

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích
Přírodovědecká fakulta



Bakalářská práce

Vliv disturbance lesa na teplotu a vlhkost půdy

Jiří Pavlas

Vedoucí práce: RNDr. Martin Hais, Ph.D.

České Budějovice 2011

Pavlas J. (2011). Vliv disturbance lesa na teplotu a vlhkost půdy [Influence disturbance of forest on the temperature and humidity of soil] 29pp., Faculty of Science, University of South Bohemia, České Budějovice, Czech Republic.

Anotace:

Tato práce je koncipována jako grantová žádost na financování projektu, jehož cílem je zjistit jaký vliv má disturbance lesa na teplotu a vlhkost půdy. Navržený výzkum je zaměřen na sledování vývoje teplot a vlhkostí půdy na disturbovaných plochách lesního porostu s odlišným typem managementu. Mezi sledované plochy jsou zařazena území, kde se uplatňuje bezzásahový management a území, kde došlo k asanaci lesního porostu.

Annotation:

This work is conceived as a grant application to fund a project whose goal is to determine the influence of disturbance forest on the temperature and humidity soil. Development of temperature and soil moisture will be observed during the research on the disturbed areas with different management. These are insect forest disturbance areas left to its natural processes and clear cuttings.

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

Prohlašuji, že v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění souhlasím se zveřejněním své bakalářské práce, a to v nezkrácené podobě – v úpravě vzniklé vypuštěním vyznačených částí archivovaných Přírodovědeckou fakultou - elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejích internetových stránkách, a to se zachováním mého autorského práva k odevzdanému textu této kvalifikační práce. Souhlasím dále s tím, aby toutéž elektronickou cestou byly v souladu s uvedeným ustanovením zákona č. 111/1998 Sb. zveřejněny posudky školitele a oponentů práce i záznam o průběhu a výsledku obhajoby kvalifikační práce. Rovněž souhlasím s porovnáním textu mé kvalifikační práce s databází kvalifikačních prací Theses.cz provozovanou Národním registrem vysokoškolských kvalifikačních prací a systémem na odhalování plagiátů.

Dne: 26. 4. 2011

Podpis:.....

Shrnutí projektu

Hlavním posláním této práce je zjistit rozdíl v teplotních a vlhkostních podmínkách na disturbovaných plochách s různým typem managementu. Jedná se o plochy ponechané samovolnému vývoji a o plochy na nichž proběhla lesnická asanace. Zjištění jaké teplotní a vlhkostní podmínky panují na disturbovaných plochách přispěje k porozumění, jak celý ekosystém funguje. Výzkum se uskuteční v oblasti Březníku v centrální části NP Šumava. Jedná se o plochy, kde již probíhá dlouholetý výzkum Ústavu půdní biologie BC AV ČR a USBE. Je velice důležité porozumět tomu, jak se mění podmínky v půdě, když dojde k disturbanci lesa. Data také poskytnou informace, jaké teplotní a vlhkostní podmínky panují v šumavském vysokohorském lese.

Půda je velmi složité heterogenní prostředí, které je ovlivňováno mnoha faktory. Jedním z významných faktorů ovlivňující půdu je vegetace. Naší hypotézou je, že po disturbanci lesa se teplota půdy zvýší a v oblasti se změní i vlhkostní poměry. Ovšem to samé očekáváme i u asanovaných ploch. Podle našeho předpokladu, založeného na řadě provedených studií například Hais & Kučera (2008) či Hojdová et al. (2005), bude zvýšení teploty a změna vlhkosti půdy vyšší na asanovaných plochách v důsledku změny energetické bilance. Na asanovaných plochách je půda a její vegetace narušena těžkými dřevozpracujícími stroji, což v konečném důsledku může ovlivnit mikroklima lesa. Půda vystavená přímému slunečnímu svitu se zahřívá mnohem více, než půda krytá vegetací. Příčinou je právě chybějící vegetace, která během dne transpiruje a tím ochlazuje okolí. Na odkryté půdě převládá evaporace, která způsobuje vysychání půdy a její přehřívání. Následně může být vegetace ohrožována vodním stresem. Dalším negativním vlivem narušení půdy je vyšší denní teplotní amplituda.

Domníváme se, že na asanovaných plochách, na rozdíl od bezzásahových ploch, budou panovat méně výhodné podmínky pro přirozenou obnovu lesa v důsledku změny energetické bilance. Navíc na plochách ponechaných přirozenému vývoji se vyskytuje rozkládající dřevní hmota, která uvolňuje živiny získané během jejího růstu zpět do půdy.

Zjištění, jak disturbance lesa ovlivňuje ekologii půdy, může vést k nastavení správného managementu v takto poničeném území. Smyslem projektu je zjistit, zda se vysokohorský lesní ekosystém obnovuje efektněji bez zásahu člověka nebo efektněji po kompletní asanaci a následné umělé výsadbě.

Abstract

This thesis aims to assess the difference in temperature and humidity conditions in disturbed areas with different types of forest management. These are insect forest disturbance areas left to its natural processes and areas where forest recovery was proceeded. Assessment of temperature and humidity conditions in disturbed areas will contribute to better insight into functioning of the whole ecosystem. The survey will take place in the area of Březník in the central part of Šumava National Park. A longtime survey is being made by Soil Biology Institute and USBE in this areas. It is very important to understand how the soil conditions are changing in the forest disturbance areas. The data will also provide information about temperature and humidity conditions in Šumava alpine forest.

The soil is very complex, heterogeneous environment influenced by many factors. Vegetation is one of the most significant factors influencing soil. Our hypothesis is that the insect disturbance of forest is followed by soil temperature increase and humidity change. We assume the same effect in clear cuttings. Based on our assumption, based on surveys made by for example Hais & Kučera (2008) or Hojdová et al. (2005), the increase of temperature and change of soil humidity in clear cuttings is a consequence of the change in the energetic balance. In the case of clear cuttings the soil and vegetation cover is damaged by forest-industry machines. This could cause change of forest microclimate. The soil exposed to direct solar radiation warms up significantly more in comparison to soil covered by vegetation. The cause is the missing vegetation which cools down the surrounding area by its transpiration. The evaporation is dominant in bare land causing the drying of soil and consequently an overheating. Another negative effect of soil disturbance is higher daily temperature amplitude.

We suppose the less advantageous conditions for natural recovery will occur in clear cuttings in comparison to forest stand affected by bark beetle as a result of change in energy balance. Moreover in insect forest disturbance areas left to natural recovery there is decaying wood matter emitting back to soil the nutrients gathered during its growth.

Assessment of the influence of forest disturbance on soil ecology can help us establish suitable management in these disturbance areas. The purpose of the survey is to assess whether alpine forest ecosystem recovers more effectively without interference of human or after complete rehabilitation and consequent artificial planting.

Poděkování:

Rád bych poděkoval mému školiteli RNDr. Martin Hais, Ph.D za vedení bakalářské práce, za jeho odbornou pomoc, bezmeznou trpělivost a ochotu poskytovat cenné rady. Dále děkuji prof. Ing. Haně Šantrůčkové CSc. za užitečné rady a pomoc. A v neposlední řadě bych rád poděkoval své rodině za podporu během studia.

Obsah:

1. Současný stav poznání	7
1.1. Co je to disturbance lesa	7
1.2. Typy disturbancí	7
1.3. Historie disturbancí Šumavských lesů	9
1.4. Přirozená obnova.....	10
1.5. Aktuální vývoj NP Šumava.....	10
1.6. Vliv disturbance lesa na půdu a vegetaci	11
1.6.1. Ovlivnění teploty.....	12
1.6.2. Ovlivnění vlhkosti	15
2. Cíle projektu	17
3. Hypotézy.....	17
4. Návrh experimentu	18
4.1. Vstupní podmínky.....	18
4.2. Dosavadní výzkum na lokalitách	18
4.3. Provedení experimentů	19
4.3.1. Instalace datalogrů.....	19
4.3.2. Kalibrace vlhkostního datalogru	20
4.3.3. Stanovení rozdílů teploty a vlhkosti půdy v různých podmínkách	21
4.3.4. Předběžné výsledky.....	21
4.4. Časový harmonogram projektu	22
4.5. Finanční náročnost projektu.....	22
4.5.1. Potřebné přístrojové vybavení.....	22
5. Závěr.....	23
6. Literatura.....	24

1. Současný stav poznání

1.1 Co je to disturbance lesa

Disturbance je základní hybnou silou v přirozeném vývoji lesa (Frelich 2002). Disturbance by se dala definovat, jako náhlá událost či děj, který svojí činností způsobuje změny vnitřních vztahů ekosystému (Bengtsson at el. 2000). Při disturbanci lesa dochází k narušení klimaxového stádia. Následně lesní ekosystém prochází znova procesem sukcese (Rammig at el. 2007).

Přirozený les je formován po staletí a během jeho vývoje je ovlivňován mnoha abiotickými a biotickými faktory, které ovlivňují složení a diverzitu lesní vegetace (Hrib et al. 2009). Náhlé změny v prostředí, jako je sníh, bouře, silný vítr nebo přemnožení hmyzu, svým působením na ekosystém mohou způsobit fyzické poškození jedinců, což má za následek změny ve vnitřních vztazích ekosystému. Ať už se jedná o jakoukoliv disturbanci, princip je vždy stejný. Disturbance musí způsobit narušení původního stavu ekosystému, čímž se vytvoří volný prostor pro přirozenou obnovu. Pokud chceme porozumět dynamice vegetace, musíme pochopit procesy, které odstartovaly disturbanci (Splechna et al. 2005). Disturbance je nenahraditelný faktor, jenž přispívá k formování přirozených ekosystémů (Splechna et al. 2005). Tento projekt je zaměřen na zjištění, jak různé typy disturbancí lesa ovlivní teplotu a vlhkost půdy. V celé střední Evropě je problém se studiem disturbancí lesa z prostého důvodu. Chybí zde rozsáhlé územní celky s přirozenými lesy, kde by se dala pozorovat a studovat dynamika obnovy narušeného vysokohorského ekosystému a její vliv na změny půdních vlastností (Svoboda 2008). Pro pochopení disturbancí lesa se musíme ohlédnout zpět do historie.

1.2 Typy disturbancí

Mezi hlavní přirozené činitele, jež ovlivňují dynamiku lesa, patří především oheň, vítr, sníh, hmyz a zvěř. Pokud se podíváme blíže na podmínky, v nichž se vyskytují lesy střední Evropy, zjistíme, že faktor ohně, jako řídicího činitele, můžeme zanedbat (Svoboda 2007). Mnohem důležitějšími činiteli v této oblasti jsou kalamity způsobené silnými větry a přemnoženým hmyzem (Kolejka et al. 2010).

Větrná disturbance je přirozenou součástí cyklu lesního ekosystému a má nezastupitelný význam při vývoji přirozeného lesa. Svojí činností přispívá ke zmlazování porostu. Jaké škody nastanou při větrné disturbanci, je závislé na odolnosti ekosystému. Důležitou roli, společně s věkovou a prostorovou strukturou porostu, hraje i jeho celková dynamika. Dynamikou porostu se mění rychlost jeho růstu a jeho celkové přizpůsobování se

náhlým změnám. Jakýkoliv zásah do přirozeného lesního ekosystému snižuje jeho odolnost (Schneider et al. 2006). Velmi náchylné porosty na přemnožení kůrovce jsou především nepůvodní porosty, které mají charakter smrkové monokultury, dříve využívány jako hospodářský les (Fanta 1997). V takových to podmínkách může dojít k masovému přemnožení lýkožrouta smrkového (*Ips typographus*) až do takové míry, že napadá i původní porosty a dokonce i mladé stromky (Modlinger et al. 2009).

S větrem je provázán i další typ disturbance. Podle práce Okland & Bjornstad (2006) existuje závislost mezi větrnou disturbancí a následným kůrovcovým přemnožením. Lýkožrout smrkový, jako typický r – stratég, je schopný se rychle namnožit. Využívá místa v porostu narušené větrem, kde má ideální podmínky pro své namnožení (Wermelinger 2004). Následné riziko napadení okolních porostů se zvyšuje s velikostí polomu (Eriksson et al. 2007). Pokud počty lýkožrouta smrkového přesáhnou prahové hodnoty, začne se šířit a napadá i stromy nenarušené větrnou disturbancí (Okland & Bjornstad 2006). Aby se předešlo šíření kůrovce z bezzásahových území do hospodářských lesů, mělo by se okolo něj vytvořit přechodné pásmo, které se musí monitorovat a v případě šíření lýkožrouta se v něm musí aktivně zasáhnout. Většina autorů, studií zabývajících se problematikou přechodných pásem, se shoduje, že ideální délka přechodného území je 500m (Wermelinger 2004).

Následkem disturbancí nastávají v ekosystému změny, jenž mohou významně ovlivnit jeho vývoj. Jedním z následků, který se často v ekosystémech objevuje po disturbanci, je sucho. Sucho ovlivňuje téměř veškeré půdní procesy (Brady & Weil 2002). Pokud je lesní ekosystém vystaven stresu vlivem sucha, okamžitě zpomaluje fyziologické děje, snižuje transpiraci, klesá čistá primární produkce. Na sucho jsou zvláště citlivé rostlinné semenáčky, které nemají ještě dostatečně vyvinutý kořenový systém. Stresem z nedostatku vody se mohou rostliny stávat náchylnějšími k dalším disturbancím např. napadení škůdci (Dale et al. 2001).

Člověk, již tisíce let, ovlivňuje lesní ekosystémy a tím zasahuje do jejich vývoje. Zásahy lidí do přirozených lesů snížily jejich schopnost odolávat přirozeným disturbancím. Management lesů se během staletí rapidně měnil. První významné změny v lese člověk prováděl žďářením a tlučením (Hrib et al. 2009). Dnes je většina přirozených lesů na našem území přeměněna na lesy hospodářské, kde se uplatňuje specifický management. Těžba dřeva se v drtivé většině případů provádí tzv. holosečným způsobem, po němž následuje umělá výsadba (Kubčák et al. 2005). Tento typ disturbance antropogenního původu se liší od přírodních disturbancí především tím, že se z lesa odváží velká část dřevní hmoty (Svoboda 2007). Nehledě na fakt, že těžkými dřevozpracujícími stroji je narušena povrchová vrstva půdy a následně může docházet k erozi půdy (Šantrůčková et al. 2010). Dalším

negativním dopadem na asanací zatíženém území je zvýšení povrchové teploty na rozdíl od ploch ponechaných samovolnému vývoji (Hais & Kučera 2008). Chen et al. (1993) ve své studii potvrdil negativní vliv holosečí na hydrologické podmínky v půdě. Narušená půda hůř váže vodu a rychleji vysychá (Chen et al. 1993). Všechny tyto faktory se mohou následně projevit změnou energeticko-látkové bilanci území (Hais & Pokorný 2004).

1.3 Historie disturbancí Šumavských lesů

Skutečnost, že Šumava patří do chladné klimatické oblasti s poměrně vysokými srážkami, se podepsala na pomalém osídlování. První známky o osídlení předhůří Šumavy pochází sice již z mladší doby železné, ale jednalo se pouze o sídlení nejteplejších údolí. K osídlování Šumavy docházelo nárazově (Hrib et al. 2009). První větší pronikání lidí do vyšších nadmořských výšek přišlo až v 11. a 12. století (Jelínek 1985 in Vacek & Podrázský 2003). K významnějším zásahům do krajiny začalo docházet v 13. a 14. století, kdy byly zakládány vesnice podél zemských cest. Lesy v okolí vesnic byly přeměněny na políčka a pastviny (Hrib et al. 2009). Ovšem daleko větší zásah do šumavských lesů nastal s rozvojem těžby zlata, sklářské výroby a uhlířství (Jelínek 1985 in Vacek & Podrázský 2003).

Během 18. století, kdy proběhla poslední velká vlna osídlení, došlo k velkému úbytku lesních ploch. Vlivem pastvy v lese a upřednostňováním těžby tvrdého dřeva byla negativně ovlivněna druhová bohatost (Hrib et al. 2009). V 19. století se začalo plánovitě zalesňovat území, které bylo neuváženě vykáceno (Jelínek 1985 in Vacek & Podrázský 2003). Zásahy člověka do lesního ekosystému se v budoucnu negativně projeví na jeho odolnosti vůči disturbancím (Fanta 1997). Jedním z významných zásahů byla výsadba dřevin, které se svým genetickým složením liší od původních jedinců (Manánek 2001). Další negativní ovlivnění odolnosti lesů bylo zapříčiněno vypouštěním polutantů a kyselých depozic do atmosféry (Kopáček et al. 2009). Znečišťování probíhalo od začátku průmyslové revoluce až do 80. let 20. století. Na našem území se výraznější kroky proti znečišťování atmosféry podnikly až po roce 1989 (Fanta 1997). Každý den se do atmosféry dostávaly tuny sirných emisí především z našeho průmyslu, automobilové dopravy a zemědělství. Když se sirné depozice v atmosféře smíchají s vodní párou, vznikají kyselé deště s pH nižším než 5.6 (Zhang & Jiang 2011). Kyselé srážky negativně ovlivní půdu a její vegetaci. V kyselé půdě se uvolňují toxické ionty a z půdy se vyplavují živiny (Bini & Bresolin 1998). Následkem těchto změn je les oslaben, klesá jeho vitalita a podstatně se zvyšuje riziko možného poničení disturbancí (Fanta 1997).

Lesy vyskytující se v horách střední Evropy musí odolávat především disturbancím vlivem větru a hmyzu (Jonášová et al. 2004). Z historických pramenů vychází důležité zjištění, že větrné bouře či vichřice se v minulosti na území Šumavy vyskytovaly poměrně často, ale jejich frekvence kolísala v průběhu staletí (Skuhrový 2002, Dobrovolný & Brázdil 2003). Podle studie Kolečky (2010) se doba mezi větrnými kalami neustále zkracuje. Do budoucna se dá očekávat častější výskyt větrů s vysokými rychlostmi (Kolečka et al. 2010).

Pozitivní vliv na vývoj šumavských ekosystémů mělo vytvoření železné opony a následný velký odliv lidí z Šumavy. Dalších téměř 40 let byl vstup do těchto míst přísně regulován. Tento stav pozitivně přispěl k celkové regeneraci šumavského ekosystému (Šantrůčková et al. 2010).

1.4 Přírozená obnova

Pro přirozenou obnovu lesa jsou kriticky důležití jedinci, jenž přežijí masivní napadení kůrovcem. Většinou jsou to stromy s odolným genotypem, který následně mohou předat nově vznikajícímu přirozenému lesu (Milad et al. 2011)

Podle práce Svobody (2007) je pro lesní patro vysokohorského lesa typická větší prosvětlenost, na rozdíl od lesů v nižší nadmořské výšce, která dovoluje bylinnému patru mnohem větší rozvoj. Důsledkem, velkého rozvoje bylinné vegetace, je omezené zmlazení semenáčků smrku. V přirozeně vyvíjejícím se lese se semenáčky uchycují na padlých tlejících stromech, které jim poskytují dostatečnou ochranu (Svoboda 2007). Kvůli chybějícím kmenům v asanovaném lese je pro semenáčky smrku daleko těžší uchytnout se a růst (Jonášová 2001). Více jak polovina přirozeného smrkového zmlazení v horských podmínkách se vyskytuje na mrtvých stromech (Bače 2009). Remeš & Ulbrichová (2001) ve své studii zkoumali efektivitu umělé výsadby v okolí Březníku. Ze zjištěných dat jasně vyplývá, že umělá výsadba je v tomto případě velice neefektivní v důsledku velké mortality sazenic. Uměle vysazené stromky zanikají z důvodů extrémních klimatických podmínek, odstranění organické hmoty a ztráty ochranného vlivu mateřského porostu (Remeš & Ulbrichová 2001).

1.5 Aktuální vývoj v NP Šumava

Abychom pochopili dnešní stav šumavské smrčiny, musíme se podívat o pár let zpět. Během let 1983 a 1984 zasáhly území Bavorského národního parku dvě silné vichřice, které poškodily rozsáhlá území cenných lesních ekosystémů v první zóně národního parku (Skuhrový 2002, Jonášová & Prach 2008). K vyrovnání se s takto rozsáhlou disturbancí lesa

se nabízely dva různé přístupy. V jádrové oblasti NP Bavorský les se uplatnil bezzásahový režim, kde se les nechal přirozeně vyvíjet a na zbylých částech se provedla lesnická sanace (Šantrůčková et al. 2010). Silně poškozený les v bezzásahovém území se stal živnou půdou pro rychlý rozvoj kůrovce, který se následně začal šířit. Českou část Šumavy zasáhl kůrovec v roce 1990 (Skuhrový 2002). K rychlému rozvoji lýkožrouta smrkového na Šumavě významně přispěla i „monokulturnost“ tamějších smrčín, která snižuje schopnost horských smrčín odolávat stresům způsobených silnými větry (Jonášová & Prach 2004). Stejně jako v NP Bavorský les se i u nás uplatnily dva typy managementu. Malé území v jádrových oblastech se nechalo bez zásahu vyvíjet. Na zbytku napadeného území byly uplatněny tradiční lesnické postupy, jenž spočívají v pokácení a odvezení stromů. K tomu, aby se dal les vytěžit, se dnes používají těžké stroje, které svojí činností půdu narušují a zároveň utužují, což má negativní vliv na další vývoj lesa (Gartzia-Bengoetxea et al. 2009).

Dnes již ve střední Evropě prakticky neexistují větší celky přirozeně vyvíjejícího se lesa. Dlouhou dobu se zde aplikují typy managementů, které zasahují do vývoje lesů a tím ho oslabují (Marshall 2000). Takovým zásahem může být například umělá výsadba nevhodných dřevin. Podle Uhlířové et al. (2005) k oslabení šumavského smrkového porostu přispěly i kyselé deště, které prokazatelně oslabily mikrobiální procesy v půdě a fyziologické procesy rostlin. Došlo k uvolnění toxického hliníku do půdy a snížila se dostupnost živin v půdě (Uhlířová et al. 2005). Vegetace vystavená těmto stresům se stává náchylnou k disturbancím. (Jonášová & Prach 2004).

Další velký zásah do šumavských horských smrčín přišel v noci z 18. na 19. ledna 2007, kdy Šumavu zasáhl vítr o síle orkánu. Nejvyšší zaznamenaná síla větru na území NP byla 176 km/h. Takto silný vítr způsobil rozsáhlé škody na lesních porostech na desítkách kilometrů čtverečních (Kolejka et al. 2010). Následkem teplého a suchého konce zimy a začátku jara začal být kůrovec aktivní mnohem dříve (Steyrer & Tomiczek 2007). Steyrer & Tomiczek (2007) měřením zjistili, že na rakouské straně, v nadmořské výšce okolo 800m.n. m, došlo k prvnímu letu kůrovce o tři týdny dříve.

1.6 Vliv disturbance lesa na půdu a vegetaci

Lesy se vyznačují především v letních měsících vyrovnanými teplotními a vlhkostními podmínkami, na rozdíl od holých ploch (Hais & Pokorný 2004). Podle Červeného et al. (1984) větší zánik lesních ekosystémů v horských oblastech významně ovlivní tamní mikroklima. Následkem odlesnění je půda vystavena vyšším dávkám slunečního záření, jenž přispívá k většímu zahřívání půdy a ke změně vlhkostních podmínek, což se může projevit

na celkové energetické bilanci krajiny (Geiger 1965). Velkoplošné odlesnění znamená, pro takové území, ztrátu velkého množství vody, která je za normálního stavu vázaná v lesním ekosystému. Tento trend potvrdila i novější studie Tesaře et al. (2004). V návaznosti na nedostatečnou retenci vody v poškozeném území se může v oblasti objevit zvýšené riziko povodní po rychlém jarním tání či prudkých letních lijácích (Červený et al. 1984, Dexter et al. 2008). Naopak maloplošný zánik lesa neovlivní výrazně vodní a teplotní režim v krajině, pokud je půda dostatečně pokryta bylinnou vegetací a v půdě je dostatek vody potřebné k transpiraci (Tesaře et al. 2004).

Strukturu zdravého lesa obecně rozdělujeme na čtyři vrstvy a to patro stromové, křovinné, bylinné a opadové. Nadzemní části rostlin se významně podílejí na ovlivňování půdních vlastností zejména tím, že ovlivňují vzdušné proudění a světelné záření (Macek 2009). Stromové patro ve zdravém lese, v závislosti na zapojení porostu, může absorbovat až 90% slunečního záření. Na půdu v tomto případě dopadne pouze 5% sluneční radiace (Petrik et al. 1986). To přispívá k vyrovnanému teplotnímu režimu v lesním ekosystému (Tesař et al. 2004). Množství záření dopadajícího na lesní půdu záleží na intenzitě světla, poloze Slunce, nadmořské výšce, druhu dřeviny, olistění, zápoje a na věkové struktuře (Geiger 1965). V disturbovaných lesích, kde není stromové patro přítomno, záření dopadá na půdu ve větším množství a významně ovlivňuje vlastnosti půdy (Petrik et al. 1986).

Půdní typy vyskytující se v NP Šumava jsou převážně podzoly a kambiosoly. Podzoly, které se vyskytují převážně v horských oblastech, jsou chudé na živiny. Díky nepříznivým klimatickým podmínkám je pro ně charakteristické zadržování velkého množství organické hmoty v surovém stavu (Chábera 1987). Mineralizace v těchto půdách probíhá velice pomalu, díky nízkým průměrným teplotám a podmáčené půdě (Brady & Weil 2002). Změna teplotních a vlhkostních podmínek, následkem disturbance lesa, může být jedním z faktorů vedoucích ke zrychlení mineralizace půdních organických zbytků. Tento stav může přispívat ke zvýšenému vyplavování živin do povrchových vod (Brady & Weil 2002)

1.6.1 Ovlivnění teploty

Teplota půdy je důležitým faktorem, který ovlivňuje rychlost veškerých reakcí v půdě. Snížením teploty se reakce v půdě zpomalují či zcela zastavují. Naopak se zvyšující se teplotou reakce v půdě běží rychleji (Pelíšek 1964). Optimální teplota půdy je důležitá pro rozvoj půdního edafonu a také pro správné fungování kořenového systému rostlin (Brady & Well 2002).

V půdě můžeme pozorovat změny v denní a roční teplotní amplitudě. Ta je ovlivněna nepravidelnými změnami počasí. Obecně platí, že k nejvyšším teplotním výkyvům dochází na povrchu půdy a v jejích horních vrstvách. Se zvyšující se hloubkou jsou výkyvy v sezónní a denní teplotní amplitudě nižší (Geiger 1965). Teplotní amplituda lesních půd je ovlivněna typem, složením a zápojem vegetace. Nízké výkyvy teplotní amplitudy byly naměřeny v půdách v hustém smrkovém lese (Pelíšek 1964). Navíc platí, že se zvětšující se hloubkou půdy, se prodlužuje zpoždění chodu denní a roční teplotní periody (Geiger 1965), to znamená, že minima a maxima teploty v půdě se projevují se zpožděním (Petrik et al. 1986). Podle Petrika et al. (1986) se časové zpoždění vrcholů teplot v 10cm půdy pohybuje okolo 2,5 – 3,5 hodiny.

Během letní či denní amplitudy v hluboké půdě převládá insolační typ teplot, tzn. teplota v hlubších vrstvách je nižší než na povrchu. Opakem insolačního typu je typ radiační, ke kterému dochází během noční či zimní amplitudy. Tento typ se vyznačuje vyšší teplotou v hlubších vrstvách oproti teplotě na povrchu půdy (Petřík et al. 1986). U tohoto typu jsou v hlubších vrstvách zaznamenávány výrazně vyšší teploty než na povrchu půdy.

Jedním z hlavních faktorů, který ovlivňuje teplotu půdy, je sluneční záření (Geiger 1965). Sluneční záření, jenž projde skrz atmosféru a dosáhne povrchu půdy, může ohřívat celý ekosystém. Jen okolo 50% slunečního záření se dostane až na povrch půdy, kde je povrchem absorbováno. Vzniká tzv. zjevné teplo, které přispívá ke zvyšování teploty povrchu půdy a následně ohřívá celý ekosystém. Ovšem v ekosystémech s dostatkem vody, která se může vypařovat jak z holé půdy tak při transpiraci rostlin, je sluneční energie využita ke změně skupenství vody. V toto případě mluvíme o tzv. latentním teple, které nemění okolí teplotu prostředí (Geiger 1965, Pokorný 2001).

Základním problémem rozrušené půdy bez vegetace je, že většina dopadajícího slunečního záření je přeměněna na pocitové teplo, které půdu zahřívá. Zatím co na nenarušené půdě s vegetací se dopadající sluneční energie přeměňuje na latentní teplo, jenž se spotřebovává při evapotranspiraci (Pokorný 2001).

Kolik tepla vznikne, záleží především na množství záření, jenž projde skrz zápoj vegetace. Na ovlivnění teploty se částečně podílejí i schopnosti aktivního povrchu odrážet dlouhovlnné záření (Geiger 1965). Jakou teplotu bude mít půda, závisí na jejích vlastnostech, především na jejím albedu, tepelné kapacitě a její vodivosti (Campbell & Norman 1998).

Každá látka má svoji specifickou tepelnou kapacitu, která udává schopnost látek pohlcovat teplo. Z hodnot, které má Petrik (1986) uvedené v tabulce Tepelná kapacita látek, vyplývá, že vodní povrch či zamokřená půda má vysokou tepelnou jímavost. Díky této

vlastnosti se takové to prostředí ohřívají a ochlazují daleko pomaleji než například vzduch či suchá odkrytá půda (Petrik et al. 1986). Tudíž v ekosystémech s dostatkem vody dochází k menším výkyvům teploty během dne a noci (Petrik et al. 1986). Na ovlivnění teploty půdy se velkou měrou podílí také evapotranspirace. Evapotranspirace se skládá z evaporace a z rostlinné transpirace. Tento celkový výpar ovlivňuje průběh teplot v celé krajině (Xu & Singh 2005, Pokorný 2001).

Další důležitou vlastností půdy je její schopnost vést teplo. Pokud má půda vysokou tepelnou vodivost, je teplo vedeno rychleji do hlubších vrstev (Geiger 1965). To způsobuje, že se povrch půdy během dne zahřívá méně v důsledku rychlého odvodu tepla do hloubek. V noci je tomu naopak. Teplo se uvolňuje a zabraňuje rychlému ochlazení (Petrik et al. 1986).

Albedo udává schopnost povrchu odrážet dopadající elektromagnetické záření (Wang 2005). Tmavé půdy mají nižší albedo než půdy světlejší, proto by se dalo očekávat, že tmavší půdy budou absorbovat více záření a tím se budou více ohřívát. To platí jen z části. Tmavé půdy se většinou vyskytují v oblastech s dostatkem půdní vody, která se při zahřívání půdy vypařuje a tím ji ochlazuje (Brady & Weil 2002). Nakonec tedy tmavá půda může mít nižší teplotu než světlé suché půdy. K podobnému efektu dochází i u vegetace. Na základě údajů Geigera (1965) vyplývá, že listy stromů mají vysokou spektrální reflektanci v blízkém a středním IČ. Díky tomu se listy nepřehřívají. Okolí listů je navíc ochlazováno v důsledku jejich respirace (Hojdová et al. 2005).

Kůrovcová disturbance v šumavském národním parku spustila několik projektů zaměřených na zaznamenání průběhů teploty v narušených lesních ekosystémech. Velké množství dat z těchto měření nám poskytují zajímavé výsledky, jenž naznačují, že s rozpadem smrčín se zvyšuje relativní teplota krajinného krytu (Hais & Pokorný 2004). K měření teploty se využívají různé metody. Ve studii Hojdové et al. (2005) byly zkombinovány pozemní přístroje se satelitním měřením. Měření probíhalo na území NP Šumava v roce 2002 a 2003. Byl zjištěn poměrně velký rozdíl mezi teplotou nenarušeného lesa a teplotami území narušeného kůrovcem. V nenarušeném lese byla v roce 2002 naměřena nejvyšší teplotní amplituda 17,9°C. Na plochách poničených kůrovcem a nechaných samovolnému vývoji byla naměřena teplota 21,7°C, která se přibližuje hodnotě z asanovaných ploch, kde bylo naměřeno 27,9. V porovnání největšího zaznamenaného maxima v nenarušeném lese, které bylo 28,1°C, s maximem 42,8°C v suchém lese a 36,1°C na asanovaných plochách, je patrný obrovský vliv vegetace na udržení optimální teploty půdy (Hojdová et al. 2005). Teplota půdy ovlivňuje i heterogenitu vegetace, například odlišná výška stromů nebo různá hustota jejich

zápoje (Petrik et al. 1986). Hais & Kučera (2008) v rámci své studie zkoumali ovlivnění teploty půdy po velkém rozpadu lesů v šumavském NP pomocí dálkového průzkumu země. Jejich výsledky potvrdily, že došlo ke zvýšení teploty půdy na plochách napadených kůrovcem. Ovšem existuje rozdíl v naměřené teplotě půdy na plochách ponechaných samovolnému vývoji a na plochách asanovaných. Z výsledků studie vyplývá fakt, že teplota na holosečích se zvýšila o 5.2°C na rozdíl od ploch ponechaných samovolnému vývoji, kde bylo zvýšení teploty jen o 3.5°C (Hais & Kučera 2008).

1.6.2 Ovlivnění vlhkosti

Všeobecně platí, že půda je důležitou složkou v malém i velkém koloběhu vody (Brady & Weil 2002) a má nezastupitelnou funkci v retenci vody v krajině (Lichner et al. 2004). Voda ze srážek, jež dopadne na půdu, je z části odvedena zpět do řek, z části je vázána v půdě a z části se stane podzemní vodou, odkud je v sušším období transportována k vegetaci, která ji využije (Brady & Weil 2002). Ovlivnění vlhkostních podmínek v krajině je přímo spjato s teplotou půdy. U narušených půd může dojít k narušení disipačních struktur krajiny. Tato skutečnost se následně projevuje ve změně energeticko-látkové bilance krajiny. Následkem narušení disipace je zvýšení teploty v krajině, tím dochází k vyšším ztrátám vlhkosti a půda vysychá. Také může být ovlivněna distribuce srážek v krajině (Pokorný 2001).

Les má významný vliv na vlhkost půdy a vůbec na celkové udržení vody v krajině (Červený et al. 1964). Faktorem ovlivňujícím vlhkost půdy je také intercepce, která ovlivňuje množství dešťové vody, jež se během začátku deště či při krátkých srážkových událostech dostane až do půdy (Petrik et al. 1986). Smrčiny mají velkou schopnost intercepce, to znamená, že zadržují hodně dešťové vody na povrchu jehličí (Riedl et al. 1973). Podle Reidla et al (1973) se efektivita intercepce stromů mění během roku. Smrčiny dosahují největší intercepce v létě. Kolik vody se dostane až do půdy, záleží na mnoha faktorech, především na síle deště a jeho trvání. Obecně platí, čím silnější dešť, tím více vody se dostane do půdy (Riedl et al. 1973) Efektivita intercepce záleží i na věkové struktuře porostu. Starší stromy mají díky větší koruně zvýšenou schopnost intercepce (Petrik et al. 1986). Ve většině lesních ekosystémů je sice limitujícím faktorem nedostatek slunečního záření, ovšem v sušších oblastech může být limitujícím faktorem nedostatek vody (Macek 2009)

Dostatek vody v půdě je důležitý pro téměř všechny fyziologické procesy rostlin a živočichů. Vegetace spotřebovává vodu z půdy na transpiraci za účelem ochlazení svého povrchu, který je zahříván sluneční radiací nebo teplým vzduchem (Tesař et al. 2004).

Les má vliv i na rychlost jarního tání sněhu. Sníh v lese taje mnohem pomaleji než na místech vystavených přímému slunečnímu záření. Tím se zpomaluje odtok vody vázané ve sněhu a následně je využívána lesní vegetací (Červený et al. 1984).

Tesař a et al. (2004) ve své studii uvádí, že v asanací přeměněném lese dochází ke zvýšenému odtoku vody z krajiny. Což je způsobené nedostatečnou retenční kapacitou půdy a vegetace, jež byla poničena těžkými těžebními stroji (Tesař et al. 2004). Následně se tedy v lesích vytěžených holosečným způsobem mění vláhová bilance a vlhkostní podmínky (Hadač et al. 2006). Oproti tomu na plochách ponechaných samovolnému vývoji je odtokový režim nenarušený. K tomuto stavu příznivě přispívá přítomnost dostatku tlejícího dřeva, jež váže velké množství vody, které může být využito organizmy a vegetací během suššího období (Tesař et al. 2004).

V oblasti Březníku, kde byl les narušen kůrovcovou disturbancí, Hais & Pokorný (2004) pomocí dálkového průzkumu země zjistili, že na kůrovcem narušených plochách došlo k významnému snížení hodnot indexu wetness. Tato skutečnost nám indikuje, že došlo ke snížení vlhkosti krajinného pokryvu. Ve spojení se zvýšením teploty krajinného krytu může být ovlivněn i hydrologický odtok (Hais & Pokorný 2004).

2. Cíle projektu

- Srovnat teplotní a vlhkostní podmínky půdy v asanovaných lesích a lesích ponechaných samovolnému vývoji.
- Zjistit vliv zvolených dominant vegetace na teploty a vlhkosti půdy.

3. Hypotézy

- Důsledkem asanace území bude větší výkyv teploty a vlhkosti půdy během dne, na rozdíl od ploch ponechaných samovolnému vývoji.
- Předpokládáme, že pod různými dominantami vegetace budou panovat různé teplotní podmínky.

4. Návrh experimentů

4.1 Vstupní podmínky

Území se nachází v pásmu přirozených horských smrčín, kde dominuje smrk (*Picea abies*) s příměsí jeřábu (*Sorbus aucuparia*), buku (*Fagus sylvatica*) jedle (*Abies albe*) a břízy (*Betula pubescens*). Podrost je tvořen převážně travinami (*Calamagrostis vellosa*, *Deschamptia flexuosa*), borůvkou (*Vaccinium spp.*) a mechy (*Polytrichum formosum*, *Dicratum scoparium* a *Sphagnum sp.*)

Plochy se vyskytují v nadmořské výšce 1175 – 1280m s průměrnými ročními srážkami okolo 1500mm a průměrnou teplotou okolo 4°C. Převažujícím půdním typem je podzol a kambiozol.

Pro účel výzkumu byly vybrány tři typy stanovišť, tak aby se dal porovnat vliv disturbance lesa na teploty a vlhkosti půdy na plochách s různým vývojem.

Jedním typem stanoviště jsou plochy ponechané samovolnému vývoji na místech, kde v letech 1996 – 1997 odumřel les v důsledku přemnožení lýkožrouta smrkového. Druhým typem stanoviště je území kde došlo, po kůrovcové kalamitě v roce 1997, k vykácení lesa za pomoci těžké techniky. Kmeny byly odvezeny a větve se ve stavu štěpky nechaly na místě. Na třetím typu plochy se vyskytuje les, který dokázal přežít kůrovcové přemnožení, ikdyž vliv kůrovce se projevil i zde. Kůrovec u stromů narušil pletiva, jenž vedou vodu a živiny, což mělo za následek usychání stromů. Na těchto místech došlo k redukci stromového patra až o 50%. Odolnost lesa byla větší v důsledku dostatečného zamokření lokalit.

4.2 Dosavadní výzkum na lokalitách

Plochy, na nichž bude projekt probíhat, jsou již dlouhodobě studovány Ústavem půdní biologie BC AV ČR a USBE. Již zde bylo provedeno několik studií zabývajících se regenerací vegetace po kůrovcové kalamitě (Jonášová 2004, Jonášová 2008).

4.3 Provedení experimentů

4.3.1 Instalace datalogrů

Instalace datalogrů proběhla na jaře v roce 2010. Vlhkostní dataloger VIRRIBLOGGER se skládá z pěti vlhkostních čidel a jednoho čidla teplotního. Tato čidla se umístila cca 15cm pod povrch. Každé čidlo je kabelem spojeno se samotným datalogrem, který každou půlhodinu zaznamenává vlhkost a teplotu půdy. Vlhkostní dataloger je upevněn na nerezové tyči cca v 90cm nad zemí.



Obr. 1: Vlhkostní dataloger VIRRIBLOGGER od firmy AMET

Teplotní dataloger LOGGER R0110E se skládá ze čtyř čidel, jenž se vloží do povrchové části půdy. Samotný teplotní dataloger je umístěn na vyvýšeném místě (např. suchý strom).



Obr. 2: Teplotní dataloger LOGGER R0110E od firmy Comet

Datalogry jsou napájeny akumulátorem. Výdrž akumulátoru je dostatečná, proto se nemusí během sezony měnit, ale je dobré alespoň jednou zkontrolovat funkčnost datalogrů.

Stahování dat z datalogrů je velice jednoduché. Datalogry se ovládají pomocí USB rozhraní. Díky tomu se dají data stahovat přímo v terénu.

Důležité je datalogry před zimou zazimovat. Z vlhkostních datalogrů postačí vyjmout baterie a přikrýt je igelitovým sáčkem. Teplotní datalogry, díky jejich malému rozměru, můžete odnést a čidla zůstanou v zemi. Konce kabelů od teplotních čidel je dobré zabalit do igelitového sáčku, aby se zamezilo přístupu vody.

4.3.2 Kalibrace vlhkostního datalogru

Ke zjištění vlhkosti půdy je potřeba nakalibrovat vlhkostní datalogry. Bez kalibrace nám naměřená data z vlhkostních datalogrů nedají absolutní jednotky týkající se množství vody v půdě. Kalibrace se bude provádět v laboratorních podmínkách.

Postup bude následující: Do velké plastové nádoby se umístí půda, která se manuálně zhutní. Pomocí gravimetrické metody se zjistí objemová vlhkost půdy (Tzn. vzorek půdy se zváží a poté se při 105°C vysuší. Rozdíl na váze po vysušení se rovná množství vody v půdě.). V dalším kroku se do půdy vpraví vlhkostní čidlo, které bude postupně zaznamenávat změnu vlhkosti půdy, tak jak se voda z půdy bude vypařovat. Půda v plastové nádobě se následně nasytí destilovanou vodou. Množství vody spotřebované k nasycení se zaznamená. Součtem vody potřebné k nasycení a vody v půdě před nasycením se vypočítá celkový obsah vody v půdě.

Nádobu s nasycenou půdou umístíme na váhy a při laboratorní teplotě necháme postupně vysychat. Důležité je pravidelně zaznamenávat úbytky hmotnosti půdy na váze. Délka měření bude cca 1 měsíc, ovšem bude záležet na rychlosti vypařování. Po ukončení pokusu se na základě naměřených údajů sestrojí kalibrační přímka.

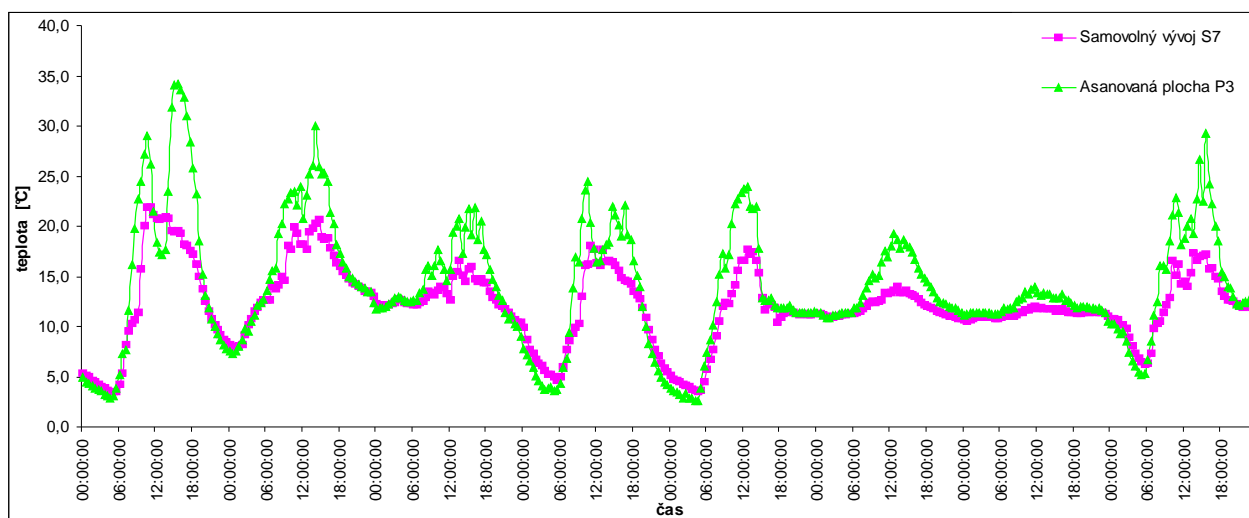
Ke kalibraci bude zapotřebí zakoupit váhy s dostatečnou nosností. Ve finančním plánu se počítá se zakoupením vah s nosností max. 34kg.

4.3.3 Stanovení rozdílů teploty a vlhkosti půdy v různých podmínkách

Pomocí statistických funkcí budou vyhodnocena naměřená teplotní a vlhkostní data. Data budou zpracována v programu Statistika. Z teplotních dat, která již byla naměřena během minulé sezóny, se dají jasně vypočítat rozdíly v průběhu denních teplot na plochách asanovaných a na plochách ponechaných přirozenému vývoji. V dalších letech je třeba s výzkumem pokračovat, abychom byli schopni tento trend potvrdit. Výsledky tohoto výzkumu budou následně prezentovány v závěrečné zprávě. Dle časového harmonogramu by měla být vypracována na jaře 2014.

4.3.4 Předběžné výsledky

Dnes již máme k dispozici teplotní data naměřená během loňského roku. Předběžná data prozatím potvrzují naši hypotézu, že asanovaná území se během dne více zahřívají. Na Obr. 3. je krásně vidět průběh denních teplot. Na asanovaných plochách jsou mnohem vyšší teplotní maxima, než na plochách ponechaných samovolnému vývoji.



Obr. 3: Týdenní průběh teplot na ploše asanované a na ploše ponechané samovolnému vývoji. Tento graf byl sestaven z hodnot naměřených v době 1.8. - 8. 8. 2010. Z grafu lze jasně vyčíst vyšší teplotní maxima na asanované ploše.

4.4 Časový harmonogram projektu

Tab. I: Časový harmonogram prací na projektu

	Duben 2011	Listopad 2011	Zima 2011/2012	Duben 2012	Listopad 2012	Zima 2012/2013	Duben 2013	Zima 2013/2014	Jaro 2014
Instalace datalogrů									
Sběr dat									
Statistické zpracování									
Závěrečná zpráva									

4.5 Finanční náročnost projektu

Tab. II: Finanční náročnost projektu navrženého na dobu tří let.

	2011	2012	2013	Celkové náklady
Vlhkostních datalogy (7)	175000	0	0	175000
Teplotní datalogy (7)	49000	0	0	49000
Kalibrace*	79000	0	0	79000
GPS GARMIN Dakota 20	7000	0	0	7000
Terénní notebook ASUS	13000	0	0	13000
Software STATISTICA	4000	0	0	4000
Osobní ohodnocení	50000	50000	50000	150000
Cestovní náklady	5000	5000	5000	15000
Celkem	382000	55000	55000	492000

* Bližší informace k finančnímu plánu v části 4.5.1 Potřebné přístrojové vybavení

4.5.1 Potřebné přístrojové vybavení

Jako teplotní dataloger bude použit LOGGER R0110E od firmy Comet. Na měření vlhkosti bude použit dataloger VIRRIBLOGGER od firmy AMET.

V položce Kalibrace je započítána laboratorní technika, která bude použita ke kalibraci přístrojů (analytické váhy LA - Master^{pro} model LA34000 a velká uzavíratelná plastová nádoba)

Jako terénní notebook byl vybrán mini notebook od firmy ASUS (typ EEE PC 1215N ION2) s velkou kapacitou baterie.

5. Závěr

Výsledky navrhovaného projektu přispějí k porozumění problematice ovlivnění teplotních a vlhkostních podmínek na disturbovaných plochách v šumavském NP. Jak již vyplynulo z literární rešerše, půda je velice složité prostředí ovlivňované mnoha faktory. Lesní ekosystém plní jednu z hlavních rolí při ovlivňování půdní teploty a vlhkosti. Na základě, již existující literatury, můžeme tvrdit, že po větrné a hmyzí disturbanci dojde ke změně v teplotním a vlhkostním režimu půd. Předpokládáme, že velké změny v teplotě a vlhkosti půdy se objeví především na velkoplošných disturbovaných územích. Změna vlhkostní a teplotní bilance krajiny se může projevit na zhoršení podmínek pro samovolnou obnovu horských smrčín. Tento fakt může být navíc umocněn uplatňováním nevhodného managementu. Při asanaci lesa těžkými těžebními stroji je narušena povrchová vrstva půdy, což dále přispívá k zhoršování životních podmínek půdní fauny a zpomaluje či zcela znemožňuje samovolnou obnovu. Podle výsledků, již existujících studií, očekáváme, že na asanovaných plochách bude teplota půdy během dne dosahovat vyšších hodnot, zatímco v noci bude teplota půdy rychleji klesat. Vyšší zahřívání půdy může vést k větším ztrátám půdní vlhkosti, což může negativně ovlivňovat další vývoj disturbované krajiny. Je prokázáno, že půda v asanovaném území ztrácí více vody v porovnání s plochami s přirozeným vývojem.

Extrémní teplotní výkyvy během dne a změna vlhkostní bilance můžou negativně ovlivňovat vegetaci a většinu půdní fauny. Antropogenní zásahy do přirozeného lesa mohou vést až k narušení energeticko-látkové bilance krajiny. Jeden z cílů výzkumu je, zjistit jaké teplotní a vlhkostní podmínky panují na plochách s různým managementem. Předběžné výsledky naznačují, že teplota na asanovaných plochách je vyšší než na plochách ponechaných samovolnému vývoji. Abychom toto tvrzení mohli bez problému potvrdit, je potřeba měřit změny v teplotě a vlhkosti půdy v delším časovém úseku.

Pokud se potvrdí naše hypotézy, budeme mít v ruce důležitá data, která budou moci být využita k nalezení správného managementu pro jádrová území NP. Ke zvolení správné strategie je potřeba vědět co nejvíce o přirozených procesech. Právě naše studie může přinést cenná data o teplotě a vlhkosti půdy z disturbovaných ploch, na kterých byly využity různé typy managementů.

Společně s naším výzkumem probíhají na stejných lokalitách další výzkumy zaměřené na chemismus půd, biologickou aktivitu půd, aktivitu a biodiverzitu mikro, meso a makro fauny. Výsledky ze všech těchto výzkumů společně s naším by měly vytvořit ucelený pohled na vývoj disturbované krajiny při různém typu managementu.

6. Literatura

Bače R., Janda P., Svoboda M. (2009). Vliv mikrostanoviště a horního stromového patra na stav přirozené obnovy v horském smrkovém lese na Trojmezí. *Silva Gabreta* 15 (1), Vimperk, 67-84.

Bengtsson J., Nilsson S. G., Franc A., Menozzi P. (2000). Biodiversity, disturbances, ecosystem function and management of European forests. *Forest Ecology and Management* 132 (1), 39-50.

Bini C., Bresolin F. (1998). Soil acidification by acid rain in forest ecosystems: A case study in northern Italy. *The Science of The Total Environment* 222 (1-2), 1-15.

Brady N. C., Weil R. R. (2002). *The Nature and Properties of Soils*. Pearson Education, New Jersey, 960 pp.

Campbell G. S., Norman J. M. (1998). *An Introduction to Environmental Biophysics*. Springer, New York, 262 pp.

Červený J., Böhm B., Bubeníčková L., Buchtele J., Čulík J., Daňková H., Friga J., Hladný J., Kříž V., Kurpelová M., Nedelka M., Šebek O., Škulec Š., Vaníček K., Vitoslavský J., Závodský D. (1984). *Podnebí a vodní režim ČSSR*. Státní zemědělské nakladatelství, Praha, 414 pp.

Dale V. H., Joyce L. A., McNulty S., Neilson R. P., Ayres M. P., Flannigan M. D., Hanson P. J., Irland L. C., Lugo A. E., Peterson C. H., Simberloff D., Swanson F., Stocks B. J., Wotton B. M. (2001). Climate Change and Forest Disturbances. *BioScience* 51 (9), 723-734.

Dexter A. R., Czyz E. A., Richar G., Reszkowska A. (2008). A user-friendly water retention function that takes account of the textural and structural pore spaces in soil. *Geoderma* 143 (3-4), 243-253.

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

Eriksson M., Neuvonen S. Roininen H. (2007) Retention of wind-felled trees and the risk of consequential tree mortality by the European spruce bark beetle *Ips typographus* in Finland. *Scandinavian Journal of Forest Research* 22, 516-523.

Fanta J. (1997) Rehabilitating degraded forest in Central Europe into self-sustaining forest ecosystems. *Ecological Engineering* 8 (4), 289-297.

Frelich L. E., (2002). Forest dynamics and disturbance regimes. Studies from temperate evergreen – deciduous forests. Cambridge University Press, Cambridge, 234 pp.

Gaiger R. (1965). The Climate Near The Ground. Harvard University Press, Cambridge, 611 pp.

Gartzia-Bengoetxea N., González-Arias A., Merino A., Martínez de Arano I. (2009). Soil organic matter in soil physical fractions in adjacent semi-natural and cultivated stands in temperate Atlantic forests. *Soil Biology and Biochemistry* 41 (8), 1674-1683.

Hadaš P., Litschmann T., Hybler V. (2006). Dynamika půdní vlhkosti v ekosystému lužního lesa jižní Moravy. Sborník mezinárodní bioklimatologické konference „Bioklimatologie a voda v krajině“, Strečno, Slovakia. Permanentní elektronická publikace dostupná z: http://www.amet.cz/Dynam_pud_vlhk.pdf (naposledy navštíveno 6. 4. 2011).

Hais M., Kučera T. (2008). Surface temperature change of spruce forest as a result of bark beetle attack: remote sensing and GIS approach. *European Journal of Forest Research* 127 (4), 327-336.

Hais M., Pokorný J. (2004). Změny teplotně-vlhkostních parametrů krajinného krytu jako důsledek rozpadu horských smrčín. *Aktuality šumavského výzkumu II*, Srní, 49-55.

Hojdová M., Hais M., Pokorný J. (2005). Microclimate of peat bog and of the forest in different states of damage in the Šumava National Park. *Silva Gabreta*, Vimperk, 13-24.

Hrib M., Kopp J., Křivanek J., Kyzlík P., Moucha P., Němec J., Oliva J., Pelc F., Pešková V., Roček I., Řezáč J., Slaba M., Vančura K., Vašíček J., Zahradník P., Zatloukal V. (2009). *Lesy v České republice*. Lesy ČR, Consult, Praha, 399 pp.

Chábera S. (1987). *Příroda na Šumavě*. Jihočeské nakladatelství, České Budějovice, 181 pp.

Chen J., Franklin J. F., Spies T. A. (1993). Contrasting microclimates among clearcut, edge, and interior of old-growth Douglas-fir forest. *Agricultural and Forest Meteorology* 63 (3-4), 219-237.

Jelínek V. (1985). *Historie lesů Šumavy*. Vimperk. Správa NPŠ, nestránkováno.

Jonášová M. (2001). Regenerace horských smrčín na Šumavě po velkoplošném napadení lýkožroutem smrkovým. *Aktuality šumavského výzkumu*, Smí, 161-164.

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*, 1525-1535.

Kolejka J., Klimánek M., Mikita T., Svoboda J. (2010). Polomy na Šumavě způsobené orkáňem Kyrill a spoluúčast reliéfu na poškození lesa. *Geomorphologia Slovaca et Bohemica*. 16-28.

Kopáček J., Turek J., Hejzlar J., Šantrůčková H. (2009). Canopy leaching of nutrients and metals in mountain spruce forest. *Atmospheric Environment* 45 (34), 5443-5453.

Kubčák V., Černý L., Hanibal J., Jánský J., Jensa V., Kubišta J., Kaňok V., Michalčík M., Polák P., Polster P., Sebera J., Tutka J. (2005). Ekonomické aspekty ochrany lesa. Sborník referátů ze semináře EK OLH ČAZV, Jeseníky, 45-48.

Lichner L., Šír M., Tesař M. (2004). Testování retenční schopnosti půdy. Aktuality Šumavského výzkumu II, Srní, 63-67.

Macek M. (2009). Variabilita vegetace dubohobrových lesů na jemné škále. Bakalářská práce depon in Přírodovědecká fakulta, Karlova univerzita, Praha, 37pp.

Mánek J. (2001). Elektroforetická laboratoř NP Šumava, její role a výsledky při výzkumu genetické diverzity smrku ztepilého na Šumavě a v ČR. Aktuality šumavského výzkumu, Srní, 129-133.

Marshall V. G. (2000). Impacts of forest harvesting on biological processes in northern forest soils. *Forest Ecology and Management* 133 (1-2), 43-60

Milad M., Schaich H., Bürgi M., Konold W. (2011). Climate change and nature conservation in Central European forests: A review of consequences, concepts and challenges. *Forest Ecology and Management* 261 (4), 829-843..

Modlinger R., Holuša J., Liška J., Knížek M. (2009) Stav populace lýkožrouta smrkového *Ips typographus* (L.) v NPR Žofínský prales (Novohradské hory, Česká republika). *Silva Gabreta* 15 (2), Vimperk , 143-154.

Okland B., Bjornstad O. N. (2006). A Resource-Depletion Model of Forest Insect Outbreaks. *Ekology* 87 (2), 283-290.

Pelíšek J. (1964). Lesnické půdoznalectví. Státní zemědělské nakladatelství, Praha, 568 pp.

Petrík M., Havlíček V., Uharský I. (1986). Lesnícka Bioklimatológia. Príroda, Bratislava, 346 pp.

Pokorný J. (2001). Dissipation of solar energy in landscape–controlled by management of water and vegetation. *Renewable Energy* 24 (3-4), 641-645.

Rammig A., Fahse L., Bebi P., Bugmann H. (2007). Wind disturbance in mountain forests: Simulating the impact of management strategies, seed supply, and ungulate browsing on forest succession. *Forest Ecology and Management* 242 (2-3), 142-154.

Remeš J., Ulbrichová I. (2001). Růstová dynamika smrkových výsadeb na degradovaných stanovištích v extrémních polohách NP Šumava. *Aktuality Šumavského výzkumu*. 153-157.

Riedl O., Zachar D. a kol. (1973). *Lesotechnické meliorace*. Státní zemědělské nakladatelství, Praha, 568pp

Schneider J., Kupec P., Vyskot I., Smítka D., Fialová J., Domokošová K. (2006). Vliv větrných kalamit na lesní ekosystémy přírodní rezervace Holý kopec. *Bioklimatologia a voda v krajine*. Strečno, Slovakia. Permanenční elektronická publikace dostupná z: http://www.cbks.cz/sbornikStrecno06/prispevky/Sekcia_8/S8-8.pdf (naposledy navštíveno 25. 3. 2011).

Skuhravý V. (2002). *Lýkožrout smrkový (Ips typographus L.) a jeho kalamity*. Agrospoj, Praha, 196 pp.

Splechna B. E., Gratzner G. B., Bryan A. (2005). Disturbance history of a European old-growth mixed – species forest. *Journal of Vegetation Science*. 511-522.

Steyrer G., Tomiczek Ch. (2007). Orkanschäden und Witterung begünstigen Borkenkäfer. *Forstschutz Aktuell* 40, 3-5.

Svoboda M. (2007). Tlející dřevo – jeho význam a funkce v horském smrkovém lese. *Smrčí*. 115-118. Permanenční elektronická publikace dostupná z: http://www.infodatasys.cz/biodivkrusu/p2007/ASV2007_115.pdf (naposledy navštíveno 25. 3. 2011).

Svoboda M. (2008). Efekt disturbancí na dynamiku horského lesa s převahou smrku ve střední Evropě: jakou roli hraje vítr a kůrovec?. *Ochrana přírody*, 63(1): 31-33.

Šantrůčková H., Vrba J., Křenová Z., Svoboda M., Benčoková A., Edwards M., Fuchs R., Hais M., Hruška J., Kopáček J., Matějka K., Rusek J. (2010). Co vyprávějí šumavské smrčiny. Správa NP a CHKO Šumava, Vimperk. 153 pp.

Tesař M., Šír M., Zelenková E. (2004). Vliv vegetace na vodní a teplotní režim tří povodí ve vrcholovém pásmu Šumavy. *Aktuality šumavského výzkumu II*, Srní, 84-88.

Uhlířová E., Šimek M., Šantrůčková H. (2005) Microbial transformation of organic matter in soils of montane grasslands under different management. *Applied Soil Ecology* 28 (3), 225-235.

Vacek S., Podrázký V. (2003). Forest ecosystems of the Šumava Mts. And their management. *Journal of Forest Science* 7: 291-301.

Wang S. (2005). Dynamics of surface albedo of a boreal forest and its simulation. *Ecological Modelling* 183 (4), 477-494.

Wermelinger B. (2004). Ecology and management of the spruce bark beetle *Ips typographus* - a review of recent research. *Forest Ecology and Management* 202 (1-3), 67-82.

Xu C. Y., Singh V. P. (2005). Evaluation of three complementary relationship vapotranspiration models by water balance approach to estimate actual regional vapotranspiration in different climatic regions. *Journal of Hydrology* 308, 105–121

Zhang X., Jiang H. (2011). Analysis of Acid Rain Patterns in Northeastern China Using a Decision Tree Method. *Atmospheric Environment*, 37pp. Pernamentní elektronická publikace dostupná z: http://www.infodatasys.cz/biodivkrsu/p2007/ASV2007_115.pdf (naposledy navštíveno 25. 3. 2011).