

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích

Přírodovědecká fakulta

Vliv disturbance lesa na teplotu a vlhkost půdy

Diplomová práce

Bc. Jiří Pavlas

Školitel: RNDr. Martin Hais, Ph.D.

České Budějovice 2014

Pavlas J. (2014). Vliv disturbance lesa na teplotu a vlhkost půdy. [Influence disturbance of forest on the temperature and humidity of soil. Mgr. Thesis, in Czech.] - 60p., Faculty of Science, University of South Bohemia, České Budějovice, Czech Republic.

Anotace: V této práci, jsem se snažil vyhodnotit vliv dvou disturbancí lesa na teplotu a vlhkost půdy v oblasti horských smrčín. Před 17 lety byly smrčiny v okolí Březníku napadeny kůrovcem. Po napadení horských smrčín byly v této oblasti aplikovány dva typy managementů. Prvním přístupem byla asanace porostu spočívající ve vytěžení a odvezení dřevní hmoty. V rámci druhého přístupu byl les ponechán samovolnému vývoji (přírozené sukcesi). V práci jsou porovnávány rozdíly v denních teplotních amplitudách a v objemové vlhkosti půdy v rámci odlišných typů managementů. V rámci zpracování dat bylo hodnoceno, zda jsou teplotní a vlhkostní podmínky vysvětleny spíše vlivem managementu či vegetačního krytu. Vliv managementu na denní teplotní amplitudu vyšel signifikantně. Teplotní amplitudy na asanovaných plochách jsou o 49% vyšší než na plochách ponechaných samovolnému vývoji. Rozdíly ve vlhkosti nevyšly průkazně. Vliv dominant na teplotu a vlhkost půdy se neprokázal. Zároveň jsou v práci porovnány teplotní a vlhkostní podmínky ploch z oblasti Březníku (17let po disturbancích) a ploch na Pramenech Vltavy, kde se les začal právě rozpadat.

Annotation: In this study, I attempted to evaluate the impact of two forest disturbances on the soil temperature and humidity in spruce forest. The spruce forests were attacked by bark beetle in the Březník area 17 years ago. Two types of management were applied after the bark beetle attack. The first approach was clear cutting and removing dead trees. The second approach was non-interventional and this zone was left to natural succession. This study compares differences in daily temperature amplitude and volumetric soil humidity between both types of management. I tried to evaluate whether the soil temperature and humidity conditions are explained more by influence of the management or by vegetation cover. Results showed significant difference in daily temperature amplitudes. Temperature amplitudes are about 49 % higher in clear cut areas than in areas with natural succession. Differences are insignificant in soil humidity conditions. The influence of the vegetation on soil temperature and humidity is insignificant. I, too, compared soil temperature and humidity from Březník areas (17 years after disturbance) and Prameny Vltavy areas where the spruce forest decayed recently.

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

Prohlašuji, že v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění souhlasím se zveřejněním své diplomové práce, a to v nezkrácené podobě 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.

V Českých Budějovicích, 24. 04. 2014

.....
Bc. Jiří Pavlas

Poděkování: Děkuji svému školiteli RNDr. Martinu Haisovi, Ph.D za trpělivost a vedení mé diplomové práce. Dále vřele děkuji RNDr. Magdě Edwards, Ph.D; RNDr. Petru Šmilauerovi, CSc.; Mgr. Petru Blažkovi a Mgr. Michaele Bryndové za pomoc při zpracování naměřených dat. Za korekci textu děkuji Bc. Markétě Pavlasové. V neposlední řadě patří obrovský dík celé mé rodině, jak za morální tak finanční podporu během studia.

Obsah:

1. Úvod	1
2. Rešerše.....	2
2.1. Definice disturbance	2
2.2. Typy disturbancí.....	2
2.2.1. Vítr.....	3
2.2.2. Podkorní hmyz.....	3
2.2.3. Antropogenní disturbance.....	4
2.3. Historie Šumavských lesů	4
2.4. Přirozená obnova lesa.....	6
2.5. Výsadba lesa	7
2.6. Vliv disturbance lesa na půdu a vegetaci	8
2.6.1. Faktory ovlivňující teplotu půdy	9
2.6.1.1. Sluneční záření	10
2.6.1.2. Výpar	10
2.6.1.3. Antropogenní zásahy	11
2.6.1.4. Tepelná kapacita půdy	11
2.6.1.5. Tepelná vodivost půdy	11
2.6.1.6. Albedo	12
2.6.1.7. Vegetace	13
2.6.2. Faktory ovlivňující vlhkost půdy.....	13
2.6.2.1. Intercepce.....	13
2.6.2.2. Výpar	14
2.6.2.3. Odtok	15
2.7. Mikroklima studovaných ploch.....	15
3. Cíle a hypotézy	17
4. Metodika.....	18
4.1. Charakteristika studovaného území (Březník)	18
4.2. Výzkum přirozené obnovy lesa v oblasti Březníku.....	18
4.3. Design pokusu	19
4.3.1. Plochy na Březníku.....	19
4.3.2. Plochy na Pramenech Vltavy.....	21
4.4. Provedení experimentu	22

4.4.1. Instalace a popis dataloggerů.....	22
4.5. Použité statistické metody	24
4.5.1. Lineární a nelineární modely se smíšenými efekty (Program R)	24
4.5.2. Mnohorozměrné analýzy (CANOCO).....	25
5. Výsledky.....	26
5.1. Srovnání dvou typů managementů (Březník).....	26
5.1.1. Teplota půdy	26
5.1.1.1. Srovnání denních teplotních amplitud (Březník x Prameny Vltavy)	33
5.1.2. Vlhkost půdy (Březník)	35
5.1.2.1. Srovnání objemové vlhkosti ploch na Březníku a na Pramenech Vltavy.....	40
5.2. Vliv dominant na teplotu a vlhkost půdy (Březník)	42
6. Diskuse	44
6.1. Teplota půdy na plochách s různým typem managementu (Březník)	44
6.1.1. Teplotní podmínky na nově vzniklých plochách na Pramenech Vltavy a starých plochách na Březníku.	46
6.2. Vlhkostní podmínky na plochách s různým typem managementu (Březník)	47
6.2.1. Vlhkostní podmínky na nově vzniklých plochách na Pramenech Vltavy a starých plochách na Březníku.	48
7. Závěr.....	49
8. Literatura	50

1. Úvod

Disturbance jsou přirozenou součástí horských lesních ekosystémů. Mají nezastupitelný význam v ovlivňování dynamiky růstu lesa (Bengtsson et al. 2000; Frelich 2002). Typy disturbancí, které formují horské smrčiny v NP Šumava, jsou především větrné a hmyzí disturbance (Kolejka et al. 2010; Svoboda 2008).

V letech 1995–1998, po masivním rozšíření lýkožrouta smrkového (*Ips typographus*), došlo k velkoplošnému rozpadu horských smrčín v cenných partiích NP. Námi zkoumané plochy se nacházejí v oblasti Březníku, kde byly uplatněny dva různé typy managementů. 1. bezzásahové oblasti – jednalo se o cenné partie Šumavy, kde se nacházely zbytky přirozených lesů. 2. zásahové oblasti – kde se aktivně zasahovalo proti šíření kůrovce za pomoci tradičních lesnických postupů.

Koncepce, rozdělení území NP na zásahovou a bezzásahovou část, spustila mnoho vědeckých projektů zaměřených např. na přirozenou obnovu lesa, zkoumající změny v mikroklimatu či vyplavování živin v důsledku rozpadu smrčín. Ve své práci jsem se zaměřil na ovlivnění teplotních a vlhkostních podmínek v půdě následkem kůrovcové disturbance a asanačních zásahů. V rámci svého tříletého výzkumu jsem se snažil vyhodnotit vliv, managementu a vegetačních dominant, na teplotu a vlhkost půdy na plochách, které jsou dnes již 17 let po disturbanci. Současně jsem porovnal také denní teplotní amplitudy a objemovou vlhkost půdy ploch v oblasti Březníku (17let pod disturbanci) s plochami na Pramenech Vltavy, kde se les rozpadl v roce 2011.

2. Rešerše

2.1. Definice disturbance

Disturbance je základní hybnou silou v přirozeném vývoji lesa (Frelich 2002). Bengtsson et al. (2000) popisuje disturbance, jako náhlou událost či děj, která svým působením změní vnitřní vztahy v ekosystému. Jak budou vztahy v ekosystému změněny, záleží především na velikosti a intenzitě disturbance. Následkem disturbance posouvá ekosystém své sukcesní stádium zpět v čase. Při dalším vývoji ekosystému hraje důležitou roli proces přirozené sukcese (Rammig et al. 2007).

Přirozené lesy jsou během svého dlouhého vývoje ovlivňovány mnoha biotickými a abiotickými procesy, které ovlivňují složení a diverzitu lesních společenstev (Hrib et al. 2009). Lesní ekosystémy jsou formovány změnami v prostředí způsobenými především sněhem, bouřemi, silnými větry a masivním přemnožením hmyzu (Rammig 2005). Všechny disturbance fungují na podobném principu, ale jejich průběh a délka působení může být odlišná. Nejdříve musí dojít, působením nějaké síly, k narušení stávajícího stavu ekosystému, čímž se vytvoří volný prostor pro následnou přirozenou obnovu (Splechtna et al. 2005). Podle Splechtna et al. (2005) jsou disturbance všech typů základními a nenahraditelnými hybnými silami, které přispívají k formování přirozených horských ekosystémů. Dokonce mohou přispět k obnově původní heterogenity ekosystému, pokud byl ekosystém narušen např. nevhodným hospodařením (Lindenmayer et al. 2004).

2.2. Typy disturbancí

Lesy jsou ovlivňovány různými typy disturbancí (např. disturbance ohněm, větrem, sněhem a hmyzem). Disturbance v podobě požárů se vzhledem ke klimatickým poměrům horských ekosystémů ve střední Evropě téměř nevyskytují (Svoboda 2007). A tak hlavními přirozenými silami, které ovlivňují vývoj středoevropských horských ekosystémů, jsou silné větry a na ně navázané přemnožení hmyzu (Kolejka et al. 2010; Svoboda 2008).

2.2.1. Vítr

Hlavní činitelem, který formuje lesní horské ekosystémy ve střední Evropě, je vítr. Na disturbance silnými větry pak může být navázána další významná disturbance, kterou způsobuje přemnožení podkorního hmyzu (Kolejka et al. 2010; Svoboda 2008).

Z historie víme, že k větrným disturbancím na Šumavě dochází poměrně často, i když jejich frekvence kolísá v průběhu staletí (Skuhřavý 2002; Dobrovolný & Brázdil 2003). Podle Kolejky (2010) se z důvodů klimatických změn dá očekávat, že v budoucnu se budou větrné disturbance vyskytovat na Šumavě mnohem častěji.

2.2.2. Podkorní hmyz

U monokulturních lesů, které postrádají věkovou a prostorovou strukturou porostu přirozeného lesa, se zvyšuje riziko disturbance podkorním hmyzem (Fanta 1997). Riziko napadení stromů závisí na jejich věku, na množství dostupných živin a vody v ekosystému (Wermelinger 2004). V případech masivního přemnožení lýkožrouta smrkového (*Ips typographus*) mohou být podle Modlingera et al. (2009) napadány i původní porosty a dokonce i mladé stromky. Okland & Bjornstad (2006) ve své studii zjistili, že na větrnou disturbance je úzce navázáno kůrovcové přemnožení. Lýkožrout smrkový (*Ips typographus*) patří mezi r – strategy, kteří mají schopnost rychle využít větrem oslabený lesní porost ke svému namnožení (Wermelinger 2004). Podle Eriksson et al. (2007) je riziko masivního rozmnožení kůrovce smrkového (*Ips typographus*) závislé na velikosti polomu. V rozsáhlých polomech se kůrovec může namnožit do takových počtů, že začíná napadat i stromy nenarušené větrnou disturbancí (Okland & Bjornstad 2006). Pokud se kůrovec namnoží do velkých počtů, pak je jeho šíření limitováno pouze vyčerpáním potravních zdrojů nebo vnitřním či vnějším oslabením populace (Vacek & Podrázský 2008). Wermelinger (2004) ve své studii navrhuje vytvoření přechodných pásem okolo bezzásahových území, z důvodů zabránění šíření kůrovce do hospodářských lesů.

Působením přirozených disturbancí (vítr a kůrovec) dochází ke změnám v ekosystému a je ovlivněn jeho další vývoj. Významným faktorem objevujícím se po disturbancích a ovlivňujícím ekosystém je sucho, protože nedostatek vody ovlivňuje mnoho půdních procesů (Brady & Weil 2002). Vlivem sucha se smrky stávají více náchylnými k napadení kůrovcem. Tento fakt potvrdil Matějka (2011) ve své studii, kde uvádí, že gradaci kůrovce předchází období s výrazným suchem ve vegetačním období. Přímým působením sucha může

dojít k poškození jehličí a k proschnutí kořenového systému smrku. Stres suchem následně ovlivňuje vodní status rostliny, její fyziologické procesy a vnitřní homeostázu (Mrkva 2006).

Nedostatek vody v ekosystému snižuje transpiraci vegetace a také se snižuje čistá primární produkce. Podle Dale et al. (2001) stres suchem vede k oslabení rostlin, které se následně stávají náchylnějšími k dalším disturbancím např. napadení škůdci. Sucho má velký vliv na vývoj rostlinných semenáčků, které jsou nedostatkem vody, z důvodů nedostatečně rozvinutého kořenového systému, vysoce ohrožené (Dale et al. 2001).

2.2.3. Antropogenní disturbance

Další významnou disturbancí pro naše lesy je disturbance antropogenního původu. V hospodářských lesích je, vedle přirozených disturbancí, velice významná také disturbance antropogenního původu. Umělé pěstební zásahy spojené s výsadbou semenáčků významně ovlivňují vývoj lesního ekosystému. Těžba se v drtivé míře provádí tzv. holosečným způsobem, který je velkým zásahem do lesního ekosystému (Kubčák et al. 2005). Velkým negativem těžby dřevní hmoty je ochuzování celého ekosystému o živiny, které pak chybí v dalším vývoji lesa (Svoboda 2007). Navíc asanační lesa těžkými dřevozpracujícími stroji dochází k rozrušení povrchové vrstvy půdy a poničení ostatní vegetace, především bylinného patra, čímž se půda stává náchylnější k erozi (Šantrůčková et al. 2010).

Odstranění stromového patra se projevuje i na změně teplotních a vlhkostních poměrů. Podle Hais & Kučera (2008) má asanace polomů negativní dopad na povrchové teploty půdy. Asanované půdy dosahují vyšších teplotních maxim z důvodů vyšší expozice slunečního záření, na rozdíl od ploch ponechaných samovolnému vývoji, kde půda nebyla narušena (Hais & Kučera 2008). Holoseče podle Chen et al. (1993) významně ovlivňují také hydrologické podmínky půdy. Rozrušené půdy bez vegetace špatně vážou vodu a za současného působení vyšších teplot půda rychleji ztrácí vodu výparem (Chen et al. 1993). Změny teplotních a vlhkostních poměrů půdy mohou vést až ke změně energeticko-látkové bilance území (Hais & Pokorný 2004).

2.3. Historie Šumavských lesů

Vzhledem k chladným klimatickým podmínkám byla Šumava osidlována velice pomalu a nárazově. K významnějšímu osídlení Šumavy došlo až během 11. a 12. století (Hrib et al.

2009; Jelínek 1985 in Vacek & Podrázský 2003). V následných staletích docházelo k pomalému rozšiřování vesnic, polí, pastvin, ale také infrastruktury potřebné k rozvoji těžby zlata, sklářské výroby a uhlířství (Hrib et al. 2009; Jelínek 1985 in Vacek & Podrázský 2003). V 18. století, s narůstající populací a průmyslem, došlo nejen k velkému úbytku lesa, ale také se změnila jeho druhová biodiverzita, díky preferenci těžby tvrdého dřeva (Hrib et al. 2009). Snahy o zalesnění vykácených území se začaly objevovat až v průběhu 19. století (Jelínek 1985 in Vacek & Podrázský 2003). Vliv člověka na lesní ekosystémy prokazatelně snížil jejich budoucí odolnost vůči disturbancím (Fanta 1997). Ve druhé polovině 20. století byl přístup do šumavských lesů velmi omezen. Kvůli vytvoření železné opony byla značná část populace donucena Šumavu opustit. Tato skutečnost přispěla k celkové regeneraci šumavských ekosystémů (Šantrůčková et al. 2010).

Od 50. let 20. století se začalo objevovat další významné negativní ovlivnění horských ekosystémů. Ze palování fosilních paliv, v průmyslu a automobilové dopravě, se do ovzduší začalo dostávat velké množství nebezpečných polutantů a kyselých emisí, které v reakci s vodní párou vytvářely kyselé deště s pH nižším než 5.6 (Kopáček et al. 2009; Zhang & Jiang 2011). Nejhorší situace nastala během 80. let 20. století, kdy byla míra znečištění ovzduší enormní. Acidifikace půd zasáhla celé území ČR, nejvíce ovšem byly zasaženy citlivé horské ekosystémy (Vacek & Podrázský 2008). Působením kyselých dešťů byla, jednak ovlivněna přímo vegetace, která se stala více náchylnou k větrným a kůrovcovým disturbancím, ale také se změnila chemická procesy v půdě. V kyselých půdách se začaly uvolňovat toxické ionty (myslíme hlavně toxický hliník, ale i kadmium olovo a měď) a významně se zvýšilo množství vyplavených živin z půdy (Bini & Bresolin 1998). Ke zlepšení situace došlo až počátkem 90let, kdy podniky začaly využívat moderní technologie vedoucí k odsíření znečištěného vzduchu (Fanta 1997).

V 90. letech byly horské lesy v NP Bavorský les zasaženy dvěma silnými vichřicemi. Vedení parku se rozhodlo v jádrových oblastech NP Bavorský les uplatnit bezzásahový režim. Na méně cenných lokalitách byla provedena lesnická asanace (Skuhřavý 2002; Jonášová & Prach 2008; Šantrůčková et al. 2010). Z bezzásahových jádrových oblastí se začal kůrovec šířit a v roce 1990 se objevil v NP Šumava (Skuhřavý 2002). Důležitým faktorem, který přispěl k rychlému šíření kůrovce, je monokulturnost tamějších smrčín (Jonášová & Prach 2004). Vedení NP Šumava stejně jako vedení NP Bavorský les zvolilo dva různé typy managementů. Cenná malá území v jádrových oblastech byla ponechána

přirozenému vývoji. Na ostatních zasažených plochách byla uplatněna lesnická asanace, spočívající v pokácení a odvezení dřevní hmoty za využitím těžké dřevozpracující techniky, která narušuje a zároveň utužuje lesní půdu, což má za následek nejen snížení úspěšnosti samovolné a přirozené výsadby v důsledku teplotních a vlhkostních změn, ale také se půda stává náchylnější k erozi (Gartzia-Bengoetxea et al. 2009).

Uhlířová et al. (2005) uvádějí, že odolnost Šumavských lesů byla prokazatelně snížena i působením kyselých dešťů, jejichž následkem se uvolnil toxický hliník do půdy a snížila se dostupnost živin v půdě (Uhlířová et al. 2005; Šantrůčková et al. 2007; Lorz et al. 2002).

Další větrná disturbance Šumavu zasáhla v noci z 18 na 19. ledna 2007. Orkán Kyrill, s rychlostí větru až 176 km/h, poničil desítky kilometrů čtverečních horských smrčín (Kolejka et al. 2010). Následné brzké suché jaro přispělo k rychlejšímu namnožení kůrovce a jeho dřívějšímu prvnímu letu (Steyrer & Tomiczek 2007). Steyrer & Tomiczek (2007) měřeními zjistili, že na rakouské straně, v nadmořské výšce okolo 800 m. n. m, došlo k prvnímu letu kůrovce o tři týdny dříve.

Od roku 2008 docházelo k masivnímu šíření kůrovce po celém NP. V roce 2008 bylo napadeno cca 240 tis. m³ smrků, z toho byla cca polovina vytěžena a druhá polovina ponechána přirozenému vývoji v bezzásahových zónách. Na základě Tab. I., kde je uvedeno množství dřeva v m³, které bylo zpracováno během roku, můžeme usuzovat, že masivní šíření kůrovce v NP Šumava se postupně zpomaluje.

Tab. I. Počet zpracovaných m³ dřeva v NP Šumava (Web NP Šumava, 2013)

Rok	Počet zpracovaných m ³
2008	119 903
2009	297 960
2010	347 000
2011	239 027
2012	76 910
k 18. 12. 2013	41 923

2.4. Přirozená obnova lesa

Lesy se temperátním pásu cyklicky obnovují jak z maloplošných tak z velkoplošných rozpadů lesa. Výsledkem je vždy věkově a prostorově různorodý porost (Fanta 2008).

Milad et al. (2011) ve své studii zjistil, že jedinci, kteří přežijí kůrovcovou disturbancí, jsou velmi důležití v dalším vývoji lesa. Tyto jedinci jsou nositeli odolného genotypu, který je

typický pro oblast horského lesa. Nově vzniklí jedinci tak zdědí po rodičích adaptace na extrémní klima (Kupka 2004).

Podle Svobody (2007) je přirozené zmlazování smrku v podmínkách vysokohorského lesa obtížnější než v lesích v nižších nadmořských výškách. Důvodem je vyšší prosvětlenost lesa, která vede k rozvoji bylinné vegetace, která se stává významným kompetitorem semenáčků. Bače (2009) ve své studii uvádí, že více jak 50% semenáčků smrku se v podmínkách horských ekosystémů vyskytuje na mrtvém dřevě, které jim poskytuje kompetiční výhodu (Zielonka & Piatek 2004).

Ležící mrtvé kmeny i stojící souše vytváří v ekosystému strukturální heterogenní prostředí s odlišnými mikroklimatickými podmínkami (Zielonka & Piatek, 2004). Rozpadající se ležící dřevo poskytuje ideální prostředí pro početné organismy, jako bakterie, houby a bezobratlé živočichy, kteří mají nezastupitelný význam v koloběhu živin a cyklu uhlíku. Heterogenní prostředí, vytvořené vývraty, rozpadajícím se dřevem a stojícími soušemi, poskytuje ideální habitat pro rozvoj hmyzu, ptáků a savců, často i těch hodně vzácných, jako je např. Tetřev hlušec (*Tetrao urogallus*), Datlík tříprstý (*Picoides tridactylus*) nebo Rys ostrovid (*Lynx lynx*) a zároveň mrtvé dřevo chrání okolní vegetaci před okusem zvěře (Harmon et al. 1986; Franklin & Spies 1991; Wu et al. 2005). Podle Stevense (1997) je ochranná funkce mrtvého dřeva velmi důležitá především při rozsáhlých disturbancích, kdy ochrání kontinuitu lesního společenství. Absence mrtvého dřeva v horském lesním ekosystému zhoršuje úspěšnost přirozené obnovy (Jonášová 2001).

2.5. Výsadba lesa

Umělá výsadba lesa se na území NP Šumava využívá ve velké míře. Podle směrnice MŽP č. 7/2007 má umělá výsadba, při využití technologií blízkých přírodním procesům, vést k vytvoření věkově a strukturálně heterogenního lesa, který se má co nejvíce přibližovat přirozeným lesům (MŽP 2007). Pokud ovšem dojde během těžby, k narušení půdy těžkými dřevozpracujícími stroji, je následná umělá výsadba zatížená velmi vysokou mortalitou sazenic. Důvodem vysoké mortality sazenic jsou extrémní klimatické podmínky způsobené narušením povrchových vrstev půdy těžkými stroji (Remeš & Ulbrichová 2001) a také absencí tlejícího dřeva vztahujícího velké množství vody, která může být v suchém období využita okolní vegetací (Sollins et al. 1987).

2.6. Vliv disturbance lesa na půdu a vegetaci

Les se během letních měsíců vyznačuje vyrovnanějšími teplotními i vlhkostními podmínkami ve srovnání s plochami, kde les odumřel, respektive byl vykácen (Hais & Pokorný 2004).

Velkoplošný zánik lesa v horských oblastech významně ovlivní tamní mikroklima (Červený et al. 1984). Po zániku či vytěžení lesa je povrch půdy vystaven vyšším dávkám slunečního záření, které zahřívá půdu a může vést ke změně vlhkostních podmínek. Ztráta vegetace může vést až ke změně celkové energetické bilance krajiny (Geiger 1965). Po disturbancích způsobujících velkoplošné odlesnění ztrácí lesní ekosystém velké množství vody, která byla vegetací vázána v ekosystému (Tesař et al. 2004). Navíc nedostatečná retence vody v krajině zvyšuje riziko povodní po rychlém jarním tání či prudkých letních lijácích (Červený et al. 1984; Dexter et al. 2008).

Změna vodního a teplotního režimu krajiny, při maloplošném zániku lesa, není tak významná za předpokladu nenarušené bylinné vegetace a dostatku půdní vody sloužící k transpiraci (Tesař et al. 2004).

Strukturu přirozeného lesa rozdělujeme do čtyř vrstev na 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 může dopadat pouze 5% slunečního záření, zbytek záření absorbuje přítomná vegetace (Petrik et al. 1986). Tato skutečnost, kdy pouze malá část slunečního záření dopadá až na povrch půdy, přispívá k vyrovnanému teplotnímu režimu v lesním ekosystému (Tesař et al. 2004). Množství záření dopadajícího na lesní půdu záleží na intenzitě světla, poloze Slunce, reliéfu krajiny, nadmořské výšce, druhu dřeviny, olistění, zápoje a na věkové struktuře (Geiger 1965). V disturbovaných lesích s absencí stromového patra záření dopadá na půdu v mnohem větším množství a významně ovlivňuje vlastnosti půdy a její vývoj (Petrik et al. 1986).

Půdy v NP Šumava jsou chudé na živiny vyjma rašelinných půd, kde dochází k akumulaci nerozložené organické hmoty. Šumavské půdy jsou tvořeny hlavně podzoly a kambiosoly. Vlivem vlhkých a chladných klimatických podmínek šumavské půdy slouží jako zásobník nerozložené organické hmoty, která se rozkládá velice pomalu (Chábera 1987; Brady & Weil 2002). Při disturbancích lesa dochází ke změně teplotních a vlhkostních

podmínek, což má za následek zrychlení mineralizace uložené organické hmoty. V návaznosti na zvýšení rychlosti mineralizace, se zvýší množství živin vyplavovaných do povrchových vod (Brady & Weil 2002). Hlavní vyplavovanou živinou jsou minerální formy dusíku. Dusík je v nenarušeném horském lesním ekosystému limitujícím prvkem. Lesní ekosystémy jsou na nízkou dostupnost dusíku adaptovány (Hruška & Cienciala 2005). V půdě současně probíhá mineralizace i imobilizace dusíku a vzájemně na sobě závisí. Řídícími faktory, které procesy převládají, jsou poměr C/N, intenzita a druh poškození ekosystému (Šantrůčková et al. 2010).

Nenarušený lesní ekosystém má poměr C/N vysoký. Převládá v něm proces imobilizace. To znamená že, veškerý dostupný dusík je zabudováván do organické hmoty (Šantrůčková et al. 2010). Tento trend se otáčí v okamžiku, kdy dojde vlivem disturbance k narušení půdy a vegetace. Začíná převládat mineralizace dusíku ($\text{NH}_4^+ \rightarrow \text{NO}_2^- \rightarrow \text{NO}_3^-$), čímž se zvýší jeho vyplavování. Prescott (1997) uvádí, že nejvyšší mineralizace dusíku je hned v prvním roce po odstranění vegetace. Intenzita mineralizace pak postupně v dalších letech klesá. Rychlost mineralizace dusíku je ovlivněna i typem managementu. Na plochách asanovaných je mineralizace dusíku vyšší, než na plochách ponechaných samovolnému vývoji (Prescott 1997).

2.6.1. Faktory ovlivňující teplotu půdy

Teplota půdy je důležitým faktorem, který ovlivňuje rychlost veškerých reakcí v půdě. Obecně platí, že při nízkých teplotách se půdní reakce zpomalují či zcela zastavují. Naproti tomu při vyšších teplotách reakce běží rychleji (Pelíšek 1964). Optimální teplota půdy je jedním z hlavních faktorů, které jsou důležité pro optimální rozvoj půdního edafonu a správné fungování kořenového systému rostlin (Brady & Well 2002).

Denní chod teploty půdy ovlivňuje současným působením několik faktorů. Jedná se o faktory podnebí, počasí, expozice svahu, stavu půdy, výšky sněhové pokrývky, výšky, typu a hustoty vegetace (Pelíšek 1964; Střelcová et al. 2006). V hustém smrkovém lese jsou mnohem nižší teplotní výkyvy než na plochách s absencí vegetace (Pelíšek 1964). Nejvíce se zahřívá povrch půdy a vrstvy těsně pod povrchem. Zde také dochází k nejvyšším teplotním výkyvům, ať již v denním či ročním průběhu teplot (Geiger 1965). Podle Petrika et al. (1986) již v 10cm pod povrchem půdy dochází ke zpoždění v denních minimech a maximech o 2,5-3,5hod.

2.6.1.1. Sluneční záření

Sluneční záření je jedním z hlavních faktorů, který ovlivňuje teplotu půdy (Geiger 1965). Je to hlavní faktor, jenž ovlivňuje aktivní krajinný povrch. Aktivním povrchem rozumíme povrch, na němž dochází k přeměně krátkovlnného slunečního záření na tepelnou energii (Krečmer 1980; Žalud 2010). Takovým povrchem může být půda, sněhová pokrývka, vodní plocha, ale také vegetace. Míra zahřívání půdy, záleží především na množství záření, jenž projde skrz zápoj vegetace. Vegetační zápoj může pohltit až 50% slunečního záření, které by se jinak při dopadu na povrch půdy přeměnilo na tepelnou energii. Neboli tzv. zjevné teplo, které zahřívá povrchu půdy (Geiger 1965). Podle Krečmera (1980) aktivní povrch půdy významně ovlivňuje teplotu ovzduší do dvou metrů nad povrchem půdy a řádově decimetry půdy pod jejím povrchem.

Součtem všech toků zářivé energie dostaneme radiační bilanci zemského povrchu. Kladná radiační bilance je během léta či dne. V tomto období je příjem energie větší než její ztráty způsobené vyzařováním (Matějka & Huzulák 1987). Převládá tzv. insolační typ teplot, tzn. teplota v hlubších vrstvách je nižší než na povrchu půdy (Petrík et al. 1986). Opakem insolačního typu je typ radiační, ke kterému dochází během noční či zimní periody. Během radiačního typu povrch půdy vyzařuje více energie, než získává. Jedná se tedy o zápornou radiační bilanci (Matejka & Huzulák 1987). Tento typ se vyznačuje vyšší teplotou v hlubších vrstvách oproti teplotě na povrchu půdy. Teplota z hlubších vrstev částečně kompenzuje ztráty způsobené zápornou radiační bilancí (Petrík et al. 1986).

2.6.1.2. Výpar

Teplotu půdy významně ovlivňuje evapotranspirace. Evapotranspirace se skládá z evaporace (fyzikální výpar) a z rostlinné transpirace (fyziologický výpar). Tento celkový výpar ovlivňuje průběh teplot v celé krajině (Xu & Singh 2005; Pokorný 2001).

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 tomto případě mluvíme o tzv. latentním teple, které nemění okolní teplotu prostředí. (Geiger 1965; Pokorný 2001).

2.6.1.3. Antropogenní zásahy

Podle Krečmera (1980) je mikroklima stanoviště nejvíce ovlivněno energetickou bilancí slunečního záření, cirkulací atmosféry, typem reliéfu a také antropogenními zásahy. Vlivem lesnických asanačních zásahů dochází k narušení půdního profilu. Následné rozrušení povrchových vrstev půdy a odstranění vegetace vede k většímu zahřívání půdy, než na plochách ponechaných přirozenému vývoji (Geiger 1965). Důvodem zvýšeného zahřívání povrchu půdy je přeměna dopadajícího krátkovlnného slunečního záření na tzv. zjevné teplo, které půdu a její okolí zahřívá. Naproti tomu v nenarušené půdě s vegetací se krátkovlnné sluneční záření přeměňuje na latentní teplo, které se spotřebovává při evapotranspiraci (Pokorný 2001).

Geiger (1965) ve své studii uvádí, že na ovlivnění teploty půdy se také podílejí schopnosti aktivního povrchu odrážet dlouhovlnné (tepelné) záření. Teplota půdy je závislá na jejích vlastnostech, především na jejím albedu (odrazivosti), tepelné kapacitě a její vodivosti (Campbell & Norman 1998).

2.6.1.4. Tepelná kapacita půdy

Všechny přírodní látky mají svojí specifickou tepelnou kapacitu, která udává schopnost látek pohlcovat teplo. Nejvyšší tepelnou kapacitu má vodní povrch či zamokřená půda. Zamokřené půdy se díky své vysoké tepelné jímavosti ohřívají a ochlazují pomaleji, než například vzduch či suchá odkrytá půda a nedochází u nich k vysokým teplotním výkyvům mezi dnem a nocí (Petrik et al. 1986)

2.6.1.5. Tepelná vodivost půdy

Přenos tepla v půdě je závislý na mineralogickém složení, obsahu humusu, vlhkosti, zrnitosti a struktuře půdy. Vysoká tepelná vodivost půdy brání jejímu přehřívání. Důvodem je rychlý odvod tepelné energie do hlubších vrstev půdy (Geiger 1965). Při záporné radiační bilanci (v průběhu noci či zimy) je teplo vedeno z hlubších vrstev půdy zpět k povrchu půdy. Tento proces zabraňuje rychlému ochlazování půdy (Petrik et al. 1986). Tok tepla v půdě je uskutečněn molekulárním vedením s výjimkou pórů naplněných vodou či vzduchem, kde dominuje turbulentní přenos (Žalud 2010).

Pro vedení tepla v půdě platí vztah: $Q_v = A \cdot dT/dz$.

A – je koeficient tepelné vodivosti ($W \cdot m^{-1} K^{-1}$)

V případech vysokého obsahu organické hmoty a vody v půdě je teplo rychleji a snadněji vedeno v půdě. Naproti tomu suché půdy s velkým provzdušněním vedou energii špatně, což má za následek přehřívání povrchu během teplých dnů a následné rychlé ochlazení během nocí (Žalud 2010).

2.6.1.6. Albedo

Albedo udává schopnost povrchu odrážet dopadající elektromagnetické záření (Wang 2005). Velikost albeda závisí na fyzikálních vlastnostech povrchu především na barvě, vlhkosti, a zenitové vzdálenosti slunce – ráno je albedo vyšší než odpoledne (Žalud 2010). Nejvyšší albedo má čerstvě napadlý sníh, který odráží 80–95 % slunečního záření (Tab. II). Naopak nízké albedo mají tmavé půdy, rašelina, umělé povrchy (beton, asphalt) či vodní plochy. Velikost albeda u vodních ploch záleží především na úhlu dopadajících paprsků. V ranních a večerních hodinách, kdy paprsky dopadají na vodní hladinu pod velkým úhlem, se velká část záření odrazí. Naproti tomu během poledne, kdy je slunce vysoko nad obzorem, vodní plocha pohlcuje více záření, díky nízkému dopadovému úhlu.

Tab. II – Albedo různých povrchů. Čím vyšší hodnota, tím více záření se odrazí zpět do atmosféry.

*záleží na barvě půdy a její vlhkosti.

Povrch	Albedo
Čerstvý sníh	až 95 %
Voda	3 – 30 %
Půda*	5 – 40 %
Les	8 – 15 %
Rašelina	5 – 15 %

Obecně tedy platí, že tmavší půdy mají nižší albedo (tzn., absorbují více záření než půdy světlé). Ovšem 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).

2.6.1.7. Vegetace

Teplotu půdy ovlivňuje i heterogenita vegetace, například odlišná výška stromů nebo různá hustota jejich zápoje (Petrik et al. 1986). Podle Petrika et al. (1986) mohou v létě koruny stromů zadržovat až 90 % slunečního záření. Pro smrkové porosty se uvádí 70 % a pro listnaté porosty 80 % zadrženého slunečního záření. Zastínění půdy vegetací přispívá k vyrovnaným teplotním podmínkám. Zároveň vegetace tlumí teplotní výkyvy v půdě během dne a noci.

2.6.2. Faktory ovlivňující vlhkost půdy

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). Srážková voda je z části odvedena zpět do řek, z části je vázána v půdě a z části se stane podzemní vodou, která slouží jako zdroj vody pro vegetaci během suššího období (Brady & Weil 2002). Na změnu teplotních podmínek v půdě jsou často navázány i změny ve vlhkostních podmínkách. Narušení disipační struktury krajiny může vést až ke změně energeticko látkové bilance krajiny. V takových případech obecně dochází ke zvýšení teploty v krajině, na kterou jsou přímo navázány zvýšené ztráty půdní vlhkosti. Podle Pokorného (2001) může být ovlivněna i lokální distribuce srážek v krajině.

2.6.2.1. Intercepce

Les má nezastupitelný význam v retenci vody v krajině (Červený et al. 1964). Kolik vody se v lese během krátkého deště dostane do půdy, záleží především na velikosti intercepce stromů. Intercepce je schopnost vegetace (ale i jiných předmětů) zadržet vodu pomocí povrchového napětí. Jedná se tedy o část srážek, která nikdy nedopadne na zem (Petrik et al. 1986).

Intercepce u listnatých stromů může dosahovat až 20 % spadlého deště. U smrčiny je to daleko více. Vyšší intercepce smrčin je dána vysokým počtem jehlic, které mají v součtu větší povrch než je povrch listů u listnatých stromů. Jehličnany na svých jehlicích tak mohou při krátké dešti udržet až 60 % dešťové vody, která se nikdy nedostane do půdy a to může významně ovlivňovat půdní vlhkost (Riedl et al. 1973). Riedla et al. (1973) ve své knize uvádí, že efektivita intercepce stromů mění během roku. V letním období smrčiny dosahují největší intercepce.

Intercepce se dá vypočítat ze vztahu: $I = R - R_g - Q_s$

I – Intercepce; *R* – srážka nad vegetací; *R_g* – srážka pod vegetací;

Q_s – tok po větvích a kmeni

Množství vody, které se dostane až do půdy, závisí na intenzitě a trvání deště. Během prudkých či dlouhotrvajících dešťů není vliv intercepce tak velký, jako při krátkých přeháňkách (Riedl et al. 1973). Efektivita intercepce je závislá také 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).

2.6.2.2. Výpar

Dostatek vody v půdě je důležitý pro téměř všechny fyziologické procesy rostlin a živočichů. Schopnost vegetace využít sluneční energii na přeměnu vody ve vodní páru je základním prvkem terestrických hydrologických cyklů (Pokorný 2001). Velikost evapotranspirace je závislá na mnoha faktorech. K významným faktorům patří vlhkost půdy a vzduchu, intenzita vztlínání, teplota vzduchu a půdy, reliéf, hloubka hladiny spodní vody, vítr a atmosférický tlak (Monteith 1965). Důležité je také rozlišovat potenciální a aktuální výpar ekosystému. Potencionálním výparem myslíme maximální možnou evapotranspiraci, která není limitována nedostatkem vody v ekosystému. Aktuální výparem je myšlena skutečná evapotranspirace, která udává, kolik vody se skutečně vypaří z ekosystému za určitých podmínek. Potencionální výpar je vždy vyšší než aktuální, nejvyšší rozdíly jsou v průběhu vegetační sezony.

Pokud vegetaci začne zahřívat sluneční radiace či teplý vzduch spouští se transpirace, která ochlazuje povrch rostlin (Tesař et al. 2004). Transpirace je silně ovlivněna typem a funkcí vegetačního krytu. To je důvodem velkých rozdílů v mikroklimatu mezi oblastmi ležícími v podobných geografických podmínkách ovšem s odlišnou vegetací. Během vegetativní sezony se mohou měnit teplotní a vodní režimy v krajině podle toho jak se daří vegetaci (Woods 2003; Buchtele et al. 2006).

Vedle transpirace se na velikosti výparu podílí také evaporace, která se dá definovat jako výpar z neživých povrchů. Výpar se dá stanovit ze vztahu $\Delta S = (R + U) - (D + RO + ET)$.

ΔS – retence půdy, R – srážky, U – kapilární vztlínání, D – průsak do podzemní vody, RO – povrchový odtok, ET – evapotranspirace.

2.6.2.3. Odtok

Během jarních měsíců je odtok vody z krajiny, v povodí řek s niválním odtokovým režimem, nejvyšší, v důsledku tání sněhu. Rychlost tání sněhu je závislá na hustotě stromového patra. Sníh v lesích obecně taje pomaleji než na místech kde je vystaven přímému slunečnímu záření. Pomalé odtávání sněhu zpomaluje odtok vody z krajiny, jež je vázána ve sněhové pokrývce, čehož může využít ostatní vegetace (Červený et al. 1984).

Vliv na zvýšený odtok vody z krajiny má také hospodaření v lese. Hydromeliorační odvodňovací zásahy, vedoucí ke snížení podzemní hladiny vody, zvýší odtok vody z krajiny. Odvodnění navíc vede k rozkolísání podzemní hladiny vody a provzdušnění půd, jenž se projeví zvýšenou dekompozicí uložené organické hmoty (Lindsay 1995). V místech, kde došlo k asanaci lesa těžkými dřevozpracujícími stroji, je narušena retenční kapacita půdy a poničena vegetace (Tesař et al. 2004). Následkem lesnické asanace se může změnit vláhová bilance krajiny (Hadač et al. 2006). Opakem pak jsou plochy ponechané samovolnému vývoji, kde nedochází k významnému narušení půdy tedy ani k tak významným změnám ve vláhové bilanci krajiny. Pozitivní vliv na udržení vody v krajině má přítomnost dostatku tlejícího dřeva, jenž váže velké množství vody, které může být využito organizmy a vegetací během suššího období (Tesař et al. 2004).

2.7. Mikroklima studovaných ploch

S rozpadem horských smrčín se zvyšuje relativní teplota krajinného krytu (Hais & Pokorný 2004). K měření teploty se využívají nejrůznější metody. Ve studii Hojdové et al. (2005) byly zkombinovány pozemní přístroje s družicovými daty. 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. Ve zdravém nenarušeném lese byla v roce 2002 naměřena nejvyšší denní teplotní amplituda 17,9°C. Na plochách napadených kůrovcem a ponechaných samovolnému vývoji byla naměřena denní amplituda 21,7°C, která se přibližuje hodnotě z asanovaných ploch, kde byla naměřena denní amplituda 27,9°C. Hojdová et al. (2005) došli při srovnání maximálních denních teplot k následujícím hodnotám. Denní maximum v nenarušeném lese bylo 28,1°C. Pro srovnání denní maximum

na ploše, kde byla provedena lesnická asanace, bylo 36,1°C a v suchém lese, který byl ponechán přirozenému vývoji, bylo denní teplotní maximum 42,8°C. Na základě těchto dat můžeme vidět, jak důležitá je vegetace při udržování optimální teploty půdy (Hojdová et al. 2005).

Ležící a stojící rozpadající se stromy vytváří specifický mikrorelief, který přispívá k většímu zastínění plochy, tím pádem je povrch půdy méně vystaven sluneční radiaci a půda se nepřehřívá (Zielonka & Piatek 2004). Druhým důvodem rozdílné povrchové teploty půdy je rozdílná evapotranspirace. Rostlinná transpirace ovlivňuje klimatické podmínky v půdě a na jejím povrchu během vegetační sezony (Eagelson 1978; Kleidon 2006; Střelcová et al. 2006). V podmínkách střední Evropy lesy během vegetační sezony vytranspirují až 50% veškerých dešťových srážek. Rostliny dokáží pomocí transpirace snížit teplotu na svém povrchu až o 15°C (Novák & Havrila, 2006). Teplota půdy i teplota vzduchu může být ovlivněna rostlinným krytem (Tesař et al. 2006). Těsně po disturbanci je v přirozeně rozpadajícím se lese vyšší vegetační hustota, což má za následek vyšší transpiraci rostlin, tedy ochlazování okolí, ve srovnání s plochami kde byla provedena asanace. Zatím co asanované plochy, následkem rozrušení půdy a poničení zbylé vegetace, vykazují nižší vegetační hustotu, tím pádem je zde i nižší intenzita transpirace a půda se může více zahřívát. Tento stav, ale netrvá dlouho. Rozrušená půda, bez vegetace na asanovaných plochách, rychle zarůstá bylinnou vegetací.

Tesař et al. (2006) zkoumal mikroklima ploch ponechaných přirozenému vývoji, asanovaných ploch a ploch kde se zachoval les. Z výsledků vyplývá, že během suchých dnů s nízkou potenciální evapotranspirací bylo zaznamenáno teplotní maximum na plochách ponechaných samovolnému vývoji o 7°C vyšší než v nenarušeném lese. Rozdíl mezi rozpadlými porosty ponechanými samovolnému vývoji a plochami asanovanými nebyl signifikantní.

Hais & Pokorný (2004) pomocí dálkového průzkumu země zjistili, že v oblasti rozpadu horských smrčín a holin vzniklých asanací lesa, došlo k poklesu hodnot wetness indexu. Snížení indexu wetness znamená relativní snížení vlhkosti krajinného povrchu. Ve spojení se zvýšením teploty krajinného krytu a snížení indexu wetness může dojít ke změně energeticko-látkové bilance krajiny (Hais & Pokorný 2004). Ovlivněn může být až hydrologický odtok příslušného povodí (Křovák & Kuřík 2001).

3. Cíle a hypotézy

Cíl 1: Srovnat teplotní a vlhkostní podmínky půdy v asanovaných lesích a lesích ponechaných samovolnému vývoji.

Hypotéza 1: Teplotní a vlhkostní podmínky půdy v asanovaných lesích se budou lišit od půd v lesích ponechaných samovolnému vývoji.

Cíl 2: Zhodnotit vliv zvolených dominant vegetace na teplotu a vlhkost půdy.

Hypotéza 2: Domnívám se, že pod různými vegetačními dominantami budou panovat různé teplotní a vlhkostní podmínky.

4. Metodika

4.1. Charakteristika studovaného území (Březník)

Zájmové území se nachází v pásmu přirozených horských smrčín v 7. a 8. lesním vegetačním stupni (Hladilin 1996). Dominuje zde smrk ztepilý (*Picea abies*) s příměsí jeřábu ptačího (*Sorbus aucuparia*), buku lesního (*Fagus sylvatica*) jedle bělokoré (*Abies albe*) a břízy pýřité (*Betula pubescens*). Bylinné patro je tvořeno převážně travinami (*Calamagrostis villosa*, *Avenella flexuosa*), brusnicí borůvkou (*Vaccinium sp.*) a mechy (*Polytrichum formosum*, *Dicratum scoparium* a *Sphagnum sp.*)

Studovaná oblast se vyskytuje v nadmořské výšce 1175 – 1280m. Pro klima je charakteristické krátké, chladné a vlhké léto. Přejídné období je dlouhé, jaro je chladné a podzim mírně chladný. Zima je velmi dlouhá, chladná a vlhká s dlouhotrvající sněhovou pokrývkou (Quit 1971). Průměrné roční srážky se pohybují okolo 1500mm. Průměrná teplota je 4°C (Jonášová & Prach 2004). Podloží je tvořeno především rulami a granodiority. Převažujícími půdními typy jsou podzoly a kambiozoly v oblastech s vysokou vlhkostí to pak mohou být také histosoly či glejosoly (Chábera 1987).

V rámci výzkumu byly vybrány dva typy ploch (17 let po kůrovcové disturbanci) s různým typem managementu, kde se zkoumal vliv disturbance lesa na teplotu a vlhkost půdy.

4.2. Výzkum přirozené obnovy lesa v oblasti Březníku

Náš výzkum byl prováděn v NP Šumava v oblasti Březníku. Výzkumné plochy, na kterých jsme zkoumali vliv disturbance lesa na teplotu a vlhkost půdy, jsme přebrali od Magdy Jonášové a Karla Pracha (2004), kteří na nich prováděli výzkum vlivu rozpadu lesa a kalamitní těžby na druhové složení podrostní vegetace a regeneraci smrku. Přirozenou obnovu na jiných plochách v NP Šumava své studii zkoumal Zatloukal et al (2001). Wild (2001) zkoumal v oblasti Březníku, jak kůrovcové přemnožení ovlivní prostorovou mozaiku bylinného patra. Od roku 2010 probíhal na stejných plochách, souběžně s naším měřením, výzkum půdní fauny (Bryndová 2013; Kokořová 2012; Velíšek 2012), chemismu půd (Staňková 2013), dostupnosti živin (Krausová 2011) a biologické aktivity půd (Otáhalová 2011).

4.3. Design pokusu

4.3.1. Plochy na Březníku

Hlavní část výzkumu byla provedena v okolí Březníku v NP Šumava. Pro výzkum byly vybrány dva typy ploch s různým typem managementu (Obr. 1). Rozvržení ploch můžete vidět na mapě (Obr. 2). V Tab. III jsou uvedeny GPS souřadnice zkoumaných ploch.

- **Plochy ponechané samovolnému vývoji (S)** – na těchto plochách odumřel les (v letech 1996–1997) v důsledku přemnožení lýkožrouta smrkového. Nebyly zde provedeny žádné lesnické práce. V prvním roce měření (2011) jsme měli pro tento typ managementu tři zkoumané plochy (S3, S5 a S7). V dalších letech 2012 a 2013 jsme měřili teplotu a vlhkost půdy jen na dvou plochách (S3 a S7).
- **Asanované plochy (P)** – na těchto plochách byla po kůrovcové disturbanci (v roce 1997) aplikována lesnická asanace lesa a umělá výsadba. Les byl vytěžen těžkou lesnickou technikou. Kmeny byly odvezeny a část větví byla ve stavu štěpky zanechána na místě. V rámci výzkumu jsme měřili teplotu a vlhkost půdy na dvou plochách (P3 a P5) viz mapa (Obr. 2).



Obr. 1. Zkoumané plochy. Vlevo asanovaná plocha (P), vpravo plocha se samovolným vývojem (S).

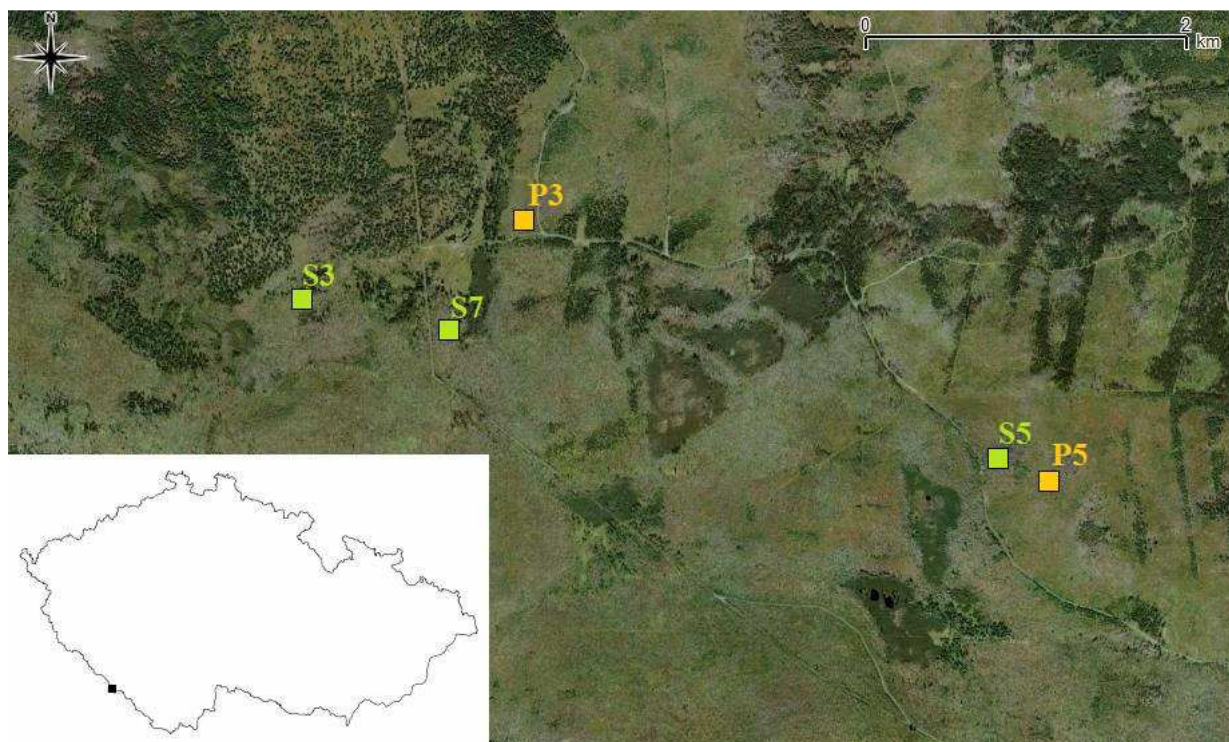
Zároveň byla teplota a vlhkost půdy měřena pod různými vegetačními dominantami. Původně na začátku výzkumu bylo dominant více, ale v průběhu měření z technických důvodů a z důvodů statistického zpracování byly vybrány pouze 3 dominanty, které se zároveň vyskytovaly jak na plochách asanovaných (P) tak na plochách ponechaných

samovolnému vývoji (S). Mezi tyto tři dominanty patří: Třtina chloupkatá (*Calamagrostis villosa*), Metlička křivolaká (*Avenella flexuosa*) a Bika lesní (*Luzula sylvestris*).

Plochy ponechané samovolnému vývoji (S) jsme měli na začátku výzkumu v roce 2010 zastoupeny 3krát. Ovšem z technických důvodů teplotní datalogger na ploše S5 měřil pouze v roce 2011. Na jaře 2012 byl teplotní datalogger přesunut na nově vzniklé plochy v oblasti Pramenů Vltavy.

Tab. III: GPS souřadnice zkoumaných ploch na Březníku

	Management	Zeměpisná délka	Zeměpisná šířka
S3	přirozený vývoj	13°25'19.2"E	48°59'19.0"N
S5	přirozený vývoj	13°27'39.2"E	48°58'40.8"N
S7	přirozený vývoj	13°25'48.7"E	48°58'57.8"N
P3	asanované	13°26'3.9"E	48°59'12.3"N
P5	asanované	13°27'49.5"E	48°58'37.9"N



Obr. 2: Mapa okolí Březníku s vyznačenými zkoumanými plochami. Vysvětlivky: S3,S5,S7 – plochy ponechané samovolnému vývoji; P3, P5 – asanované plochy.

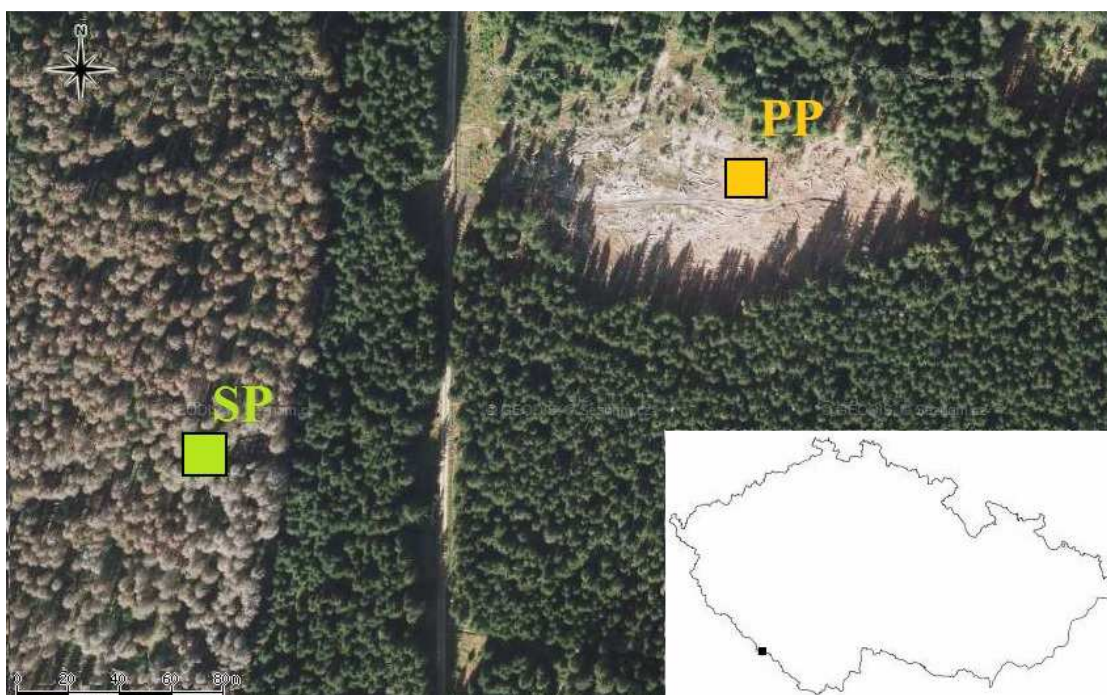
4.3.2. Plochy na Pramenech Vltavy

Výzkum na plochách na Pramenech Vltavy byl spuštěn až v roce 2012. Použitelná teplotní a vlhkostní data jsou až pro rok 2013. Na plochy na Pramenech Vltavy byly přesunuty dva teplotní a vlhkostní datalogery z ploch v okolí Březníku. Byly tak vytvořeny 2 zkoumané plochy (Obr. 3). GPS souřadnice ploch jsou uvedeny v tabulce (Tab. IV) Na první ploše došlo k rozpadu lesa (SP), v důsledku napadení kůrovcem, jeden rok před instalací datalogerů. Většina stromů na této ploše stále stojí a chrání povrch půdy před přímou sluneční radiací. Povrch půdy je navíc kryt nenarušenou bylinnou vegetací. Druhou plochou je plocha, kde byla provedena lesnická asanace (PP). Došlo k vytěžení lesa, odkrytí a narušení povrchu půdy. Kmeny stromů byly odvezeny a větve ve formě štěpky ponechány na místě. Bylinná vegetace se zde téměř nevyskytuje. Půda je holá a vystavená přímé sluneční radiaci. Během roku 2013 zde správa NP Šumava provedla výsadbu semenáčků buku.

Tab. IV: GPS souřadnice zkoumaných ploch na Pramenech Vltavy

	Management	Zeměpisná šířka	Zeměpisná délka
PP	asanované	48°58'55,3"N	13°34'10,8"E
SP	přirozený vývoj	48°58'53,0"N	13°34'1,8"E

Srovnání teplotních a vlhkostních podmínek mezi nově vzniklými plochami



Obr. 3: Mapa nově založených ploch na Pramenech Vltavy. Vysvětlivky: SP – plocha ponechaná samovolnému vývoji; PP – asanovaná plocha.

na Pramenech Vltavy (SP a PP) a ploch v oblasti Březníku (S a P), kde proběhla disturbance před 17 lety. Vzhledem k nedostatku naměřených dat, uvádím v kapitole výsledky pouze pro zajímavost srovnání mediánu denních teplotních amplitud a mediánu objemové vlhkosti půdy.

4.4. Provedení experimentu

4.4.1. Instalace a popis dataloggerů

Vlhkostní datalogger VIRRIBLOGGER (Obr. 4) 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 dataloggerem, který v námi zvoleném intervalu (30 – 60min) zaznamenává vlhkost a teplotu půdy. Vlhkostní datalogger je upevněn na nerezové tyči cca v 90cm nad zemí. Měření probíhalo po 3 sezony. Vlhkostní datalogger měří vlhkost půdy v rozsahu 5–50 objemových procent s přesností měření ± 1 objemové procento. Bohužel vlhkostní datalogger byly velice poruchové. V roce 2012 vlhkostní datalogger na asanovaných plochách (P) měřili půdní vlhkost jen pár dní po aktivaci dataloggerů. Důvodem zřejmě byla nedostatečně nabitá baterie. Z tohoto důvodu nám ze zpracování dat vypadla všechna vlhkostní data z roku 2012. Na plochách ponechaných samovolnému vývoji (S) vlhkostní datalogger sice měřili, ale není je s čím srovnat.



Obr. 5: Teplotní datalogger LOGGER R0110E od firmy Comet



Obr. 4: Vlhkostní datalogger VIRRIBLOGGER od firmy AMET

Teplotní datalogger LOGGER R0110E (Obr. 5) se skládá ze čtyř čidel, která se zapíchnou do půdy (cca 5cm pod povrch půdy). Samotný teplotní datalogger je umístěn na vyvýšeném místě (např. strom). Měření probíhalo po 3 sezony. Datalogger měří teplotu v rozsahu -30 až +70°C s přesností měření $\pm 0,6^\circ\text{C}$.

Na každé zkoumané ploše jsme se snažili vpravit čidla do půdy pod různé vegetační dominanty, které se na ploše vyskytovaly. Početnost a druhové zastoupení vegetačních dominant se měnilo plochu od plochy. Nakonec, abychom byli schopni porovnat dominanty vyskytující se na asanovaných plochách (P) a plochách ponechaných samovolnému vývoji (S), nám zbyly pouze 3 dominanty (*Calamagrostis sp.*, *Avenella sp.* a *Luzula sp.*).

Jak teplotní tak i vlhkostní datalogger je napájen akumulátorem, který by měl vydržet napájet dataloggery po celou sezonu. Teplotní i vlhkostní dataloggery měřily v ideálním případě v námi zvolených intervalech (30 – 60min) po celou vegetační sezonu (tzn. červen – říjen).

V roce 2012 byly dva teplotní a vlhkostní dataloggery přesunuty z ploch na Březníku na nově vzniklé plochy na Pramenech Vltavy. Instalace dataloggerů proběhla stejným způsobem jako při spouštění projektu na Březníku.

Stahování naměřených dat z datalogrů je velice jednoduché. Dataloggery se ovládají pomocí USB rozhraní. Díky tomu se dají data stahovat přímo v terénu. U teplotních dataloggerů jsme nenarazili na nejmenší problém při stahování dataloggerů. Bohužel stahování dat z vlhkostních dataloggerů pro jejich vysokou poruchovost bylo velice problematické. Vypnuté vlhkostní dataloggery zůstávaly na plochách i přes zimu. Byla z nich pouze vyjmuta baterie. Zima bohužel přispěla k problémům s vlhkostními dataloggery. Sníh přimrzl ke kabelům, vedených od vlhkostních sond do vlhkostního dataloggeru, a při sesedání sněhu byly dataloggery často poničeny. Teplotní dataloggery, díky jejich malému rozměru a jednoduché instalaci, byly na zimu odvezeny z plochy pryč. Na místě zůstaly v půdě pouze sondy, které byly na jaře připojeny zpět k teplotnímu dataloggeru.

4.5. Použité statistické metody

4.5.1. Lineární a nelineární modely se smíšenými efekty (Program R)

Jako velice výhodné se nám jevílo využít pro zpracování dat program R, který si dokáže při správně zvoleném postupu poradit s autokorelacemi. Data byla zpracována pomocí funkce `lme` v package `nlme` (Linear and Nonlinear Mixed Effects Models).

Data měřená v určitých intervalech jsou zatížena autokorelací. V našem případě, kdy se měří teplota a vlhkost v 30 – 60minutových intervalech jsou naměřená data zatížena dvěma autokorelacemi.

Jedná se o autokorelace vzniklé v důsledku po sobě následujících měření (intervaly měření) a autokorelace na úrovni dnů (obvykle po sobě následuje několik teplých či několik studených dní, tak jak to odpovídá délce trvání synoptických meteorologických situací). Problém s autokorelací u teplotních dat, vzniklý měřením v 30–60 minutových intervalech, zanikl s výpočtem denních teplotních amplitud. Denní teplotní amplitudy dostaneme jednoduchým výpočtem, kdy od maximální denní teploty odečteme minimální denní teplotu. Tím jsme odstranili autokorelaci vzniklou měřením v intervalech a navíc denní teplotní amplituda nám poslouží jako dobrá srovnávací informace při porovnávání vlivu managementů případně dominant vegetace. A protože teď již nepracujeme s teplotami, ale s denní amplitudou, která má racionální nulu, data jsem logaritmoval. Logaritmování dat nám také zodpoví zajímavou otázku, kolikrát je amplituda větší v jednom místě než v jiném. Denní amplitudy jsou v rámci jednoho čtverce v jednom roce autokorelovány, s čímž se musí v modelu počítat. Protože každý datalogger měl 4 respektive 5 čidel, jsou čtverce (čidla) vnořeny do ploch. Čili každou skupinu autokorelovaných pozorování tvoří sekvence amplitud z jednoho čtverce změřená v jednom roce.

Při testování maximálních, minimálních a průměrných teplot a vlhkostí jsem data nelogarituloval. Použil jsem, ale stejnou funkci `lme` v package `nlme` (Linear and Nonlinear Mixed Effects Models).

4.5.2. Mnohorozměrné analýzy (CANOCO)

Abychom mohli zpracovat data, která byla zaznamenávána v hodinových intervalech, v CANOCU, bylo potřeba je převést z časových řad do tabulky vhodné ke zpracování v CANOCU. Do tabulky jsem vždy pro daný rok, měsíc, typ plochy a dominantu spočítal průměrnou teplotu (vlhkost), maximální teplotu (vlhkost), minimální teplotu (vlhkost), průměrnou denní teplotní (vlhkostní) amplitudu, maximální denní teplotní (vlhkostní) amplitudu a minimální denní teplotní (vlhkostní) amplitudu.

V programu Canoco byla použita Principal Component Analysis (PCA), která vysvětlila celkovou variabilitu teploty a vlhkosti měřených ploch pomocí ordinačního modelu.

Vztah mezi teplotou a vlhkostí půdy a managementem či dominantou byl popsán přímou ordinační metodou Partial Redundancy analysis (RDA). Vysvětlovanou proměnnou byl management a dominanta. Každá vysvětlující proměnná (management a dominanta) byla testovaná zvlášť. Při testování jsme použili standardizaci proměnných (center and standardize by species). Jako kovariáty jsme využili měsíce a roky a ty nám zároveň definovaly bloky, uvnitř kterých jsme permutovali. Detaily o uspořádání analýz jednotlivých testů jsou uvedeny v tabulce Tab. V.

Tab. V: Permutační uspořádání ordinačních analýz a úpravy závislé proměnné.

Test	Data	Vysvětlující proměnná	Kovariáta	Úpravy závislé proměnné	Permutace
RDA	Teplota S a P ploch	Typ plochy	Roky, měsíce	Centrováno a standardizováno	V rámci definovaných bloků
		Dominanta	Roky, měsíce		
	Teplota a vlhkost S a P ploch	Typ plochy	Roky, měsíce		
		Dominanta	Roky, měsíce		
PCA	Teplota a vlhkost S a P ploch	Management, Dominanta, Plochy	Roky, měsíce	Centrováno a standardizováno	V rámci definovaných bloků

5. Výsledky

5.1. Srovnání dvou typů managementů (Březník)

5.1.1. Teplota půdy

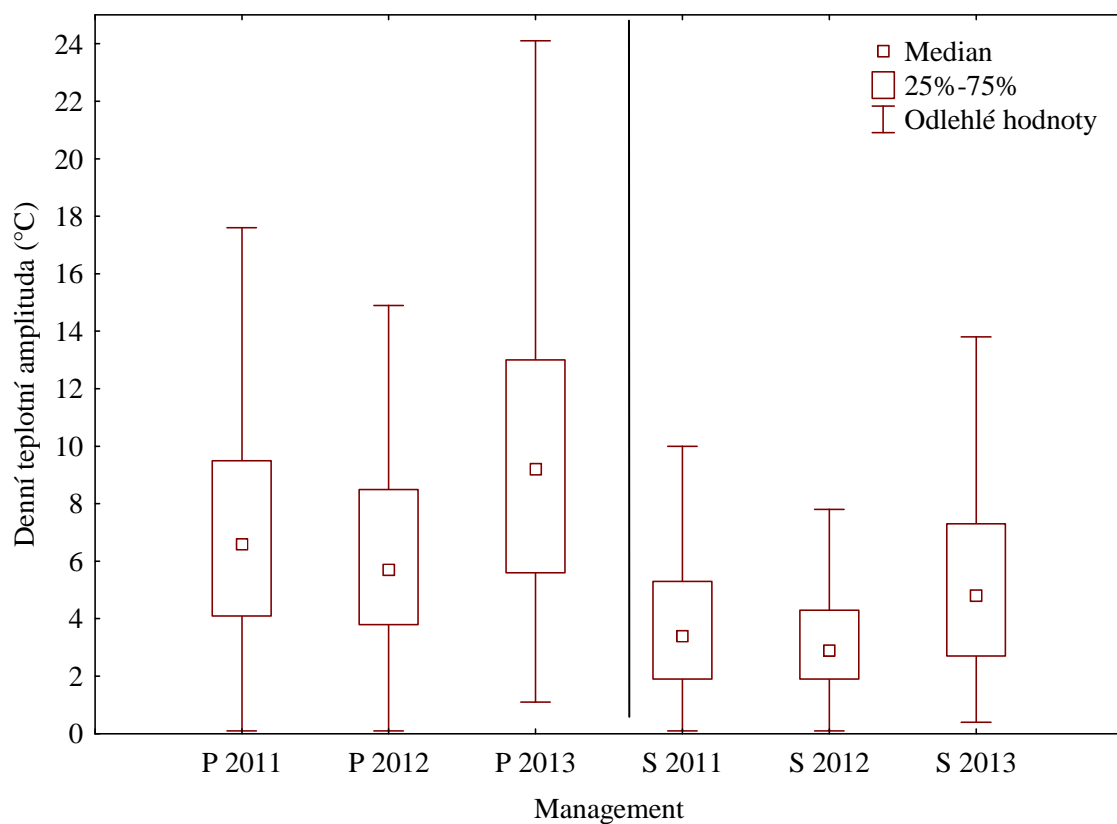
Z tabulky (Tab. VI.) a grafu (Obr. 6), kde jsou vyneseny naměřené průměrné denní teplotní amplitudy z průběhu tří sezon (2011, 2012, 2013), můžeme vidět, že na asanovaných plochách (P) jsou teplotní denní amplitudy vyšší než na plochách ponechaných přirozenému vývoji (S). Tento trend jsem otestoval Kruskal-Wallisovým testem ($H(5, N=3966) = 34,706$; $p = 0,001$). Průměrná denní teplotní amplituda na asanovaných plochách (P) byla v roce 2011 o $3,2^{\circ}\text{C}$ vyšší než na plochách ponechaných přirozenému vývoji (S). I v dalších letech byla průměrná denní teplotní amplituda vyšší na asanovaných plochách (P). V roce 2012 byla průměrná denní teplotní amplituda na asanovaných plochách vyšší o 3°C a v roce 2013 o $4,4^{\circ}\text{C}$.

Tab. VI: Naměřené teplotní údaje za 3 roky výzkumu.

Management	Rok	Průměrná denní amplituda ($^{\circ}\text{C}$)	Maximální teplotní amplituda ($^{\circ}\text{C}$)	Průměrná teplota ($^{\circ}\text{C}$)	Maximální teplota ($^{\circ}\text{C}$)	Minimální teplota ($^{\circ}\text{C}$)	Počet dní, kdy bylo nad 25°C
Asanované plochy (P)	2011	7,6	29,2	12,3	35,3	-1,7	46
	2012	6,3	14,9	11,6	27,7	1,3	9
	2013	9,9	30,0	12,2	37,5	-1,0	55
Samovolný vývoj (S)	2011	4,4	21,0	11,8	30,2	0,9	23
	2012	3,2	8,3	11,4	20,8	2,3	0
	2013	5,3	13,8	11,5	25,8	2,5	3

Zároveň z grafu (Obr. 6) můžeme vyčíst, že v roce 2011 byla na asanovaných plochách (P) nejvyšší denní amplituda $29,2^{\circ}\text{C}$ zatímco na plochách ponechaných přirozenému vývoji pouze 21°C . V roce 2012 byla nejvyšší denní amplituda na asanovaných plochách $14,9^{\circ}\text{C}$, zatímco na plochách ponechaných přirozenému vývoji byla $8,3^{\circ}\text{C}$. Největší rozdíl v maximální denní teplotní amplitudě byl zaznamenán v roce 2013, kdy na asanovaných plochách byla maximální denní teplotní amplituda 30°C a na plochách ponechaných přirozenému vývoji byla pouze $13,8^{\circ}\text{C}$.

Zajímavé je i srovnání kolikrát během vegetační sezony (květen – říjen) dosáhla teplota půdy více jak 25°C. Na asanovaných plochách byla v roce 2011 zaznamenána teplota půdy vyšší než 25°C v 46 případech (dnech). Na plochách ponechaných samovolnému vývoji byla teplota půdy vyšší než 25°C pouze v rámci 23dní. Rok 2012 byl obecně chladnější. Na asanovaných plochách byla teplota půdy vyšší než 25°C v 9 případech. Na plochách ponechaných samovolnému vývoji v roce 2012 nebyla teplota půdy vyšší než 25°C ani v jednom případě. V roce 2013 se na asanovaných plochách vyskytlo 55dní s teplotou vyšší než 25°C, ale na plochách ponechaných samovolnému vývoji to byly pouze 3dny.



Obr. 6: Srovnání průměrných denních teplotních amplitud naměřených na plochách s různým typem managementu během tří let. Vysvětlivky: P = asanované plochy, S = plochy ponechané samovolnému vývoji

Dále jsem testoval, zda jsou rozdíly v denních teplotních amplitudách na plochách s různým typem managementu a zda má na denní teplotní amplitudu vliv přítomná dominant. Zlogaritmované hodnoty denních teplotních amplitud jsem použil v modelu, ve kterém jsem zohlednil, že pokud má vegetace či management vliv na teplotní amplitudu, tak to může být vliv závislý na druhém faktoru (např. rozdíly mezi typem pokryvu se liší mezi oběma typy ploch). V první analýze jsem proto počítal s interakcí dominant*management. Denní amplitudy jsou v rámci jednoho čtverce autokorelovány. Čtverce (čidla) jsou vnořené do ploch. Každou skupinu autokorelovaných pozorování tak tvoří sekvence amplitud z jednoho čtverce změřená v jednom roce.

Tab. VII: Při analýze kde jsme počítali s interakcí dominant*management byly průkazné pouze rozdíly mezi měsíci. Hodnoty F statistik jsou ale docela velké, problém je tedy asi to, že máme málo ploch pro každý typ managementu.

	Počet DF	denDF	F	p
(Intercept)	1	3962	65,752	0,001
měsíc	4	3962	87,385	0,001
management	1	3	2,996	0,182
dominanta	2	2	2,455	0,290
management: dominant	2	2	3,001	0,250

Z testu, při využití lineárních a nelineárních modelů se smíšenými efekty (funkce lme v package nlme), jsme dostali následující hodnoty. Z tabulky (Tab. VII.) můžeme vyčíst, že interakce dominant*management nevyšla průkazně. V tomto případě nevyšel průkazně vliv managementu ani dominant. Jediné co vyšlo průkazně, jsou rozdíly v denních teplotních amplitudách v rámci měsíců. Vysoké hodnoty F statistik (pro management 2,996) nám říkají, že máme málo změřených ploch pro každý typ managementu. Protože interakce dominant*management nevyšla průkazně, při další analýze jsem model zjednodušil právě odstraněním interakce dominant*management.

Tab. VIII: Hodnoty testu při vynechání interakce dominanta*management. Průkazně vyšly jak rozdíly mezi měsíci tak i mezi typem managementu.

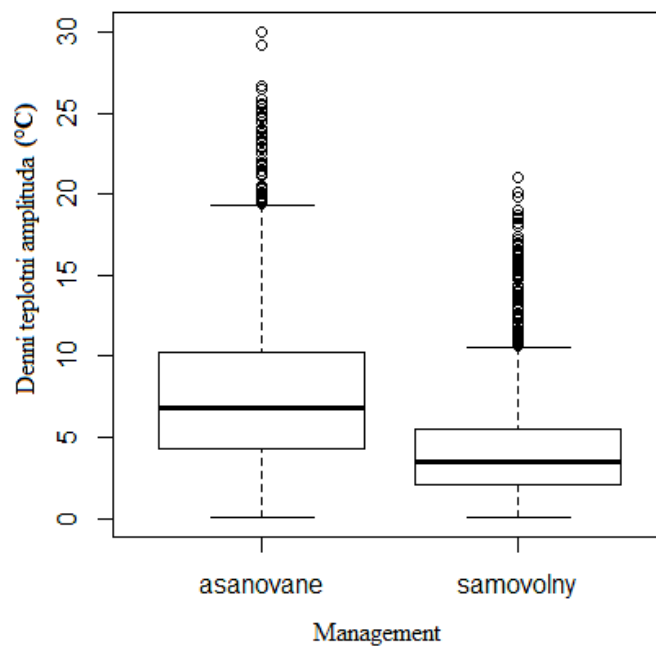
	Počet DF	denDF	F	p
(Intercept)	1	3962	375,365	0,001
měsíc	4	3962	87,318	0,001
management	1	3	17,060	0,028
dominanta	2	4	1,097	0,417

Pro zjednodušení modelu, který stále využívá lineární a nelineární modely se smíšenými efekty (funkce lme v package nlme), jsem odstranil interakce dominanta*management, což je (Tab. VIII a Obr. 7). Tentokrát vyšel vliv managementu průkazně ($F(1,3) = 17,06$; $p = 0,026$). Z hodnoty management samovolný v tabulce pevných efektů (Tab. IX) můžeme vypočítat, kolikrát je denní teplotní amplituda menší na plochách ponechaných přirozenému vývoji oproti plochám asanovaným.

Výpočtem $\exp(-0,6665)$ zjišťujeme, že plochy ponechané přirozenému vývoji mají 0,5134krát nižší denní teplotní amplitudu než plochy asanované. To tedy znamená, že na plochách ponechaný přirozenému vývoji jsou denní teplotní amplitudy nižší o 49 % ve srovnání s plochami asanovanými. Pro porovnání míry vlivu managementu a dominant na denní teplotní amplitudu byl zvolen výpočet z hodnot F statistik dělený error mean square. Takže vliv managementu ($17,06/1,1=15,5$) je 15,5krát větší než vliv dominant. Vliv dominant navíc není průkazný.

Tab. IX: Pevné efekty pro analýzu bez interakce dominanta*management. Zajímavou informací je hodnota u management samovolný (plochy ponechané samovolnému vývoji). Protože jsem logaritmoval, tak zpětným výpočtem $\exp(-0,6665)$ zjistíme, že amplitudy na plochách ponechaných samovolnému vývoji jsou 0,5134krát menší než na asanovaných plochách. Tedy o 49%.

Intercept	měsíc červenec	měsíc říjen	měsíc srpen	měsíc září	management samovolný	dominanta Calamagrostis	dominanta Luzula
1,9931	-0,0680	-0,7763	0,0670	-0,3249	-0,6665	0,1502	-0,2111

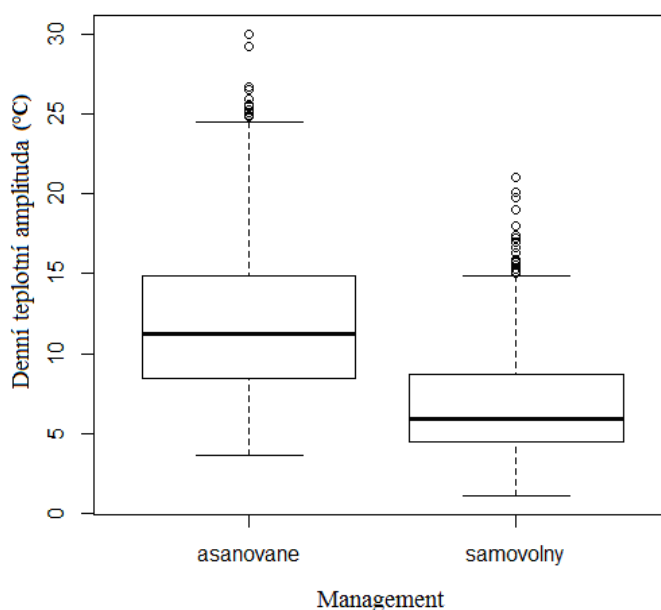


Obr. 7: Rozdíl v denních teplotních amplitudách mezi plochami asanovanými a ponechanými samovolnému vývoji vyšel signifikantně ($F(1,3) = 17,06$; $p = 0,026$).

Zároveň jsem provedl analýzy, pomocí lineárních a nelineárních modelů se smíšenými efekty (funkce lme v package nlme), jen na teplotních datech ze dnů, kdy maximální teplota přesáhla 25°C. Z těchto analýz jsem zjistil signifikantní rozdíl v denních teplotních amplitudách v rámci managementů (Tab. X). Denní teplotní amplitudy dnů kdy teplota půdy přesáhla 25°C jsou vyneseny v grafu (Obr. 8).

Tab. X: Test, testující rozdíl v denní teplotní amplitudě u dnů kdy teplota přesáhla 25°C, vyšel průkazně. Signifikantní rozdíl je jak mezi měsíci tak i mezi typy managementu.

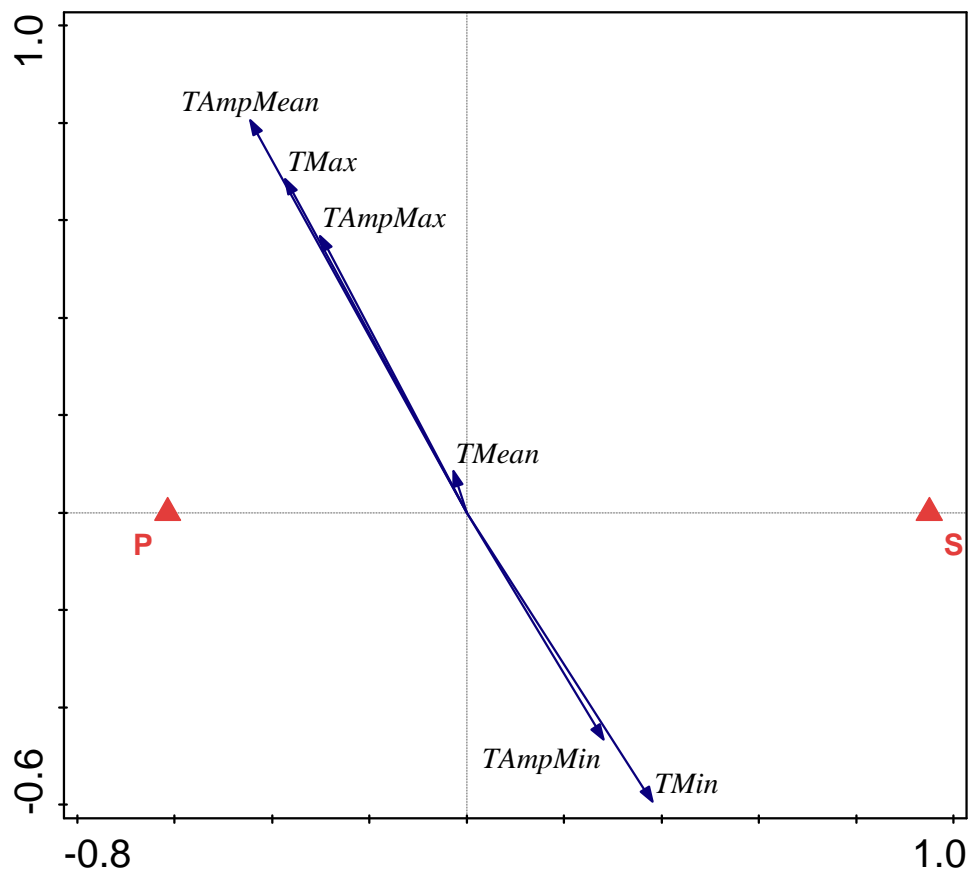
	Počet DF	denDF	F	p
(Intercept)	1	996	471,71	0,001
měsíc	3	996	3,81	0,010
management	1	3	10,56	0,048
dominanta	2	4	1,14	0,405



Obr. 8: Rozdíl v denních teplotních amplitudách, u dnů kdy byla teplota půdy vyšší než 25°C, mezi plochami asanovanými a ponechanými samovolnému vývoji vyšel signifikantně ($F(1,3) = 10,56$; $p = 0,048$).

Dále jsem provedl mnohorozměrnou RDA analýzu na teplotních datech. První ordinační osa vysvětluje 20,91 % variability. Z grafu (Obr. 9.) můžeme vyčíst, že asanované plochy vykazují vyšší teplotní amplitudu, vyšší maximální teploty a také vyšší maximální teplotní amplitudu. V průměrné teplotě půdy není mezi managementy v podstatě žádný rozdíl.

Plochy ponechané samovolnému vývoji jsou naopak vysvětleny nízkými teplotami (minimální teplotou a minimální teplotní amplitudou).



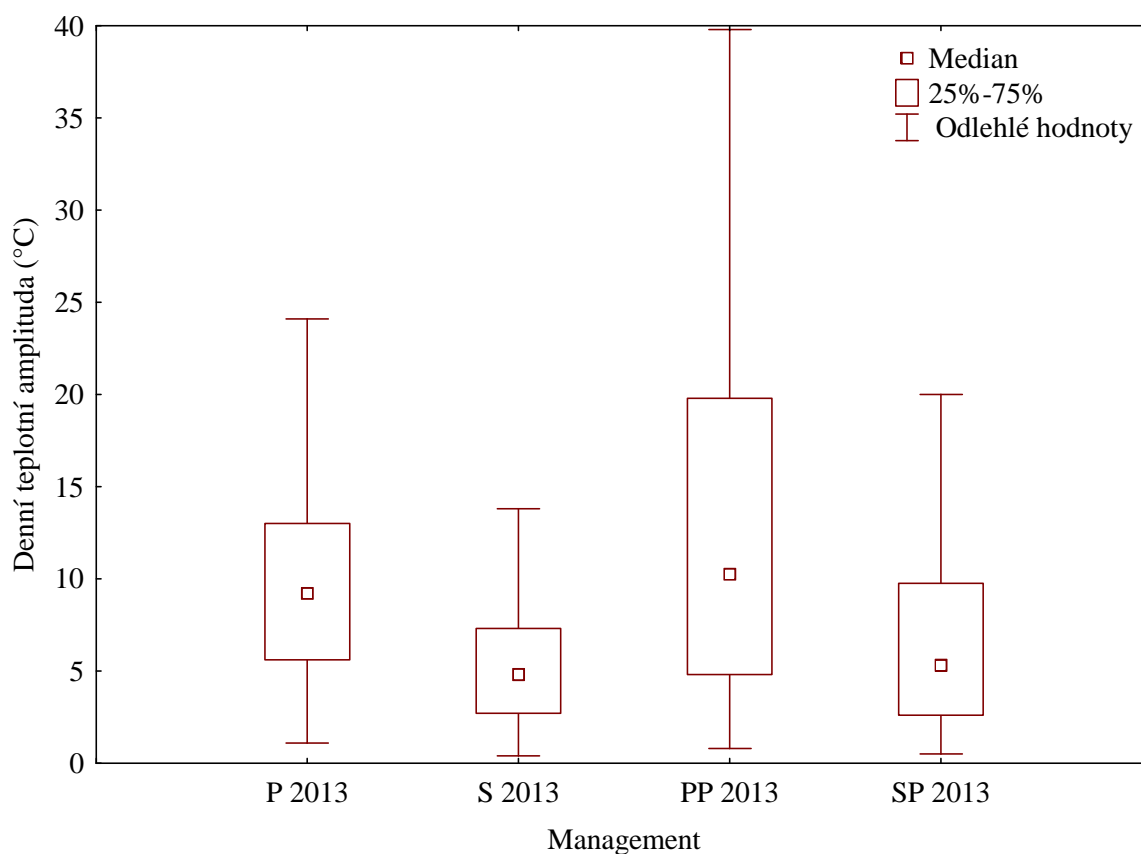
Obr. 9: RDA diagram srovnávající vliv různých managementů na teplotu půdy. Vysvětlivky: P = asanované plochy, S = plochy ponechané samovolnému vývoji, TAmpMean = průměrná teplotní amplituda, TMax = maximální teplota, TAmpMax = maximální teplotní amplituda, TMean = průměrná teplota, TAmpMin = minimální teplotní amplituda, TMin = minimální teplota.

5.1.1.1. Srovnání denních teplotních amplitud (Březník x Prameny Vltavy)

V rámci výzkumu ploch na Březníku a nově založených ploch v oblasti Pramenů Vltavy, kam bylo přesunuto část dataloggerů, můžeme porovnat denní teplotní amplitudy mezi plochami, které byly napadeny kůrovcem před 17 lety s plochami, kde se les z důvodů kůrovcového napadení rozpadl rok před začátkem měření. Výsledky ukazují, že na asanovaných plochách, jsou vyšší teplotní amplitudy než na plochách ponechaných přirozenému vývoji a to bez ohledu na stáří ploch (Obr. 10). Tento trend jsem otestoval Kruskal-Wallisovým testem ($H(3, N = 2525) = 450,86; p = 0,001$).

Na asanovaných plochách (P) z oblasti Březníku (17 let po disturbanci) byl medián teplotní amplitudy $9,2^{\circ}\text{C}$, zatím co na plochách ponechaných přirozenému vývoji (S) byl medián teplotní amplitudy $4,8^{\circ}\text{C}$. Podobných hodnot dosahují i denní teplotní amplitudy na plochách na Pramenech Vltavy. Medián denní teplotní amplitudy na asanované ploše na Pramenech Vltavy (PP) je $10,3^{\circ}\text{C}$. Zatím co, v rozpadajícím se lese (SP) je medián denní teplotní amplitudy jen $5,3^{\circ}\text{C}$. Rozdíl v denní teplotní amplitudě mezi plochami na Pramenech Vltavy je tedy 5°C .

Překvapením je podobnost denních teplotních amplitud na různě starých plochách se stejným managementem, především pak u asanovaných ploch. Při srovnání vegetačního krytu asanovaných ploch na Březníku a na Pramenech Vltavy se dala očekávat vyšší denní teplotní amplituda na nově vzniklé ploše na Pramenech Vltavy, kde se v podstatě nevyskytuje žádná vegetace a rozrušená půda je vystavena přímé sluneční radiaci. Naproti tomu na asanovaných plochách na Březníku, které jsou porostlé hlavně bylinnou vegetací, která půdu alespoň trochu chrání před přímou sluneční radiací, se dala očekávat nižší denní teplotní amplituda ve srovnání s plochou na Pramenech Vltavy. Ovšem z grafu (Obr. 10) vyplývá, že rozdíl v denní teplotní amplitudě je zanedbatelný.



Obr. 10: Srovnání denních teplotních amplitud naměřených na plochách s různým typem managementu v rámci jedné vegetační sezony. Vysvětlivky: P = asanované plochy (Březník), S = plochy ponechané samovolnému vývoji (Březník), PP = čerstvá holina (Prameny Vltavy), SP = čerstvě rozpadlý les (Prameny Vltavy).

5.1.2. Vlhkost půdy (Březník)

Bohužel z technických důvodů se nám nepodařilo změřit vlhkosti pro vegetační sezonu roku 2012. Z tabulky (Tab. XI) a grafu (Obr. 11), kde jsou vyneseny naměřené průměrné denní vlhkosti z průběhu dvou sezon (2011 a 2013), můžeme vidět, že asanované plochy (P) jsou méně vlhké než plochy ponechané samovolnému vývoji (S).

V roce 2011 byl medián objemové vlhkosti na asanovaných plochách (P) o 3,3 % objemové vlhkosti nižší než na plochách ponechaných přirozenému vývoji. V roce 2013 byl rozdíl mezi plochami vyšší. Na asanovaných plochách byl medián objemové vlhkosti nižší o 11,7 %.

Bohužel rozdíl v objemové vlhkosti půdy mezi managementy nevyšel průkazně. Nejlepšího výsledku při testování vlivu managementu na objemovou vlhkost půdy jsem dosáhl při analýze v programu R s interakcí *dominanta*management*, kdy test vyšel $F(1,3) = 2,96$; $p = 0,184$ (Obr. 12).

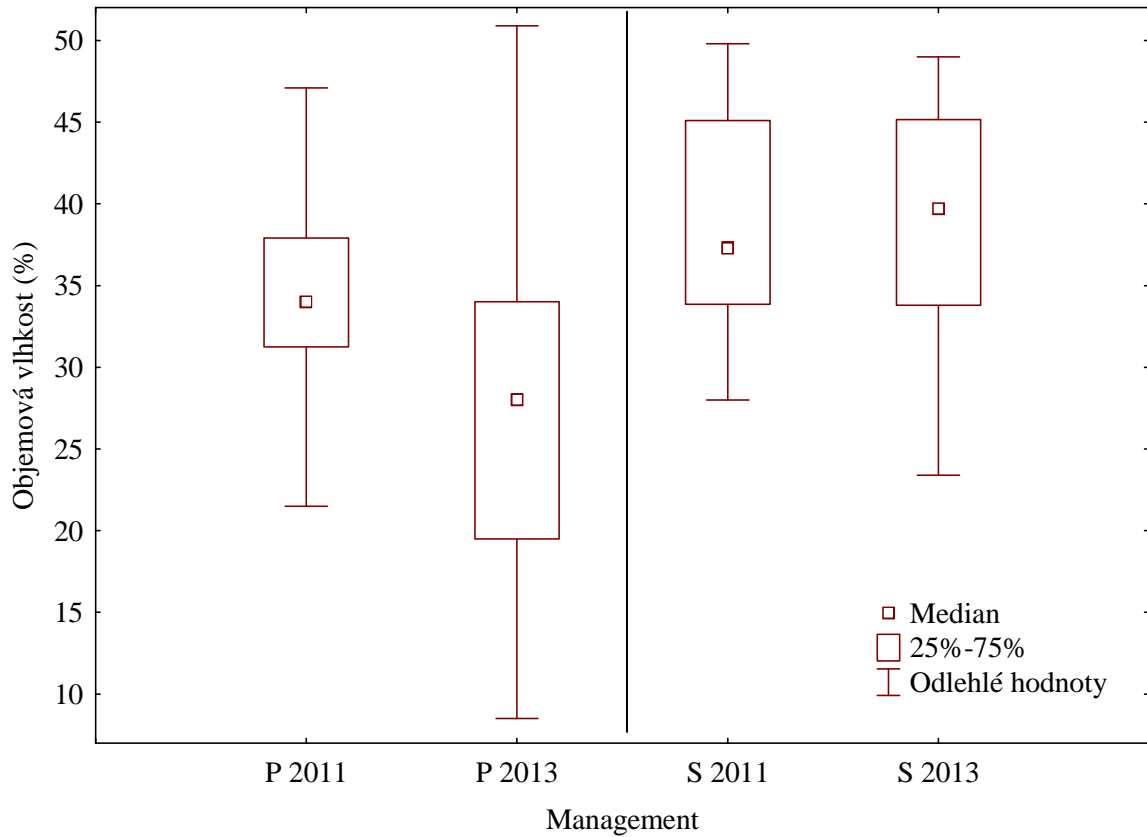
Další informací vycházející z tabulky (Tab. XI) a grafu (Obr. 11) je fakt, že asanované plochy během vegetační sezony snadněji vysychají. V roce 2011 byla nejnižší vlhkost na asanovaných plochách 12,6 % objemové vlhkosti, zatím co na plochách ponechaných přirozenému vývoji byla nejnižší zaznamenaná vlhkost 28,3 % objemové vlhkosti. V roce 2013 byla minimální denní objemová vlhkost na asanované ploše 8,5 %, zatím co na plochách

Tab. XI: Naměřené vlhkostní údaje za 2 roky výzkumu. Jednotkou vlhkosti v našem případě jsou objemová procenta.

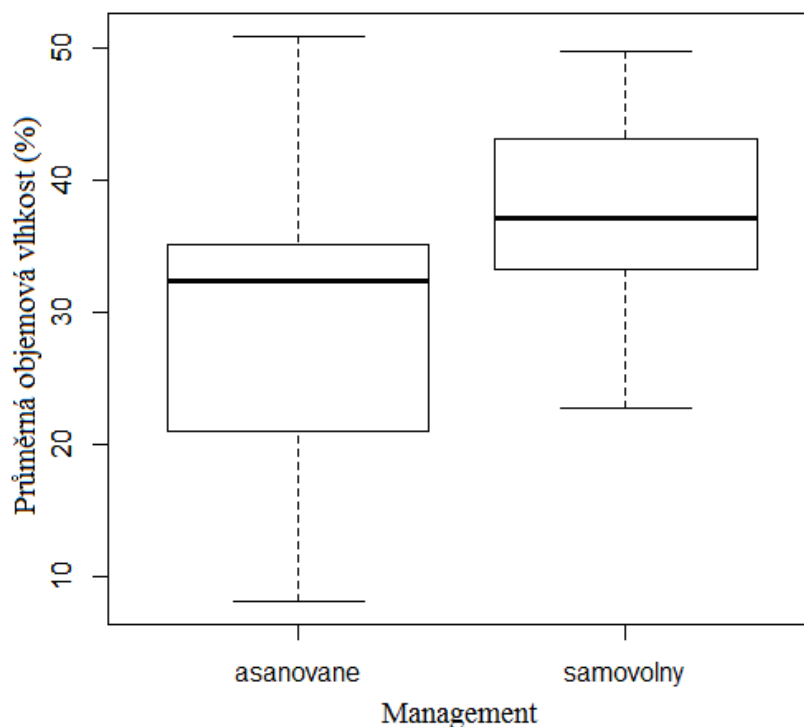
* Detekční schopnost vlhkostního dataloggeru je podle výrobce 50 % objemové vlhkosti. Tzn. ve dnech, kdy byla půda vlhčí dataloggery stále zaznamenávaly maximální hodnoty.

Management	Rok	Průměrná denní amplituda	Maximální vlhkostní amplituda	Medián vlhkost	Maximální vlhkost *	Minimální vlhkost
Asanované plochy (P)	2011	2,2	19,7	34,0	50,4	12,6
	2013	1,6	25,0	28,0	50,9	8,5
Samovolný vývoj (S)	2011	2,2	26,5	37,3	49,8	28,3
	2013	1,4	23,5	39,7	49,0	23,4

ponechaných přirozenému vývoji byla 23,4 %. Tato skutečnost mohla dokazovat, že plochy ponechané přirozenému vývoji jsou během vegetační sezony vlhčí než plochy asanované a tedy lépe chráněné před letními přísušky. Bohužel, ale ani tento vliv managementu nevyšel průkazně.



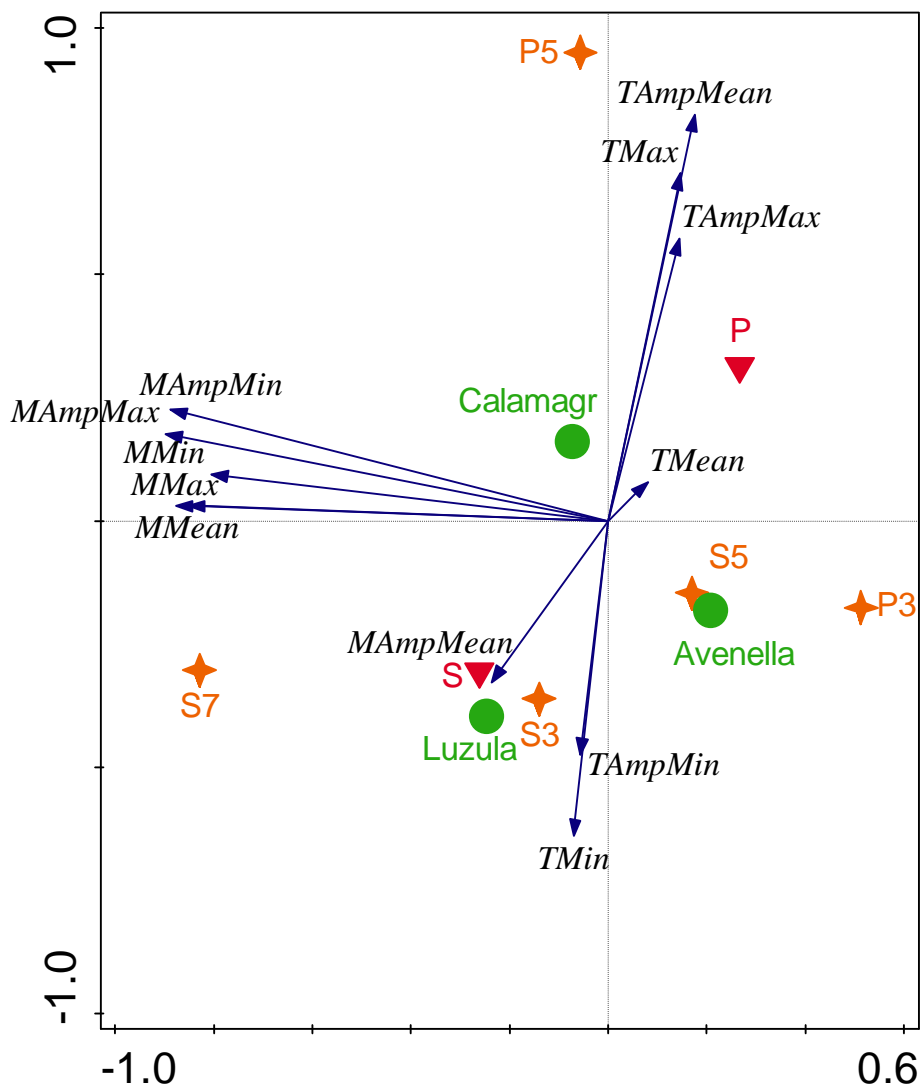
Obr. 11: Srovnání průměrných denních vlhkostí naměřených na plochách s různým typem managementu během tří let. Vysvětlivky: P = asanované plochy, S = plochy ponechané samovolnému vývoji



Obr. 12: Rozdíl v průměrné objemové vlhkosti půdy mezi plochami asanovanými a ponechanými samovolnému vývoji nevyšel signifikantně. Při testování jsem nejlepšího výsledku dosáhl při interakci dominanta*management ($F(1,3) = 2,96$; $p = 0,18$).

Dále jsem provedl mnohorozměrnou analýzu PCA. Na ordinačním diagramu (Obr. 13) jsou promítnuty jednotlivé plochy, typy managementu a také je přítomná vegetace. První osa vysvětluje 48,17 % variability.

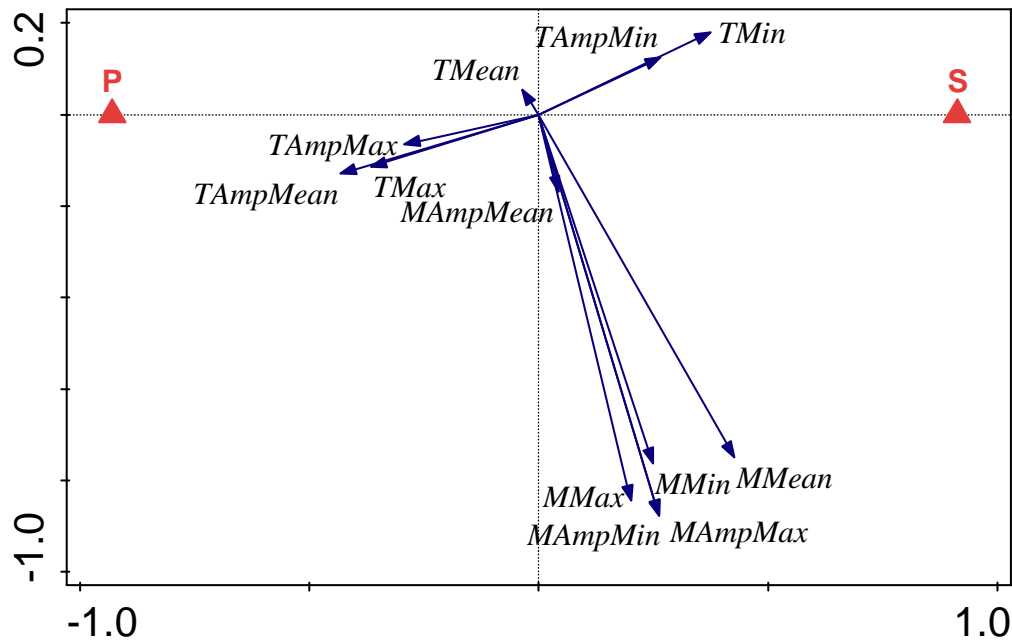
Z diagramu lze vyčíst, že rozdíly mezi asanovanými plochami (P) a plochami ponechaných přirozenému vývoji (S), jsou dané spíše teplotou než vlhkostí. Pro asanované plochy (P) je charakteristické vyšší teplotní maximum, vyšší teplotní amplituda i průměrná teplotní amplituda. Na druhou stranu plochy ponechané samovolnému vývoji jsou vysvětleny spíše minimální teplotou, minimální teplotní amplitudou. Zároveň vidíme, že dominanty *Luzula sp.* a *Avenella sp.* jdou spíše s plochami ponechanými přirozenému vývoji. Naproti tomu dominanta *Calamagrostis sp.* jde spíše k asanovaným plochám.



Obr. 13: PCA diagram naměřených teplotních a vlhkostních podmínek z různých ploch, managementů a promítнутy jsou i dominanty. Vysvětlivky: P = asanované plochy (P3, P5 = plochy), S = plochy ponechané samovolnému vývoji (S3, S5, S7 = plochy), TAmpMean = průměrná teplotní amplituda, TMax = maximální teplota, TAmpMax = maximální teplotní amplituda, TMean = průměrná teplota, TAmpMin = minimální teplotní amplituda, TMin = minimální teplota, MAmpMin = minimální vlhkostní amplituda, MAmpMax = maximální vlhkostní amplituda, MMin = minimální vlhkost, MMax = maximální vlhkost, MMean = průměrná vlhkost, MAmpMean = průměrná vlhkostní amplituda.

Z mnohorozměrné RDA analýzy (Obr. 14) vyplývá, že vliv zvoleného managementu ovlivňuje teplotu a vlhkost půdy ($F=14,7$; $p = 0,002$). Z celkové variability, při testování teplotních i vlhkostních dat dohromady, vysvětluje typ managementu 12,93 % variability.

Plochy se samovolným vývojem (S) a plochy asanované (P) se liší více v teplotních podmínkách než vlhkostních.



Obr. 14: Partial RDA diagram, vliv managementu na teplotní a vlhkostní podmínky v krajině. Vysvětlivky: P = asanované plochy, S = plochy ponechané samovolnému vývoji, TAmplitudeMean = průměrná teplotní amplituda, TMax = maximální teplota, TAmplitudeMax = maximální teplotní amplituda, TMean = průměrná teplota, TAmplitudeMin = minimální teplotní amplituda, TMin = minimální teplota, MAmplitudeMin = minimální vlhkostní amplituda, MAmplitudeMax = maximální vlhkostní amplituda, MMin = minimální vlhkost, MMax = maximální vlhkost, MMean = průměrná vlhkost, MAmplitudeMean = průměrná vlhkostní amplituda.

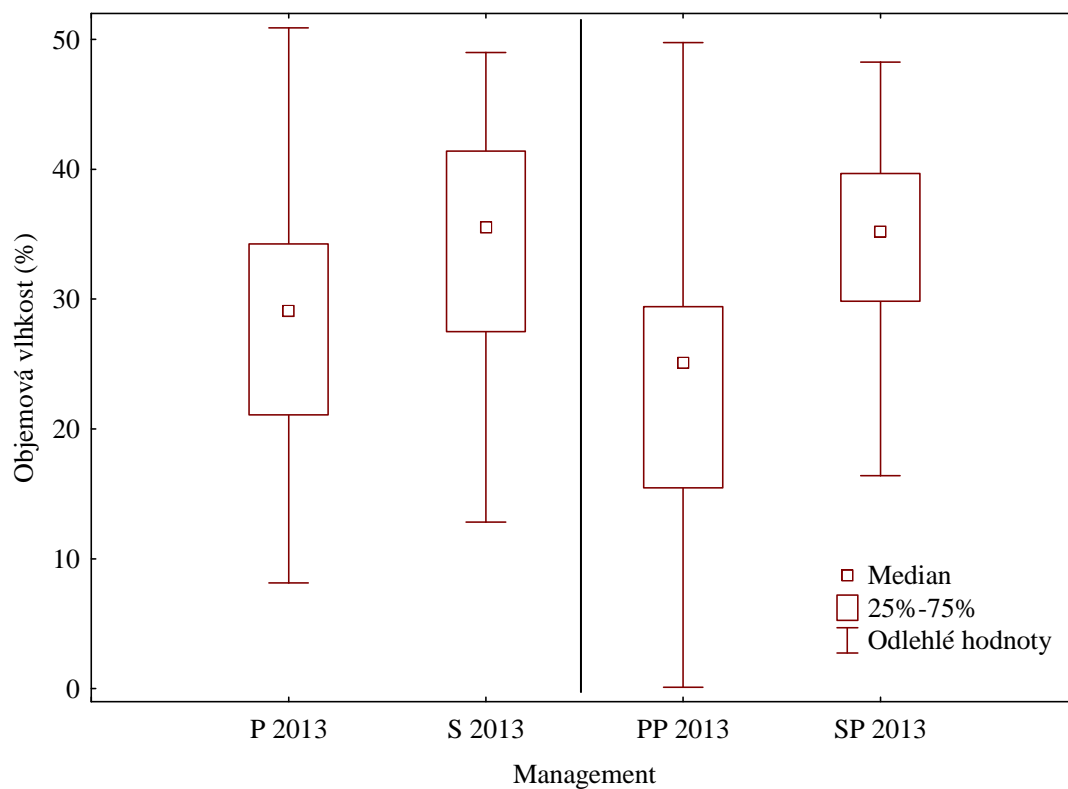
5.1.2.1. Srovnání objemové vlhkosti ploch na Březníku a na Pramenech Vltavy

Ze srovnání objemových vlhkostí (Obr. 15) vyplývá, že plochy ponechané přirozenému vývoji jsou vlhčí než plochy, na kterých byla provedena asanace lesa a to jak na nově vzniklých plochách na Pramenech Vltavy, tak na 17 let po disturbanci starých plochách v oblasti Březníku.

Z důvodů pozdějšího zapnutí vlhkostních dataloggerů na Pramenech Vltavy jsem v tomto případě srovnával pouze data naměřená v období mezi 28. 7. 2013 až 25. 10. 2013.

Asanovaná plocha na Pramenech Vltavy (PP) vykazuje medián objemové vlhkosti 25,1 %, což je o 10,1 % méně než na ploše ponechané přirozenému vývoji (SP), na které se vyskytují stojící souše, které stíní povrch půdy před přímou sluneční radiací. Medián objemové vlhkosti na této ploše (SP) je 35,2 %. Rozdíly v průměrné denní vlhkosti v rámci managementů na různě starých plochách po disturbanci jsem otestoval Kruskal-Wallisovým testem ($H(3, N=2431) = 321,19; p = 0,001$).

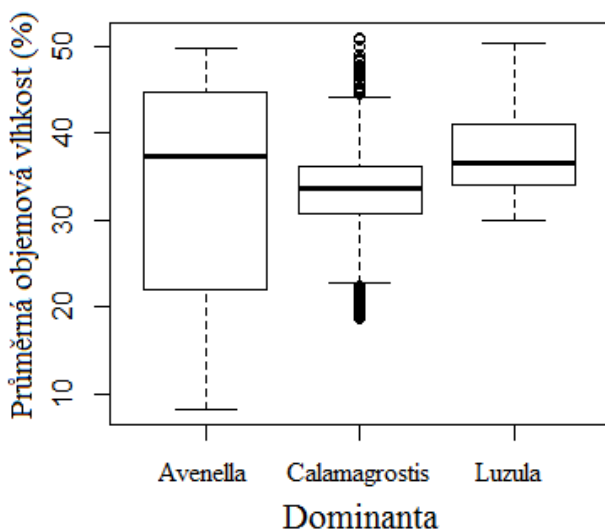
Srovnáme-li objemovou vlhkost ploch z Březníku a z Pramenů Vltavy. Zjistíme, že plochy ponechané přirozenému vývoji jsou si vlhkostními podmínkami velice podobné. Na Březníku byl medián objemové vlhkosti 35,5 % a na ploše na Pramenech Vltavy 35,2 %. Naproti tomu asanované plochy na Březníku (P) mají medián objemové vlhkosti 29,1 %. Asanovaná plocha na Pramenech Vltavy (PP) vykazuje ještě nižší medián objemové vlhkosti a to 25,1 %. Důvodem může být vystavení holé půdy přímé sluneční radiaci. Vyšší teplota půdy vede k vyššímu výparu. Nehledě na fakt, že půda byla asanací lesa rozrušena, což se může projevit i na její schopnosti vázat vodu.



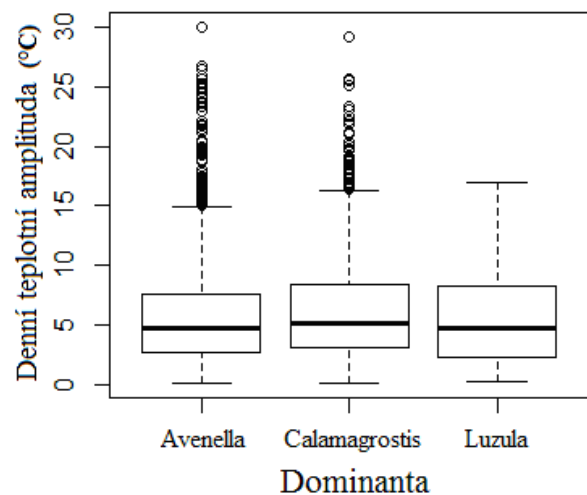
Obr. 15: Srovnání objemové vlhkosti naměřené na plochách s různým typem managementu v rámci jedné vegetační sezony. Vysvětlivky: P = asanované plochy (Březník), S = plochy ponechané samovolnému vývoji (Březník), PP = čerstvá holina (Prameny Vltavy), SP = čerstvě rozpadlý les (Prameny Vltavy).

5.2. Vliv dominant na teplotu a vlhkost půdy (Březník)

Dále jsem také testoval vliv zvolených dominant na teplotu a vlhkost půdy. U vlhkostních dat byla analýza provedena jen na datech ze sezony 2011 a 2013 (Obr. 16). U teplotních dat byla analýza provedena na datech naměřených v letech 2011, 2012 a 2013 (Obr. 17). Ani jedna z analýz nezjistila signifikantní rozdíl v teplotních a vlhkostních datech pod různými dominantami.



Obr. 16: Rozdíl v průměrné objemové vlhkosti půdy mezi jednotlivými dominantami. Test nevyšel signifikantně. ($F(2,2) = 0,525$; $p = 0,656$).

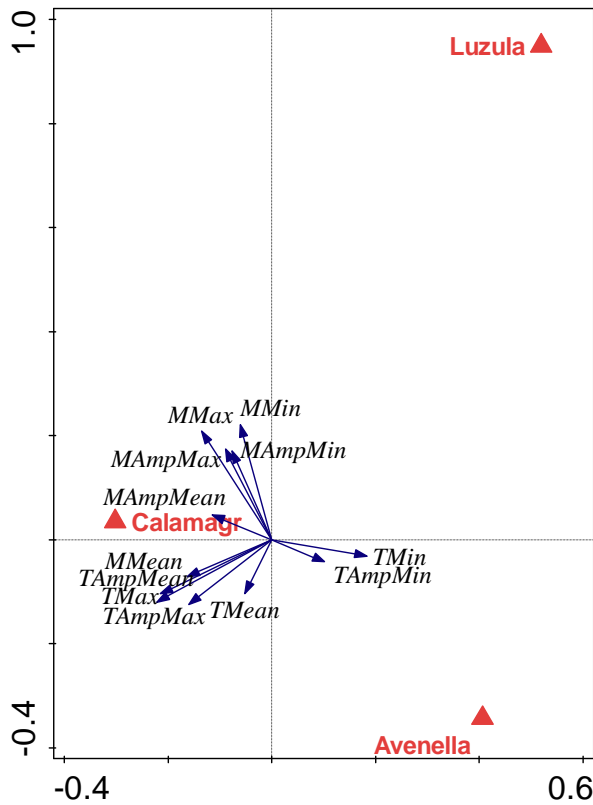


Obr. 17: Rozdíl v denní teplotní amplitudě mezi jednotlivými dominantami. Test nevyšel signifikantně ($F(2,2) = 2,455$; $p = 0,290$).

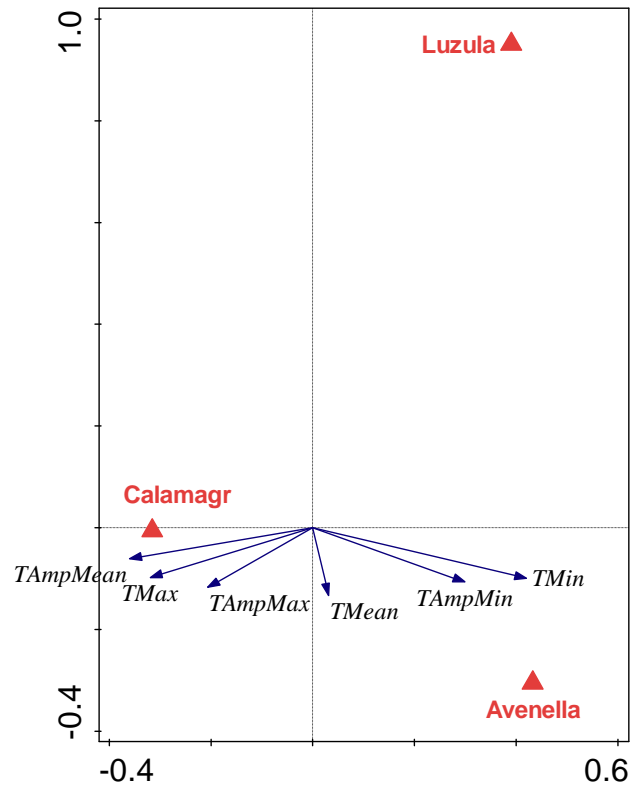
Mnohorozměrná RDA analýza vlivu zvolených dominanty na teplotní a vlhkostní podmínky nevykazuje jednoznačné trendy. Z grafu (Obr. 18) vyplývá, že dominanta *Calamagrostis sp.* je vysvětlena spíše vysokými teplotami a vlhkostními daty. Naproti tomu dominanty *Avenella sp.* a *Luzula sp.* jsou vysvětleny spíše minimální teplotou a minimální denní teplotní amplitudou.

Vzhledem k absenci vlhkostních dat z roku 2012., jsem se rozhodl otestovat ještě samotný vliv zvolených dominant na teplotu půdy na teplotních datech naměřených během tří sezon (2011, 2012 a 2013). Z mnohorozměrné RDA analýzy vlivu zvolených dominant

na teplotní podmínky (Obr. 19) vidíme, že dominanta *Calamagrostis* sp. preferuje místa s vyššími teplotami. *Calamagrostis* sp. je vysvětlena především průměrnou teplotní amplitudou, maximální teplotou a maximální teplotní amplitudou. Naproti tomu dominanty *Avenella* sp. a *Luzula* sp. preferují spíše místa, kde jsou nižší teploty. *Avenella* sp. a *Luzula* sp. jsou vysvětleny minimální teplotou a minimální teplotní amplitudou.



Obr. 18: RDA diagram srovnávající vliv vegetace na teplotu a vlhkost půdy v průběhu dvou vegetačních sezon (2011 a 2013).



Obr. 19: RDA diagram srovnávající vliv vegetace na teplotu půdy v průběhu tří vegetačních sezon (2011, 2012 a 2013).

Vysvětlivky: T AmpMean = průměrná teplotní amplituda, TMax = maximální teplota, T AmpMax = maximální teplotní amplituda, TMean = průměrná teplota, T AmpMin = minimální teplotní amplituda, TMin = minimální teplota. U vlhkostních dat pak byla využita MAmpMin = minimální vlhkostní amplituda, MAmpMax = maximální vlhkostní amplituda, MMin = minimální vlhkost, MMax = maximální vlhkost, MMean = průměrná vlhkost, MAmpMean = průměrná vlhkostní amplituda.

6. Diskuse

6.1. Teplota půdy na plochách s různým typem managementu (Březník)

Hais & Pokorný (2004) uvádí, že narušení lesa větrnou a kůrovcovou disturbancí se projeví na změně teploty krajinného krytu. Hojdová et al. (2005) zkoumala, jak se změní teploty v krajině na plochách, kde byla provedena lesnická asanace, na plochách, které byly ponechány přirozenému vývoji, a na plochách, kde byl zachován původní les. Jejich výzkumy potvrzují, že se zánikem lesa se zvyšuje teplota půdy. Hais & Kučera (2008) ve své studii popisují, že teplota povrchových vrstev půdy 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) svojí studií potvrdili závěry studie Hojdové et al. (2005), že na asanovaných plochách dochází k vyššímu přehřívání povrchových vrstev půdy ve srovnání s plochami ponechaných samovolnému vývoji.

Na základě práce Hojdové (2003), která ve svém výzkumu zjistila, že teplotní amplituda na povrchu půdy na asanovaných plochách je v průměru vyšší o 4,6°C než v mrtvém lese, jsem se na začátku výzkumu domníval, že i po 17letech od disturbance lesa by mohly existovat rozdíly v teplotních amplitudách na plochách s různým typem managementu. Tato studie v podstatě potvrzuje zjištění Hojdové (2003). Ačkoliv Hojdová (2003) měřila teplotní amplitudy na povrchu půdy a já ve své práci pár centimetrů pod povrchem, nabízí se srovnání naměřených teplotních amplitud. Hojdová (2003) naměřila na asanovaných plochách vyšší denní amplitudu v průměru o 4,6°C. Podobné hodnoty jsem naměřil i já v oblasti Březníku. V roce 2011 byla teplotní amplituda na asanovaných plochách (P) vyšší v průměru o 3,2°C, v roce 2012 o 3,1°C a v roce 2013 o 4,6°C než na plochách ponechaných samovolnému vývoji (S). Ze statistického zpracování naměřených dat z oblasti Březníku vyplývá, že na asanovaných plochách jsou o 49 % vyšší denní teplotní amplitudy než na plochách ponechaných samovolnému vývoji ($F(1,3) = 17.06$, $p = 0,0257$). Na základně naměřených dat se domnívám, že plochy ponechané samovolnému vývoji mají vyrovnanější teplotní podmínky. Naopak Tesař et al. (2004) ve své práci uvádí, že holiny mají vyrovnanější teplotní režim než mrtvý les. Mrtvé dřevo podle Tesaře et al. (2006) zvyšuje teplotu poblíž povrchu půdy. Důvodem podle Tesaře et al. (2006) je vystavení mrtvého dřeva přímé sluneční radiaci, která mrtvé dřevo, neschopné transpirace, zahřívá a tím zvyšuje okolní

teplotu. Zielonka & Piatek (2004) také popisují vliv mrtvého dřeva na zvýšení okolní teploty vzduchu. To ale podle Zielonky & Piateka (2004) nemá větší vliv na zvýšení teploty půdy.

Šír et al. (2004) ve své studii popisuje schopnost vegetace transpirovat a tím snižovat okolní teplotu za předpokladu dostatečného množství vody v půdě. Tesař et al. (2004) ve své studii došel k závěru, že vegetace ovlivňuje teplotu půdy a okolí v závislosti na klimatických podmínkách. Během deštivých dnů nezaznamenal Tesař et al (2006) významné ovlivnění teploty ze strany vegetace. Ovšem během teplých dnů s vysokým příjmem slunečního záření vegetace podle Tesař et al (2006) významně ovlivňuje teplotu vzduchu pár centimetrů nad povrchem půdy. Na základě těchto studií, jsem se domníval, že vegetace by mohla mít vliv na rozdílné teplotní amplitudy v rámci zkoumaných ploch. Jonášová & Prach (2008) popisují, jak se změnilo složení vegetace na plochách s odlišným typem managementu. Na asanovaných plochách se vyskytují téměř výhradně *Calamagrostis sp.* a *Avenella sp.*, které se, vlivem narušení půdy a poničením původní vegetace, velice rychle rozšířily a zaplnily uvolněný prostor. Zatím co na plochách ponechaných samovolnému vývoji, je vegetace mnohem více heterogenní. Vyskytuje se tam *Vaccinium sp.*, *Polytrichum sp.*, *Sphagnum sp.*, *Avenella sp.* a *Calamagrostis sp.* Kvůli absenci, většiny dominant z ploch ponechaných samovolnému vývoji na asanovaných plochách, jsem při testování vlivu dominant použil data naměřená pouze pod dominantami zastoupenými na obou typech managementů (*Calamagrostis sp.*, *Avenella sp.*, *Luzula sp.*). Z výsledků vyplývá, že vliv managementu na denní teplotní amplitudu je 15,5x větší než vliv vybraných dominant vegetace (*Calamagrostis sp.*, *Avenella sp.*, *Luzula sp.*). Navíc rozdílný vliv dominant na teplotní amplitudu se v mém výzkumu neprokázal. I když pevné efekty naznačují, že denní teplotní amplitudy jsou větší v půdě pod *Calamagrostis sp.* o něco menší pod *Avenellou sp.* a nejmenší jsou pod *Luzulou sp.* Rozdílly v teplotních amplitudách, ale nevyšly signifikantně ($F(1,3) = 2,96$; $p = 0,18$).

Důsledky vysokých teplotních amplitud na asanovaných plochách (P) mohou mít negativní vliv na přirozenou obnovu lesa (Boucher & Mead; Kozłowski 2002; Remeš & Ulbrichová 2001). Se vzrůstající teplotou půdy se zvyšuje riziko stresu suchem, které může být pro semenáčky fatální. Na asanovaných plochách bylo v roce 2011 zaznamenáno 46dní s teplotou půdy vyšší než 25°C naproti tomu na plochách ponechaných přirozenému vývoji to bylo pouze 9dní (Tab. VI). Rizikem sucha není ovlivněna jen vegetace a semenáčky, ale i půdní edafon. Pro šumavské půdy, díky chladným klimatickým

podmínkám, je charakteristické hromadění a pomalé rozkládání organické hmoty. Vyšší teploty půdy mohou urychlit proces mineralizace organických zbytků (Jarošová 2008). S rychlejší mineralizací je spojeno riziko zvýšeného vyplavování živin do povrchových vod (Bonan & Cleve 1992; Brady & Weil 2002), které může vést až k eutrofizaci povodí. Mineralizace na asanovaných plochách, které vykazují vyšší teplotní amplitudy, může být vyšší než na teplotně stabilnějších plochách ponechaných samovolnému vývoji.

6.1.1. Teplotní podmínky na nově vzniklých plochách na Pramenech Vltavy a starých plochách na Březníku.

Od srovnávání teplotních amplitud z ploch na Březníku (17let po disturbanci lesa) s plochami na Pramenech Vltavy (2 roky po disturbanci) jsem očekával vyšší teplotní amplitudy na plochách na Pramenech Vltavy (PP a SP). Především pak na asanované ploše (PP), kde následkem lesnických zásahů byla odkryta a rozrušena povrchová vrstva půdy, navíc se tam nevyskytuje téměř žádná bylinná vegetace, která by byla schopná transpirací snížit okolní a povrchovou teplotu půdy.

Analýzy naměřených dat ovšem ukazují, že rozdíly v teplotní amplitudě, mezi asanovanými plochami na Březníku a na Pramenech Vltavy, nejsou velké. V roce 2013 na asanovaných plochách na Březníku (P) byl medián denní teplotní amplitudy 9,2°C. Asanovaná plocha na Pramenech Vltavy (PP) měla v roce 2013 medián denní teplotní amplitudy jen o 0,9°C vyšší, tedy 10,3°C. Takto malý rozdíl v denní teplotní amplitudě je velice překvapivý. Možným vysvětlením, proč na asanované ploše na Pramenech Vltavy (PP) není vyšší teplotní amplituda, může být nedostatečná evapotranspirace na asanovaných plochách v oblasti Březníku (P). Asanovaná plocha na Pramenech Vltavy a plochy na Březníku mají podobnou objemovou vlhkost půdy. Pokud nemá vegetace během slunečného dne dostatek dostupné vody v půdě, nemůže transpirovat, což způsobí změnu v přeměně slunečního záření dopadajícího na vegetaci. Bez fungující evapotranspirace se sluneční radiace přeměňuje na pocitové teplo, které následně ohřívá okolí a může vést i ke zvýšení teploty půdy.

Denní teplotní amplituda na plochách ponechaných přirozenému vývoji v oblasti Březníku (S) a na Pramenech Vltavy (SP) je téměř stejná. Na Březníku byl medián denní teplotní amplitudy 4,8°C. Na Pramenech Vltavy byl medián denní teplotní amplitudy 5,3°C. Ve srovnání s asanovanými plochami jsou denní teplotní amplitudy téměř o 50 % nižší.

K nízké teplotní amplitudě na ploše ponechané přirozenému vývoji na Pramenech Vltavy (SP) zajisté přispívají stojící souše, které chrání povrch půdy před přímou sluneční radiací. Zastínění půdy je zde mnohem vyšší ve srovnání s asanovanou plochou, která je vystavena celý den přímé sluneční radiaci, která půdu více zahřívá. Nižší teplotní amplitudy na plochách ponechaných samovolnému vývoji, jak na plochách na Pramenech Vltavy tak na Březníku, si vysvětlují lépe fungující evapotranspirací, která brání významnějšímu zahřívání povrchových vrstev půdy.

6.2. Vlhkostní podmínky na plochách s různým typem managementu (Březník)

To, že rozpad horských smrčín způsobí významnou změnu v odtokových poměrech, zkoumal již Křovák & Kuřík (2001). Hais & Pokorný (2004) pomocí dálkového průzkumu země zjistili, že následkem kůrovcové disturbance v okolí Březníku se významně snížila hodnota indexu wetness. Tato změna podle Haise & Pokorného (2004) indikuje významnou změnu v přírodním prostředí, která může vést až ke změně energeticko-látkové bilance krajiny. Studie Tesaře et al (2004) popisuje vyrovnanější odtokový režim mrtvého lesa ve srovnání s holinou. Podle Tesaře et al (2004) má rozpadající se les odtokový koeficient nižší o 4,8 % ve srovnání s asanovanými plochami. Celkově jsou odtokové koeficienty nízké, což Tesař et al. (2004) připisuje velké spotřebě vody při evapotranspiraci.

Na základě studie Tesaře et al. (2004) jsem očekával vyšší vlhkost půdy na plochách ponechaných samovolnému vývoji ve srovnání s asanovanými plochami. Na asanovaných plochách byl medián objemové vlhkosti 32,8 %, což bylo o 5,5 % méně než na plochách ponechaných samovolnému vývoji, kde medián objemové vlhkosti byl 38,3 %. Statisticky ovšem vliv managementu na objemovou vlhkost půdy nevyšel signifikantně. Větší vliv managementu na objemovou vlhkost půdy nejspíše smazalo stáří zkoumaných ploch respektive proběhlá sukcese. Signifikantní rozdíly v půdní vlhkosti mohly být v době těsně po lesnických zásazích, kdy vlivem asanace lesa byla místy odkrytá a narušená půda, která rychleji vysychá. Důležitou funkci na udržení vody v krajině má ležící tlející dřevo, které má schopnost vázat velké množství vody (Sollins et al. 1987), kterou může v sušším období využívat okolní vegetace. Vlhkost půdy pod tlejícím dřevem jsem ale neměřil. Vegetační dominanty nemají signifikantní vliv na vlhkost půdy.

6.2.1. Vlhkostní podmínky na nově vzniklých plochách na Pramenech Vltavy a starých plochách na Březníku.

Při srovnání půdní vlhkosti mezi plochami v oblasti Březníku (17 let po disturbanci) a nově vzniklými plochami na Pramenech Vltavy můžeme vidět, že plochy ponechané přirozenému vývoji vykazují v podstatě stejnou objemovou vlhkost. Plochy jsou pokryté vegetací. Na plochách na Březníku je velké množství ležících tlejících stromů, které mají schopnost vázat velké množství vody, kterou může okolní vegetace využívat v sušším období (Sollins et al. 1987). Plocha ponechaná samovolnému vývoji na Pramenech Vltavy (SP) je umístěna v suchém lese, kde ještě všechny stromy stojí a během dne vytváří stín, který chrání půdu před nadměrným zahříváním a ztrátou vody.

Asanované plochy vykazují nižší medián objemové vlhkosti a to jak na plochách na Březníku (P), tak i na ploše na Pramenech Vltavy (PP) ve srovnání s plochami ponechanými přirozenému vývoji. Nejnižší medián objemové vlhkosti byl podle očekávání na asanované ploše na Pramenech Vltavy (PP). Důvodem může být vysoká expozice povrchu půdy sluneční radiací, která vede k rychlejšímu vysychání půdy. Hadač et al. 2006 zkoumal, jak lesnická asanace lesa může změnit vláhovou bilanci krajiny. Rozrušení povrchových vrstev půdy může vést ke snížení retenční kapacity půdy. Takto narušené půdy jsou pak náchylné k rychlému vysychání.

7. Závěr

Hlavním cílem této práce bylo zjistit, jaké teplotní a vlhkostní podmínky panují na plochách s různým typem managementu. Plochy, nacházející se na Březníku v NP Šumava, jsou již 17 let po kůrovcové disturbanci.

Výsledky analýz ukazují, že plochy, na kterých byly uplatněny odlišné typy managementu, i po 17 letech po disturbanci lesa vykazují signifikantní rozdíly v denních teplotních amplitudách měřených v půdě. Velice překvapivé je, že i přes dlouhou dobu po proběhlých disturbancích, jsou denní teplotní amplitudy na asanovaných plochách o celých 49 % vyšší než na plochách ponechaných přirozenému vývoji. Medián denní teplotní amplitudy na asanovaných plochách byl každý rok vyšší než na plochách ponechaných přirozenému vývoji (v roce 2011 byl vyšší o 3,2°C, v roce 2012 o 2,8°C a v roce 2013 o 4,4°C). Tato skutečnost ukazuje, jak důležité je zvolit vhodný typ managementu vzhledem k dalšímu vývoji území. Na asanovaných plochách, s vyšší denní amplitudou, mohou panovat extrémní podmínky, kdy se půda může rychle zahřívat a naopak rychle ochlazovat. Důsledkem vysokých teplot půdy se zvyšuje riziko stresu vlivem sucha, což může mít negativní účinek na přítomnou vegetaci, přirozenou obnovu lesa či půdní faunu. Vysoké teploty půdy také mohou vést ke zrychlení mineralizace půd, což se může projevit na zvýšeném vyplavování živin do povrchových vod.

Analýzy vlhkostních dat nezjistily signifikantní rozdíl ve vlhkostních podmínkách na plochách s různým typem managementu. Asanované plochy vykazují o něco nižší objemovou vlhkost půdy, ale rozdíl nebyl signifikantní.

Dalším cílem této práce bylo zhodnocení vlivu zvolených dominant vegetace na teplotu a vlhkost půdy. V těchto analýzách jsem porovnával teplotní a vlhkostní podmínky pod třemi dominantami (*Calamagrostis* sp., *Luzula* sp. a *Avenella* sp.). Ani jedna z analýz nevyšla průkazně. To znamená, že vliv dominant na teplotu a vlhkost půdy se nepotvrdil.

8. 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), 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. *Science of the Total Environment*, 222(1), 1–15.

Bonan G. B., Cleve K. V. (1992). Soil temperature, nitrogen mineralization, and carbon source-sink relationships in boreal forests. *Canadian Journal of Forest Research*, 22(5), 629–639.

Boucher T. V., Mead B. R. (2006). Vegetation change and forest regeneration on the Kenai Peninsula, Alaska following a spruce beetle outbreak, 1987–2000. *Forest Ecology and Management*, 227(3), 233–246.

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

Bryndová M. (2013). Vliv kalamitní těžby na populaci želvušek (*Tardigrada*) v horských smrčínách NP Šumava. Diplomová práce depon in Přírodovědecká fakulta, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, 49pp.

Buchtele J., Buchtelová M., Tesař M. (2006). Role of vegetation in the variability of water regimes in the Šumava Mts forest. *Biologia*, Bratislava, 61(19), 246–250.

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

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, 414pp.

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 CH. J., Simberloff D., Swanson F., Stocks B. J., Wotton B. M. (2001). Climate Change and Forest Disturbances Climate change can affect forests by altering the frequency, intensity, duration, and timing of fire, drought, introduced species, insect and pathogen outbreaks, hurricanes, windstorms, ice storms, or landslides. *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), 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, 95–116.

Eagelson P. S. (1978). Climate, soil, and vegetation. *Water Resources Research*, 14(5), 705–776.

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(6), 516–523.

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

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

Franklin J. F., Spies T. A. (1991). Composition, function and structure of old-growth Douglas-fir forest. USDA Forest Service General Technical Report PNW-GTR-285, 71–80.

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

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

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. 3. 2014).

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.

Harmon M. E., Franklin J. F., Swanson F. J., Sollins P., Gregory S. V., Lattin J. D., Anderson N. H., Cline S. P., Aumen N. G., Sedell J. R., Lienkaemper G. W., Cromack K., Cummins K. W. (1986). Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. *Advances in Ecological Research*, 15, 133–302.

Hladilin V. (1996). Péče o lesní ekosystémy Národního parku Šumava. *Silva Gabreta*, 1, 227–230.

Hojdová M. (2003). Mikroklima rašeliniště a horské smrčiny v různém stavu poškození. Diplomová práce depon in Přírodovědecká fakulta, Univerzita Karlova v Praze, 54pp.

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*, 11(1), 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, 399pp.

Hruška J., Cienciala E. (2005). Dlouhodobá acidifikace a nutriční degradace lesních půd – limitující faktor současného lesnictví. Česká geologická služba, Praha, 153pp.

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

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), 219–237.

Jarošová E. (2008). Teplotní závislost mineralizace organické hmoty u opadu, humusu a minerální půdy z povodí Čertova a Plešného jezera. Bakalářská práce depon in Přírodovědecká fakulta, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, 42pp.

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

Jonášová M. (2001). Regenerace horských smrčín na Šumavě po velkoplošném napadení lýkožroutem smrkovým. *Aktuality šumavského výzkumu*, Srní, 2(4), 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(1), 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(6), 1525–1535.

Kleidon A. (2006). Quantifying the biologically possible range of steady-state soil and surface climates with climate model simulations. *Biologia*, 61(19), 234–239.

Kokořová P. (2012). Vliv odumírání smrku na společenstva pancířníků (*Acari:Oribatida*) horských lesů na Šumavě. Bakalářská práce depon in Přírodovědecká fakulta, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, 42pp.

Kolejka J., Klimánek M., Mikita T., Svoboda J. (2010). Polomy na Šumavě způsobené orkáňem Kyrill a spoluúčast reliéfu na poškození lesa. *Geomorphologica Slovaca et Bohemica*, 2, 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.

Kozłowski T. T. (2002). Physiological ecology of natural regeneration of harvested and disturbed forest stands: implications for forest management. *Forest Ecology and Management*, 158(1), 195–221.

Krausová M. (2011). Odhad dostupnosti živin v půdě asanovaných a přirozeně se vyvíjejících porostů po kůrovcové kalamitě na území NP Šumava. Bakalářská práce depon in Přírodovědecká fakulta, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, 41pp.

Krečmer V. (1980). Bioklimatologický slovník terminologický a explikativní. Academia, Praha, 242pp.

Křovák F., Kuřík P. (2001). Vliv lesních ekosystémů na odtokové poměry krajiny. *Aktuality Šumavského výzkumu*, Srní, 75–79.

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.

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

Kuuluvainen T., Kalmari R. (2003). Regeneration microsites of *Picea abies* seedlings in a windthrow area of a boreal old-growth forest in southern Finland. *Annales Botanici Fennici*, 40(6), 401–413.

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

Lindenmayer D. B., Foster D. R., Franklin J. F., Hunter M. L., Noss R. F., Schmiegelow F. A., Perry D. (2004). Salvage harvesting policies after natural disturbance. *Science*, 303(5662), 1303.

Lindsay R. (1995). *Bogs: The Ecology, Classification and Conservation of Ombrotrophic Mires*. Scottish Natural Heritage, 120pp.

Lorz C., Hruška J., Krám P. (2002). Modeling and monitoring of long-term acidification in an upland catchment of the Western Ore Mountains, SE Germany. *Science of the Total Environment*, 310(1), 153–161.

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

Matějka K. (2011). Rozbor průběhu počasí na Churáňově (Šumava) v období 1983–2010 a jeho možná interpretace z hlediska dynamiky ekosystémů. IDS, Praha, 18pp, Permanentní elektronická publikace dostupná z: <http://www.infodatasys.cz/climate/churanov1983-2010.pdf> (naposledy navštíveno 16. 4. 2014).

- Matějka F., Kuzulák J.** (1987). Analýza mikroklímy porastu. Veda, Bratislava, 228pp.
- 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.
- Monteith J. L.** (1965). Evaporation and environment. *Symposia of the Society for Experimental Biology*, 19, 205–234.
- Mrkva R.** (2006). Kalamitám kůrovce lze čelit vyšší odolností lesa proti chřadnutí. Lesnická práce, Permanentní elektronická publikace dostupná z: <http://www.silvarium.cz/lesnicka-prace-c-4-04/kalamitam-kurovcu-lze-celit-vyssi-odolnosti-lesa-proti-chradnuti> (naposledy navštíveno 1. 4. 2014).
- MŽP.** (2007). Směrnice MŽP č. 7/2007. Ministerstvo životního prostředí, Praha, 11pp.
- Novák V., Havrila J.** (2006). Method to estimate the critical soil water content of limited availability for plants. *Biologia*, 61(19), 289–293.
- NP Šumava.** (2013). Aktuality. Permanentní elektronická publikace dostupná z: <http://www.npsumava.cz/cz/1444/9274/clanek/v-narodnim-parku-sumava-skoncilo-po-vice-nej-deseti-letech-vyzivani-chemie-v-boji-s-kurovcem> (naposledy navštíveno 21. 1. 2014).
- Okland B., Bjornstad O. N.** (2006). A Resource-Depletion Model of Forest Insect Outbreaks. *Ecology*, 87(2), 283–290.
- Otáhalová Š.** (2011). Podkladová studie pro odhad biologické aktivity půdy v asanovaných a přirozeně se vyvíjejících porostech na území NP Šumava. Bakalářská práce depon in Přírodovědecká fakulta, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, 37pp.

- Pelíšek J.** (1964). Lesnické půdoznaectví. Státní zemědělské nakladatelství, Praha, 568pp.
- Petrík M., Havlíček V., Uharský I.** (1986). Lesnícka Bioklimatológia. Príroda, Bratislava, 346pp.
- Pokorný J.** (2001). Dissipation of solar energy in landscape–controlled by management of water and vegetation. *Renewable Energy*, 24(3), 641–645.
- Prescott C. E.** (1997). Effects of clearcutting and alternative silvicultural systems on rates of decomposition and nitrogen mineralization in a coastal montane coniferous forest. *Forest Ecology and Management*, 95(3), 253–260.
- Quit E.** (1971). Klimatické oblasti Československa. Praha, Academia, 73pp.
- Rammig A., Fahse L., Bebi P., Bugmann H.** (2005). Forest regeneration after disturbance: A modelling study for the Swiss Alps. *Forest Ecology and Management*, 222(1), 123–136.
- 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), 142–154.
- Remeš J., Ulbrichová I.** (2001). Růstová dynamika smrkových výsadeb na degradovaných stanovištích v extrémních polohách NP Šumava. *Aktuality Šumavského výzkumu*, Srní, 153–157.
- Riedl O., Zachar D.** (1973). Lesotechnické meliorace. Státní zemědělské nakladatelství, Praha, 568pp
- Skuhravý V.** (2002). Lýkožrout smrkový (*Ips typographus* L.) a jeho kalamity. Agrospoj, Praha, 196pp.
- Sollins P., Cline S.P., Verhoeven T., Sachs D., Spycher G.** (1987). Patterns of log decay in old-growth Douglas-fir forests. *Canadian Journal of Forest Research*, 17(12), 1585–1595.

Splechna B. E., Gratzner G. B., Bryan A. (2005). Disturbance history of a European old-growth mixed – species forest —A spatial dendro - ecological analysis. *Journal of Vegetation Science*, 16(5), 511–522.

Staňková P. (2013). The effect of forest management and plant dominant on nitrogen transformation in soils of acidified mountain spruce forests in the Bohemian Forest National Park. Diplomová práce depon in Přírodovědecká fakulta, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, 80pp.

Stevens, V. (1997). The ecological role of coarse woody debris: an overview of the ecological importance of CWD in BC forests. British Columbia, Ministry of Forests, Research Program.

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

Štrelcová K., Mind'áš J., Škvarenina J. (2006). Influence of tree transpiration on mass water balance of mixed mountain forests of the West Carpathians. *Biologia*, 61(19), 305–310.

Svoboda M. (2007). Tlející dřevo – jeho význam a funkce v horském smrkovém lese. *Aktuality šumavského výzkumu*, 3, Srní, 115–118.

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., Šantrůček J., Šetlik J., Svoboda M., Kopáček J. (2007). Carbon Isotopes in Tree Rings of Norway Spruce Exposed to Atmospheric Pollution. *Environmental Science & Technology*, 41(16), 5778–5782.

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. 153pp.

Šír M., Tesař M., Lichner L., Syrovátka O. (2003). Self-control of hydrological cycle. Česká bioklimatologická společnost, Permanentní elektronická publikace dostupná z: <http://www.cbks.cz/sbornikRackova03/sections/4/Sir.pdf> (naposledy navštíveno 2. 4. 2014).

Tesař M., Šír M., Lichner L., Zelenková E. (2006). Influence of vegetation cover on thermal regime of mountainous catchments. *Biologia*, 61(19), 311–314.

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., Podrázský V. (2003). Forest ecosystems of the Šumava Mts. And their management. *Journal of Forest Science*, 49(7), 291–301.

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

Velíšek L. (2012). Vliv různého managementu horských smrčín Šumavy na společenstva mnohonožek a stonožek. *Bakalářská práce depon in Přírodovědecká fakulta, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích*, 41pp.

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), 67–82.

Wild J. (2001). Prostorová mozaika bylinného patra šumavských smrčín z hlediska kůrovcové kalamity. *Aktuality Šumavského výzkumu*, Srní, 116–118.

Woods R. (2003). The relative roles of climate, soil, vegetation and topography in determining seasonal and long-term catchment dynamics. *Advances in Water Resources*, 26(3), 295–309.

Wu, J., Guan, D., Han, S., Zhang, M. (2005). Ecological functions of coarse woody debris in forest ecosystem. *Journal of Forest Research*, 16(3), 247–252.

Xu C. Y., Singh V. P. (2005). Evaluation of three complementary relationship evapotranspiration models by water balance approach to estimate actual regional evapotranspiration in different climatic regions. *Journal of Hydrology*, 308(1), 105–121.

Zatloukal V., Kadera J., Černá J., Přílepková S. (2001). Předběžné vyhodnocení stavu a vývoje přirozené obnovy v NP Šumava v prostoru Mokrůvka – Špičník – Březnická hájenka. *Aktuality Šumavského výzkumu*, Srní, 110–115.

Zhang X., Jiang H. (2012). Analysis of Acid Rain Patterns in Northeastern China Using a Decision Tree Method. *Atmospheric Environment*, 46, 590–596.

Zielonka T., Piatek G (2004). The herb and dwarf shrubs colonization of decaying logs in subalpine forest in the Polish Tatra Mountains. *Plant Ecology*, 172(1), 63–72.

Žalud Z. (2010). Bioklimatologie (doprovodné texty k přednáškám). Agronomická fakulta, Mendlova univerzita v Brně, 136pp. Permanentní elektronická publikace dostupná z: http://web2.mendelu.cz/af_217_multitext/ke_stazeni/bioklimatologie/bioklimatologie_texty.pdf (naposledy navštíveno 21. 1. 2014).