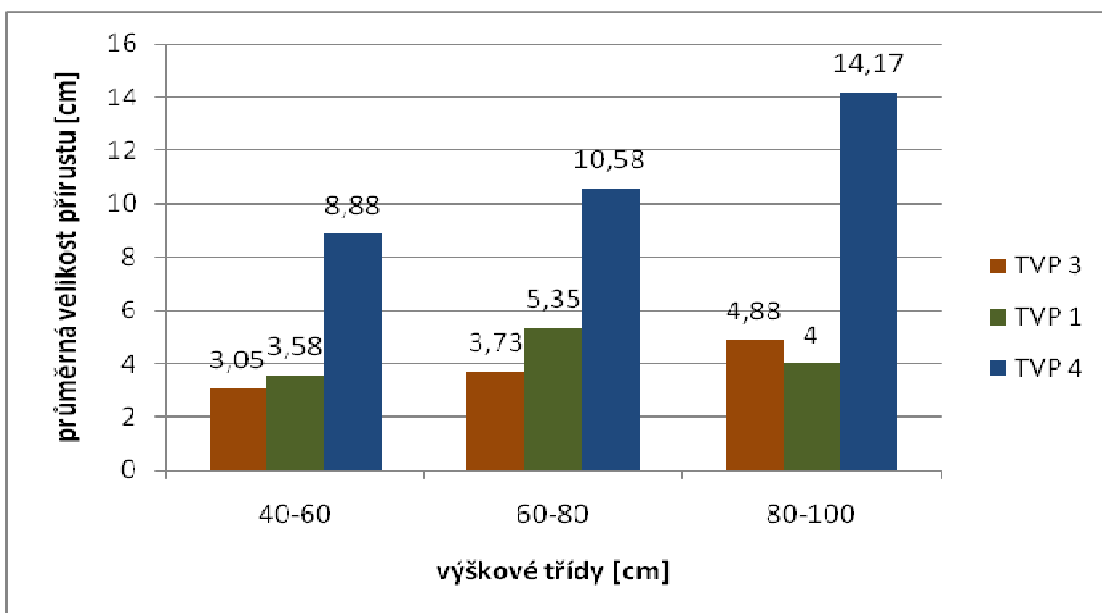


Obr. 26: Celkové výškové rozdělení přirozené obnovy na TVP 20

Výškové rozdělení na všech TVP má podobnou strukturu, tj. klesající četnost semenáčků s jejich rostoucí výškou. Výjimkou je TVP 4, kde je výšková struktura zmlazení charakteristická pro holou plochu (rozpadlý porost), připomíná Gaussovo rozdělení s levostrannou asymetrií (viz obr. 19 a 20). Naměřené výšky se zde pohybují v intervalu 16 – 290 cm, jádro obnovy leží ve výškovém intervalu 50 - 150 cm a představuje 71,7 % veškeré obnovy. Naopak velmi malý počet semenáčků v nižších výškových třídách (např. v třídě do 10 cm – 0 jedinců!) ukazuje vliv vzdálenosti mateřského porostu a obtížnost zmlazení na ploše, kde po náhlém rozpadu porostu došlo k prudkému růstu travin (viz také ŠTÍCHA a kol. 2008, ULBRICOVÁ et al. 2006).

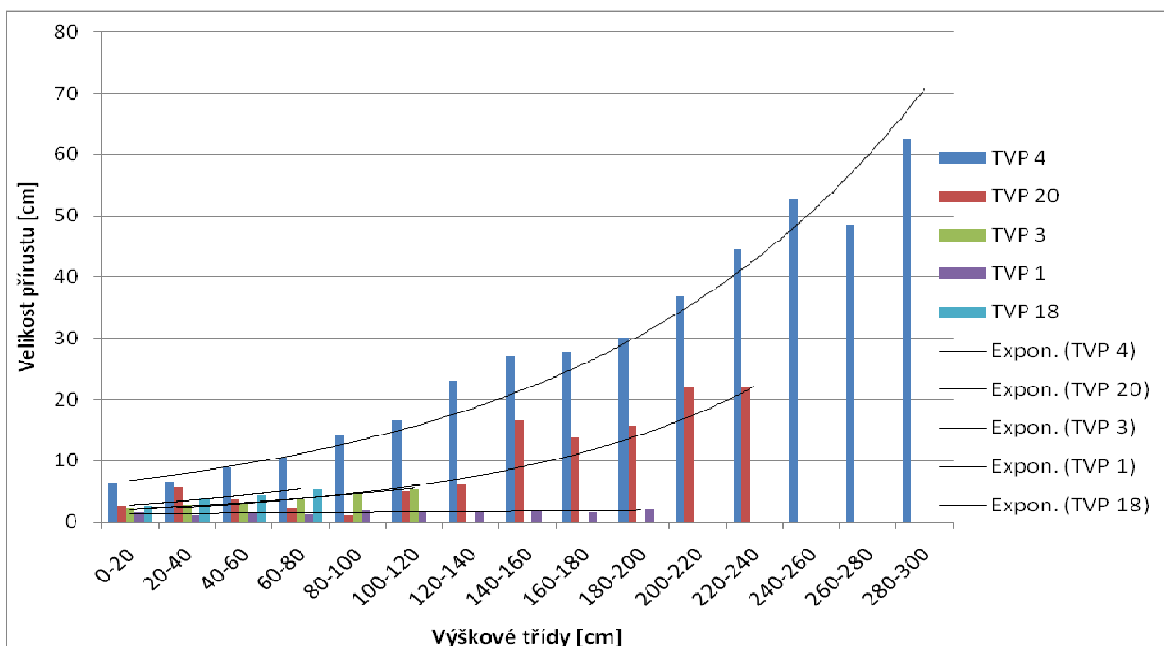
4.1.3. Přírůsty, vývoj

Průměrné přírůsty jsou značně variabilní, výrazný rozdíl oproti ostatním TVP je patrný na TVP 4, kde jsou průměrné přírůsty v jednotlivých výškových třídách až dvojnásobné. Proto byla testována hypotéza, zda jsou přírůsty na TVP 4 významně vyšší, než na ostatních TVP. Z důvodu nízkého počtu semenáčků v jednotlivých výškových třídách bylo možné porovnat velikosti přírůstu jen na některých plochách a pouze ve vybraných výškových třídách. Pomocí dvouvýběrového Wilcoxonova testu byl prokázán systematicky větší přírůst na TVP 4 oproti TVP 3 a 1, a to na hladině významnosti $Pr(F) = 0,05$. Průměrnou velikost přírůstu na vybraných plochách a ve vybraných výškových třídách popisuje obr. 27.



Obr.27: Porovnání velikosti přírůstu na holé ploše (TVP 4) a na plochách s živým mateřským porostem (TVP 3 a 4)

Vyšší přírůsty semenáčků na holých plochách (až dvojnásobné) je doloženo v pracích více autorů (ŠTÍCHA et al. 2008, DIACI 2002, HUNZIGER, BRANG 2005, JONÁŠOVÁ, PRACH 2004, aj.). Významně větší hodnoty průměrných přírůstů na TVP 4 lze zdůvodnit větším světelným požitkem na této ploše kvůli rozpadu stromového patra v roce 1996. Vliv nadmořské výšky a jiných faktorů na velikost přírůstu se vzhledem k velké variabilitě dat nepodařilo prokázat. Obr. 28 indikuje na TVP 4 rychlejší dynamiku změn ve velikosti přírůstu za minulé roky a to zejména u semenáčků ve vyšších výškových třídách.



Obr. 28: Porovnání velikosti přírůstů na různých plochách v jednotlivých výškových třídách

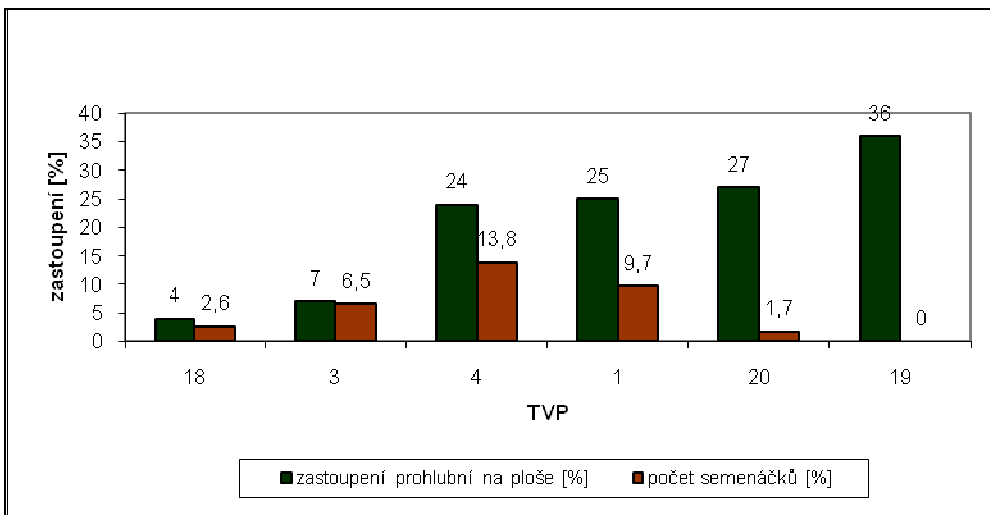
4.2. Vliv mikrostanoviště na charakter přirozené obnovy

4.2.1. Vliv mikrostanoviště (mikroreliéfu, dominanty a substrátu) na výskyt zmlazení

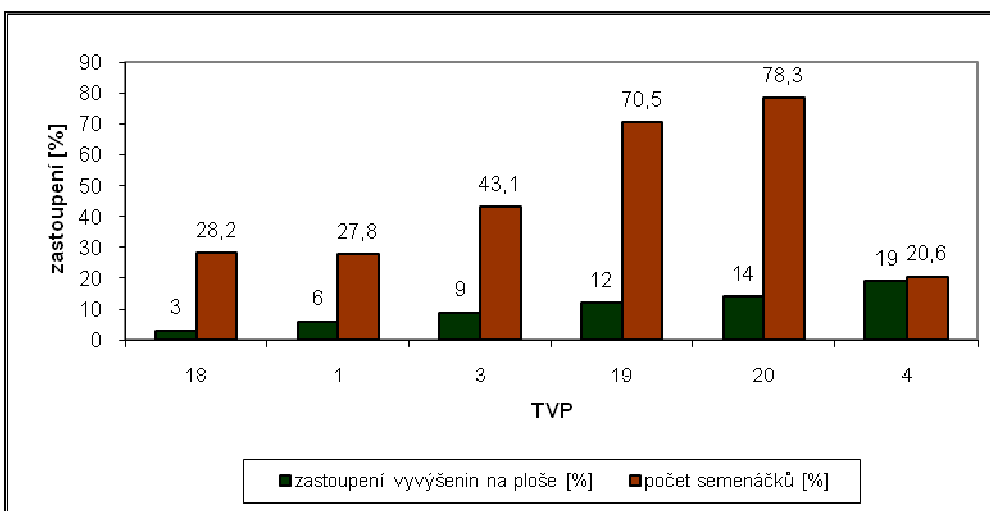
Významnost zmlazení smrku na jednotlivých typech mikrostanoviště (mikroreliéf, dominanty, substrát) byla zkoumána pomocí testu dobré shody. V některých případech bylo procentické zastoupení semenáčků na jednotlivých typech mikrostanoviště statisticky významné ($p=0,99$) – buď významně malé, nebo naopak významně velké – podle toho, zda procentické zastoupení semenáčků je vyšší, nebo nižší, než procentický podíl plochy jednotlivého typu mikrostanoviště. Celkový přehled zahrnují obr. 29-36.

4.2.2. Vliv mikroreliéfu na zmlazení

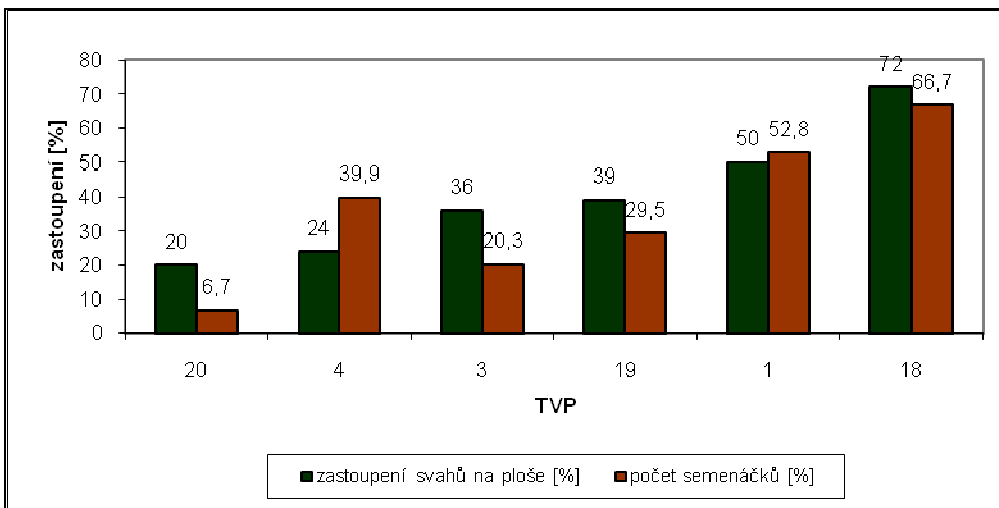
Obr. 29 až 32 popisují relativní zastoupení jednotlivých typů mikroreliéfu a relativní podíl zmlazení na jednotlivých plochách.



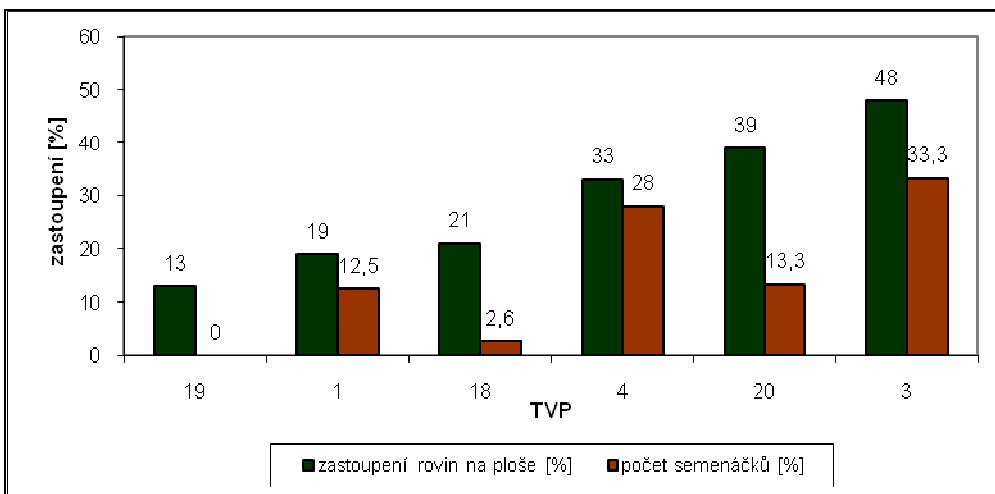
Obr. 29: Porovnání výskytu prohlubní a zmlazení v prohlubních



Obr. 30: Porovnání výskytu vyvýšenin a zmlazení na vyvýšeninách



Obr. 31: Porovnání výskytu svahů a zmlazení na svazích



Obr. 32: Porovnání výskytu rovin a zmlazení na rovinách

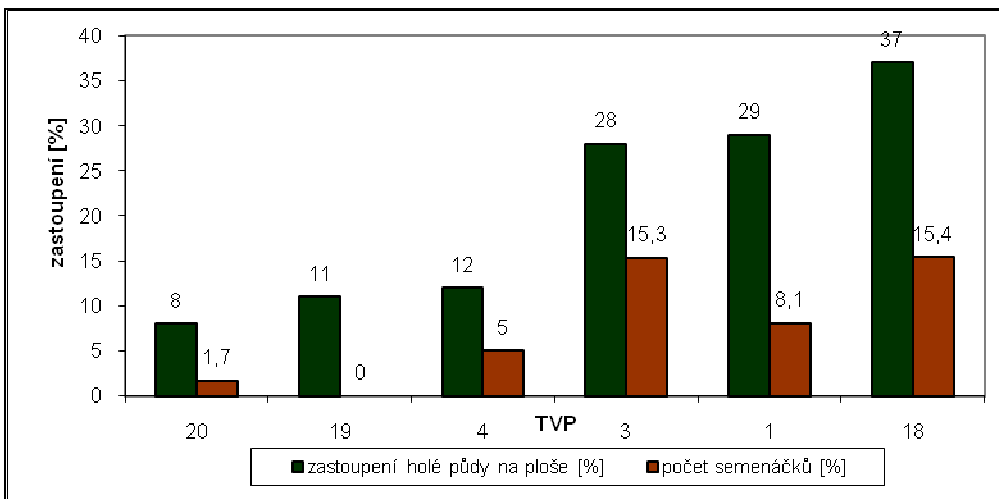
Vliv tvaru mikroreliefu na zmlazení se projevil velmi významně. Na všech plochách byl zaznamenán vždy vyšší podíl zmlazení na vyvýšeninách, jen na TVP 4 nebyl tento rozdíl statisticky významně potvrzen. Tato plocha se ovšem zásadně liší od ostatních ploch nepřítomností živého stromového patra – vyvýšeniny tedy nejsou na této ploše pro semenáčky příliš atraktivní a to zřejmě především kvůli vysychavosti. V prohlubních byl naopak podíl zmlazení vždy nižší, statistická významnost pomocí testu dobré shody však byla potvrzena pouze na TVP 1, 19 a 20. K opačnému zjištění dospěl HANSEN (2003), který naopak uvádí prohlubně, jako nejvhodnější typ mikrostanoviště pro uchycení

semenáčků. Na rovině byl podíl zmlazení významně nižší na TVP 1, 3 a 20. Na svazích byl podíl zmlazení významně nižší na TVP 3 a 20. Většina semenáčků se však vyskytovala na speciálních typech mikrostanoviště (vzhledem k jejich plošnému zastoupení), což dokládá mnoho jiných autorů (HOFGAARD 1993, KUULUVAINEN, KALMARI 2003, VORČÁK et al. 2006, ULBRICHOVÁ et al. 2006).

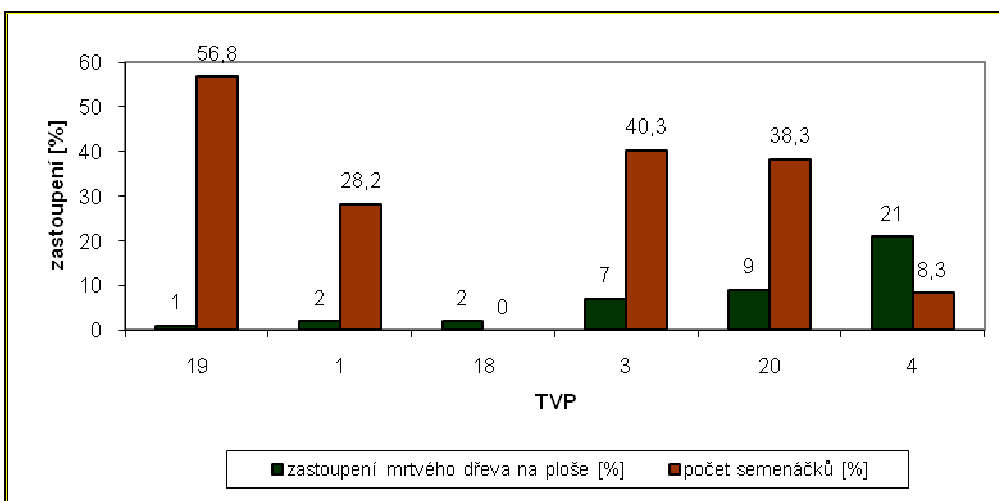
V podmínkách vrcholového fenoménu ve výškovém gradientu Plechého se většina zmlazení vyskytuje na vyvýšeninách z důvodu, že je zde limitujícím faktorem teplo a též zde na vyvýšeninách výrazně dříve, přibližně o dva týdny, odtává sníh a semenáčky smrku jsou zde podstatně méně poškozovány houbovými patogeny. Na TVP 19 tento trend částečně narušují procesy introskeletové eroze, které jsou zde velmi výrazné (cf. VACEK, KREJČÍ et al. 2008). Největší podíl semenáčků na svazích a zejména pak ve sníženinách zde totiž likviduje přípletka černá (*Herpotrichia nigra*). Na vyvýšeninách je většinou též nižší abundance a dominance bylinného a mechového patra a tudíž i nižší jejich konkurence a menší vzdušná vlhkost a tudíž zde tolik nehrozí atak houbových patogenů. Navíc zde tolik nehrozí zalehnutí semenáčků travinami (*Calamagrostis villosa*) během zimního období, což u semenáčků smrku do stáří 5 let v těchto polohách v důsledku ataku patogenních hub způsobuje téměř vždy jejich mortalitu (cf. VACEK, KREJČÍ et al. 2008).

4.2.3. Vliv dominanty a substrátu na zmlazení

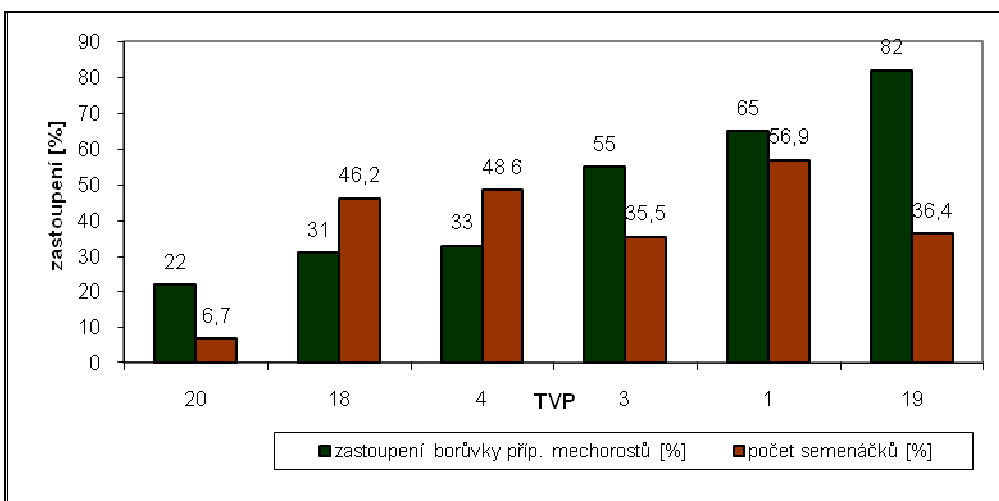
Obr. 33 až 36 popisují relativní zastoupení jednotlivých typů mikroreliefu a relativní podíl zmlazení na jednotlivých plochách.



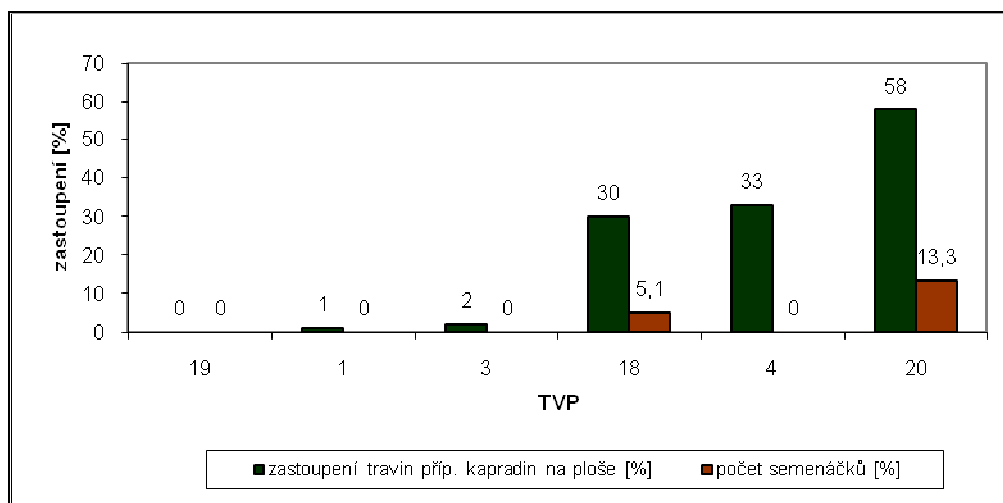
Obr. 33: Porovnání výskytu holé půdy a zmlazení v holé půdě



Obr. 34: Porovnání výskytu mrtvého dřeva a zmlazení na mrtvém dřevě



Obr. 35: Porovnání výskytu borůvky, příp. mechorostů a zmlazení v tomto mikrostanovišti

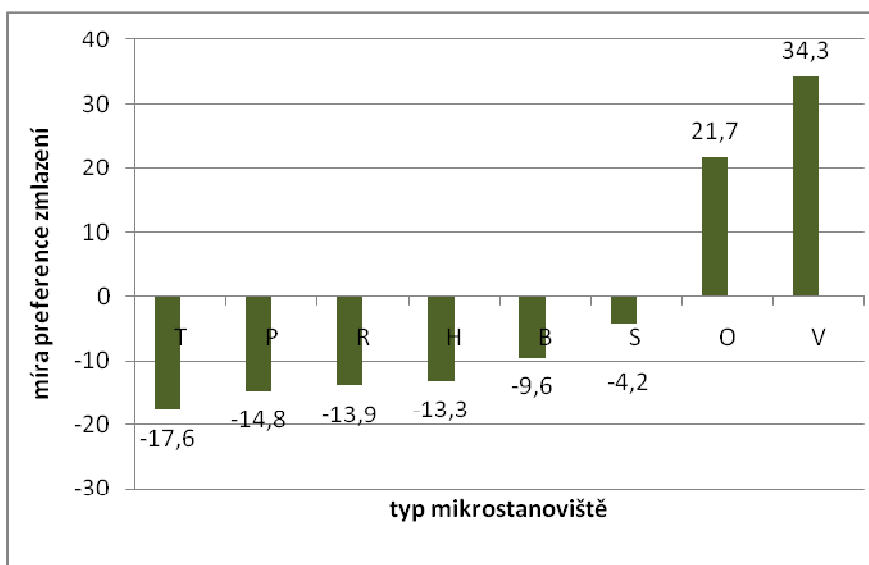


Obr. 36: Porovnání výskytu travin, příp. kapradin a zmlazení v tomto mikrostanovišti

Vliv dominanty bylinného patra a substrátu na zmlazení se také projevil velmi významně. Na TVP 1, 3, 19 a 20 byl podíl zmlazení smrku na rozloženém odumřelém dřevě výrazně vyšší, než na zbývajících částech těchto ploch, tj. na jiných substrátech či v posuzovaných dominantách bylinného i mechového patra. Je to dáno tím, že se jedná o dekompoziční typ způsobený rodem *Fomitopsis*, při němž se odumřelé dřevo rozkládá převážně v kůře a jsou zde tudíž výrazně příznivější podmínky pro přirozenou obnovu smrku (cf. JANKOVSKÝ 1999), časté zmlazení na rozkládajícím se dřevě dokládají např. STOCKLI 1996, ULBRICOVÁ et. al. 2006, JANDA 2007, VORČÁK et al. 2006. Naproti tomu na TVP 4 i přes výrazně vyšší plošný podíl odumřelého dřeva zde bylo přirozeného zmlazení smrku výrazně méně. Kmeny smrku, které jsou odkorněny kůrovcem při jeho masové gradaci mají jiný dekompoziční typ rozkladu (rod *Gleophyllum*) a přirozená obnova smrku i při postupujícím rozkladu se na nich proto vyskytuje jen zřídka (cf. VACEK, KREJČÍ et al. 2008). Na TVP 18 nebyl výskyt obnovy na odumřelém dřevě zaznamenán, protože ležící kmeny většinou nedosahovaly potřebné míry rozkladu a jejich malé množství i celkový nízký počet semenáčků neumožnil průkazné statistické zpracování.

Na holé půdě (na hrabance) byl potvrzen významně nižší podíl zmlazení a to na TVP 1, 3 a 4, i na ostatních plochách byl počet semenáčků na holé ploše nižší v porovnání s ostatními typy substrátu. Naproti tomu např. HANSEN (2003) uvádí opadanku jako vhodnější typ mikrostanoviště ve srovnání např. s místy pokrytými mechy, podobně i jiní

autoři (ŠERÁ et al. 2000, HUNZIKER, BRANG 2005). V borůvce a v mechorostech byl podíl zmlazení významně nižší na ploše č. 1, 3, 19 a 20, na TVP 4 byl naopak významně vyšší, protože na této holé ploše je zástin spíše pozitivním faktorem (vzhledem k vysýchavosti), než na plochách zastíněných mateřským porostem, kde je naopak velký nedostatek světla a konkurence přízemní vegetace je o to silnější. V travách a kapradinách byl potvrzen významně nižší podíl zmlazení jen u TVP 4 a 20. Míru preference zmlazení podle různých typů mikrostanoviště popisuje obr. 37.



Legenda:

T- traviny, kapradiny P- prohlubně, R- rovina, H- holá půda, B- borůvčí, S- svah, O- odumřelé dřevo, V- vyvýšeniny

Obr.37: Preference zmlazení na jednotlivých typech mikrostanoviště

4.2.4. Vliv mikrostanoviště (mikroreliéfu, dominanty a substrátu) na výšku semenáčků

V tabulce 12 a 13 jsou shrnuty výsledky analýz rozptylů výšek semenáčků pro rozdíly mezi různými typy mikrostanoviště a průměrné výšky semenáčků. Homogenní skupiny (označeny A, B) označují soubory dat, u nichž rozdíly průměrných hodnot nejsou statisticky významné.

Tab. 12: Vliv dominanty bylinného patra a substrátu na výšku semenáčků

TVP	Typ mikrostanoviště (dominanta bylinného patra)					
	kmen	pata stromu	odumřelé dřevo	borůvka	traviny, kapradiny	holá půda
	Průměrná výška semenáčků [cm], homogenní skupiny (A,B)					
1	15	35,64	44,63	46,39	60	80,67
3	X	77,5B	29,02A	62,86B	X	87,58B
4	X	127,62	116,22	117,56	124,83	145,27
18	X	56,33	X	36,28	60	37,66
19	30,5AB	12AB	16,16A	72,75B	X	X
20	18,73	7,5	12,87	24,25	14	15

Tab. 13: Vliv mikroreliefu na výšku semenáčků

TVP	Typ mikrostanoviště (mikroreliefu)			
	vyvýšenina	prohlubeň	svah	rovina
	Průměrná výška semenáčků [cm], homogenní skupiny (A,B)			
1	38,94	44,22	51,3	55,03
3	35,06A	98,75B	71,24B	60,19B
4	120,16AB	103,6A	112,55A	147,97B
18	21,72	44	46,69	34
19	22,29A	X	73,08B	X
20	15,64	5	25	13,38

Významný rozdíl na TVP 3 se projevil mezi průměrnými výškami semenáčků na mrtvém dřevě (29 cm) v porovnání s holou půdou (85 cm), patou stromu (78 cm) a borůvčím příp. mechorosty (62 cm), kdy průměrná výška semenáčků je na mrtvém dřevě vždy významně nižší. Pouze v porovnání s výškami v travách a kapradinách není rozdíl významný.

Významný rozdíl výšek semenáčků byl též potvrzen mezi vyvýšeninami (35 cm) a prohlubněmi (99 cm), v prohlubních je průměrná výška semenáčků významně vyšší než na vyvýšeninách. Dále byl zaznamenán významný rozdíl mezi vyvýšeninami (35 cm) a svahem (71 cm). I zde je průměrná výška semenáčků významně vyšší na svahu.

Na TVP 4 se významný rozdíl projevil mezi výškami v prohlubních (104 cm) a na rovině (145 cm) a dále mezi rovinou (145 cm) a svahem (112 cm). Průměrné výšky na rovině jsou významně vyšší.

Na TVP 19 bylo významných rozdílů dosaženo mezi výškami semenáčků v mrtvém dřevě (16 cm) a v borůvce příp. mechorostech (68 cm). Průměrné hodnoty výšek semenáčků na vyvýšeninách (22 cm) jsou významně nižší než na svahu (65 cm).

Celkově lze konstatovat, že na vyvýšeninách a na odumřelém dřevě se nejvíce nacházejí nejmladší jedinci obnovy. Tyto lokality jsou tedy pro uchycení semenáčků nejvýhodnější, naopak pro zdárné odrůstání už tolik výhodné nejsou.

4.3. Vliv mikrostanoviště na mocnost humusových horizontů

4.3.1. Mocnost humusových horizontů

Průměrnou tloušťku jednotlivých horizontů nadložního humusu ve vztahu k různým typům mikroreliefu a dominanty bylinného patra popisuje tabulka č. 14 a 15.

Tab. 14: Průměrné hodnoty mocností humusových vrstev ve vztahu k mikroreliefu

Typ mikroreliefu	Horizont	TVP					
		1	3	4	18	19	20
Vyvýšeniny	L	2,6	3,6	3,0	4,4	3,9	6,3
	F	2,2	3,2	2,1	1,4	4,1	4,0
	H	12,0	6,4	4,9	3,6	5,7	11,7
	Celkem	16,8	13,2	10,0	9,4	13,7	22,0
Prohlubně	L	9,6	2,1	3,6	2,0	6,9	4,6
	F	5,6	2,7	2,9	3,7	4,5	3,4
	H	22,5	5,5	7,1	4,3	12,2	14,6
	Celkem	37,7	10,3	13,6	10,0	23,6	22,6
Svah	L	4,0	3,6	5,0	5,8	4,1	4,6
	F	5,3	4,1	3,1	3,6	3,3	2,7
	H	10,3	10,0	4,6	7,2	12,1	11,6
	Celkem	19,6	17,7	12,6	16,7	19,5	18,9
Rovina	L	5,3	3,1	4,6	5,0	3,6	4,7
	F	4,3	3,9	3,0	3,2	4,0	3,3
	H	13,9	8,9	7,8	5,4	18,4	10,2
	Celkem	23,5	15,9	15,4	13,6	26,0	18,2

Průměrné mocnosti celkového humusového profilu ovlivněného mikrorelieфом se pohybují v rozmezí od 9,4 cm (TVP 18, elevace) do 37,7 cm (TVP 1, deprese), jsou tedy velmi variabilní.

Tab.15: Průměrné hodnoty mocností humusových vrstev ve vztahu k dominantě bylinného patra

Typ dominanty	Horizont	TVP					
		1	3	4	18	19	20
Borůvka	L	3,5	3,6	4,2	4,5	3,8	6,1
	F	3,7	3,8	3,1	4,5	3,5	4,5
	H	19,5	9,3	7,8	6,6	9,7	13,2
	Celkem	26,7	16,7	15,1	15,5	17,1	23,8
Mech	L	4,4	3,7	4,0	2,0	6,9	3,0
	F	5,4	3,9	3,0	2,0	4,5	4,0
	H	8,4	6,9	12,4	6,6	10,0	12,0
	Celkem	18,2	14,5	19,4	10,6	21,4	19,0
Kapradingy	L	X	X	X	6,3	X	5,0
	F	X	X	X	6,3	X	4,5
	H	X	X	X	5,4	X	15,7
	Celkem	X	X	X	17,9	X	25,2
Traviny	L	X	3,5	4,1	5,0	X	4,1
	F	X	4,0	2,5	5,0	X	2,5
	H	X	10,5	5,0	5,0	X	9,2
	Celkem	X	18,0	11,5	15,0	X	15,8
Bez vegetačního krytu	L	6,5	2,8	4,7	6,0	X	4,8
	F	4,3	4,2	3,4	6,0	X	3,8
	H	14,9	8,9	5,2	7,7	X	12,6
	Celkem	25,8	15,9	13,3	19,7	X	21,2

Přehled absolutních hodnot celkových mocností humusových horizontů podává tabulka č. 16.

Tab.16: Absolutní hodnoty mocností humusových vrstev na jednotlivých plochách

TVP	Celková tloušťka [cm]	
	max	min
1	64	1,5
3	30	0,5
4	36	3
18	39	2
19	65	1,5
20	37	6

Mocnosti humusových horizontů ovlivněné bylinným druhem kolísají od 11,5 cm (TVP 4, traviny) do 26,7 cm (TVP 1, borůvka). Nejvyšších hodnot dosahují nejčastěji v depresích a na ploškách s dominancí kapradin, nejmenších naopak na vyvýšeninách a na ploškách s dominancí trav.

Průměrná mocnost horizontu L se na jednotlivých plochách pohybuje od 2,0 do 9,6 cm, u horizontu F od 1,4 do 6,3 cm a u horizontu H od 3,6 do 22,5 cm v závislosti na mikrostanovištních podmínkách. Průměrně mocnost horizontu L činí 4,5 cm, u horizontu F 3,9 cm a u horizontu H 9,9 cm.

V tloušťkovém rozdělení humusových vrstev se projevuje silná variabilita, a to v rámci jednotlivých plochách i v rámci jednotlivých typů mikrostanovišť. Tyto výsledky korespondují s výsledky výzkumu v oblasti Trojmezí (SVOBODA 2003), kde je udáváno rozmezí 0- 1,5 cm pro horizont L, 5-15,5 cm pro horizont F a 5,5-25 cm pro horizont H. I zde je patrná značná variabilita v závislosti na mikrostanovištních podmínkách.

Rozdíl mezi jednotlivými TVP není významný. Největší odlišnosti vzhledem k ostatním TVP by bylo možné očekávat na TVP 4, což je holá plocha, na které došlo k rozpadu stromového patra již v roce 1996. Všechny ostatní plochy jsou pokryty mateřským porostem se zápojem min 0,6. Ani desetiletý vývoj na holé ploše ve srovnání s ostatními

TVP nepřinesl prokazatelné změny v mocnostech povrchových humusových vrstev. Toto zjištění odpovídá i výsledkům práce v blízké oblasti Smrčin v NP Šumava, kde nebyl prokázán významný rozdíl v množství nadložního humusu mezi živým a odumřelým porostem (SVOBODA, PODRÁZSKÝ 2005). Naproti tomu však v horském smrkovém porostu lze vlivem rozpadu stromového patra očekávat i postupné změny v množství a v charakteru nadložního humusu, jak popisuje např. PODRÁZSKÝ et. al., 2005: ve smrkovém porostu vlivem výchovných zásahů byl po delší době doložen pokles zásoby nadložního humusu, zejména ve vrstvě H a jeho rychlejší rozklad. K podobným závěrům dospěl NILSEN, STRAND 2008: rozdíly v opadu mezi plochami s vysokou a nízkou zásobou biomasy (po 30ti letech) byly zanedbatelné.

4.3.2. Vliv mikrostanoviště na mocnost humusových horizontů

V následující tabulce č. 5 jsou uvedeny výsledky mnohonásobného porovnání mocností humusových horizontů v těch případech, kdy bylo dosaženo hladiny významnosti ($Pr = 0,05$). Následující výčet udává konkrétní dvojice různých typů dominant a mikroreliefu, jejichž rozptyly se odlišovaly statisticky významně.

Tab.17: Dvojice typů mikrostanovišť s významnými rozdíly rozptylů mocností humusových horizontů

TVP	Horizont	Dvojice s rozdílnými rozptyly dat	
1	H	b-m	<i>Vysvětlivky: TVP – trvalá výzkumná plocha, b – borůvka, m – mechy, P – prohlubně, V – vyvýšeniny, t - traviny, o – bez vegetačního krytu, k – kapradiny, X – bez rozdílů</i>
	L	V-P	
3	L	t-b, t-m	
	F	t-b, t-m, t- o	
4	H	t-m, o-m	
18	L	k-m, o-m	
19	X	X	
20	F	k-t	

Významný rozdíl v mocnostech jednotlivých humusových horizontů ve vztahu k mikroreliefu byl prokázán pouze u vyvýšenin a depresí a to pouze na TVP 1 u horizontu

L, kdy horizont L dosahuje větších mocností v depresích, než na vyvýšeninách. Ve vztahu k dominantě byly významné rozdíly prokázány častěji (viz tab. 17), přesto však celkově míra rozmanitosti mocností humusových horizontů na různých plochách a v různých typech dominant nedovoluje učinit konkrétní závěry o vlivu toho kterého typu mikrostanoviště na mocnost humusových vrstev, v praxi lze snáze interpretovat informace o průměrných mocnostech (viz tab. 14 a 15).

Nejvíce statisticky významných rozdílů mezi mocnostmi humusových horizontů se projevilo v horizontu H a to mezi různými typy dominant (TVP 1,4,18). Významný vliv mikroreliefu se projevilo pouze na ploše č. 1 v mocnostech horizontu L a to mezi vyvýšeninami a prohlubněmi.

4.4. Reliéfni variabilita

V následující tabulce č. 18 jsou shrnuty plošná zastoupení jednotlivých typů mikroreliefu a hodnoty IRV na všech TVP.

Tab. 18: Zastoupení jednotlivých typů mikroreliefu, IRV

TVP	Plošné zastoupení [%]				IRV
	Prohlubně	Vyvýšeniny	Rovina	Svah	
PI 18	4	3	21	72	0,33
Mo 3	7	9	48	36	0,64
Mo 1	25	6	19	50	0,69
PI 19	36	12	13	39	0,79
PI 20	27	14	39	20	0,87
Mo 4	24	19	33	24	0,96

Plochy s nejnižší hodnotou IRV (TVP 3 a TVP 18) vykazují vysoké plošné zastoupení svahů a rovin, plochy s nejvyšší hodnotou IRV naopak vykazují relativně rovnoměrné zastoupení všech typů mikroreliefu. IRV představuje jednoduchou metodu stanovení

pestrosti mikroreliefu na konkrétní ploše. Tuto metodu lze využít jako určitý indikátor usnadňující predikci některých dalších stanovištních charakteristik, např. výskyt a charakter přirozené obnovy je podstatně ovlivněn charakterem mikroreliefu, jak dokládá mnoho autorů, např. ILISSON et al. 2007, HANSEN 2002, KUULUVAINEN, KALMARI 2003, DIACI et al. 2005, takže IRV lze použít např. jako nástroj k predikci potenciálu a charakteru (plošné distribuci) přirozené obnovy.

5. Závěr

Přirozená obnova horských oblastí Šumavy je velmi rozsáhlá a složitá problematika zahrnující celou škálu disciplin a aspektů – od biologických a ekologických, přes sociologické a historické až k aspektům politickým. Je obtížné popisovat přirozenou obnovu byť jen ve vztahu k jednomu konkrétnímu faktoru, protože vlivy všech faktorů jsou velmi složitě provázané a oddělit je od sebe prakticky nelze. Dosavadní výsledky výzkumů i vytvořené hypotézy a teorie jsou, když ne přímo rozporuplné, tedy alespoň neuspokojivé. Důvodem je již zmíněný rozsah a provázanost všech aspektů dané problematiky i značná časová náročnost potřebných dlouhodobých výzkumů – verifikovat či falzifikovat příslušné hypotézy lze často až tehdy, máme-li k dispozici relevantní údaje za období řádově desítky až stovky let. Přesto však lze ve světle dosavadních výzkumů schematicky načrtnout určitý rámec této problematiky a učinit některé dílčí závěry.

Horské oblasti Šumavy pokrývají lesy s vysokými stupni ochrany (I-III. zóna NP Šumava). V managementu těchto lesů jde o uchování přírodních hodnot a postupné zlepšování jejich stavu. Konkrétně můžeme jmenovat zachování, či obnovu biodiversity, ekologické stability a produktivity lesních ekosystémů. Těchto cílů je nejlépe dosahováno maximálním využitím spontánních přírodních procesů. Protože jsou ale lesní ekosystémy Šumavy narušeny vlivem člověka v minulosti (degradace – pastva, rozsáhlá těžba, později imisní zátěž, nevhodné hospodaření atd.) je třeba ke zlepšování současného stavu přispívat dodatečnými vklady energie. Již řadu let probíhající diskuse o prostředcích managementu aplikovaných v těchto lesích se v zásadě točí právě okolo míry vkladu uměle dodávané energie (úžeji např. spor o managementová opatření proti gradaci kůrovce). Odpověď lze postavit pouze na komplexním poznání dynamiky lesních ekosystémů a výzkum přirozené obnovy je jeho nedílnou součástí.

Preference přirozené obnovy v oblastech s omezovanými zásahy až v bezzásahových zónách NP Šumava je samozřejmostí. Otázkou je výše naznačená účast managementu vzhledem k blízké budoucnosti zdejších lesních ekosystémů. Jak upozorňují někteří autoři, ponechat dnes lesní porosty náhle jejich přirozenému vývoji by mohlo mít těžko odhadnutelné a možná i fatální důsledky.

Na základě rozboru odborné literatury lze konstatovat, že úspěšnost přirozené obnovy je závislá na mnoha faktorech: výskyt semenného roku, dostatečná půdní semenná banka, vhodné mikrostanoviště apod. Zásadní vliv mikrostanoviště pro uchycení semenáčků dokládá řada autorů. Výsledky jejich prací jsou ale často poněkud rozporné – např. otázka uchycení semenáčků v opadance nebo v borůvce. Tyto rozpory mohou vznikat úzce zaměřeným výzkumem – např. z hlediska délky vegetační doby jsou výhodnější vyvýšená místa, kde dříve odtaje sněhová pokrývka, ale z hlediska dostupnosti vody a teplotním výkyvům jsou výhodnější terénní deprese. Podobně přítomnost buřeně má kladný vliv na mikroklimatické podmínky, ale s její hustotou vzrůstá zástin, který je často pro přežití semenáčků limitujícím faktorem. Otázka dostatečnosti počtu semenáčků je těžko zodpověditelná bez dlouhodobého výzkumu – nejde jen o počet, ale také o kvalitu semenáčků a predikovat budoucnost porostu jen na základě „dostatečného“ počtu nestačí. Většina autorů se však shoduje, že přirozené zmlazení v NP Šumava má veliký potenciál a je dostatečné. Zajímavou otázkou je teorie tzv. malého a velkého vývojového cyklu. Z výzkumů plyne, že v podmínkách středoevropských horských lesů pravidelně dochází k rozsáhlé větrné kalamitě, která spolu s následnou gradací kůrovce vede ke vzniku rozsáhlých degradovaných ploch. K této degradaci jsou velmi náchylné uniformní stejnověkové porosty, jejichž rozsáhlý výskyt mnoho autorů na Šumavě předpokládá a bez nichž by obnova porostů probíhala spíše v rámci teorie malého vývojového cyklu. Rozbory padlého dřeva letokruhovou metodou na disturbovaných plochách ovšem ukázaly, že stejnověkové porosty jsou na Šumavě výrazně v menšině, přesto byly např. orkánem Kyrril zničeny rozsáhlé plochy, na kterých se tak pravděpodobně přirozeně uplatní spíše teorie velkého vývojového cyklu.

Přirozená obnova, vliv mikrostanoviště na přirozenou obnovu

Šetření přirozené obnovy ukazuje velikou variabilitu, i v rámci poměrně stejnorodé lokality se počty jedinců na hektar mohou výrazně měnit v rámci několika metrů vzdálenosti. Hlavním rozdílem v přirozené obnově v živém dospělém porostu a v porostech s odumřelým mateřským porostem jsou počty v nejmladší věkové třídě, která je závislá především na blízkosti a dostatečném počtu plodných mateřských stromů a proto na

plochách s živým mateřským porostem její hodnoty v této kategorii mohou až desetinásobně přesahovat množství obnovy v suchých porostech. Podobně kromě rozdílů v počtech existují mezi těmito dvěma typy stanovišť i rozdíly ve výškové struktuře obnovy, které závisí nejen na doplňování jedinců do nejmladší věkové kategorie, ale i na světelném režimu, který je naopak na ploše s menší clonou příznivější a umožňuje vyšší přírůst. Křivka výskytu přirozené obnovy má na stanovištích s odumřelým mateřským porostem spíše tvar Gaussovy křivky (viz obr. 19 a 20), zatímco v lesích s živým mateřským porostem a strukturou nevýznamně ovlivněnou člověkem má spíše tvar křivky exponenciální (klesající počet semenáčků s jejich rostoucí výškou).

Množství přirozené obnovy smrku je na většině ploch dostatečné pro vznik dospělého porostu, jak potvrzuje mnoho autorů (PODRÁZSKÝ 1999, ULBRICHOVÉ et al. 2006, VACEK, PODRÁZSKÝ 2003 a KUPKA 2000), i když jev plošně velkého odumírání dospělých smrkových porostů, který zde proběhl, není považován ve střední Evropě za typický (typický je spíše pro boreální jehličnaté porosty) a více autorů předpokládá, že výsledkem budou opět výrazněji stejnověké porosty se sníženou stabilitou.

Na základě vyhodnocení dat je možné konstatovat, že přirozená obnova na výše uvedených výzkumných plochách je významně podmíněna mikrostanovištními podmínkami. Tuto skutečnost potvrzuje mnoho autorů (VACEK 1981, GUBKA 1999, ZATLOUKAL 2000, VACEK, PODRÁZSKÝ 2003, VORČÁK 2006, JONÁŠOVÁ, PRACH 2004, DIACI et al. 2005, HANSEN 2002, ULBRICHOVÁ et al. 2006). Kladný vliv na přítomnost zmlazení má jednoznačně přítomnost vyvýšenin a mrtvého dřeva, méně vhodné jsou holé plochy (místa bez vegetačního krytu) a borůvka, zmlazení je nejméně úspěšné v hustém pokryvu travin a kapradin a v prohlubních. Podobné závěry dokládají např. ULBRICHOVÁ et al. 2006. Přirozená obnova je v konkrétních podmínkách vázána na procesy kůrovcové disturbance. Velkoplošný rozpad mateřského porostu má přímý vliv na množství a charakter rozkládajícího se dřeva a ve velké míře tak spoluurčuje úspěšnost přirozené obnovy, která sice silně preferuje odumřelé dřevo, je však vázána jen na určitý typ a fázi dekompozice, dále je destrukce stromového patra provázena prudkými změnami světelných a teplotních poměrů, což má vliv nejen na rozvoj přízemní vegetace (zabuřenění), ale také na půdní procesy. Vliv zmíněných mikrostanovištních faktorů se projevil i na průměrné výšce semenáčků: velmi nízkých výšek dosahovaly semenáčky na mrtvém dřevu a na vyvýšeninách, naopak v prohlubních byl počet semenáčků velmi nízký, ale semenáčky zde

dosahovaly větších výšek. Lze tedy říci, že pro uchycení semenáčku je vhodnější vyvýšenina, jako místo poskytující větší světelný požitek, bez konkurence okolní vegetace, ale pro další růst jsou zde podmínky méně vhodné, především vlivem vysýchavosti. Naopak prohlubně nejsou vhodným místem k uchycení semenáčků, ale pro další odrůstání jsou zde příhodnější trvalé (zejména vlhkostní) podmínky.

Vliv mikrostanoviště na humusové horizonty

Vliv dominanty bylinného patra a mikroreliefu na mocnost humusových horizontů byl prokázán pouze částečně: zásadní vliv mikroreliefu na mocnost humusových horizontů bylo možné doložit pouze na TVP 1, a to mezi prohlubněmi a vyvýšeninami v horizontu L. Častěji se jako významný ukázal vliv dominanty, a to v případech, které uvádí tabulka č. 5. Nejvíce rozdílů bylo prokázáno na TVP 3, a to mezi travinami a ostatními typy dominant. Data vykazují značnou variabilitu a absolutní hodnoty celkových mocností dosahují velikých rozdílů mezi maximem a minimem (0,5-64 cm). Celková mocnost humusových horizontů na jednotlivých plochách a v jednotlivých typech mikrostanoviště se pohybuje v rozpětí v průměru od 9,4 do 37,7 cm. Mocnosti humusových horizontů dosahují nejvyšších hodnot nejčastěji v depresích a na ploškách s dominancí kapradin, nejmenších naopak na vyvýšeninách a na ploškách s dominancí trav.

Na základě vyhodnocení mocností jednotlivých humusových horizontů a analýz jejich rozptylů lze s vysokou pravděpodobností konstatovat, že vliv dominanty bylinného patra i mikroreliefu je sice významným činitelem spoluurčujícím mocnosti humusových horizontů (viz tab. č. 2 a 3 – průměrné hodnoty), ale predikovat charakter humusových vrstev pouze vzhledem k typu dominanty a mikroreliefu s potřebnou mírou jistoty nelze (viz tab. 5). Index reliéfní variability přináší nástroj usnadňující predikci potenciálu a charakteru (plošné distribuci) přirozené obnovy.

Hlavní závěry lze shrnout do několika bodů:

- V druhové skladbě na vybraných TVP dominuje smrk, na některých plochách je významně zastoupen i jeřáb ptačí (TVP 18,19 a 20 v oblasti Plechého), zastoupení buku a břízy je zcela mizivé a ostatní dřeviny zcela chybí. Počty semenáčků smrku v přepočtu na hektar se pohybují od 1960 do 10200 jedinců, počty semenáčků

jeřábu od 120 do 1240 jedinců na hektar. Z hlediska obnovy lesních ekosystémů lze počty semenáčků na většině ploch pokládat za dostatečné. Otázkou zůstává jejich další vývoj a minimální počet semenáčků je třeba chápat jako podmínku nutnou, nikoliv však dostačující pro vytvoření ekologicky stabilního porostu.

- Výškové rozdělení obnovy na plochách s živým stromovým patrem má charakter klesající exp. funkce, na ploše s odumřelým stromovým patrem pak připomíná Gaussovo rozdělení (viz obr. 19, 20), tj. nejmladší i nejstarší jedinci obnovy zde dosahují mizivých počtů. Křivka však vykazuje spíše levostrannou asymetrii, tzn. nejméně jsou zde zastoupeny právě nejmladší semenáčky. Na velkoplošně odumřelých plochách tak lze předpokládat vznik věkově nepříliš diferencovaného porostu, který je k opakujícím se disturbancím náchylnější, než porost věkově diferencovaný.
- Přírůsty na ploše s odumřelým stromovým patrem násobně převyšují přírůsty obnovy v zastíněném porostu, dynamika růstu semenáčků je zásadně ovlivněna dynamikou rozpadu mateřského porostu v důsledku změn ve světelných poměrech.
- Vliv vybraných mikrostanovištních faktorů na výskyt a charakter obnovy je velmi významný: na všech plochách s živým stromovým patrem (tedy mimo TVP 4) byl zaznamenán vždy vyšší podíl zmlazení na vyvýšeninách. V prohlubních byl naopak podíl zmlazení vždy nižší. Dále je podíl zmlazení vždy nižší na holé půdě (hrabance) a na místech s dominancí travin a kapradin, kladný vliv má naopak přítomnost mrtvého dřeva. Na základě těchto poznatků je možné predikovat charakter zmlazení vzhledem k zastoupení různých typů mikrostanoviště na jednotlivých plochách.
- Nejmladší jedinci obnovy se vyskytují nejvíce na vyvýšeninách a na odumřelém dřevě. Tyto lokality jsou tedy pro uchycení semenáčků nejvýhodnější, naopak pro zdárné odrůstání už tolik výhodné nejsou (především patrně kvůli nedostatku vody), což bylo prokázáno výskytem různých výškových tříd v různých typech mikrostanoviště.
- Mocnosti povrchových humusových horizontů jsou velmi variabilní, absolutní hodnoty celkových mocností dosahují velikých rozdílů mezi maximem a minimem (0,5-64 cm).

- Mocnosti humusových horizontů dosahují nejvyšších hodnot nejčastěji v depresích a na ploškách s dominancí kapradin, nejmenších naopak na vyvýšeninách a na ploškách s dominancí trav. Predikovat spolehlivě mocnost povrchového horizontu na základě údajů o charakteru mikrostanoviště však vzhledem k veliké variabilitě dat nelze.
- Jednotlivé plochy vykazují značnou pestrost z hlediska zastoupení různých typů mikroreliefu, tj. hodnoty IRV jsou na jednotlivých plochách velmi rozdílné. Protože je výskyt i charakter přirozeného zmlazení ovlivněn strukturou mikroreliefu, lze IRV použít i k predikci charakteru přirozeného zmlazení, případně jiných ekologických aspektů stanoviště.

Další výzkumy přirozené obnovy by se s ohledem na dosavadní poznatky měly ubírat cestou co nejkomplexnějšího poznávání dané problematiky. Jen tak lze ze spleti souboru různých činitelů, které se vzájemně podmiňují a ovlivňují, vyvodit některé obecně platné zákonitosti. Je třeba zkoumat konkrétní faktory ovlivňující přirozené zmlazení, ale bez zasazení výsledků výzkumů do co nejširšího rámce poznatků o dynamice lesních ekosystémů v dané oblasti lze získat pouze parciální stochastické informace, které, hodnoceny z širšího zorného úhlu (např. vzhledem k budoucnosti lesních ekosystémů), mohou být i logicky protikladné (viz výše). Je tedy třeba dalších výzkumů, které jednak doplní stávající mezery, a jednak usilovat o syntézu dosavadních výzkumů, aby bylo možné činit oprávněné závěry vzhledem k budoucnosti lesních ekosystémů v NP Šumava.

Summary

Natural regeneration and its relationship to micro-relief and weed competition and character of humus layers were studied on 6 permanent research plots in mountain spruce forests in Šumava Mountains. Research plots are located in Modrava and Plechý areas in National Park Šumava. The altitude is from 1120 to 1370 m above sea level, precipitation varies between 900 – 1380 mm per year and average year temperature is 3.5° – 5°C. There are three research plots in Modrava area (labeled Mo1, Mo3, Mo4) and three plots in Plechý area (labeled P118, P119, P120). Two plots in Modrava area (Mo1 and Mo3) with living mature trees are covered mostly by *Vaccinium myrtillus* and plots with dead mature

trees (Mo4) by *Calamagrostis villosa*. On the other site the three following plots are located in gradient Plechý. The highest plot P120 which is markedly influenced by topping phoenix in climax spruce mountain forest, therefore this stand has naturally open canopy and the herbal level is mostly covered by *Avenella flexuosa*. In lower stony plot P119 it is *Vaccinium myrtillus* and in the lowest plot P118 which is almost destroyed by bark beetle it is *Athyrium distentifolium* and *Vaccinium myrtillus* whereas the share of *Athyrium distentifolium* has increased due to bark beetle destruction in the last several years. In the moss level dominates *Polytrichum formosum*, *Dicranum scoparium* and on the plot Mo3 it is also *Sphagnum girgersohnii*. The first three plots represent three different sites and stand conditions i.e. growing stand on the slope (Mo 1), stand destroyed by bark beetle on plain terrain (Mo 4) and in the same terrain growing stand (Mo 3). The plots in Plechý area represent altitude gradient (from 1200 m to 1350 m) in the mountain at the comparable conditions because they are on slope of Plechý Mountain.

The investigation was carried out on transects of 50 m longs and 5 m wide, oriented down on the slope or with longer side of the stand. The position of each seedling was determined by satellite technology “Field-map”. Total height and species were recorded for each seedling as well as micro-relief and dominant herb species. Micro-relief was set to four basic forms: plain, slope, elevation and depression (micro-pan). The terrain was considered in the circle of 0.5 m around the seedling and the differences among the micro-elevation should be more than 5 cm within the circle to be classified as not plain. The dominant plants cover (herbal and moss level, eventually substrate or litter) was determined by most dominant species (ocular estimate). Dead wood is all part of wood lying on the ground in different degree of disintegration. Height seedlings could be also positively influenced by preferable microclimate due to nearby stem or stump. Therefore these circumstances are also taken into account. Statistical evaluation was done with software STATISTICA v 8.0. Degree of successful regeneration was based on following assumptions: if there are n seedlings on the plot then the probability of living seedling on i plot is p_i . Number of seedlings on the plot is random variable with binominal distribution with parameters n , p_i . Probability p_i of living seedling on site should be equal to the area proportion a_i if micro-relief does not influence the seedling existence. Therefore the null hypothesis on micro-relief influence on number of seedlings is formulated as follows (with above given variables): $H_0 : p_i = a_i$ and its alternative (opposite) hypothesis $H_1 : p_i \neq a_i$. Relative

abundance of seedlings were evaluated by test of fit on significance level $\alpha = 0,01$. In regular matrix always two sample plots (SP) on one running meter were established (100 SP per transect). For each SP we reported the type (shape) of microrelief (elevation, depression, slope, flat) and the dominant species of the ground vegetation cover (blueberries, moss, ferns, grass, no vegetation).

Natural regeneration is an important part of mountain forest ecosystem. It is an indicator of forest vitality and stability. Many authors have studied different factors influencing density and growth of regeneration (Vacek 1981, Gubka 1999, Zatloukal 2000, Vacek, Podrázský 2003, Vorčák 2006, Jonášová, Prach 2004, Diaci et al. 2005, Hanssen 2002, Ulbrichová et al. 2006). This paper is focused on the relationship between natural regeneration and micro-relief and dominant herbs in mountain forests.

Data suggests that elevation is most preferable micro-relief for seedlings as in most cases (7 of the total 9 cases) there is significantly higher proportion of seedlings. On two plots on Plechý mountain even most of the seedlings (more than 70%) are growing on elevation while slope and depression (micro-pan) are the micro-relief which is not preferable sites for seedling germination and growth. These facts are in accordance with Holeksa (2006). The regeneration density is low in high competition environment i.e. in grass and ferns where number of seedlings is significantly low on all surveyed plots. The same results were confirmed by Ulbrichová (2006), Hanssen (2003). But the most preferable micro-site is dead wood which is often also - in terms of micro-relief – elevation. The data show no significant differences on seedlings height due to different dominant plants. Also hypothesis on beneficial influence of stem or stump in close surrounding on seedlings was not confirmed by our data. Higher importance has special microhabitat conditions (Kuuluvainen, Kalmari 2003). Natural regeneration is also influenced by the bark beetle disturbance, not only due to decay of mature trees, but also due to different decomposition type of death wood. Important factor is also the decay rate which influences ground vegetation development and soil processes (especially in skeletal soils in plot P119 and Mo1) such as litter mineralization.

To conclude our data suggest that micro-reliefs (namely elevation) have positive influence on density of regeneration but not on their height growth. Dominant herbs as main

competitor diminish seedlings growth but on the other hand herbs protect the germination seedlings as on bare ground regeneration density is significantly lower.

Character of humus layers in Modrava and Plechý areas (Šumava Mts.), especially thickness of humus layers in relation to microhabitat conditions, in particular dominant species and microrelief was carried out on the same plots. On each SP also the depth of humus layers L, F, H was measured (according to Němeček 2001). SPs, where the parent rock was reaching the surface of the soil, were not involved in the evaluation (about 10% of established SPs on each transect). Microrelief types were specified by relative change of the surface height along the circle (radius $r = 50$ cm) around the middle of the SP. As relevant bound was taken the relative change of at least 5 cm on more than one half of the circle. Further we tried to propose methodology for assessment of microrelief characteristic in the scale of whole research plot by evaluating Index of Relief Variability (IRV). This was developed for the assessment of the microrelief variability on particular transects

Influence of mentioned factors was assigned using the analysis of variance and multiple comparing. Our data suggest that statistically important differences between individual humus layers can be only rarely confirmed - our data shows large variability. After all it can be generally stated that the microsite and dominant species of ground vegetation cover play a crucial role in the formation of humus layers, but still more knowledge about other factors is needed in order to predict the future development of top-soils. Designed analyze of microrelief variability can become useful tool in interpretation of selected stand characteristics (mainly of natural regeneration patterns in mountain spruce stands) nonetheless this approach requires further verification on different site and forest stand conditions.

Literatura

1. Ammer Ch., 2002: Response of *Fagus sylvatica* seedlings to root trenching of overstory *Picea abies*. *Scandinavian journal of forest research*, 17: 408-416.
2. Angelstam, P; Breuss, M; Gossow, H, 2000: Visions and tools for biodiversity restoration in coniferous forest. In: *Forest ecosystem restoration: ecological and economical impacts of restoration processes in secondary coniferous forests. Proceedings of the International Conference, Vienna, Austria, 10-12 April, 2000*; 19-28 pp.
3. Apltauer, J., Černý, M., Cienciala, E., 2004: Analýza obnovy v podmínkách Jizerskohorské náhorní plošiny. IN: *Dřeviny a lesní půda, biologická meliorace a její využití. Sborník referátů, Kostelec n. Č. lesy, ČZU v Praze, Fakulta lesnická a environmentální, ISBN 80-213-1146-0*.
4. Baier, R.; Ettl, R.; Hahn, C., Gottlein, A., 2006: Early development and nutrition of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) seedlings on different seedbeds in the Bavarian limestone Alps - a bioassay. *Annals-of-Forest-Science*. 2006; 63(4): 339-348.
5. Begon, M., Harper, J. L., Townsend, C. R., 1990: *Ekology: individuals, populations and communities* (2 ed.). Oxford, London, Edinburgh, Boston, Melbourne.
6. Boháč, J., 1999: Napadení smrku lýkožroutem smrkovým v okolí Modravy na Šumavě. In: *Monitoring, výzkum a management ekosystémů Národního parku Šumava. Kostelec nad Č. lesy, 1. - 2. 12. 1999*
7. Bolkenius D., 2003, Wurzel Ausbildung aelterer Fichten und Tančen, *AFZ Der Wald*, V58, p. 124-126
8. Brang P., Lessig R., 2000: Restoring Protection against natural hazards in European mountain forests after wind disturbance: How much human interference?, *IUFRO Congress 2000, Vol. 1*, 328-337 pp.
9. Brázdil R., Dobrovolný P., Štekl, J., Kotyza O., Valášek H. a Jež J., 2004: *History of Weather and Climate in the Czech Lands VI: Strong Winds*. Brno, Masaryk University, 378 pp.
10. Canham C. D. 1989: Different responses to gaps among shade-tolerant tree species. *Ecology*, V70, 548-550 p.
11. Canham C. D., et al., 1990: Light regimes beneath closed canopies and tree-fall gaps in temperate and tropical forests. *Canadian journal of forest research*, V20, 620-631 pp.
12. Canham, C., D., 1989: Different responses to gaps among shade-tolerant tree species. *Ecology*, 70: 548-550.
13. Coomes D. A., Grubb P. J. 2000: Impacts of root competition in forests and woodlands: a theoretical framework and review of experiments. *Ecol. Monography*, 70: 171-207.

14. Detsch R. Ammer U., 2000: Multifunctional rehabilitation of forest in central Europe, XXI IUFRO Congress, Kuala Lumpur, V1, 320-327 pp.
15. Diaci J., 2002: Regeneration dynamics in a Norway spruce plantation on a silver fir-beech forest site in the Slovenian Alps. *Forest Ecology and Management*, V161: 27–38.
16. Diaci, J., Pisek, R., Bonina, A., 2005. Regeneration in experimental gaps of subalpine *Picea abies* forest in the Slovenian Alps. *European journal of forest research* 124 (1) :29-36 APR 2005.
17. Drobyshev, I. V., 2001: Effect of natural disturbances on the abundance of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) regeneration in nemoral forests of the southern boreal zone. *Forest Ecology and Management*, Volume 140, Issues 2-3, 15 January 2001, Pages 151-161.
18. Falta, V., Cudlín, P., Šerá, B., 1999: Vliv narušení horských smrkových porostů v Krkonoších na růst a vývoj náletových semenáčků (*Picea abies*). *Collection of Scientific papers, Series for Crop Science* 16., (1)
19. Fischer A., 1992: Long term vegetation development in Bavarian mountain forest ecosystems following natural destruction. *Vegetatio*, V103, N2, 93-104 pp.
20. Gorzelak. A., 1997: Differences in forest regeneration conditions on deforested areas in the Western Sudety Mountains. *Sylvan* 1997; 141(4): 129-134 p.
21. Grassi G. et al., 2004: Dynamics of Norway spruce and Silver fir natural regeneration in mixedstands under uneven-aged management. *Canadian journal of forest research*, V34, 141-149 p.
22. Grassi G., Bagnaresi U., 2001: Folia morphological and physiological plasticity in *Picea abies* and *Abies alba* saplings slony natural light gradient. *Tree Physiology*, V 21, 959-967 p.
23. Grassi, G., Giannini, R., 2005: Influence of light and competition on crown and shoot morphological parameters of Norway spruce and silver fir saplings. *Annals of forest science* 62 (3): 269-274 APR-MAY 2005.
24. Gray A. N., Spies T. A., 1996: Gap size, within-gap positron and canopy structure effects on conifer seedling establishment. *Journal of ekology* V84, 635-645 p.
25. Green, R. N., Trowbridge, R. L., Klinka, K. 1993: Towards a taxonomic classification of humus forms. *Forest Science*, 39, Monograph, 1993, 29-49.
26. Grimm V. et Wissel C., 1997: Babel, or the ecological stability discussion: an inventory and analysis of terminology and a guide for avoiding confusion. *Oecologia*, V109, 323-324 pp.
27. Gubka, K., 1999: Prirodzená obnova porastov pod hornou hranicou lesa v Nízkých Tatrách. *Sborník z vědeckého semináře Pěstování lesů v podmínkách entropicky změněného prostředí*
28. Hanssen, K., H., 2002: Effects of seedbed substrates on regeneration of *Picea abies* from seeds. *Scandinavian journal of forest research* 17 (6): 511-521 NOV 1 2002.
29. Hanssen, K., H., 2003. Natural regeneration of *Picea abies* on small clear-cuts in SE Norway. *Forest ecological management* 180 (1-3): 199-213, Jul 17, 2003.

30. Hladík et al., 1993: Hospodárenie v lesoch horských oblastí, LF VŠZ Praha, Praha, 123 pp.
31. Hofgaard, A. 1993: Structure and regeneration Patterns in a virgin *Picea abies* forest in Northern Sweden. *J. Veg. Sci.*, 4 601-608,773-782.
32. Holeksa, J. et al., 2006: Altitudinal variability of stand structure and regeneration in the subalpine spruce forests of the Pol'ana biosphere reserve, Central Slovakia. *Eur. J. Forest Res.*
33. Holeksa, J., Cybulski, M. 2001: Canopy gaps in a Carpathian subalpine spruce forest. *Forstwissenschaftliches centralblatt* 120 (5): 331-348.
34. Holling C. S., 1973: Resilience and stability in ecological systéme. *Annual Review of ecology and Systematics*, V4, 1-23 pp.
35. Holmgren M., Scheffer M., Huston M., 1997: The interplay of facilitation and competition in plant communities. *Ecology*, 78: 1966-1975.
36. Horn, P., 2005: Lesnická typologie – určování způsobu hospodaření, poslední revize 24. 4. 2007, dostupné z <http://rum.bf.jcu.cz/ekologie/www/textyprednasek/lesnictvi/p32.pdf>
37. Hubený P., 2007: Věk lesa. Šumava, 2007.
38. Hunziker U., Brang P., 2005: Microsite patterns of conifer seedling establishment and growth in a mixed stands in the southern Alps. *Forest Ecology and Management*, V 210: 67–79.
39. Ilisson, T., Koster, K., Vodde, F., Jôgiste, K. 2007: Regeneration development 4–5 years after a storm in Norway spruce dominated forests, Estonia a *Forest Ecology and Management* 250 (2007), 2007, 17–24.
40. Janda, P., 2007: Analýza struktury horského smrkového lesa v I. zóně Trojmezenský prales (NP Šumava), diplomová práce, ČZU v Praze, fakulta lesnická a dřevařská. Knihovna SIC, ČZU v Praze.
41. Jankovský, L., 1999: Některé aspekty dekompozice dřeva v lese dřevními houbami. In: Význam a funkce odumřelého dřeva v lesních porostech. Sborník příspěvků ze semináře s exkurzí konaného 8. – 9. října 1999 v Národním parku Podyjí. Vrška, T. (ed.), Znojmo, s. 49–60.
42. Jankovský, L., 2005: Dřevní houby, tlející dřevo a les. In: časopis Šumava zima 2005
43. Jelínek J., 1988: Větrná a kůrovcová kalamita na Šumavě z let 1868 až 1878. Brandýs nad Labem, Lesprojekt: 40 pp.
44. Ješátko, P., 1999: I. Zóna NP Šumava – zóna Trojmezná, Smrčina, Popis současného stavu a doporučení. Kašperské hory, 1999.
45. Jonášová M., 2001: Regenerace horských smrčín na Šumavě po velkoplošném napadení lýkožroutemsmrkovým. *Aktuality Šumavského výzkumu*. - Vimperk, pp. 161-164.

46. 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*, V23, 15–27 p.
47. Kasper H., Schonenberger W., 1991: Der Sturm als Chance. *Wald und Holz*, V72, N5, 30-31 pp.
48. Klimo E. et al., 2000: Spruce monoculture in Central Europe – probléme and prospects, *EFI proceedings N. 33*, 207 pp.
49. Koestler J. N. et al., 1968: *Die Wurzeln der Waldbaume*, Verlag Paul Parey, Hamburg, 284 pp.
50. Korpel', Š., 1989: *Pralesy Slovenska*. Bratislava, Veda – Slovenská akademie vied, 328 s.
51. Korpel' Š., 1997 Totholz in Naturwaldern und Konsequenzen für Naturschutz und Forstwirtschaft. *Forst und Holz*, V52, N21, 619-624 pp.
52. Korpel', Š., 1991: *Pestovanie lesa*. *Príroda Bratislava* 472 pp.
53. Korpel', Š., 1993: *Hospodárenie v lesoch horských oblastí*. Praha, VŠZ: 123 pp.
54. Korpel', Š., Saniga, M., 1993 : *Výberny hospodársky spôsob*. Matica lesnícká, Písek.
55. Košulič, M., 2008: Dynamika horských lešů po disturbanci. In: *Lesnícká práce*, r. 87 (2008), č. 2.
56. Kozłowski T. T., 2002: Physiological ecology of natural regeneration of harvested and disturbed forest stands: implications for forest management. *Forest ecology and management*, 158: 195-221.
57. Kupferschmid, A. D., 2003: Decay and tree regeneration in a protection forest after spruce die-back caused by bark beetles. *GAIA*- 2003; (4): 271-274.
58. Kupferschmid, A. D.; Brang, P.; Schonenberger, W.; Bugmann, H., 2006: Predicting tree regeneration in *Picea abies* snag stands. *European-Journal-of-Forest-Research*. 2006; 125(2): 163-179.
59. Kupferschmid, A.D.; Bugmann, H., 2005: Effect of microsites, logs and ungulate browsing on *Picea abies* regeneration in a mountain forest. In: *Forest-Ecology-and-Management*. 2005; 205(1/3): 251-265.
60. Kupka I., 2000: Posouzení možností umělé a přirozené obnovy lesních porostů a potřeby reprodukčního materiálu v NP Šumava. *Monitoring, výzkum a management ekosystémů NP Šumava*, 2000.
61. Kupka I., 2004: Přirozená a umělá obnova – přednosti, nevýhody a omezení. *Lesu zdar* 5/2004.
62. Kupka I., 2005: *Základy pěstování lesa*. ČZU v Praze, FLE, 175 s. ISBN 80-213-1308-0.
63. Kupka, I. 1999: Přirozená, cílová a aktuální druhová skladba lesních porostů na území národního parku Šumava. *Monitoring, výzkum a management ekosystémů NP Šumava*, 1999.

64. Kuuluvainen, T., Kalmari, R. 2003: Regeneration microsites of *Picea abies* seedlings in a windthrow area of a boreal old-growth forest in southern Finland. *Annales botanici fennici* 40 (6): 2003, 401-413.
65. Kuuluvainen, T., Syrjanen, K., Kalliola, R., 1998: Structure of a pristine *Picea abies* forest in north eastern Europe. *Journal of Vegetation Science*, 9: 563-574.
66. Larsen J. B., 1995: Ecological stability of forests and sustainable silviculture. *Forest Ecology and Management*, V73, 85-96 pp.
67. Latham R., 1992: Co-occurring tree species change rank in seedling performance with resource varied experimentally. *Ecology* V73, 2129-2144 p.
68. Lichtenegger E., Kutschera L., 2004: Sturmschaeden auf saueren Standorten haufiger. *AFZ Der Wald*, V59, p. 835.
69. Madesn P., Larsen J. B., 1997: Natural regeneration of beech (*Fagus sylvatica* L.) with respect of canopy, soil moisture and soil carbon content. *Forest ecology and management* V97, 95-105 pp.
70. Mauer, O., Palátová, E., 2004: Meliorační dřeviny v porostech náhradních dřevin. *Dřeviny a lesní půda, biologická meliorace a její využití. Sborník referátů, Kostelec n. Č. lesy, ČZU v Praze, Fakulta lesnická a environmentální, ISBN 80-213-1146-0.*
71. Meyer, P.; Petersen, R., 2003: Regeneration of close-to-nature Norway spruce forests after large-scale disturbances: examples of the Harz [mountains]. *Forst-und-Holz*. 2003; 58(13/14): 401-406.
72. Míchal, I., 1983: Dynamika přírodního lesa I až IV. *Živa*, 31(69): 1-6, 8-13, 48-53, 85-88, 128-133, 163-168, 233-238.
73. Moser, K., Podrázský, V., Vacek, S., 2000: Tloušťková struktura porostu jako indikátor stavu. *Monitoring, výzkum a management ekosystémů NP Šumava, ČZU LF Praha, Kostelec n. Č. 1.: 107 – 113.*
74. Motta, R, 1998: Wild ungulate browsing, natural regeneration and silviculture in the Italian Alps. *Journal-of-Sustainable-Forestry*. 1999; 8(2): 35-53.
75. Moucha, P., 1999: Zásady začleňování lesů v chráněných krajinných oblastech do zón odstupňované ochrany přírody a krajiny a principy hospodaření v nich. *Přírodě blízké hospodaření v lesích chráněných krajinných oblastí. SCHKO ČR, Průhonice, 1999, s. 41-45.*
76. Mráček Z., Pařez J., 1986: *Pěstování smrku, Praha, Státní zemědělské nakladatelství, 203 pp.*
77. Musil, I., 2003: *Dendrologie I., ČZU LF Praha*
78. Němeček J., 2001: *Taxonomický klasifikační systém půd ČR. ČZU v Praze, ISBN 80-238-8061-6.*
79. Nilsen, P, Strand, L. T, 2008.: Thinning intensity effects on carbon and nitrogen stores and fluxes in a Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) stand after 33 years. *Forest Ecology and Management* 256, 2008, 201–208.
80. Nilsson, U., Gemmel, P., Johansson, U., Karlsson, M., Welander, T., 2002: Natural regeneration of Norway spruce, Scots pine and birch under Norway spruce

- shelterwoods of varying densities on a mesic-dry site in southern Sweden. *Forest Ecology and Management*, Volume 161, Issues 1-3, 15 May 2002, Pages 133-145.
81. Nožička J., 1972: Původní výskyt smrku v českých zemích, Praha, Státní zemědělské nakladatelství, 172 pp.
 82. Oliver C. D., 1980/1981: Forest development in North America following major disturbances. *Forest Ecology and Mngt*, V3, 66-68 pp.
 83. Pasuthová J., Lomský B., 1998: Nutrition of young spruce stands with various pollutant load. *Lesnictví-Forestry*, 44: 385–391.
 84. Pimm S. L., 1984: The complexity and stability of ecosystems. *Nature*, V307, 321-326 pp.
 85. Podrázský V., 2006: Logging and forest decline effects on the surface humus horizons in the Šumava Mts. *Journal of forest science*, 52, 2006 (10): 439-445.
 86. Podrázský V., Hamerník J., Leugner J., Kohlík V. 1999: Přirozené zmlazení rozpadajících se smrkových porostů na trvalých výzkumných plochách na území NP Šumava - předběžné výsledky. *Silva Gabreta*, 3: 155-160.
 87. Podrázský V., Vacek S., 2004: Vliv hnojení na zdravotní stav porostů. DVOŘÁK L., ŠUSTR P. (eds.), *Aktuality šumavského výzkumu II.*, Srní 4. – 7. 10. 2004. Vimperk, Správa NP a CHKO Šumava: 275–279.
 88. Podrázský V., 1999: Obnova biodiversity a stability lesních ekosystémů v pásmu přirozeného výskytu smrku na území NP Šumava. *Sborník z vědeckého semináře „Pěstování lesů v podmínkách antropicky změněného prostředí“*.
 89. Podrázský V., 1999: Obnova horských lesů v NP Šumava. *Lesnická práce*, 3/1999.
 90. Podrázský V., 2003: Pěstování cenných listnáčů. *Lesnická práce*, r. 82 (2003), č. 1.
 91. Podrázský V., Novák, J., Moser, W. K., 2005: Vliv výchovných zásahů na množství a charakter nadložního humusu v horském smrkovém porostu. *Zprávy lesnického výzkumu*, svazek 50, 2005, č. 4.
 92. Podrázský V., Remeš, J., Karnet, P., 2002: Hodnotová produkce a půdotvorná funkce třeshně ptačí. *Lesnická práce* 81 (2002), č. 6.
 93. Podrázský V., Viewegh J. 2005: Comparison of humus form state in beech and spruce parts of the Žákova hora National Nature Reserve. *J. For. Sci., Special Issue*, 51, 2005, 29-37.
 94. Poleno, Z., Vacek, S. a kol., 2007: Pěstování lesů I. – Ekologické základy pěstování lesů. *Lesnická práce, s.r.o.*, ISBN 978-80-87154-07-6
 95. Polomski J., Kuhn N., 1998: *Wurzelsysteme*, Verlag Paul Haupt, Bern, Stuttgart, Wien, 290 pp.
 96. Ponge, J. F., Chevalier, R. 2006: Humus Index as an indicator of forest stand and soil properties. *Forest Ecology and Management* 233, 2006, 165–175.
 97. Rammig, A.; Fahse, L.; Bugmann, H.; Bebi, P., 2006: Forest regeneration after disturbance: a modelling study for the Swiss Alps. *Forest-Ecology-and-Management*. 2006; 222(1/3): 123-136.

98. Remeš, J., Ulbrichová, I., 2001: Růstová dynamika smrkových výsadeb na degradovaných stanovištích v extrémních polohách NP Šumava. *Aktuality šumavského výzkumu*, Srní, 2001, s. 153-157.
99. Rumpf S., Pampe A., 2003: Investigations of the initial phase of natural regeneration of spruce [Untersuchungen zu Ankommen und Etablierung von Fichtennaturverjungung]. *Forst und Holz*. 58(13-14): 384-389.
100. Saniga, M., 1999: Prirodzená obnova v smrekových výběrkových lesoch Slovenska, Sborník z vědeckého semináře „Pěstování lesů v podmínkách antropicky změněného prostředí.
101. Schone, B. R.; Schweingruber, F. H., 2001: Dendrochronological studies of natural reforestation of the Alps exemplified on an inner-alpine dry valley (Ramosch, Lower Engadine, Switzerland). *Botanica-Helvetica*. 2001; 111(2): 151-168.
102. Schonenberger, W., 2002: Post windthrow stand regeneration in Swiss mountain forests: the first ten years after the 1990 storm Vivian. *Forest-Snow-and-Landscape-Research*. 2002; 77 (1/2): 61-80.
103. Schonenberger, W., Lassig, R., 1995: The development of windthrow areas in Switzerland. First research results, observations and experience. *Schweizerische-Zeitschrift-fur-Forstwesen*. 1995; 146(11): 853-928 p.
104. Schwitter, 1996: Protection forest in the Tamina Valley: restoration after the thunderstorm. *Forstwissenschaftliches-Centralblatt*. 1996; 115(4/5): 273-286 p.
105. Spiecker H. et al., 1996: Growth trends in European forests, Springer, EFI Research report N. 5, 372 pp.
106. Stockli, B., 1996: Natural regeneration in mountain forests on dead wood. *Forest*. 1996; 49(2): 6-12.
107. Střeščík, S., Šamonil, P., 2006: Ecological valence of expanding European ash in Bohemian Karst (Czech Republic). *Journal of forest science*, 52, 2006 (7).
108. Svoboda M., 2003: Tree layer disintegration and its impact on understory vegetation and humus forms state in the Šumava National Park. *Silva Gabreta*, vol.9, 2003, p. 201-216, Vimperk.
109. Svoboda, M., 2005: Význam tlejícího dřeva v lese na příkladu horské smrčiny. *Lesnická práce* 5/2005.
110. Svoboda, M., 2006: Rekonstrukce režimu narušení (disturbancí) horského smrkového lesa na základě historických podkladů. *Historie a vývoj českých lesů*, Srní 17. 10. 2006, ČZU v Praze, s. 81-84.
111. Svoboda, M., 2007: Efekt disturbancí na dynamiku horského smrkového lesa s převahou smrku. *Aktuality šumavského výzkumu*, Srní 4. - 5. 10. 2007.
112. Svoboda, M., 2007: Tlející dřevo - jeho význam a funkce v horském smrkovém lese. In: *Aktuality šumavského výzkumu III.*, Srní 4. - 5. 10. 2007.
113. Svoboda, M., Podrázský, V., 2005: Forest decline and pedobiological characteristics of humus forms in the Šumava National Park. *Journal of forest science*, 51, 2005 (4):141-146.

114. Szwagrzyk et al., 2001: Dynamics of seedling banks in beech forest: results of a 10 - year study on germination, growth and survival, *Forest ecology and Management*, V141,237-250 p.
115. Šerá B., Falta V., Cudlín P., Chmelíková E. 2000: Contribution to knowledge of natural growth and development of mountain Norway spruce seedlings. *Ekológia*, 19: 420-434.
116. Šindelář, J., 2003: Dřeviny keřovitého vzrůstu a jejich funkce v lesních ekosystémech. *Lesnická práce č. 02/03, Ročník 82 (2003)*.
117. Šindelář, J., Frýdl, J., Novotný, P., 2004: Meliorační a zpevňující funkce v lesních porostech se zřetelem na potenciál jednotlivých druhů dřevin. *Dřeviny a lesní půda, biologická meliorace a její využití. Sborník referátů, Kostelec n. Č. lesy, ČZU v Praze, Fakulta lesnická a environmentální, ISBN 80-213-1146-0*.
118. Šindelář, J., Frýdl, J., Novotný, P., 2004: MZD v lesích a lesnická legislativa. *Lesnická práce, r. 83 (2004), č. 9*.
119. Štícha V., Bílek L., Dvořák, J, 2008. Předběžné zhodnocení přirozené obnovy na vybrané lokalitě NP Šumava. *Coyous 2008, Konference mladých vědeckých pracovníků. ČZU v Praze, s. 228-237, ISBN 978-80-213-1778-9*.
120. Tesař V., Tesařová J., 1996: Odrůstání smrku s jeřábem v mladých uměle založených porostech v Krkonoších. *Sborník Monitoring, výzkum a management ekosystémů na území Krkonošského národního parku, Opočno, 15. – 17. 4. 1996. Opočno, VS: 201–209 pp*.
121. Uhliarová Š., Škrdla P., Pouska V., Lepšová A., 1999: Mrtvá dřevní hmota a její význam pro obnovu lesa. In: Podrázský V, Vacek S., Ulbrichová I. [eds.], *Sborník celostátní konference Monitoring, výzkum a management ekosystémů Národního parku Šumava. - pp. 81-87*.
122. Ulbrichová, I., Podrázský, V., 2000: Přirozené zmlazení lesních porostů v NP Šumava. *Monitoring, výzkum a management ekosystémů NP Šumava, 2000*.
123. Ulbrichová, I., Remeš, J., Podrázský, V., 2004: Hlavní náhradní listnaté dřeviny v Krušných horách a jejich půdotvorná a půdoochranná funkce. *Dřeviny a lesní půda, biologická meliorace a její využití. Sborník referátů, Kostelec n. Č. lesy, ČZU v Praze, Fakulta lesnická a environmentální, ISBN 80-213-1146-0*.
124. Ulbrichová, I., Remeš, J., Zahradník, D., 2006: Vývoj přirozené smrkové obnovy v horských oblastech Šumavy. *Journal of Forest Science, 10/2006*.
125. Vacek, S. 1982: Ekologické aspekty dekompozice biomasy v autochtonních ochranných smrčínách. *Zprávy lesnického výzkumu, 27:2:-11*.
126. Vacek, S., 1981: Vyhledky na úspěch přirozené obnovy v ochranných horských lesích Krkonoš. *Lesnická práce, Praha 1981*.
127. Vacek, S., Krejčí, F. et al. 2008: *Lesní ekosystémy v Národním parku Šumava. [Forest ecosystems in the National park of Šumava Mts.]. Kostelec n. Č. 1., Lesnická práce, 2008, 504 s.*
128. Vacek, S., Krejčí, F. et al. 2009: *Lesní ekosystémy v národním parku Šumava. Kostelec nad Č. lesy, Lesnická práce, 2009, 512 s.*

129. Vacek, S., Lepš, J., 1995: Dynamics of decline and horizontal structure of the autochthonous mountain Norway spruce stands. Management of of forest damaged by air pollution. Proceedings of the work shop IUFRO, Trutnov, Czech Republic, 5. - 9. 6. 1995, Tesař, V., (ed.), Prague, Ministry of Agriculture, s. 9-14.
130. Vacek, S., Lorenc, T., 1991: Problematika podsadeb porostů v imisních oblastech. In: Lesnická práce, 70, 1991, č. 9.
131. Vacek, S., Podrázský, V., 1999: Přírodě blízké lesy – cíle a prostředky lesnického managementu v NP Šumava. Sborník z konference Kostelec nad Č. lesy, 1. a 2. 12. 1999.
132. Vacek, S., Podrázský, V., 2000: Možnosti využití podsadeb při obnově lesů NP Šumava. Monitoring, výzkum a management ekosystémů Národního parku Šumava, Kostelec nad Č. lesy, 2000.
133. Vacek, S., Podrázský, V., 2003: Forest ecosystems of the Šumava Mts. and their management. Journal of Forest Science, 49: 291–301.
134. Vacek, S., Podrázský, V., Matějka, K., 2006: Dynamics of the health status of forest stand and its prediction on research plots in the Šumava Mts. Journal of forest science, 52, 2006 (10).
135. Vávrová E., Cudlín P., Polák T., Šerá B., Chmelíková E., Falta V., 2004: Vzcházení a přežívání semenáčků smrku ztepilého v klimaxových smrčínách Krkonoš. Polehla, P. (Ed.), Hodnocení stavu a vývoje lesních geobiocenóz. - Ediční středisko MZLU: Brno, pp. 163-168.
136. Viewegh, J., 2000: Problematika lesnické typologie II. Sborník příspěvků ČZU, Praha, 106 s.
137. Vorčák, J. Merganič, M. 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, 2006 (9): 399–409.
138. Wohlgemuth, T; Kull, P; Wuthrich, H, 2002: Disturbance of microsites and early tree regeneration after windthrow in Swiss mountain forests due to the winter storm Vivian 1990. Forest-Snow-and-Landscape-Research. 2002; 77(1/2): 17-47.
139. Zatloukal, V., 1999: Výskyt tisu červeného *Taxus baccata* L. na Šumavě z hlediska možností záchrany jeho genofondu. Monitoring, výzkum a management ekosystémů Národního parku Šumava, Kostelec nad Č. lesy, 1999.
140. Zatloukal, V., 2000: Dynamika přirozeného zmlazení a umělých podsadeb v závislosti na stanovištních poměrech v horských lesích Šumavy. Konference Monitoring, výzkum a management ekosystémů NP Šumava, 1. – 2. 12. 1999, Kostelec nad Černými lesy. Praha, ČZU, FLE: 74–78. Received for publication April 27, 2006 Accepted after corrections May 22, 2006.
141. Zatloukal, V., Kadera, J., Černá, J., 2001: Předběžné vyhodnocení stavu a vývoje přirozené obnovy v NP Šumava v prostoru Mokřůvka- Špičnick- Březnická hájenka. Aktuality Šumavského výzkumu, Srní 2001.
142. Zielonka, T., 2006: When does dead wood turn into a substrate for spruce replacement? Journal of Vegetation Science 17: 739-746, 2006 © IAVS; Opulus Press Uppsala.

143. Zukrigl K., 1991: Succession and regeneration in the natural forests in central Europe. *Geobios*, V18, N5-6, 202-208 pp.

Přílohy



Obr.38: Lokalizace trvalých výzkumných ploch v oblasti Modravy (TVP 1, 3, 4)



Obr.39: Lokalizace trvalých výzkumných ploch v oblasti Plechého (TVP 18, 19, 20)



Obr. 40: Odumřelé porosty v oblasti Modravy (foto L. Bílek, 2008)



Obr. 41: Odumřelé porosty v oblasti Plechého (foto J. Vondra, 2008)