

JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH

Přírodovědecká fakulta



Bakalářská práce



Přirozená obnova horských smrčín po větrné disturbanci
- vliv managementu

Vypracovala: Markéta Hrežíková

Vedoucí práce: RNDr. Magda Jonášová, Ph.D.

České Budějovice 2009

Hrežíková, M., 2008: Přirozená obnova horských smrčín po větrné disturbanci – vliv managementu [Natural regeneration of mountain spruce forest following a storm event – impact of management. Bc. Thesis, in Czech.] – 34 p. Faculty of Science, University of South Bohemia, České Budějovice, Czech Republic.

Annotation:

The impact of a storm event, and the following sanitation management actions, on the mountain forest on Černá hora in the Šumava Mountains were compared to non-disturbed forest. The survey was focused on natural regeneration of trees and surface cover. The results were applied to propose suitable management for the locality.

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

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

V Českých Budějovicích dne 11.1.2009

.....

Naprostu upřímně děkuji Magdě Jonášové za její trpělivost, ochotu a čas, který mi věnovala. Všem ostatním, kteří mi pomohli, poradili, či mě podpořili ve chvílích, kdy jsem potřebovala, i tehdy, kdy jsem to nečekala. A také těm, kteří mi věřili. Moc si toho vážím.

OBSAH

| | | |
|----------|--|-----------|
| 1 | ÚVOD | 1 |
| 2 | LITERÁRNÍ REŠERŠE | 3 |
| 2.1 | DYNAMIKA JEHLIČNATÝCH LESŮ A DISTURBANCE | 3 |
| 2.1.1 | <i>Úvod</i> | 3 |
| 2.1.2 | <i>Disturbancí přibude</i> | 4 |
| 2.1.3 | <i>Postdisturbanční těžba – umělá disturbance</i> | 4 |
| 2.1.4 | <i>Klíčová role biologického dědictví</i> | 5 |
| 2.2 | POSUN VE VNÍMÁNÍ DISTURBANCÍ | 5 |
| 2.3 | REGENERACE LESA PO DISTURBANCÍCH – PŘÍRODNÍCH VS. UMĚLÝCH | 6 |
| 2.3.1 | <i>Význam mikrostanoviště pro přirozenou obnovu dřevin</i> | 8 |
| 2.4 | ÚLOHA NÁRODNÍCH PARKŮ | 9 |
| 3 | MATERIÁL A METODY | 10 |
| 3.1 | CHARAKTERISTIKA SLEDOVANÉHO ÚZEMÍ – ČERNÁ HORA | 10 |
| 3.1.1 | <i>Stručná historie lokality</i> | 11 |
| 3.2 | STUDIJNÍ PLOCHY | 12 |
| 3.3 | SBĚR DAT | 13 |
| 3.4 | ZPRACOVÁNÍ DAT | 13 |
| 4 | VÝSLEDKY | 15 |
| 4.1 | PŘIROZENÁ OBNOVA DŘEVIN | 15 |
| 4.2 | POKRYVNOST PLOCH | 19 |
| 5 | DISKUZE | 21 |
| 5.1 | PŘIROZENÁ OBNOVA DŘEVIN | 21 |
| 5.2 | POKRYVNOST PLOCH | 21 |
| 5.3 | PŘEDPOKLADY DALŠÍHO VÝVOJE | 24 |
| 5.4 | DOPORUČENÍ PRO MANAGEMENT DANÉHO ÚZEMÍ | 25 |
| 6 | ZÁVĚR | 27 |
| 7 | LITERATURA | 29 |
| 8 | PŘÍLOHA | 34 |

1 ÚVOD

Větrné disturbance jsou dobře známou součástí ekosystémů po celém světě (např. FISCHER ET AL. 2002). Na našem území, včetně Šumavy, se vyskytovaly relativně často s kolísající frekvencí v průběhu století (DOBROVOLNÝ & BRÁZDIL 2003, SOFRON ET AL. 2001). Nejvýraznější vliv mají ve smrkových lesích, protože mělce kořenující smrk je vůči nim nejméně odolný (SOFRON ET AL. 2001). K náhlému rozpadu lesa vlivem větrné disturbance dochází nejčastěji ve stádiu zralosti, kdy jsou vysoké stromy s vysoko nasazenými korunami vůči větru značně nestabilní a na vývraty náchylné (MÍCHAL & PETŘÍČEK 1999; NAGEL ET AL. 2006; ULANOVA 2000). Velkoplošné polomy se vyskytují především v oblasti horského smrkového lesa, který byl v minulosti ovlivněn nahodilou těžbou (KŘENOVÁ & VOJTĚCH 2007). Vzniká tak kaskádovitý efekt, kdy další asanační zásahy vystavují vlivu větru a lýkožrouta nové porosní stěny (SVOBODA 2007¹). Jsou tak exponovány stromy, které původně vyrůstaly v zapojeném porostu, a nejsou proto stavbou koruny na nápor větru uzpůsobeny (SCHELHAAS ET AL. 2003; KŘENOVÁ & VOJTĚCH 2007; SVOBODA 2007¹).

Vítr přesahující rychlost 30 m/s však nedokáže ustát ani stabilní porost (VICENA ET AL. 2004). V noci z 18. na 19. ledna 2007 se nad Čechami přehnal silný vítr, na Šumavě s nárazy až 38 m/s (Churáňov; SANDEV – CHMÚ), podle Beaufortovy stupnice dosahující stupně orkánu. Navíc podmínky, které orkánu předcházely, tuto nestabilitu ještě podtrhly (v hřebenových partiích mělké půdy, nezpevněné sněhovou pokrývkou) (KŘENOVÁ & VOJTĚCH 2007).

Zatímco v nižších polohách Šumavy došlo k vyvrácení jednotlivých stromů a menších skupin stromů, v polohách vyšších vznikly velkoplošné vývraty a polomy - v oblastech Polom, Plesná, Ždánidla, Černá hora a okolí tzv. kalamitní sváznice pod Třístoličnickem (KŘENOVÁ & VOJTĚCH 2007). Podle odhadů správy byl v NP a CHKO Šumava celkový objem vývrátů a polomů přes 850 000 m³. Z toho bylo přibližně 116 000 m³ ponecháno samovolnému vývoji (Správa Šumavského národního parku).

Vznik polomu je následován namnožením lýkožroutů (zejm. *Ips typographus* (L.)), zvláště následuje-li horké a suché léto (HEURICH ET AL. 2001), a proto se v hospodářských lesích začíná co nejrychleji zpracovávat, aby k jeho gradaci nedošlo, jak tomu bylo i v dříve hospodářsky využívaných částech Šumavy. Ničivý dopad měly na šumavské lesy vichřice v letech 1868 a zvláště 1870, které vedly k rozšíření antropogenního bezlesí (SOFRON ET AL. 2001). Ovšem i v nově vzniklém Národním parku Šumava se v 90. letech 20. a počátkem 21. století bojovalo proti lýkožroutům kácením a zpracováváním polomů. Lýkožrout a vítr nebyli považováni za přirozenou součást ekosystému.

V různých ekosystémech po celém světě proběhla již řada výzkumů, zabývajících se vlivy různých přírodních disturbancí na lesní ekosystémy (např. FISCHER ET AL. 2002; WOLGEMUTH ET AL. 2002), včetně studia regenerační schopnosti lesa. Vzácná jsou však dlouhodobá pozorování přirozené obnovy větrem disturbovaných lesních porostů, protože oblasti jsou zpravidla v krátké době vyklizeny a osázeny, a protože přirozená obnova obvykle trvá delší dobu (FISCHER 1992; FISCHER ET AL. 2002). Ovšem řada vědců poukazuje i na to, že poměrně málo prací se zabývalo přímo postdisturbační těžbou, která je často následuje (KIENER 1997; JONÁŠOVÁ 2006; JONÁŠOVÁ & MATĚJKOVÁ 2007; LINDENMAYER & NOSS 2008). Přitom pro stanovení vhodného managementu lesního ekosystému v rámci přírodní variability je znalost dynamiky a funkce lesních ekosystémů nutná (MÍCHAL & PETŘÍČEK 1999; SVOBODA 2007¹). Posláním NP je umožnit sledování přírodních pochodů, které mohou ukázat svůj potenciál, dá-li se jim volný průběh. V současnosti je na Šumavě vhodná příležitost pro studium schopnosti lesa postiženého přírodními disturbancemi samovolně se obnovit.

Tématem této bakalářské práce je srovnání vlivu vlastní větrné disturbance na horskou smrčinu (která byla ponechána samovolnému vývoji bez lesnických zásahů) s vlivem následné asanace vzniklého polomu a na základě výsledků pak doporučení vhodného managementu pro danou lokalitu.

Cíle práce jsou následující:

- vyhodnocení přirozené obnovy a stavu vegetace horských smrčín zasažených v roce 2007 orkánem Kyrill v závislosti na provedení asanace dřeva
- doporučení pro péči o dané území

Práce by měla zodpovědět tyto otázky:

- Jaký je stav přirozeného zmlazení a vegetace v horské smrčíně na Černé hoře?
- Jak bude probíhat regenerace na daném místě po větrné disturbance?
- Jaký vliv bude mít provedená asanace – bude představovat zhoršení dopadu počáteční přírodní disturbance?

Na základě prostudované literatury jsem předpokládala, že větrná disturbance jako přírodní činitel ovlivnila stav přirozené obnovy a vegetace, a že zásah do polomu je umělou disturbance navíc, která se na stavu společenstva projeví.

2 LITERÁRNÍ REŠERŠE

2.1 Dynamika jehličnatých lesů a disturbance

2.1.1 Úvod

Lesní ekosystémy jsou dynamické jednotky, které nemohou být statické v čase ani prostoru, jejich vývoj je formován disturbancemi, které zároveň podmiňují jejich udržitelnost (BONAN & SHUGART 1989; ATTIWILL 1994; FRELICH 2002). V přírodních lesích je na úrovni krajiny dynamika disturbancí řízena kombinací allogenických a autogenických disturbačních činitelů, kteří jsou ovlivněni řadou faktorů, včetně klimatu, geomorfologie, půd, druhové skladby porostů apod. (KUULUVAINEN 2002¹). Přírozená disturbance je narušení v podobě časově a místně oddělených událostí, které způsobuje rozsáhlou mortalitu stromů. Přírodní disturbanční režimy sahají od častých, málo-intenzivních disturbancí, vytvářejících porostní mezery a působících na úrovni jednotlivých stromů, po málo časté, velkoplošné, vysoce-intenzivní události (vichřice, hmyzí žíry, požáry), které mohou radikálně změnit porosty a krajinu (ATTIWILL 1994; FRELICH 2002; KUULUVAINEN 2002²; LINDENMAYER ET AL. 2008).

Pro charakterizování obecných vzorců vývoje lesa po disturbancích pro mnoho temperátních lesů po celém světě se jeví podle FRELICHA (2002) jako vhodný *Koncepční model katastrofického zlomu (cusp-catastrophe conceptual model)*. V otázce stability lesního ekosystému je podstatné, v jakém měřítku na situaci pohlížíme. Les na úrovni krajiny existuje ve *stavu přerušované kvazi-rovnováhy (punctuated quasi-equilibrium)*, kde mohou maloplošné disturbance udržovat kvazi-rovnováhu během intervalu mezi většími, méně častými disturbancemi, které tak přerušují stabilnější periody (FRELICH 2002). Malé oblasti (na úrovni porostu) mají malou pravděpodobnost, že se zde udrží stav kvazi-rovnováhy, a když nastane, jeho trvání je krátké.

Podle nejnovějších vědeckých prací se ukazuje, že teorie malého cyklu s vrcholným stádiem klimaxu byla nadhodnocena, a že by dynamika horských smrkových lesů střední Evropy mohla v některých oblastech odpovídat spíše modelu, kdy se lesní ekosystém nenachází v rovnováze na plochách desítek až stovek hektarů, protože na něj různé disturbance působí takovou intenzitou či tak často, že stavu autoregulace nemůže na takovýchto plochách dosáhnout (FRELICH 2002; SVOBODA 2007¹). Ve středoevropských horských smrkových lesích patří k nejvýznamnějším přírozeným disturbancím ovlivňujícím dynamiku a strukturu přírodních (i hospodářských) lesů vítr a přemnožení lýkožroutů na vyvrácených porostech (FISCHER ET AL. 2002; SCHELHAAS ET AL. 2003; JONÁŠOVÁ 2006; LINDENMAYER ET AL. 2008).

Disturbančním režimům, jimž převládá vítr, obecně dominují pozdně sukcesní druhy a vítr vytváří složitou síť stanovišť s mnoha porostními stádii (FRELICH 2002).

Zatímco vzorce krajiny a topografie jistě ovlivní pravděpodobnost a šíření disturbancí, vlastnosti lesních porostů a jednotlivých stromů určují, jaký bude mít disturbance dopad (KUULUVAINEN 2002²). Vichřice zasahují především jednotlivé stromy a porosty, ale mohou měnit strukturu půdy, ovlivnit zmlazení stromů a také iniciovat sukcesi přízemního patra (SCHAEZL ET AL. 1989; PETERSON & PICKETT 1995; ULANOVA 2000; KUULUVAINEN 2002²).

2.1.2 Disturbancí přibude

Řada vědců předpokládá, že s probíhajícími změnami klimatu můžeme očekávat nárůst intenzity a frekvence disturbancí (FRELICH 2002; SCHELHAAS ET AL. 2003; LINDENMAYER ET AL. 2008). Přímý vliv na lesy by mohl mít častější výskyt silných větrných disturbancí, nepřímý vliv skrz počasí podporující přemnožení hmyzích škůdců (SCHELHAAS ET AL. 2003). Frekvence přemnožení lýkožroutů je na vzestupu kvůli snížené odolnosti lesa znečištěním ovzduší. Rozsáhlé oblasti středoevropských smrčín byly poškozeny znečištěním ovzduší v 70. a 80. letech 20. století a velké oblasti relativně přírodních lesů byly ovlivněny lesnictvím (SCHELHAAS ET AL. 2003). V 90. letech 20. století pak došlo v NP k přemnožení lýkožrouta smrkového, což způsobilo usychání polopřirozených smrkových lesů (JONÁŠOVÁ & PRACH 2004).

2.1.3 Postdisturbanční těžba – umělá disturbance

Po velkoplošných nebo intenzivních přirozených disturbancích (silné větrné disturbance, hmyzí žíry, požáry...) je v lesích běžně uplatňována postdisturbanční těžba (*salvage/postdisturbance logging*), která je definována jako odstranění mrtvých stromů nebo stromů poškozených či umírajících kvůli poškozujícím činitelům, aby se obnovila ekonomická hodnota (LINDENMAYER ET AL. 2008). LINDENMAYER ET AL. (2008) shrnují důvody pro její provedení – tím nejzřejmějším je ekonomická stránka, s níž může souviset i potřeba uklidit následky takovýchto událostí, jinak je to často vnímáno jako plýtvání. Dalším důvodem, zvláště po větrných disturbancích, je snaha zabránit přemnožení škůdců a patogenů, které by napadly dosud nepoškozené lesy. Naopak představa, že vytěžení poslouží ekologické obnově lesů zasažených přírodními disturbancemi (SESSIONS ET AL. 2004) se jeví jako zásadně nesprávná (LINDENMAYER ET AL. 2004).

V intenzivně obhospodařovaných lesních ekosystémech střední Evropy byly přírodní disturbance značně eliminovány a nepravidelný a nepředvídatelný výskyt disturbančních

událostí byl nahrazen pravidelným režimem hospodaření – probírky, holoseč a osázení (SCHELHAAS ET AL. 2003). Ovšem hospodaření v lesích je běžné i v nejpřírozenějších horských smrčínách a postdisturbanční těžba je opatřením, které je aplikováno i v nejpřísněji chráněných oblastech (JONÁŠOVÁ 2006).

Ukazuje se, že kumulativní vliv přírodní a antropogenní disturbance způsobuje celkově vyšší intenzitu disturbance, a že následkem toho budou pravděpodobně větší změny v druhové skladbě, ve struktuře porostu a v ekosystémových procesech a funkcích, čímž postdisturbanční těžba zhoršuje dopad disturbance prvotní (FRELICH 2002; ILISSON ET AL. 2007; LINDENMAYER ET AL. 2008; JONÁŠOVÁ & PRACH 2008). Výhody, jež s sebou velkoplošná přírodní disturbance přináší (např. vytváření odumřelého dřeva, jež se dále rozkládá) jsou následným vytěžením potlačeny nebo eliminovány (LINDENMAYER ET AL. 2008).

2.1.4 Klíčová role biologického dědictví disturbancí

Přírodní disturbance v lesích zanechávají jasné znaky původních porostů ve formě biologického dědictví (LINDENMAYER ET AL. 2008). I když dojde vlivem disturbance (vichřice, hmyzí žír) k odstranění většiny stromového patra, nejedná se o zánik ekosystému, protože zpravidla přetrvává tzv. *biologické dědictví* v podobě podrostu včetně semenáčků, semenných bank a dobře vyvinutých vrstev půdy a humusové vrstvy; dále odumřelých stromů, populací různých druhů apod. (FRELICH 2002; LINDENMAYER ET AL. 2008). Biologické dědictví tedy představuje základ, z něhož se narušený ekosystém začíná znovu obnovovat. Jeho stav může po polomu ovlivnit dynamiku lesa na desetiletí po disturbanční události (KULAKOWSKI & VEBLEN 2003), protože odstraněním velkého množství biologického dědictví postdisturbanční těžbou může dojít k prodloužení období, než dojde k vytvoření nového (LINDENMAYER ET AL. 2008).

2.2 Posun ve vnímání disturbancí

Teprve v 70. letech 20. století začali ekologové připouštět význam disturbancí pro lesní ekosystémy (KUULUVAINEN 2002¹). Do té doby byly lesy považovány za rovnovážné systémy, charakterizované relativní stálostí strukturních a kompozičních znaků a předvídatelným sukcesním vývojem, vedoucím ke stabilnímu výslednému stavu, což přeceňovalo roli sukcese a jejího předpokládaného konečného stavu, takzvaného klimaxu, zatímco role disturbancí byla podceňována (KUULUVAINEN 2002¹; LINDENMAYER ET AL. 2008).

Ve střední Evropě byl vliv disturbancí na dynamiku lesa opomíjen až do nedávné doby (SVOBODA¹ 2007). Vzhledem k dlouhé tradici lesního hospodářství, jsou velkoplošné disturbance v horských smrkových lesích střední Evropy považovány za nepřirodní výsledek antropogenního ovlivňování lesů, a proto se na disturbance pohlíželo spíše jako na hrozbu produkce lesa a příležitostné události, které nepatří k normálnímu stavu lesů, než jako na přírodní proces (KIENER 1997; KUULUVAINEN 2002¹; SVOBODA & POUŠKA 2008). Předpoklady, že lesy ovlivněné a pozměněné lidskou činností mají sníženou schopnost napadení lýkožroutů odolat, a že smrčiny nebudou schopné regenerovat, vedly v národních parcích k polemickému přístupu potlačit lýkožrouta, coby nebezpečného škůdce (ZATLOUKAL 1998).

Zvýšené povědomí o přírodních disturbancích v lesních ekosystémech vedlo k postupnému příklonu k pohledu, že disturbance jsou nutnou obnovující a vytvářející silou, jež udržuje variabilitu a biodiverzitu v lesních ekosystémech (SVOBODA & POUŠKA 2008; LINDENMAYER ET AL. 2008). Příkladem je přístup Národního parku Bavorský les, kde byla rozsáhlá jádrová oblast po polomech z roku 1983 a následném přemnožení kůrovce v roce 1984 ponechána samovolnému vývoji (FISCHER 1992; KIENER 1997) – větrem vyvrácené nebo vlivem lýkožroutů uschlé porosty ve vyšších nadmořských výškách, které se postupně rozpadávají, jsou součástí přirozené dynamiky.

JONÁŠOVÁ & PRACH (2004) a JONÁŠOVÁ & MATĚJKOVÁ (2007) dospěli k závěru, že lýkožrout může být považován za přírodní nástroj obnovy přirozeného charakteru horských smrkových lesů, které byly pozměněny lidskými aktivitami v minulosti. Jsou také součástí přirozené dynamiky lesa, protože vytvářením prostoru pro novou generaci smrku umožňují přirozenou regeneraci lesa (JONÁŠOVÁ & PRACH 2004). Jeho význam jako klíčového druhu potvrdily také výzkumy MÜLLERA ET AL. (2008), protože velké změny ve struktuře lesa, světelných režimech a nárůstu množství odumřelého dřeva podporují větší množství druhů charakteristických pro lesní podmínky a specialistů vyžadujících komplex lesních habitatů.

2.3 Regenerace lesa po disturbancích – přírodních vs. umělých

Větší disturbance tedy mohou zlepšit ekologické procesy a pomoci obnově ekosystému vytvořením určité strukturní komplexity a heterogenity krajiny, jež se ztratila během hospodaření člověka v minulosti (LINDENMAYER & NOSS 2008). Naprostá většina ekosystémů (včetně jejich bioty) mají dobře vyvinuté strategie pro regeneraci po přírodní disturbanci (TURNER ET AL. 2003; JONÁŠOVÁ & PRACH 2008). Přítomnost lesních ekosystémů po tisíce až

milióny let zaručují jasný a nesporný důkaz, že se ekosystémy mohou, a skutečně regenerují bez lidských zásahů (LINDENMAYER ET AL. 2008).

Vichřice zasahují především jednotlivé stromy a porosty, ale mohou měnit strukturu půdy, ovlivnit zmlazení stromů a také iniciovat sukcesí přizemního patra (SCHAETZL ET AL. 1989; PETERSON & PICKETT 1995). Alespoň částečné uvolnění zapojeného korunového patra je nutné právě pro přirozenou regeneraci smrku, jehož semenáčky jsou schopné se uchytit a přežít po desítky let ve stínu mateřského porostu s neznatelnými přírůstky, ale potřebují otevření zápoje, aby začaly růst (JONÁŠOVÁ 2006). Sukcesní pochody po větrné disturbanci jsou do značné míry určovány tím, kolik přežije původního porostu a přirozeného zmlazení (ULANOVA 2000), a zdali se podrost skládá z bohatých populací semenáčků dřevin, připravených nahradit korunové patro nebo z vitálního křoví a bylin, které naopak uchycení a růst stromů omezují.

Výzkum FISCHERA (1992) z NP Bavorský les se zaměřil na sledování přirozeného vývoje velkoplošného lesního ekosystému po odstranění stromového patra vichřicí z roku 1983. Po pěti letech se ukázaly rozdílné směry vývoje v polomu ponechaném samovolnému vývoji a polomu vyklizeném, což souvisí s rozdílným stupněm narušení půdy – 1) obnova stromového patra v ponechaných oblastech, přičemž podrost zůstává téměř nezasažen a 2) sukcese na vyklizených místech (FISCHER 1992). Ponechaný polom představoval mozaiku, kde zůstala většina povrchu vývraty nezasažena a pokryta původní lesní vegetací, s případným zvýšením pokryvnosti určitých druhů (např. *Calamagrostis villosa*), a kde byly na základnách vyvrácených stromů velké pokryvnosti polomových druhů. Vyvíjel se zde nový porost, jemuž dominoval smrk, jehož semenáčky byly zpravidla přítomné již v době disturbance. Naopak vyklizení vedlo k velkému obnažení půdního povrchu, který může být osídlen druhy, které klíčí z půdní semenné banky (*Rubus*), a které se rozšiřují větrem (*Betula* sp., *Populus tremula*, *Epilobium angustifolium*). Stromovému patru zde tedy dominovala bříza, neboť většina smrkových semenáčků vyklizení nepřežila, a víceméně na celé ploše dominovalo tzv. polomové společenstvo *Rubertum idaei*. Navíc se řídce objevoval ještě jeřáb (*Sorbus aucuparia*), ekologicky na pomezí pionýrského a terminálního druhu.

Tyto vývojové trendy se na dané lokalitě potvrdily i po patnácti letech od disturbance (FISCHER ET AL. 2002). Na základě simulací se ukazuje, že strukturní rozdíly mezi vyklizeným a nevyklizeným polomem přetrvávají několik desetiletí, a teprve během století se stanou oba typy ploch podobnější – břízy jsou úplně vykompetovány smrkem na ponechaných polomech a omezeny na vyklizených místech, zatímco smrk má tendenci dominovat oběma lesním porostům po několika desítkách let.

K podobným výsledkům dospěla ULANOVA (2000) v boreálních lesích v centrálním Rusku, JEHL (2001) v NP Bavorský les, WOLGEMUTH ET AL. (2002) ve Švýcarských Alpách nebo WIEZIK (2008) ve slovenských Západních Tatrách. Také studie ILISSON ET AL. (2007) z estonských lesů s dominancí smrku čtyři až pět let po větrné disturbanci – s úplným a částečným odstraněním korunového patra a ve vytěžených oblastech – ukázala, že charakter regenerace lesa po přirozené disturbanci ovlivňuje rozsah narušení korunového patra a těžební aktivity, protože semenáčky mohou být mechanickou disturbancí spojenou s následným vytěžením poškozeny až zničeny (LINDENMAYER ET AL. 2008).

V horských smrčínách na Šumavě zasažených žírem lýkožroutů bylo zmlazení dostatečné v uschlých lesích i na holinách (JONÁŠOVÁ & PRACH 2004), složení druhů dřevin i podrostu (JONÁŠOVÁ & MATĚJKOVÁ 2007) však ukázalo, že vývoj v uschlém lese pravděpodobně povede k horskému lesu s přirozenou skladbou mnohem dříve než vývoj na holinách.

2.3.1 Význam mikrostanoviště pro přirozenou obnovu dřevin

Postupně se rozkládající vyvrácené stromy a odumřelá dřevní hmota uchovávají živiny a vodu, ovlivňují energetické a živinové toky, poskytují řadu habitatů pro rozkladače, rostliny a živočichy, včetně mikrostanoviště pro zmlazení stromů (KUULUVAINEN 2002²). Zásadní význam tlejícího dřeva, zvláště větších dimenzí, jako vhodného mikrostanoviště pro zmlazení smrku potvrzuje většina studií ze smrkových lesů – zvláště ve vyšších nadmořských výškách s poměrně krátkým vegetačním obdobím a drsnějšími klimatickými podmínkami, protože umožňuje klíčení, úspěšné přežití a růst zmlazení smrku, které není schopné přežít v konkurenci hustých trav, kapradin a dalšího podrostu (HOFGAARD 1993; KIENER 1997; MÍCHAL & PETŘÍČEK 1999; ULANOVA 2000; HEURICH 2001; JEHL 2001; KULAKOWSKI & VEBLEN 2003; KUPFERSCHMID & BUGMANN 2005; SVOBODA 2005; KUPFERSCHMID ET AL. 2006; JONÁŠOVÁ & MATĚJKOVÁ 2007; JANDA ET AL. 2007; SVOBODA & POUŠKA 2008). V uschlých lesích je důležitý i smrkový opad a opadávající části kůry a větví, které částečně brání expanzi bylinné vegetace (HEURICH 2001; JONÁŠOVÁ & PRACH 2004). Úspěšně se semenáčky uchycují také v mechu, v okolí paty kmene nebo souše, na kořenových talířích a dalším vyvýšeném mikroreliefu, kde dochází také k časnému odtání sněhu (KUPFERSCHMID ET AL. 2006). ILISSON ET AL. (2007) při studiu regenerace lesa po větrné disturbanci v estonských lesích s dominancí smrku neprokázali pro smrk, coby stín-tolerantní druh preference k určitému mikrostanovišti. Svými výsledky se však v případě jeřábu, coby druhu s velkými semeny, shodují s dalšími výzkumy (HOFGAARD 1993; JONÁŠOVÁ & MATĚJKOVÁ 2007; JANDA ET AL. 2007), které nezjistily zvláštní preference jeřábu. Jako příznivá se však

jevila pata stromu či souše – včetně vyvýšenin po vývratu, jelikož je také dobře zásobena semeny jeřábu díky distribuci ptáků (HOFGAARD 1993; JEHL 2001; JANDA ET AL. 2007). V polomech se ve vývratových jámách s obnaženou půdou uchycují světlomilné druhy s malými semeny – bříza, vrba, olše (ULANOVA 2000; ILISSON ET AL. 2007), jejich přežití je zde však vlivem zaplavování, eroze a mezidruhové a vnitrodruhové konkurence poměrně nízké (ILISSON ET AL. 2007). ULANOVA (2000) zjistila uchycování těchto druhů i na vyvrácených kořenových talířích, na rozdíl od ILISSON ET AL. (2007), kteří si to vysvětlují počáteční nestabilitou substrátu.

Odkorněné kmeny na asanovaných plochách jsou naopak mikrostanovištěm nevhodným, jak zjistily JONÁŠOVÁ & MATĚJKOVÁ (2007). Na rozdíl od kmenů s kůrou mohou být příznivé pro zmlazování až poté, co se začnou po několika desítkách let rozkládat, což vzhledem k jejich tendenci vysychat může trvat ještě déle (ZIELONKA & PIATEK 2004).

Naproti tomu zjištění SCHÖNENBERGERA (2002), že kmeny ponechané po polomu na místě škodí regeneraci druhů, jako je smrk, jsou v rozporu s většinou výsledků ostatních studií. Zejména kmeny velkých dimenzí umožňují přežít celému společenstvu druhů, postupně uvolňují jí do ekosystému živiny a navíc mohou v ranně-sukcesních lesích poskytovat ochranu před okusem (KIENER 1997; HEURICH 2001; TURNER ET AL. 2003; JONÁŠOVÁ & PRACH 2004; ILISSON ET AL. 2007).

2.4 Úloha národních parků

Změna v pohlížení na disturbanční činitele by měla být uplatněna v rozhodovacích procesech managementu chráněných území. MÍCHAL & PETŘÍČEK (1999) považují posun ze snahy o zakonzervování určitého stavu lesa ke snaze o ochranu spontánní dynamiky lesa za jeden z nejdůležitějších kroků v ochraně přírody, ačkoli přináší řadu polemik. KUULUVAINEN (2002¹) se domnívá, že ekologicky udržitelný management by měl být založen právě na přijetí skutečnosti, že lesní ekosystémy jsou schopny pod vlivem neustále se měnících přírodních disturbančních režimů regenerovat a udržet si svoji funkci a diverzitu. Přirozené disturbance dokonce mohou urychlit obnovu struktury a biodiverzity charakteristické pro přírodní lesy, což může pomoci i v minulosti antropogenně ovlivněným ekosystémům v národních parcích, které jsou ve fázi návratu k neřízeným ekosystémům (FISCHER ET AL. 2002; JONÁŠOVÁ 2006). SCHELHAAS ET AL. (2003) doporučují začlenit riziko poškození lesů do managementových plánů, aby se v případě disturbačních událostí dalo lépe manévrovat. A protože jsou národní parky ve střední Evropě nejceněnějšími místy pro sledování přirozené dynamiky lesů bez

přímého vlivu lesnictví (FISCHER ET AL. 2002), poskytují příležitost přirozený vývoj dlouhodobě sledovat a získané poznatky využít při vytváření managementových plánů – a to i mimo NP (LINDENMAYER ET AL. 2008; MÜLLER ET AL. 2008). Navíc nezastupitelnou funkcí chráněných území je ověřovat, že se lesní ekosystémy dokážou přizpůsobovat měnícím se podmínkám i nadále (MÍCHAL & PETŘÍČEK 1999).

3 MATERIÁL A METODY

3.1 Charakteristika sledovaného území – Černá hora

Pro sledování přirozené obnovy po větrné disturbanci byla jako lokalita zvolena Černá hora, na níž vznikl v lednu roku 2007 působením orkánu Kyrill polom (na JV svahu o rozloze asi 50 ha). Na základě rozhodnutí Správy Národního parku Šumava byla část vyvrácených smrkových porostů ponechána přirozenému vývoji a část asanována. Trvalé výzkumné plochy byly založeny v obou typech managementového opatření.

Černá hora je součástí hlavního hřebene Šumavy. V centrální části pohoří se rozprostírá náhorní pahorkatina Šumavské pláně, z níž vystupují jednotlivé vrcholy. Černá hora náleží k jejich vyšší východní části – ke Kvildským pláním (LOŽEK 2001). Její vrchol dosahuje nadmořské výšky 1315 m.

Z hlediska podloží Černou horu charakterizují metamorfované pararuly a migmatity (LOŽEK 2001; Česká geologická služba), na nichž se vyvinuly podzoly. Převažují zde podzoly kambizemní, nad 1250 m n. m. to pak jsou zpravidla podzoly typické (CULEK ed. 1996). Jedná se o bioklimaticky podmíněné zonální půdy s obvykle silně kyselou reakcí (TOMÁŠEK 1995 a 2000).

Jelikož leží Šumava v přechodném středoevropském klimatu mírného podnebného pásma, uplatňují se zde vlivy klimatu oceánského i kontinentálního (SOFRON ET AL. 2001). QUITT (1971) zařazuje centrální část pohoří do chladné klimatické jednotky CH 4, kterou charakterizuje velmi krátké, chladné a vlhké léto, velmi dlouhé přechodné období s chladným jarem a mírně chladným podzimem, velmi dlouhá, velmi chladná, vlhká zima s velmi dlouhým trváním sněhové pokrývky (SOFRON ET AL. 2001). Celkový úhrn srážek ve vegetačním období je 600 až 700 mm, v zimním období pak 400 až 500 mm (QUITT 1971). Na Šumavě patří Černá hora k místům s nejmocnější a nejdéle ležící sněhovou pokrývkou

(i přes 200 dnů) (Správa Šumavského národního parku), což je kromě teplotních extrémů rozhodující pro výskyt mnohých rostlin a společenstev (SOFRON ET AL. 2001). Klimatická jednotka CH 4 je typická výskytem klimaxových (*Calamagrostio villosae-Piceetum*) a podmáčených smrčín.

Přes Černou horu prochází hranice hlavního evropského rozvodí mezi mořem Severním (Labe) a Černým (Dunaj). Na jejím východním svahu pramení Vltava jako Černý potok (nachází se zde I. zóna NP Pramen Vltavy).

Podle fytogeografického členění spadají vyšší části Šumavy (území celého NP) do oblasti oreofytika s vegetačními stupni supramontánními až montánními – 5. jedlovo-bukový až 7. stupeň smrkový (CULEK ed. 1996).

Z hlediska potenciální přirozené vegetace vrcholová partie Černé hory stanovištně odpovídá zonálním klimaxovým smrčínám (svaz *Piceion excelsae* Pawlowski in Pawlovski, Sokolowski et Wallisch 1928), asociaci třtinové smrčiny (as. *Calamagrostio villosae-Piceetum* Hartmann in Hartmann et Jahn 1967) (NEUHÄUSLOVÁ¹ 2001). Fragment původních třtinových smrčín se ještě nachází na jejím východním svahu v I. zóně Pramen Vltavy. Konkrétněji by se v nejvyšší části vyskytovaly klimaxové třtinové smrčiny typické (subsociace *Calamagrostio vill.-Piceetum typicum* Hartmann in Hartmann et Jahn 1967, na něž by navazovaly třtinové smrčiny s bukem (subas. *Calamagrostio vill.-Piceetum fagetosum* Mikyška 1972) (NEUHÄUSLOVÁ¹ 2001).

3.1.1 Stručná historie lokality

Velká část přirozených lesních společenstev byla vlivem člověka na Šumavských pláních postupně přeměněna na ekologicky málo stabilní smrkové porosty (SOFRON 2001). K prvním významnějším zásahům člověka do šumavských lesů i ve vrcholových partiích došlo v 17. a 18. století v souvislosti se sklářstvím a těžbou dřeva. Důsledkem byla rozsáhlá odlesnění, která se stala v 19. století impulsem pro plánovitou regeneraci lesů (BENEŠ 1995), především však smrkem (NEUHÄUSLOVÁ² 2001). Kromě preferenčního tlaku na tvrdé bukové dřevo a těžbou hrabanky byl buk eliminován také pastvou hovězího dobytka, která místy přetrvala až do 20. století (BENEŠ 1995; Správa Šumavského národního parku). Zánik šumavských pralesů završily větrné a následně kůrovcové kalamity z konce 19. století (ZATLOUKAL 1998). Století 20. pak navíc přispělo spadem kyselých depozic, což se spolu s dlouhodobě

přemnoženou vysokou zvěří, na stavu šumavských lesů také podepsalo. Nejprve produkčně orientované hospodaření přineslo změnu tvarových a pevnostních parametrů smrku, vyvíjejícího se v plně zapojených monokulturách, což zvyšuje riziko škod větrem a sněhem (Správa Šumavského národního parku).

Na svazích Černé hory převažovaly smrkové porosty, vzniklé po kůrovcových kalamitách z konce 19. století (KUČERA 1995). V posledním desetiletí pak docházelo k vyšším asanačním těžbám z důvodu polomů a opětovné gradace lýkožrouta, což je příčinou rozsáhlých holin, které se na svazích rozkládají (také na svahu JV) (Správa Šumavského národního parku 2007). Obnažené porostní stěny následně nevydržely nápor enormně silných větrů z ledna 2007 a došlo ke vzniku velkoplošných vývrátů.



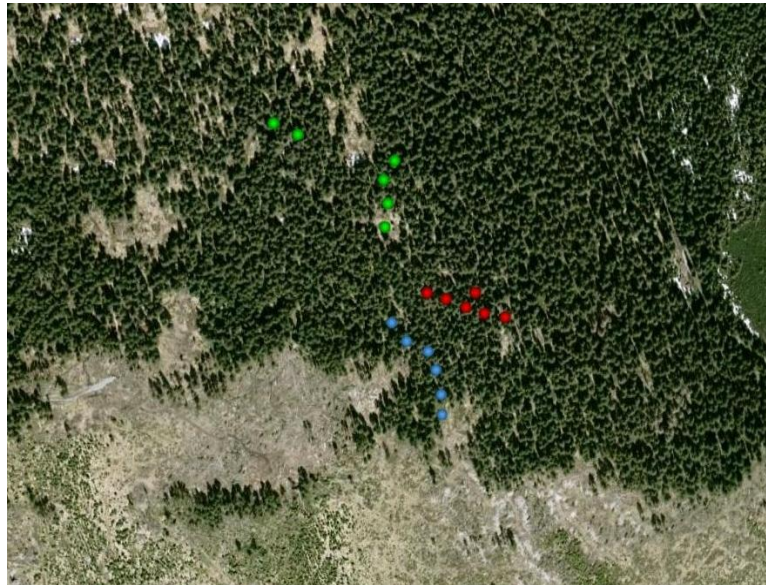
Obr. 1: Snímek z monitorovacího přeletu – pohled na Černou horu a Pramen Vltavy; rok 2007 (Správa Šumavského národního parku).

3.2 Studijní plochy

Během první sezóny následující vzniku polomu, v roce 2007, byly na JV svahu Černé hory ve II. zóně NP založeny trvalé plochy pro hodnocení přirozené obnovy dřevin a vegetace.

Bylo vytyčeno celkem 18 ploch ve třech typech stanovišť. Šest ploch se nachází v bezzásahové části polomu (označeno n1-n6), šest v části asanované (c1-c6) a šest referenčních ploch ve větrem neporušeném lese (f1-f6). Pro eliminaci vlivu subjektivního výběru, byly plochy v každém typu stanoviště uspořádány přibližně v transektu. Každý transekt tvoří šest kruhových ploch. Středů sousedících ploch jsou od sebe vzdáleny zpravidla 20 m. Transekty jsou orientovány po svahu dolů. Jako plocha č. 1 byla v daném stanovišti označena vždy ta nejvýše umístěná. Transekty v ponechaném a vyklizeném polomu jdou přibližně souběžně. Třetí referenční transekt se nachází ve stojícím zeleném lese nad polomem (viz obr. 2).

Plochy byly zvoleny kruhové o průměru 10 m (s plochou 78,54 m²). Střed byl vytyčen dřevěným kolíkem, barevně zvýrazněným, v ponechaném polomu byl případně střed plochy barevně naznačen přímo na padlé kmeny. Ve středu každé plochy byly odečteny zeměpisné souřadnice a nadmořské výšky pomocí navigace GPS. Plochy se nacházely v rozpětí 1240 – 1283 m nad mořem a v rozmezí 48°58'404" – 48°58'541" N a 13°33'323" – 13°33'476" E. Celkem jsem tedy v každém typu stanoviště sledovala plochu asi 471,24 m² (0,0471 ha).



Obr. 2: Přibližné umístění ploch v terénu (zeleně – f; modře – n; červeně – c), zobrazené na snímku z roku 2004 (Google Earth).

3.3 Sběr dat

Během srpna a září dvou následných sezón (roku 2007 a 2008) jsem na každé ploše spočítala semenáčky všech dřevin a zařadila je do jedné ze čtyř výškových kategorií: I) 0-10 cm; II) 10-50 cm, III) 50-100 cm, IV) >100 cm (10 cm vysoký semenáček byl řazen do II. kategorie).

Dále jsem vizuálně odhadovala pokryvnosti jednotlivých vegetačních pater (mechové, bylinné, stromové) a dominant bylinného patra. Zaznamenávala jsem také procentuální zastoupení narušeného půdního povrchu, opadu a dřevní hmoty, a to jak hmoty nově vzniklé následkem větrné disturbance z roku 2007, tak i hmoty se vznikem polomu nesouvisející. Do kategorie „nové dřevo“ jsem v asanovaném polomu zahrnovala včetně odkorněných klád, případně větví, také dřevní štěpku; v ponechaném jen kmeny ležící na zemi. Porost mechorostů neporostlý jinou vegetací byl zaznamenán jako samostatné mikrostanoviště („mech“).

U nalezených druhů jsem použila nomenklaturu podle KUBÁT ET AL. (2002).

3.4 Zpracování dat

Počty semenáčků v různých výškových kategoriích a pokryvnosti vegetačních pater a bylinných dominant byly hodnoceny mnohorozměrnou analýzou v programu Canoco for Windows. Pro získání normality byla v obou případech provedena odmocninná transformace dat. Na základě délky gradientu z detrendované korespondenční analýzy (*Detrended Correspondence Analysis*; DCA) – 3,137 v případě semenáčků a 1,324 v případě pokryvnosti – byl použit lineární model. Nejprve byla provedena nepřímá gradientová analýza – analýza hlavních komponent (*Principal Components Analysis*; PCA).

V případě semenáčků byla v PCA analýze do ordinačního diagramu (obr. 5b - PCA 2) pasivně promítnuta interakce vysvětlujících proměnných (typ plochy*rok). Přímá gradientová analýza (*Redundancy Analysis*; RDA) byla použita pro otestování vztahu mezi počty semenáčků všech druhů nalezených dřevin a vysvětlujícími proměnnými (typ plochy, rok). V první analýze (RDA 1) byl testován vliv typu plochy, kdy byl typ plochy (c-n-f) použit jako tři vysvětlující kategoriální proměnné a rok (2007, 2008) jako kovariáta. Ve druhé analýze (RDA 2) byl stejným způsobem zjišťován vliv typu plochy (c-n), ale s vyloučením ploch z lesa. Při testování vlivu roku (RDA 3) byl použit rok jako vysvětlující proměnná (2007, 2008) a jako kovariáty byly použity identifikátory plochy (p1-p18).

Pokryv ploch byl analyzován jen pro rok 2008. V PCA analýze byl do ordinačního diagramu (obr. 7b - PCA 4) pasivně promítnut typ plochy (c-n-f). Pro otestování vlivu typu plochy (c-n-f) byla provedena RDA analýza (RDA 4), ve které byl typ plochy použit jako vysvětlující proměnná. Stejným způsobem byl zjišťován vliv typu plochy (c-n), ale s vyloučením ploch z lesa (RDA 5).

Statistická průkaznost byla ve všech RDA analýzách testována pomocí Monte Carlo permutačního testu.

Ke statistickému zhodnocení rozdílů v celkových počtech semenáčků smrku mezi plochami byla použita ANOVA pro opakovaná pozorování (*repeated measurements*). Vzhledem k tomu, že získaná data neměla normální rozdělení, byla logaritmicky ztransformována ($\text{Log}_{10}(x+1)$). Homogenita variancí byla otestována Hartley-Cochran-Bartlettovým testem. Na základě signifikantního výsledku hlavního testu ANOVy ($p < 0.05$) byla provedena mnohonásobná porovnání pomocí Tukeyho HSD testu. Data byla hodnocena v programu STATISTICA 8.0 pro Windows.

Plocha n6 se výrazněji lišila od ostatních z důvodu blízkosti staré světliny. Vzhledem k tomu, že takováto místa se v porostu sice vyskytují, ale v ostatních srovnávaných plochách nebyla, byla váha této plochy ve všech analýzách snížena na 10 %.

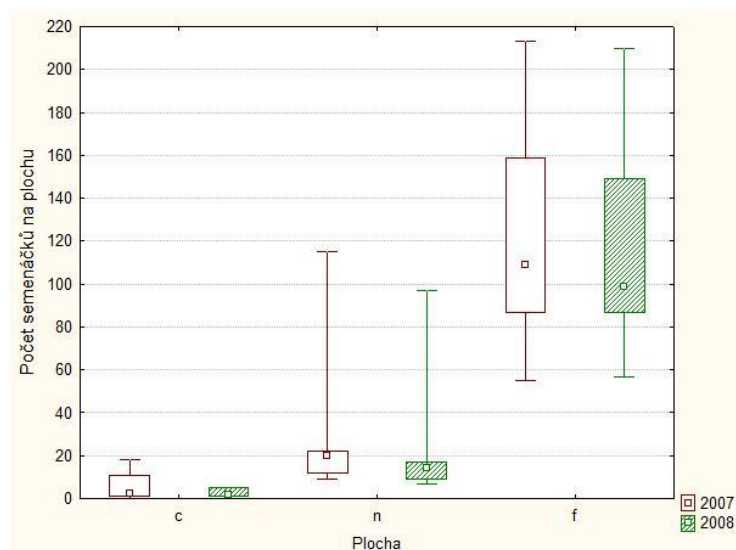
Jelikož nebylo dostatečné rozmezí naměřené nadmořské výšky a ani dostatečný počet ploch, aby nadmořská výška něco vysvětlovala, nebyla ve statistických analýzách uvažována.

4 VÝSLEDKY

4.1 Přírozená obnova dřevin

Na celé lokalitě bylo nalezeno pět druhů dřevin (smrk ztepilý - *Picea abies*, jeřáb ptačí - *Sorbus aucuparia*, bříza - *Betula sp.*, buk lesní - *Fagus sylvatica*, topol osika - *Populus tremula*). V tab. 1 jsou uvedeny průměrné počty nejvíce zastoupených druhů – smrku a jeřábu – z jednotlivých typů ploch (c - n - f) přepočtené na ha. Největší průměrný pokles ve stavu zmlazení smrku nastal ve vyklizeném polomu, kde do následující sezóny přežilo jen 40 % ze semenáčků přítomných v roce 2007. Ostatní druhy se na celé lokalitě celkem vyskytly pouze v několika kusech. V tabulce je zaznamenán i stav umělé obnovy jeřábu v přepočtu na ha.

Podle výsledků ANOVY (tab. 2) se počty jedinců smrku mezi třemi typy ploch (c-n-f) ve dvou následujících sezónách mezi sebou průkazně liší ($DF = 2/14$; $F = 28,7563$; $p \ll 0,05$) (obr. 3). Vzájemně se mezi sebou odlišují všechny typy ploch (c-n; c-f; n-f) v roce 2007 a 2008, kromě těsně neprůkazného rozdílu mezi ponechaným polomem a lesem pro rok 2007. Počty semenáčků se také mění s časem ($DF=1/14$; $F = 11,7437$; $p \ll 0,05$). Mezi roky 2007 a 2008 se průkazně liší jen asanovaný polom ($p < 0,05$), kde přežilo nejméně semenáčků přítomných ještě v roce 2007.



Obr 3: Celkový počet semenáčků smrku ztepilého (*Picea abies*) v závislosti na typu plochy (c = vyklizený polom; n = ponechaný polom; f = nezasažený les) v letech 2007 a 2008 (median; box: 25%-75%; whisker: min-max).

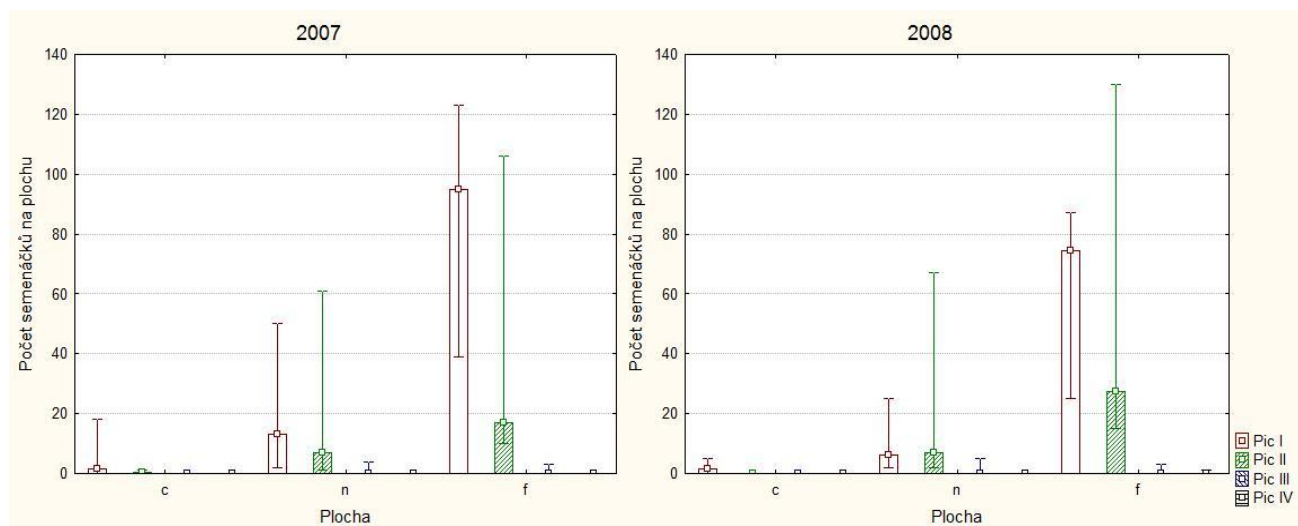
Tab. 1: Průměrný počet jedinců smrku ztepilého a jeřábu ptačího na ha

| | c | | | n | | f | |
|-------------|------|-------|----------------|------|-------|-------|-------|
| | smrk | jeřáb | jeřáb -dosadba | smrk | jeřáb | smrk | jeřáb |
| 2007 | 743 | 64 | 0 | 4223 | 361 | 15534 | 64 |
| 2008 | 297 | 42 | 382 | 3501 | 340 | 14854 | 0 |
| přežilo | 40% | 67% | - | 83% | 94% | 96% | 0% |

*V tabulce jsou zahrnuty přímé údaje z plochy n6 zjištěné v terénu.

Tab. 2: Výsledky ANOVy - počty semenáčků smrku

| Test | DF | F | p |
|---|------|-------------|-------------|
| Plocha (c-n-f) | 2/14 | 28,7563 | 0,000011 |
| Rok (c-n-f) | 1/14 | 11,7437 | 0,004088 |
| Tukey test - rozdíly mezi roky 2007 a 2008 | | | |
| Plocha c | | | 0,025644 |
| Plocha n | | | 0,416909 |
| Plocha f | | | 0,999178 |
| Tukey test - rozdíly mezi plochami | | 2007 | 2008 |
| Plocha c-n | | 0,029852 | 0,015123 |
| Plocha c-f | | 0,000199 | 0,000165 |
| Plocha n-f | | 0,055665 | 0,025361 |



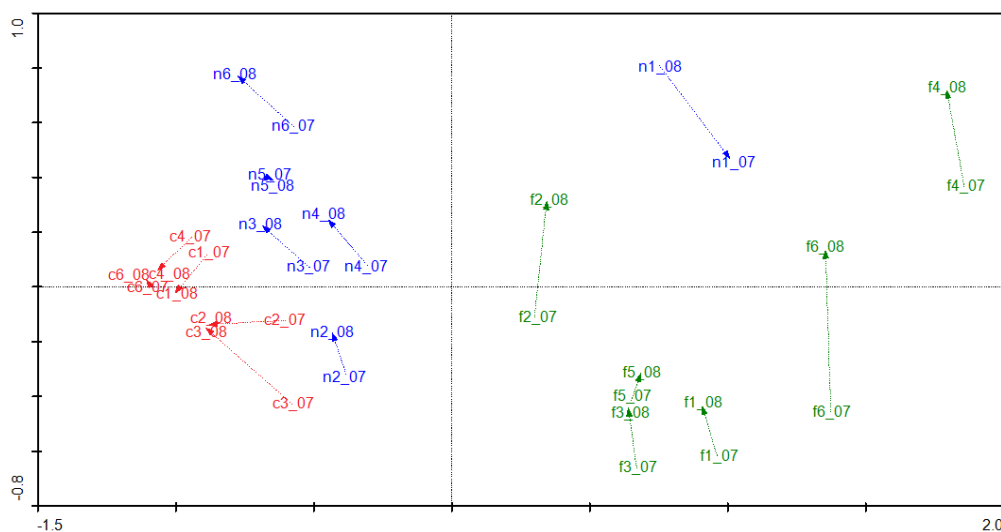
Obr 4: Stav zmlazení smrku ztepilého (*Picea abies*) v jednotlivých výškových kategoriích (Pic I) 0-10 cm; Pic II) 10-50 cm; Pic III) 50-100 cm; Pic IV) >100 cm) v závislosti na typu plochy (c=vyklizený polom; n=nevklizený polom; f=nezasažený les) v roce 2007 a 2008 (median; whisker: min-max).

Množství semenáčků smrku, rozdělených podle výškových kategorií (Pic I – Pic IV), ve třech typech ploch a dvou následných sezónách (2007, 2008) ukazuje obr. 4. Nejvíce semenáčků náleželo do kategorie I, jejich počty však v roce 2008 poklesly – částečně ve prospěch kategorie II. Jen minimální počet zmlazení převyšoval 50 cm.

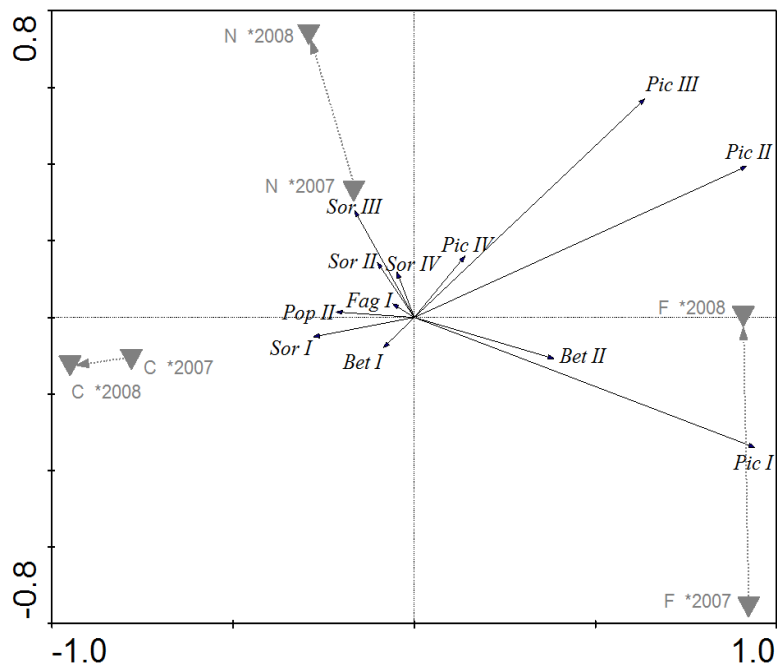
Rozmístění a posun jednotlivých ploch za dvě sezóny naznačuje ordinační diagram PCA 1 (obr. 5a), posun centroidů ploch a rozmístění kategorií semenáčků PCA 2 (obr. 5b). První osa těchto ordinačních diagramů vysvětluje 82,6 % variability v druhových datech (2. osa 13,4 %, více koreluje s rokem). Z diagramů PCA je zřejmý podobný trend změny u ponechaného polomu a lesa, zatímco u asanovaného polomu nastal odlišný vývoj. Nejvýraznější rozdíly jsou mezi plochami v polomu (c-n) na jedné straně a lesem na straně druhé, přičemž ponechaný polom se nachází v ordinačním prostoru mezi zbývajícími typy ploch, blíže polomu asanovanému. Vliv typu plochy na výškové kategorie všech zaznamenaných druhů dřevin (analýza RDA 1; tab. 3; obr. 6a) byl prokázán pomocí testu signifikance na všech kanonických osách Monte Carlo permutačního testu ($F = 33,463$; $p = 0,0020$; 499 permutací). První kanonická osa vysvětlila 65,1 % variability v druhových datech (2. osa 1,9 %). Analýzou RDA jen z ploch v polomu (bez lesa; analýza RDA 2; tab. 3; obr. 6b) se na základě testu signifikance na první kanonické ose průkazně odlišily plochy v polomu ponechaném a asanovaném ($F = 11,622$; $p = 0,0020$; 499 permutací) a první kanonická osa vysvětlila 35,0 % variability (2. osa 42,4 %). Analýzy (RDA 1 a RDA 2) ukazují, že většina kategorií semenáčků převažuje v lese, ponechaný polom se nachází mezi lesem a asanovaným polomem (obr. 6a). Ovšem zásah do polomu měl na většinu semenáčků negativní vliv, což je zřejmé ze srovnání ploch v polomu (obr. 6b). Test vlivu roku na druhová data (RDA 3; tab. 3) byl také průkazný ($F = 7,942$; $p = 0,0020$; 499 permutací). První osa vysvětlila jen 0,9 % z variability typem plochy neobjasněné.

Tab. 3: Výsledky mnohorozměrných analýz

| Analýza | Data | Vysvětlující proměnná | Kovariáta | Vysvětlená variabilita [%] | | p |
|--------------|----------|-----------------------|------------------|----------------------------|-------------|-------|
| | | | | 1. osou | všemi osami | |
| RDA 1 | zmlazení | typ plochy (c-n-f) | rok (2007, 2008) | 65,1 | 67,0 | 0,002 |
| RDA 2 | zmlazení | typ plochy (c-n) | rok (2007, 2008) | 35,0 | 35,0 | 0,002 |
| RDA 3 | zmlazení | rok (2007, 2008) | identif. plochy | 0,9 | 0,9 | 0,002 |
| RDA 4 | pokryv | typ plochy (c-n-f) | - | 55,8 | 59,7 | 0,002 |
| RDA 5 | pokryv | typ plochy (c-n) | - | 29,1 | 29,1 | 0,006 |

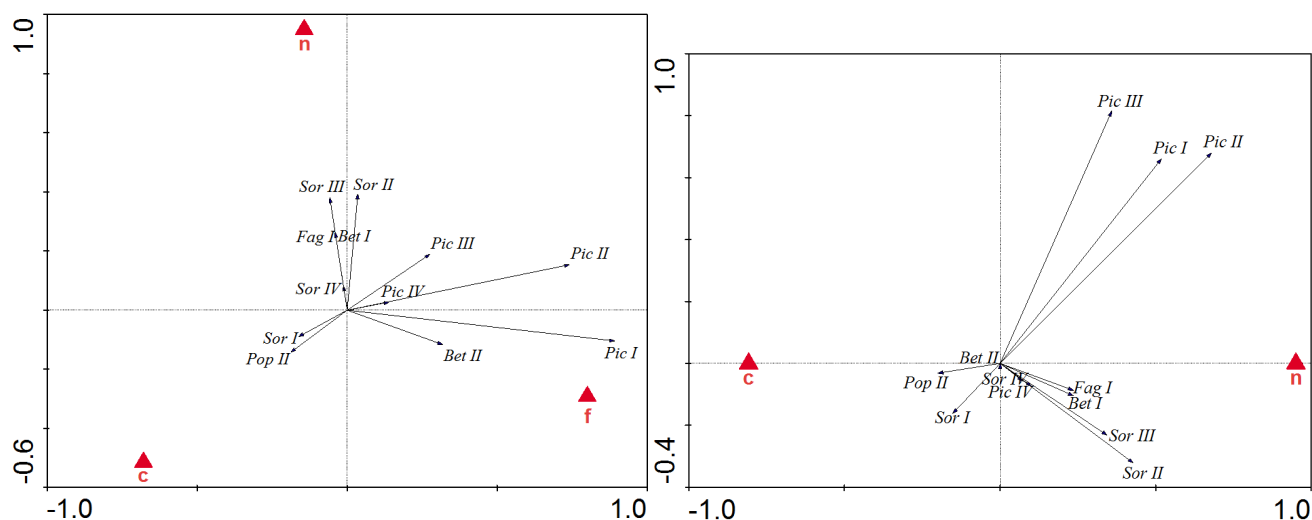


Obr.5a: Ordinační diagram PCA 1 - zobrazující všechny plochy (zeleně – f; modře – n; červeně – c) v letech 2007 a 2008; 1. osa vysvětluje 82,6 % variability, 2. osa 13,4 %.



Obr. 5b: Ordinační diagram PCA 2 zobrazuje směr posunu pasivně promítnutých centroidů tří typů ploch mezi rokem 2007 a 2008; 1. osa vysvětluje 82,6 % variability, 2. osa 13,4 %.

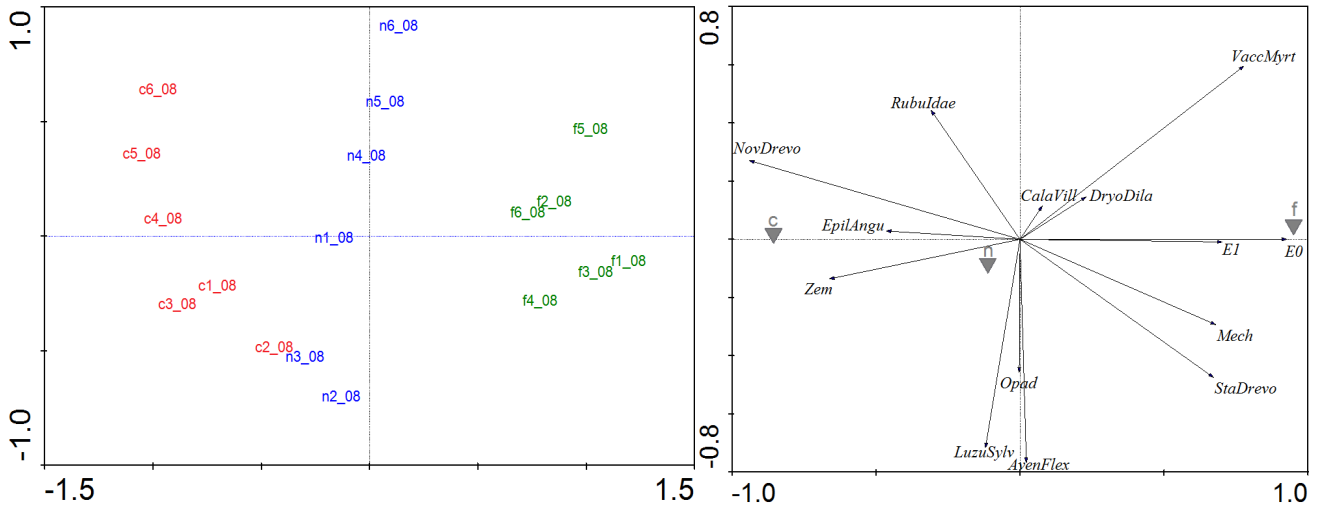
Použité zkratky: Pic – *Picea abies*; Sor – *Sorbus aucuparia*; Bet – *Betula* sp.; Pop – *Populus tremula*; Fag – *Fagus sylvatica*; označení I-IV představuje výškové kategorie.



Obr. 6a, b: Ordinační diagramy RDA 1 a RDA 2 představují příslušnost kategorií zmlazujících dřevin (a) ke všem ze sledovaných ploch (c-n-f) (1. kanonická osa vysvětluje 65,1 % variability, 2. kanonická osa 1,9 %) a (b) k plochám v polomu (c-n) (1. kanonická osa vysvětluje 35,0 % variability, 2. osa 42,4 %).

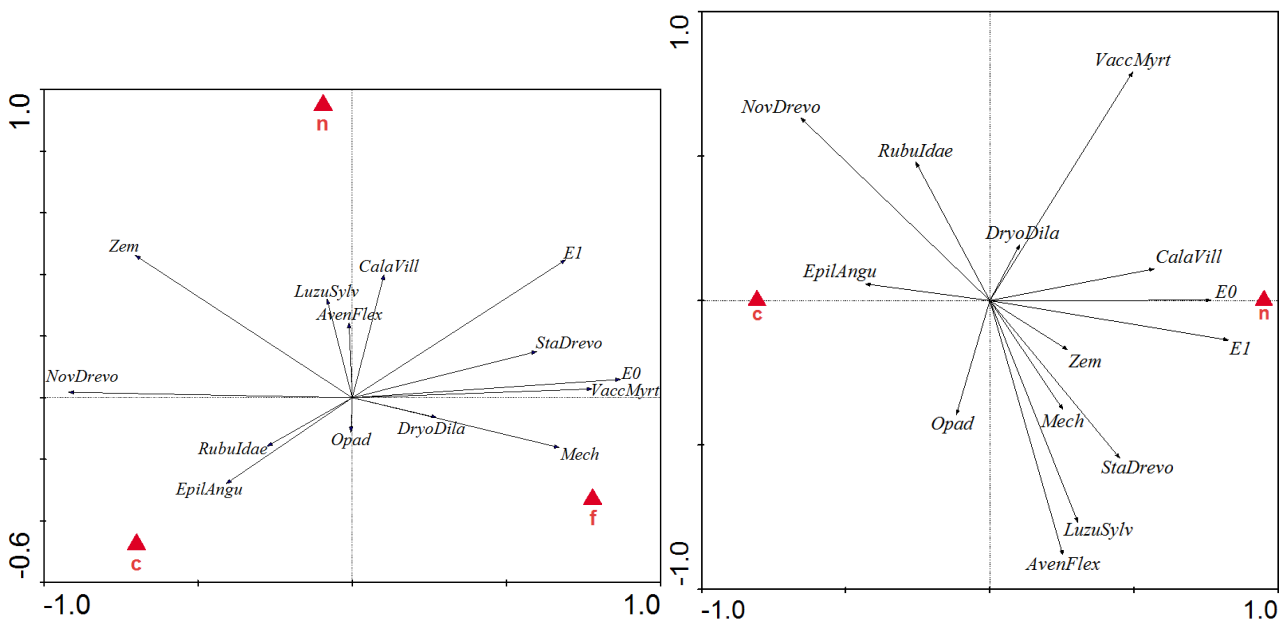
4.2 Pokryv ploch

Zobrazení jednotlivých ploch v ordinačním prostoru z PCA analýzy vegetačního pokryvu z roku 2008 ukazuje podobnou situaci jako u zmlazení (PCA 3; obr. 7a). Plochy z lesa jsou si nejbližší, plochy z polomu na základě rozložení v ordinačním prostoru prokazují větší variabilitu. Plochy z ponechaného polomu se opět nacházejí mezi lesem a asanovaným poloměm. Z ordinačního diagramu PCA analýzy (PCA 4; obr. 7b) je patrné, že nejvíce variability (1. osa 58,7%, 2. osa 15,2 %) v druhových datech vysvětluje opět vliv disturbance, který koreluje s první osou. V přímé analýze (RDA 4; tab. 3; obr. 8a) byl prokázán signifikantní vliv typu plochy (c-n-f) na pokryvnost ploch ($p = 0,0020$; 499 permutací), který vysvětlil 55,8 % variability. Vliv zásahu do polomu byl signifikantní také (RDA 5 – pouze pro data z polomu; tab. 3; obr. 8b; $p = 0,0060$; 499 permutací) a vysvětlil 29,1 % variability druhových dat (obr. 8b).



Obr. 7a, b: Ordinační diagram PCA 3 (a) znázorňuje 18 snímků ze tří typů ploch (zeleně – f; modře – n; červeně – c) v roce 2008 a PCA 4 (b) co pokrývalo povrch ploch ve vztahu k pasivně promítnutým centroidům pro jednotlivé typy ploch (c-n-f) (1. osa obou diagramů vysvětluje 58,7 %; 2. osa 15,2 %).

Použité zkratky: VaccMyrt – *Vaccinium myrtillus*; CalaVill – *Calamagrostis villosa*; AvenFlex – *Avena flexuosa*; LuzuSylv – *Luzula sylvatica*; DryoDila – *Dryopteris dilatata*; EpilAngu – *Epilobium angustifolium*; Rubuldae – *Rubus idaeus*; NovDrevo – „nové dřevo“ (včetně dřevní štěpky); StaDrevo – „staré dřevo“; Zem – narušený půdní povrch; Opad – jehličí apod.; Mech – mech jako mikrostanoviště; E0 – mechové patro; E1 – bylinné patro.



Obr. 8a, b: Ordinační diagramy RDA 4 a RDA 5 zobrazují pokryv (a) všech sledovaných typů ploch (c-n-f) (1. kanonická osa vysvětluje 55,8 % variability, 2. kanonická osa 3,9 %) a (b) ploch v polomu (c-n) (1. kanonická osa vysvětluje 29,1 % variability, 2. osa 32,7 %).

5 DISKUZE

5.1 Přírozená obnova dřevin

Výsledky ukázaly, že ve srovnání s asanovaným polomem, mělo ponechání polomu samovolnému vývoji signifikantně pozitivní vliv na přirozenou obnovu nejvíce zastoupené zmlazující dřeviny – smrku (*Picea abies*). Více přirozeně zmlazujících jeřábů se nacházelo také v nevyklizeném polomu ve srovnání s asanovaným a do následující sezóny zde i většina přežila. V případě jeřábu (*Sorbus aucuparia*) však celkové počty statisticky hodnoceny nebyly, protože vlastních jedinců bylo relativně málo. Odlišnosti v množstevním zastoupení smrku a jeřábu mezi ponechaným a asanovaným polomem naznačují, že samovolným vývojem dojde k rychlejší obnově horské smrčiny. K podobným výsledkům dospěla také např. JONÁŠOVÁ (2006) na Šumavě v lesích zasažených žírem lýkožroutů a WIEZIK (2008) v Západních Tatrách.

Vlastní počet zmlazujících jedinců smrku je pro regeneraci lesa dostačující v obou typech ploch v polomu (v asanovaném 297 na ha; v ponechaném 3501 na ha). Jak udávají MAYER & OTT (1991), pro udržení struktury smrkového porostu je nutné alespoň 200 jedinců na ha. Dostatečný potenciál přirozené obnovy zjistili v šumavských smrčinách už např. PODRÁZSKÝ ET AL. (1999), JONÁŠOVÁ & PRACH (2004). Na Černé hoře však většina semenáčků spadá do nejnižší výškové kategorie a šlo o přirozené zmlazení rostoucí pod stromovým zápojem už v době disturbance, což je ve shodě i s výzkumem WIEZIKA (2008) z horských smrčin v Západních Tatrách nebo NAGELA ET AL. (2006) z jedlo-bukového lesa ve Slovinsku. Ovšem lze očekávat další pokles počtů semenáčků vlivem podmínek stanoviště a vnitrodruhové a mezidruhové konkurence.

Ačkoli nastal celkový pokles ve zmlazení smrku mezi roky 2007 a 2008, ze zastoupení výškových kategorií je patrné, že značné množství semenáčků překročilo během té doby v lese a ponechaném polomu výšku 10 cm. Prakticky nedošlo k vyklíčení nových semenáčků smrku, zřejmě protože ani jeden z roků následujících polomu nebyl semenný. Navíc druhou sezónu po vyvrácení porostu bylo pozorováno ještě větší vyschnutí kořenových talířů. Odpadávala z nich půda a organický materiál, což v důsledku způsobilo zasypání některých jedinců, zmlazujících se v jejich blízkosti, jak zaznamenala už ULANOVA (2000), ale i z několika jedinců, kteří se vyvrácením stromů ocitli nahoře na kořenovém talíři, přežila jen část.

V ponechaném polomu se ukázalo, že větrná disturbance měla hlavní vliv na obnovu hned v první sezóně po narušení, s doznívajícím vlivem v sezóně následující, kdy došlo k uschnutí

vyvrácených smrků a opadávání jejich jehličí. Přestože v roce 2008 stále tvořily většinu zmlazení mladší semenáčky, na většině míst s nenarušeným povrchem se zmlazení vyvíjelo podobně, jako tomu bylo v disturbanci nezasaženém lese. Vyvrácené stromy se ukázaly hrát stejně důležitou roli, jako v živém porostu, i po odumření. Poskytují částečný stín, čímž zabraňují nadměrnému vysychání stanoviště, přitom však na většině míst umožňují větší přísun světla a tepla, než jaký je v zapojeném porostu (PETERSON ET AL. 1990; ULANOVA 2000). Chrání tedy přirozenou obnovu před extrémními klimatickými vlivy, stejně tak jako před okusem zvěře (KIENER 1997). Semenáčky tak mají příhodnější mikroklimatické podmínky pro vlastní růst. V žádném případě neměly ponechané kmeny negativní vliv na regeneraci smrku, jak poznamenal SCHÖNENBERGER (2002) ve švýcarských Alpách, což se potvrdilo i v dalších výzkumech v Bavorském lese (např. FISCHER 1992), či v Estonsku (ILISSON ET AL. 2007).

Ačkoli byla dřevní hmota při asanaci částečně ponechána, stín vytváří jen výjimečně, protože odkorněné kmeny leží přímo na zemi, zatímco větve a vrcholky korun byly zeštěpkovány. Semenáčky smrku (i jeřábu) tak byly v těchto plochách přítomné jen řídce. Asanace měla na přirozené zmlazení negativní dopad, jež se projevil už v roce 2007 nízkými počty semenáčků, a v následující sezóně došlo ještě k výraznějšímu snížení stavů. Bylo to zapříčiněno mechanickým narušením v průběhu asanace polomu či zasypáním přeživších semenáčků dřevní štěpkou a následnými nepříznivými podmínkami na stanovišti (KIENER 1997; FISCHER ET AL. 2002; JONÁŠOVÁ & MATĚJKOVÁ 2007; SVOBODA 2007¹; LINDENMAYER ET AL. 2008; WIEZIK 2008). Odstraňování stromů a poškození podrostu tak zvětšuje rozdíl mezi lesem disturbancí zasaženým a nezasaženým (LINDENMAYER ET AL. 2008).

Ostatní druhy dřevin se na celé lokalitě nacházely jen výjimečně. V případě buku lesního (*Fagus sylvatica*) byl nalezen jen jeden jedinec v ponechaném polomu v roce 2007 a domnívám se, že byl zasypán materiálem z vyvrácených kořenů. Z pionýrských druhů se po disturbanci v polomových plochách dvě sezóny po vzniku polomu objevily zatím jen velmi vzácně bříza (*Betula sp.*) v ponechaném polomu a topol osika (*Populus tremula*) v polomu asanovaném, přičemž starší jedinec břízy byl nalezen na prosvětlenější ploše v lese. Na Šumavě se podle výzkumů JONÁŠOVÉ & PRACHA (2004) uchytila většina pionýrských druhů rok po vytěžení, kdy byl povrch narušený a nepokrytý vegetací. FISCHER (1992) zaznamenal v Bavorském lese pět let po větrné disturbanci vyšší počet pionýrských druhů dřevin ve srovnání s okolním lesem v ponechaném i vyklizeném polomu, ve vyklizeném s vyšším počtem a zejména pokryvností typicky polomových druhů, podobně jako ILISSON ET AL. (2007) po čtyřech až pěti letech od vzniku polomu v Estonsku. Spíše uvolnění přirozeného

zmlazení, než rychlou změnu k porostu s více světlomilnými dřevinami pozorovali po odstranění stromového patra bez následného vyklizení také JEHL (2001) v Bavorském lese a NAGEL ET AL. (2006) ve Slovinsku. Menší množství pionýrských listnatých stromů oproti předpokladům v asanovaných plochách po kůrovci připisovaly JONÁŠOVÁ & MATĚJKOVÁ (2007) nedostatku narušeného půdního povrchu pro jejich uchycení, avšak v polomu s místně narušeným povrchem by mohla být důvodem chudá semenná banka těchto druhů (PETERSON ET AL. 1990). V tom případě závisí doba k osídlení nových stanovišť na rychlosti pohybu druhů – např. efektivitě šíření semen – a vzdálenosti, odkud se druhy šíří (FRELICH 2002).

5.2 Pokryv ploch

Vliv větrné a antropogenní disturbance byl prokázán i vzhledem k jejich vegetačnímu pokryvu. Signifikantní rozdíly za sebou zanechala i asanace polomu, která zásadně změnila původně heterogenní prostředí polomu na mnohem homogennější, což je považováno za jeden z jejich negativních dopadů (např. SVOBODA 2007¹). Její vliv se odrazil také na celkové pokryvnosti bylinného a mechového patra, které byly v druhé sezóně po disturbancích v asanovaném polomu nejnižší. Toto zjištění se shoduje i se studií JONÁŠOVÉ & PRACHA (2008), kteří během následného vývoje vysledovali největší změnu pokryvnosti vegetace na holině. Bylinný podrost přitom hraje významnou roli v modifikaci podmínek stanoviště a v souvislosti se zmlazením dřevin může významně ovlivnit schopnost přežití mladých jedinců (WIEZIK 2008).

Druhý rok po disturbanci vzrostla v polomu ve srovnání s lesem pokryvnost travin (*Calamagrostis villosa* a *Avenella flexuosa*, což jsou druhy pro horské smrčiny typické, na holinách však rychle expandující (JONÁŠOVÁ & PRACH 2008). Nově se v polomových plochách objevily světlomilné ranně sukcesní druhy – *Epilobium angustifolium* a *Rubus idaeus*, které se uchytily zejména na narušené půdě, a převažovaly zejména v polomu asanovaném. Vyplývá to také ze studií vývoje polomů FISCHERA (1992) a JEHLA (2001) v Bavorském lese a ULANOVÉ v centrálním Rusku (2007). Podobný nárůst počtu druhů zjistili rok po disturbanci na malém měřítku i MAYER ET AL. (2004). Narušením půdního povrchu byla semena v půdní bance exponována na světlo a tak stimulována ke klíčení (FISCHER ET AL. 2002). V případě maliníku to bylo potvrzeno i výzkumy MAYER ET AL. (2004), kteří na vyklizených plochách zároveň pozorovali i relativně rychlý vegetativní růst při vysokých intenzitách světla, což vysvětluje hojnost tohoto druhu po vyklizení porostu.

Naopak ponechaný polom představoval mozaiku, kde zůstala většina povrchu vývraty nezasažena a pokryta původní lesní vegetací s případným zvýšením pokrývnosti určitých druhů, např. *Calamagrostis villosa* (FISCHER 1992). Proto se zde vyskytovala, v lese jinak hojná, borůvka (*Vaccinium myrtillus*), která byla jinak asanací téměř úplně redukována.

Zásadní měrou se podepsalo vyklízení polomu zejména na mechorosty, jejichž pokrývnost v důsledku toho poklesla ještě výrazněji než v důsledku mikroklimatických podmínek vytvořených vyvrácením porostu. Citlivost mechorostů potvrdili JONÁŠOVÁ & PRACH (2008), kteří na holinách zjistili také změnu jejich druhové skladby směrem k pionýrským druhům. V druhém roce po vyvrácení porostu zatím nedošlo k výraznému zarůstání míst s holým půdním povrchem, včetně vyvrácených kořenových talířů, polomovými druhy, jak popsal pět let po vyvrácení porostu FISCHER (1992). Nejpomalejší osidlování středních částí jam po vyvráceném kořenovém systému a nahoře na něm zaznamenal také PETERSON ET AL. (1990). Nestabilní substrát pravděpodobně brzdí kolonizaci ranně sukcesními druhy a ponechává mikrostanoviště déle otevřené, úspěšné uchycování se předpokládá až po zhroucení kořenového talíře a vytvoření stabilního povrchu (PETERSON ET AL. 1990; ILISSON ET AL. 2007).

Variabilitu, již se nepodařilo mnohorozměrnými analýzami vysvětlit, mohla způsobit například poměrně velká heterogenita polomu a mikrostanovišť, jež jsou jeho součástí, ale i počáteční heterogenita původního porostu (FISCHER 1992; HEURICH 2001, OHEIMB ET AL. 2007).

5.3 Předpoklady dalšího vývoje

Po několika dalších letech bude dřevní hmota již ve vyšším stupni rozkladu a poskytne vhodné mikrostanoviště pro uchycování semenáčků smrku, což se dá podle WOLGEMUTH ET AL. (2002) očekávat přibližně po sedmi letech od vzniku polomu. Ovšem závisí to také na velikosti a pozici kmenů – např. zda leží přímo na povrchu (ULANOVA 2000). Tato doba se pravděpodobně prodlouží i u odkorněných kmenů, jež mají vyšší tendenci vysychat, a rozklad proto probíhá pomaleji (ZIELONKA & PIATEK 2004).

Na základě stavu po druhé sezóně a výzkumů, které sledovaly vývoj po polomu a následném vyklízení porostu po delší dobu (FISCHER 1992, FISCHER ET AL. 2002; WIEZIK 2008) je možné v místech s narušeným povrchem předpokládat další expanzi travin (*Calamagrostis villosa*, *Avenella flexuosa*), polomových druhů (*Rubus idaeus* a *Epilobium angustifolium*) a kapradin. Ve vyklízeném polomu v prvních pěti letech po jeho vzniku dominoval v Bavorském lese

vyklizeným oblastem maliník (*Rubus idaeus*) a další holinové druhy, během patnácti let však proběhla sukcesní změna na společenstvo březového lesa, jež dominovalo po několik dalších desetiletí (FISCHER ET AL. 2002).

V místech, kde došlo v asanovaném polomu k většímu obnažení půdy vlivem vlastní asanace, byla následně většina povrchu překryta vrstvou dřevní štěpky z části větví a vrcholových partií smrků, takže se sukcese možná bude ubírat lehce jiným směrem, než jak ve své studii zjistil FISCHER (1992). Ve vyrůstajícím stromovém patru na Černé hoře budou s ohledem na dosažení nejspíše převažovat jeřáby (*Sorbus aucuparia*), pravděpodobně spolu s pionýrskými dřevinami, které by se ještě mohly uchytit v následujících letech, než se vytvoří hustý pokryv přízemní vegetace (JONÁŠOVÁ & PRACH 2004; SVOBODA 2007).

V ponechaném polomu budou polomové a pionýrské druhy vázány nejspíše na narušený půdní povrch vytvořený vývratem, jak se ukazuje už po druhé sezóně. Předpokládám zde vývoj stromového patra s dominujícím smrkem a přimíšeným jeřábem, jak potvrdily i výzkumy FISCHERA ET AL. (2002). Přirozená obnova oblastí ponechaných samovolnému vývoji je však dlouhodobý proces (SCHÖNENBERGER 2002) a vývoj k uzavřenému korunovému patru bude nejspíše trvat více než několik desítek let (FISCHER 1992). Jakmile se zmlazení dostane nad úroveň padlých kmenů, je možné očekávat jejich rychlejší růst (ILISSON ET AL. 2007).

5.4 Doporučení pro management daného území

Ze současného ekologického poznání vyplývá spontánní vývoj lesních ekosystémů jako nejvhodnější přístup při obnově přirozeného lesa, protože nedávné studie ze střední Evropy dokazují, že polopřirozené smrkové lesy se po velkoplošných disturbancích, jako je přemnožení lýkožrouta nebo vichřice, samovolně obnovují dobře, a že uchycování a přežívání semenáčků v ponechaných porostech bez asanace bylo ve většině případů lepší než v porostech asanovaných (HEURICH 2001, FISCHER ET AL. 2002, JONÁŠOVÁ & PRACH 2004, KUPFERSCHMID ET AL. 2006, HOFMEISTER & SVOBODA 2007; JONÁŠOVÁ & MATĚJKOVÁ 2007; MÜLLER ET AL. 2008; WIEZIK 2008 a další). Výsledkem přirozených disturbancí jsou totiž obě základní podmínky pro obnovu smrku - otevření korunového zápoje a dostatek odumřelého dřeva (JONÁŠOVÁ 2006).

Sledovaná lokalita (JV svah Černé hory) navazuje na I. zónu Pramen Vltavy, zatímco sama je řazena do zóny II. Podle lokálního managementového plánu z roku 2007 byla část JV svahu ponechána samovolnému vývoji, část asanována, a bylo tak rozhodnuto i pro porosty dosud disturbancí dosud nezasazené.

Na asanované ploše bylo stanoveno ponechání části dřevní hmoty na místě. Jak mnoho výzkumů potvrdilo, ponechání odumřelé dřevní hmoty po disturbanci na místě je velkým přínosem pro celý ekosystém (např. KIENER 1997). Ovšem provedení asanace spočívalo v odvozu části dřevní hmoty, odkornění těchto kmenů a zeštěpkování větví a vrcholků stromů. Poslední dvě zmíněné se ukazují jako nepříliš šťastná řešení. Odstraněním kůry se zamezí množení kůrovce, negativem však je rychlejší vyschnutí kmenů (JONÁŠOVÁ & MATĚJKOVÁ 2007), což v důsledku oddaluje rozklad dřeva a také funkci vhodného mikrostanoviště pro smrkové zmlazení, které se může uchycovat jednak na kůře, převážně však na kládách o vyšším stupni rozkladu (JANDA ET AL. 2007). Přesto je však tento způsob bezesporu vhodnější než úplné odvezení všech klád (JONÁŠOVÁ & MATĚJKOVÁ 2007).

Druhou otázkou je, zda mělo na daném místě vůbec smysl tento zásah provádět. Domnívám se, že – z hlediska zamezení rozšíření lýkožroutů namnožených na ponechaných vyvrácených stromech – smysl asanovat část polomu na Černé hoře mezi bezzásahovou částí polomu v II. zóně a z druhé strany bezzásahovou I. zónou nemělo. Nešlo o ochrannou zónu, lýkožrouti se z polomu se stejně rozšířili i do stojícího, v roce 2007 ještě zeleného, porostu.

Z hlediska přirozeného zmlazení lze na základě zjištěných výsledků konstatovat, že se potvrdila hypotéza, že asanace polomu (byť s částečným ponecháním dřevní hmoty) má negativní vliv na stav přirozené obnovy. Ponechání polomu je pro další vývoj přirozeného zmlazení, jakož i celého lesního ekosystému, příhodnější díky mikroklimatickým podmínkám, alespoň z části podobným stojícímu lesu. Padlé kmeny po čase stanou vhodným substrátem pro další regeneraci lesa a dlouhodobým zdrojem živin pro ekosystém, ale už nyní slouží jako bariéra pro vysokou zvěř (např. KIENER 1997) a poskytují tak lepší podmínky pro odrůstání dřevin.

Byl zjištěn dostatečný potenciál přirozeného zmlazení. Přirozená obnova původních i dobře se vyvíjejících alochtonních populací a ponechání dřevní hmoty v porostu je doporučováno pro zpevňování porostů přirozených smrčín vůči biotickým i abiotickým činitelům (MÍCHAL & PETŘÍČEK 1999). Přirozená obnova se navíc zdá být i účinnou metodou transformace monokultur (JONÁŠOVÁ 2006). Ačkoli za nevýhodu využití sukcese či přirozené obnovy, může být považována delší doba pro dosažení cílového stavu, v chráněných územích může být tato nevýhoda vyvážena nulovými udržovacími náklady (MÍCHAL & PETŘÍČEK 1999). Navíc je-li předmětem ochrany spontánní vývoj lesa, pak i tento argument ztrácí význam.

S ohledem na nadmořskou výšku a polohu Černé hory nedaleko hranice se SNR a bezzásahovou jádrovou zónou NP Bavorský les a získané výsledky o stavu přirozené obnovy, považují ponechání polomu (a lesa obecně) v této lokalitě samovolnému vývoji za

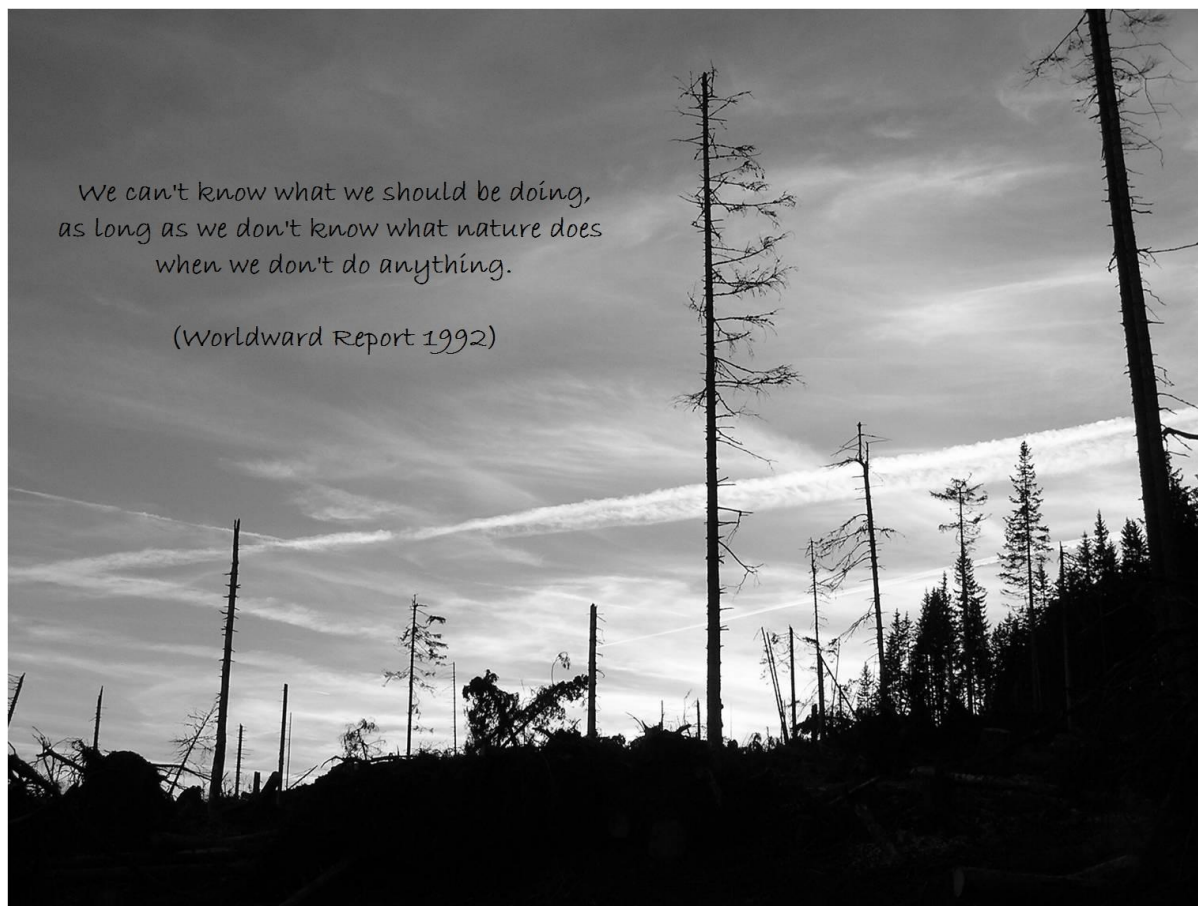
krok správným směrem. Možná i vzhledem k očekávanému nárůstu napadení smrků lýkožrouty v budoucnosti (JÖNSSON ET AL. 2007) by bylo lepší ponechat jádrovou oblast Šumavy samovolnému vývoji, protože neustálým zasahováním bychom se k ní nemuseli dopracovat.

V podobné, či snad ještě horší situaci – v oblasti tzv. kalamitní svážnice – doporučil SVOBODA (2007¹) zastavit neustálé vytváření holin a homogenizaci stanoviště a ponechat ekosystém působení přírodních procesů, které v důsledku vedou k vytvoření mnohem přirozenějšího stavu než lidské zásahy.

Nicméně vytvořené podmínky mi umožnily uskutečnit tuto práci a je možné, že příležitost pro porovnání mohla být snad i záměrem. Domnívám se, že by bylo ideální vývoj lokality dále dlouhodobě monitorovat (interval přibližně 5 let). Časem získané výsledky by měly pomoci v přípravě managementových plánů pro případná rozhodování o budoucnosti v podobných oblastech Šumavy. Avšak je jasné, že riziko poškození lesů je specifické pro dané místo a hodnocení musí být prováděno na škále porostu (GARDINER & QUINE 2000).

6 ZÁVĚR

Předpoklady, že obnova větrem vyvrácených oblastí může být výrazně ovlivněna kumulativním vlivem přírodní a antropogenní disturbance, a že následkem vyšší intenzity budou pravděpodobně větší změny v druhové skladbě, ve struktuře porostu a v ekosystémových procesech a funkcích, takže postdisturbační těžba zvyšuje dopad disturbance, se potvrdily i na Černé hoře. Přes úbytek přirozeného zmlazení vlivem větrné disturbance a následnými změnami je pro samovolnou obnovu porostu dostatečný potenciál (přes 3800 jedinců na ha). Toto pozorování přineslo informace o stavu polomu první dvě sezóny následující větrné disturbancí a může být počátkem dlouhodobějšího sledování vývoje lesního ekosystému.



We can't know what we should be doing,
as long as we don't know what nature does
when we don't do anything.

(Worldward Report 1992)

Polom na Černé hoře (text převzat z Kiener 1997).

7 LITERATURA

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

Beneš J. (1995): Les a bezlesí. Vývoj synantropizace české části Šumavy. Zlatá stezka. Sborník Prachatického muzea, ročník 2: 11-31.

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

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

Česká geologická služba. Mapový server.

<http://www.geology.cz/extranet/geodata/mapsver> (cit. 9.11.2008)

Dobrovolný P. & Brázdil R. (2003): Documentary evidence on strong winds related to convective storms in the Czech Republic since AD 1500. *Atmospheric Research*, 67-68: 95-116.

Fischer A. (1992): Long term vegetation development in Bavarian Mountain Forest ecosystems following natural destruction. *Vegetatio* 103: 93-104.

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

Frelich L. E. (2002): *Forest Dynamics and Disturbance Regimes. Studies from Temperate Evergreen-Deciduous Forests.* Cambridge University Press. New York. 266 pp.

Gardiner B. A. & Quine C. P. (2000): Management of forests to reduce the risk of abiotic damage – a review with particular reference to the effects of strong winds. *Forest Ecology and Management* 135: 261-277.

Google Earth. <http://earth.google.com/> (cit. 9.1.2009)

Heurich M. (2001): Waldentwicklung im montanen Fichtenwald nach großflächigem Buchdruckerbefall im Nationalpark Bayerischer Wald. In: *Waldentwicklung im Bergwald nach Windwurf und Borkenkäferbefall.* Nationalpark Bayerischer Wald, Wissenschaftliche Reihe 14: 99-177.

Heurich M., Reinelt A. & Fahse L. (2001): Die Buchdrucker Massenvermehrung im Nationalpark Bayerischer Wald. In: *Waldentwicklung im Bergwald nach Windwurf und Borkenkäferbefall.* Nationalpark Bayerischer Wald, Wissenschaftliche Reihe 14: 10-48.

Hofgaard A. (1993): Structure and regeneration patterns in a virgin *Picea abies* forest in northern Sweden. *Journal of Vegetation Science* 4: 601-608.

Hofmeister J. & Svoboda M. (2007): Samovolný vývoj horských lesů. Odpovědný přístup k ochraně přírody nebo nezodpovědný experiment? *Lesnická práce* 5: 13-15.

Ilisson T., Köster K., Vodde F. & Jögiste K. (2007): Regeneration development 4-5 years after a storm in Norway spruce dominated forests, Estonia. *Forest Ecology and Management* 250: 17-24.

Janda P., Bače R. & Svoboda M. (2007): Význam mikrostanovišť pro obnovu v horském smrkovém lese na Trojmezí. In: Dvořák L., Šustr P. & Braun V., eds. (2008): *Aktuality šumavského výzkumu III*: 99-102.

Jehl H. (2001): Die Waldentwicklung nach Windwurf in den Hochlagen des Nationalparks Bayerischer Wald. In: *Waldentwicklung im Bergwald nach Windwurf und Borkenkäferbefall. Nationalpark Bayerischer Wald, Wissenschaftliche Reihe* 14: 49-99.

Jonášová M. (2006): Natural Regeneration and Vegetation Changes in Disturbed Norway Spruce Forests. University of South Bohemia, Faculty of Biological Sciences, České Budějovice, Czech Republic. Botanical PhD. Thesis 3: 1-128.

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

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

Jonášová M. & Prach K. (2008): The influence of bark beetles outbreak vs. salvage logging on ground layer vegetation in Central European mountain spruce forests. *Biological Conservation* 141: 1525-1535.

Jönsson A. M., Harding S., Barring L., Ravn H. P. (2007): Impact of climate change on the population dynamics of *Ips typographus* in southern Sweden. *Agricultural and Forest Meteorology* 146: 70-81.

Kiener H. (1997): Windfall and insects providing the impetus and momentum for natural succession in mountain forest ecosystems. International congress. Strasbourg. 20 pp. (nepublikované).

Křenová Z. & Vojtěch O. (2007): Co natropil Kyrill. *Šumava* 12: 11-13.

Kubát K., Hrouda L., Chrtěk J. jun., Kaplan Z., Kirschner J. & Štěpánek J., eds. (2002): *Klíč ke květeně České republiky*. Academia. Praha.

Kučera S. (1995): Geobotanické posouzení centrální části Národního parku Šumava pro účely zonace a management. *Šumavské studie*. Botanický ústav AVČR Třeboň. 112 pp.

Kulakowski D. & Veblen T. T. (2003): Subalpine forest development following a blowdown in the Mount Zirkel Wilderness, Colorado. *Journal of Vegetation Science* 14: 653-660.

- Kupferschmid A. D., Brang P., Schönenberger W. & Bugmann H.** (2006): Predicting tree regeneration in *Picea abies* snag stands. *European Journal of Forest Research* 125: 163-179.
- Kupferschmid A.D., Bugmann H.** (2005): Effect of microsites, logs and unilate browsing on *Picea abies* regeneration in a mountain forest. *Forest ecology and Management* 205: 251-265.
- Kuuluvainen T.**¹ (2002): Introduction. *Disturbance Dynamics in Boreal Forests: Defining the Ecological Basis of Restoration and Management of Biodiversity*. *Silva Fennica* 36 (1): 5-11.
- Kuuluvainen T.**² (2002): Natural Variability of Forests as a Reference for Restoring and Managing Biological Diversity in Boreal Fennoscandia. *Silva Fennica* 36 (1): 97-125.
- Lindenmayer D. B., Burton P. J. & Franklin J. F.** (2008): *Salvage logging and its ecological consequences*. Island press. Washington. 227 pp.
- Lindenmayer D. B. & Noss R. F.** (2008): Salvage Logging, Ecosystem Processes, and Biodiversity Conservation. *Conservation Biology* 20, No. 4, 949-958.
- Ložek V.** (2001): Geologie. Geomorfologie. In: Neuhäuslová Z., ed. (2001): *Silva Gabreta. Supplementum 1*: 18-21.
- Mayer H. & Ott E.** (1991): *Gebirgswaldbau – Schutzwaldpflege*. 2. Auflage, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York.
- Mayer P., Abs C. & Fischer A.** (2004): Colonisation by vascular plants after soil disturbance in the Bavarian Forest – key factors and relevance for forest dynamics. *Forest Ecology and Management* 188: 279-289.
- Míchal I. & Petříček V., eds.** (1999): *Péče o chráněná území II. Lesní společenstva. Agentura ochrany přírody a krajiny v ČR*. Praha. 714 pp.
- Müller J., Bußler H., Goßner M., Rettelbach T. & Duelli P.** (2008): The European spruce bark beetle *Ips typographus* in a national park: from pest to keystone species. *Biodiversity and Conservation*. doi: 10.1007/s10531-008-9409-1.
- Nagel T. A., Svoboda M. & Diaci J.** (2006): Regeneration patterns after intermediate wind disturbance in an old-growth *Fagus-Abies* forest in southeastern Slovenia. *Forest Ecology and Management* 226: 268-278.
- Neuhäuslová¹ Z.** (2001): Diverzita a dynamika vegetace NP Šumava. In: Mánek J. (2001): *Aktuality šumavského výzkumu. Sborník z konference*. 48-50.
- Neuhäuslová² Z., ed.** (2001): *Silva Gabreta. Supplementum 1*. 189 pp.
- Oheimb G. von, Friedel A., Bertsch A. & Härdtle W.** (2007): The effects of windthrow on plant species richness in a Central European beech forest. *Plant Ecology* 191: 47-65.
- Peterson C. J., Carson W. P., McCarthy B. C. & Pickett S. T. A.** (1990): Microsite variation and soil dynamics within newly created treefall pits and mounds. *Oikos* 58: 39-46.

Peterson C. J. & Pickett S. T. A. (1995): Forest reorganization: A case study in an old-growth forest catastrophic blowdown. *Ecology* 76 (3): 763-774.

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.

Quitt E. (1971): Klimatické oblasti Československa. Geografický ústav ČSAV, Brno.

Sandev M. CHMÚ. Příčiny, meteorologické charakteristiky a předpovědi tlakových níží Kyryll & Emma. http://www.chmi.cz/katastrofy/sandev_ke.pdf (cit. 20.12.2008)

Schaetzl R. J., Burns S. F., Johnson D. L. & Small T. W. (1989): Tree uprooting: review of impact on forest ecology. *Vegetatio* 79: 165-176.

Schelhaas M. J., Nabuurs G. J. & Schuck A. (2003): Natural disturbances in the European forests in the 19th and 20th centuries. *Global Change Biology* 9: 1620-1633.

Schönenberger W. (2002): Post windthrow stand regeneration in Swiss mountain forests: the first ten years after the 1990 storm Vivian. *Forest Snow and Landscape Research*. 77: 61-80.

Sessions J., Bettinger P., Buckman R., Newton M. & Hamann J. (2004): Hastening the return of complex forests following fire: The consequence of delay. *Journal of Forestry* 102 (3): 38-45.

Sofron J., Neuhäuslová Z. & Wild J. (2001): Podnebí. In: Neuhäuslová Z., ed. (2001): *Silva Gabreta*. Supplementum 1: 22-24.

Sofron J. (2001): Nástin fyto geografie Šumavy se zaměřením na národní park. In: Neuhäuslová Z., ed. (2001): *Silva Gabreta*. Supplementum 1: 26.

Správa Šumavského národního parku. Oficiální stránky Správy Národního parku a chráněné krajinné oblasti Šumava. <http://www.npsumava.cz/> (cit. 10.11.2008)

Správa Šumavského národního parku (2007): Lokální management plán. Vimperk.

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

Svoboda M.¹ (2007): Efekt disturbance a hospodářských zásahů na stav lesního ekosystému – případová studie z oblasti tzv. Kalamitní svážnice na Trojmezna. In: Dvořák L., Šustr P. & Braun V., eds. (2008): *Aktuality šumavského výzkumu III*: 109-114.

Svoboda M.² (2007): Tlející dřevo – jeho význam a funkce v horském smrkovém lese. In: Dvořák L., Šustr P. & Braun V., eds. (2008): *Aktuality šumavského výzkumu III*: 115-118.

Svoboda M. & Pouska V. (2008): Structure of a Central-European mountain spruce old-growth forest with respect to historical development. *Forest Ecology and Management*. doi:10.1016/j.foreco.2007.12.031.

Tomášek M. (1995): Půdní pokryv Šumavy, In: Jeník J., Jelínková E. & Soukupová L., eds. (1995): *Geo-bio-diverzita Šumavy: Trilaterální výzkum, ochrana a management hraničního pohoří*. 49 pp.

Tomášek M. (2000): *Půdy české republiky*, Český geologický ústav, Praha, 2. vydání, 68 pp.

Turner M. G., Romme W. H. & Tinker D. B. (2003): Surprises and lessons from the 1988 Yellowstone fires. *Frontiers in Ecology and Environment* 1: 351-358.

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

Vicena I., Juha M. & Nožička S. (2004): Větrné polomy a vývraty na území NP a CHKO Šumava v roce 2002, jejich příčiny a následky. In: Dvořák L., & Šustr P., eds. (2004): *Aktuality šumavského výzkumu II*: 290-296.

Wieżik M. (2008): Vedecké zhodnotenie regeneračnej schopnosti lesov v Tichej doline. <http://wiezik.blog.sme.sk/clanok.asp?cl=172325&bk=66447>.

Wohlgemuth T., Kull P. & Wüthrich 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* 77: 17-48.

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

Zielonka T. & Piątek G. (2004): The herb and dwarf shrub colonization on decaying logs in subalpine forest in the Polish Tatra Mountains. *Plant Ecology* 172: 63-72.

8 PŘÍLOHA



Černá hora: a) práce v terénu (2008); b) ponechaný polom (2007); c, d) asanovaný polom (2008); e) interiér lesa (2008).