

**Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích  
Přírodovědecká fakulta**



**Bakalářská práce**

**Podkladová studie pro odhad biologické aktivity půdy  
v asanovaných a přirozeně se vyvíjejících porostech  
na území NP Šumava**

**Šárka Otáhalová**

Vedoucí práce: prof. Ing. Hana Šantrůčková, CSc.

České Budějovice 2011

Otáhalová Š. (2011): Podkladová studie pro odhad biologické aktivity půdy v asanovaných a přirozeně se vyvíjejících porostech na území NP Šumava. [Preliminary study of effect of forest management on soil biological activity in Šumava National Park. Bc. Thesis, in Czech.] - 37 p., Faculty of Science, The University of South Bohemia, České Budějovice, Czech Republic.

**Anotace:**

This thesis is written as research project application. It is focused on an impact of forest management on soil biological activity in soil in Šumava National Park. This project is a part of a general study of overall impact of salvage logging on the soil - soil chemistry, microbial activity, soil animals, vegetation cover, temperature and humidity.

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

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

V Českých Budějovicích dne 28.dubna 2011

Šárka Otáhalová

## Abstrakt

Disturbance o různé intenzitě jsou přirozenou součástí dynamiky všech ekosystémů, i těch lesních. Jedním příkladem z mnoha je území 1. a 2. zóny CHKO a NP Šumava, které bylo po silné vichřici zasaženo v 90. letech 20. století kůrovcovou kalamitou. V těchto vrcholových partiích národního parku, chráněných pro jejich druhovou rozmanitost, nelze použít běžné postupy jako v hospodářském lese. Část území byla přesto asanována pomocí těžké mechanizace, která porušila půdu i bylinné patro, které jsou důležitou složkou lesních ekosystémů. Asanace tedy mohla mít na celý ekosystém větší negativní vliv než přirozená disturbance.

Po odumření stromového patra se rozvíjí bylinné patro, jehož složení (*Calamagrostis villosa*, *Avenella flexuosa*, *Dryopteris dilatata*, mechy aj.) odpovídá chladnému podnebí a chemickým vlastnostem půdy. Mění se i biologická aktivita půdy, která je ovlivňována vegetací a současně rostlinný pokryv zpětně ovlivňuje biologickou aktivitu půdy. Znalost toho, jak vegetace a tlející dřevo ovlivňuje biologickou aktivitu půdy je důležité pro posouzení zdravotního stavu půdy (jeho rozdíl před a po disturbanci) a tím může významně přispět k určení vhodného managementu na takto postižených chráněných územích.

## Abstract

Disturbances of different intensity are natural part of all ecosystems dynamics, even the forests one. One of the examples is area of the first and second protected zone of National Park Šumava (NPŠ), which were affected by bark-beetle outbreak after several windstorms in 1990's. In these highlands of NPŠ, which are protected for their biodiversity, we should not use common heavy-machinery procedures as in production forest. However, part of the area was harvested with common procedure and subsequently soil and plant cover, which are important forest ecosystems elements, were severe damaged. We suggest that harvesting affected whole ecosystem more negatively than the natural disturbance.

After trees die off, understorey vegetation rapidly develops. It's composition (*Calamagrostis villosa*, *Avenella flexuosa*, *Dryopteris dilatata*, mosses etc.) correspond with the cold climate and chemical properties of soil. Changes in soil biological activity

is affected by vegetation and, vice versa soil biological activity affects the plant cover. Knowledge, how vegetation influences soil biological activity and how it changes under the fallen trees, is important. It can, along with the other characteristics, express soil quality and thus significantly contribute to decision, which type of management is suitable.

Chtěla bych poděkovat své školitelce Haně Šantrůčkové za vedení mé práce, za její cenné rady a čas, který mi věnovala. Můj velký dík patří i Danu Vaňkovi za trpělivost a pomoc při zpracování vzorků, Petrovi Čapkovi za pomoc při jejich interpretaci. Děkuji svým přátelům a Mírovi za psychickou podporu. Svě rodině děkuji za umožnění studia na této škole a podporu ve studiu.

# Obsah

<b>1. Úvod</b> .....	<b>1</b>
<b>2. Literární přehled</b> .....	<b>2</b>
2.1 Přeměna prvků v ekosystému.....	2
2.2 Dekompozice organické hmoty.....	4
2.2.1 Vliv abiotických podmínek na biologickou aktivitu půdy.....	5
2.2.2 Vliv biotických podmínek na biologickou aktivitu půdy.....	7
2.3 Vliv lidské činnosti na ekosystém horského lesa.....	8
2.3.1 Změny klimatu.....	10
2.3.2 Acidifikace půdy.....	10
2.3.3 Celkový vliv asanace.....	13
<b>3. Cíle projektu</b> .....	<b>14</b>
<b>4. Hypotéza</b> .....	<b>14</b>
<b>5. Návrh experimentu</b> .....	<b>15</b>
5.1. Popis sledovaného území.....	15
5.2 Stanovení dominant.....	16
5.3 Odběr a úprava vzorků.....	16
5.4 Stanovované parametry.....	17
5.4.1 Objemová hmotnost.....	17
5.4.2 Respirace.....	18
5.4.3 Živiny ( $\text{NO}_3^-$ , $\text{NH}_4^+$ , $\text{PO}_4^{3-}$ ).....	18
5.5 Zpracování dat.....	19
5.6 Předběžné výsledky.....	19
5.6.1 Zpracování a analýza vzorků.....	19
5.6.2 Zpracování dat.....	19
5.6.3 Respirace.....	20
5.7 Časový harmonogram.....	22
5.8 Finanční náklady projektu.....	23
<b>6. Závěr</b> .....	<b>24</b>
<b>7. Literární zdroje</b> .....	<b>26</b>
<b>8. Přílohy</b> .....	<b>31</b>

# 1. Úvod

Poškození lesa na Šumavě a jeho následný rozpad je v dnešní době diskutovaným problémem, na který se dá nahlížet z několika úhlů pohledu. Přesto, že není jasné, jak tuto situaci řešit, její příčiny jsou poměrně dobře definované. Jsou jimi: odlesňování vrcholků a jejich následné osazování smrkovou monokulturou, lesní pastva, kyselé deště, změny druhového složení lesů, větrné a kůrovcové kalamity aj. I přes to, že se jedná o NP, jsou velké plochy „zničené“ větrnou kalamitou a následným rozmnožením lýkožrouta smrkového (*Ips typographus*) asanovány pomocí těžké mechanizace. Na chráněném území je však potřeba volit jiné přístupy, než asanaci.

Aplikovaný management neovlivňuje jen stromy, ale celý ekosystém, včetně půdy, která je jednou z nejdůležitějších složek ekosystému a základním substrátem pro příjem živin (sloučeniny dusíku, fosforu; vápník, draslík aj.), růst rostlin a je životním prostředím půdních organismů. Půda je díky používání těžké mechanizace při asanaci porušena a nemůže plnit svoji funkci tak dobře, jako v případě, že území je ponecháno bez lidského zásahu. Určit správný management je ale obtížné vzhledem k tomu, že v současnosti máme velmi málo zkušeností s takto rozsáhlou kalamitou a jen velmi málo dat o přirozeném vývoji lesa a vlivu managementu na půdu. Proto je navrhován tento projekt, jehož výsledky, informující o biologické aktivitě půdy na územích s různým managementem, mohou být využity při analýze vlivu managementu na půdu a při rozhodování o tom, jaký management bude na podobně disturbovaných chráněných územích aplikován.

## 2. Literární přehled

Ekosystém je ucelená část biosféry, jejíž složky jsou navzájem propojené. Ekosystémy rozdělujeme na vodní (moře, jezera, řeky) a suchozemské (louky, lesy). Lesní ekosystémy lze dále dělit např. na ekosystémy listnatých, smíšených a jehličnatých lesů. Ve své práci se zabývám právě ekosystémem jehličnatých lesů, a to hlavně jednou jeho složkou – půdou. Dalšími složkami lesních ekosystémů jsou stromové a bylinné patro, živočichové a půda, ve které žije velké množství organismů.

### 2.1 Přeměna prvků v ekosystému

Na Zemském povrchu (v půdě a horninovém podloží), v hydrosféře a atmosféře se nachází mnoho prvků a sloučenin. Některé prvky tvoří organickou hmotu (OH), nazývají se proto biogenní prvky. Mezi biogenní prvky patří např. vodík, uhlík, dusík, síra a fosfor. Jak organismus roste, tyto prvky přijímá a zabudovává do své biomasy. Rostliny příjmem minerálních forem prvků z půdního roztoku a atmosféry zajišťují primární produkci OH a přeměňují tak anorganické formy prvků na formy organické. Ty jsou pak přijímány půdními organismy a živočichy. Po odumření organismu je mrtvá OH hmota (rostlinná i živočišná) půdními organismy přeměněna na organické sloučeniny, které jsou opět mineralizovány na formy anorganické (Šimek 2003).

Téměř všechny přeměny prvků se odehrávají v půdě, která je charakterizována jako dynamický útvar a je tvořena minerálním materiálem (45%), organickou odumřelou hmotou a živými organismy (5%), vodou a vzduchem (50%). Je členěna na horizonty, z nichž tři hlavní jsou organický horizont, minerální horizont a matečná hornina. Největší množství OH je v nejsvrchnějším organickém horizontu a žije zde většina půdních živočichů. Z celkového množství OH je > 90% odumřelé a < 4% živých půdních organismů a kořenů. I přesto má půdní OH, především půdní živočichové a mikroorganismy, zásadní vliv na utváření půdy a zachování její stability a resilience (Šimek 2007).

Každý prvek se v půdě nachází v několika formách v závislosti na tom, v jaké fázi přeměny nebo v jakých podmínkách se nachází. Největším zdrojem uhlíku a dusíku je atmosféra, ostatní prvky se nacházejí většinou v půdě a půdním roztoku. Aby mohly být



živiny (např.:  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ ) rostlinami a mikroorganismy přijaty, musí být rozpustné ve vodě a musí se nacházet v půdním roztoku. Rozklad OH je tedy bezpochyby provázán s cykly biogenních prvků (Šantrůčková 2001).

Základním prvkem veškeré biomasy a veškerého života je uhlík (Brady & Weil 2002). Do půdy se dostává prostřednictvím rostlin, které ho z atmosféry přijímají v anorganické formě ( $\text{CO}_2$ ) a zabudovávají ho do své biomasy. Půdní mikroorganismy přibližně 2/3 vázaného organického uhlíku vrací v procesu respirace ve formě  $\text{CO}_2$  zpět do atmosféry (Brady & Weil 2002; Šimek 2003). Kromě organické formy obsahují půdy i uhlík anorganický, zejména ve formě uhličitánů. Malé množství  $\text{CO}_2$  reaguje s vodou za vzniku  $\text{H}_2\text{CO}_3$ . V suchozemských ekosystémech je uhlík akumulován v půdě, rašelině, opadu a jiných zbytcích rostlin a živočichů a v jejich biomase (Šimek 2003).

Dusík je jednou z hlavních živin a je nezbytný pro tvorbu biomasy a životní funkce buněk všech organismů. Z atmosféry se dusík do půdy dostává fixací nebo spadem. V půdě je přes 90% dusíku imobilizováno v organických formách, pouze 20 – 30% z celkového organického dusíku mohou půdní organismy snadno uvolnit do půdního roztoku mineralizací ve formě  $\text{NH}_4^+$  (Šantrůčková 2001). Amonné ionty jsou pak imobilizovány do OH nebo přeměňovány na anorganické formy  $\text{NO}_3^-$  a  $\text{NO}_2^-$  (Šantrůčková 2001). Minerální dusík se z půdního roztoku přirozeně ztrácí běžným příjmem vegetací a mikroorganismy, ztrátami do spodních horizontů, vyplavováním do podzemní vody nebo tékáním do atmosféry (Šimek 2003). Procesy mineralizace, imobilizace a využívání dusíku v energetickém metabolismu probíhají v půdě současně a vzájemně na sobě závisí. To, zda budou tyto procesy v rovnováze nebo který z nich převáží, závisí na poměru C/N a na intenzitě a druhu poškození ekosystému. V lesním ekosystému je poměr C/N vysoký, to znamená, že převažují procesy imobilizace a všechen dostupný dusík je zabudováván do OH (Šantrůčková 2001). Dusík je v tomto případě limitujícím prvkem (Záhora 2001). Je také nutno zdůraznit, že lesní ekosystémy jsou na jeho nízký příjem přizpůsobené (Brady & Weil 2002). Významné ztráty dusíku se objevují po vykácení lesa, kdy převládne proces mineralizace. Při mineralizaci (nitrifikaci) se dusík přeměňuje podle tohoto schématu:  $\text{NH}_4^+ \rightarrow \text{NO}_2^- \rightarrow \text{NO}_3^-$ . Minerální formy dusíku jsou pak v nadbytku a z půdy se snadno vyplavují (Šantrůčková 2001). Rychlé zvýšení mineralizace v prvním roce po odstranění stromů a její následné zpomalení v dalších letech potvrzuje Prescott (1997). Dále uvádí, že rychlost mineralizace dusíku je větší u ploch asanovaných než u ploch s alternativním šetrnějším managementem (Prescott 1997). Rozšíření suchomilných travin (např. *Calamagrostis*) na smrkových holinách, může být způsobeno právě vyšší

dostupností dusíku, který je travinami (*Avenella* a *Calamagrostis*) preferován a který se v jejich biomase akumuluje (Jonášová & Prach 2008). Dusík je později dekompozicí uvolňován zpět do půdy. *Calamagrostis* navíc vysokou preferencí nitrátových iontů nad amonnými přispívá k alkalizaci půdy (Fiala a kol. 2005).

Složkou důležitých biomolekul (ADP, ATP, RNA, DNA) je fosfor a je naprosto nezbytný pro růst a funkce buněk všech organismů. Cyklus fosforu se uskutečňuje pouze mezi horninami, půdou, vodou a organismy. Jeho největším zásobníkem v půdě jsou minerály (hlavně apatit) a organická hmota. Většina fosforu je v půdě vázána v nerozpustných sloučeninách nebo na jílových minerálech a humusových látkách. Množství rozpuštěného fosforu je dáno pH půdy. Pokud je pH půdy nízké, tvoří fosfor nerozpustné komplexy s hydroxyoxidy Fe a Al. Při pH ~ 6,5 je fosfor nejdostupnější a při zvyšujícím se pH fosfor reaguje s vápníkem a vznikají nerozpustné fosforečnany (Brady & Weil 2002). Z celkového půdního fosforu je v půdním roztoku jen velmi malá část a to převážně ve formě  $\text{PO}_4^{3-}$  a organických vazbách. Půdní organismy se významně podílejí jak na rychlé a efektivní mineralizaci fosforu, tak na jeho dočasném zadržení ve své biomase, čímž zabráňují ztrátám fosforu vazbou na půdní sorpční komplex nebo vyplavováním. Ve většině půd je dostupného fosforu nedostatek a se snižujícím se pH jeho koncentrace klesá (Šimek 2003). V kyselých půdách je fosfor v nedostatku. Pokud je vázán v tělech mikroorganismů, může se během vegetační sezony postupně uvolňovat pro rostliny. Může se také vázat na rozpustné organické látky a vyplavovat se z půdy (Brady & Weil 2002).

## 2.2 Dekompozice organické hmoty

Za přeměnu téměř všech prvků v procesech mineralizace a dekompozice OH odpovídají půdní mikroorganismy (bakterie, aktinomycety, houby). Jejich abundance je závislá právě na množství a kvalitě OH. Dále je množství mikroorganismů v půdě ovlivněno teplotou, vlhkostí, pH, množstvím živin, provzdušněností půdy aj. Svoji aktivitou mikroorganismy zásadně ovlivňují cykly biogenních prvků: např. dusíku, uhlíku a fosforu (Brady & Weil 2002; Sotáková 1982). Díky nepřetržité mobilizaci (= rozklad rostlinných zbytků a humusu na základní sloučeniny -  $\text{CO}_2$ ,  $\text{CH}_4$ ,  $\text{H}_2\text{O}$ ,  $\text{NH}_4^+$  a další) a imobilizaci (= zabudování živin do těl organismů) biogenních prvků se živiny (např.:  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ ) přirozeně vrací

zpět do půdy a zpřístupňují pro rostliny (Coleman & Crossley 1996).

Mnoho z těchto faktorů (půdní pH, vlhkost, teplota a další) jsou zároveň ovlivňovány i vegetací, která má pro tvorbu, doplňování a obnovu zásob OH v půdě největší význam (Sotáková 1982). Rostliny živiny nejen poskytují, ale i imobilizují ve své biomase a tím je dočasně odčerpávají z půdy. Ekosystém vzrostlého lesa se vyznačuje vyrovnaným výdejem a příjmem živin do půdy. Po náhlém odumření vzrostlých stromů mohou nevyužité živiny z území odtéct s povrchovými vodami. Bilanci příjmu živin mohou částečně vyrovnat mladé stromy (Brady & Weil 2002). Příjmem živin a energie (slunečního záření) do systému se zvyšuje aktivita dekompozitorů (Kocourek 1991), její snížení je naopak reakcí na nepříznivé podmínky (Mikula 1997). Obecně platí, že jakákoliv změna podmínek prostředí vede ke snížení či zvýšení aktivity mikroorganismů, tedy ke snížení či zvýšení dekompozice a to je příčina změny rychlosti přeměň prvků (viz dále). Rychlost přeměny prvků a rychlost mikrobiální respirace je využívána pro zhodnocení vlivu disturbance na ekosystém (Coleman & Crossley 1996).

### **2.2.1 Vliv abiotických podmínek na biologickou aktivitu půdy**

Množství a dostupnost vody je jedním z nejdůležitějších faktorů, které určují růst rostlin a biologickou aktivitu půdy. Nedostatečné i příliš velké množství vody limituje rozvoj mikroorganismů a snižuje i rychlost dekompozice OH. Rychlost rozkladu OH je nejvyšší při optimální vlhkosti, kdy je přibližně 50% pórů zaplněno vodou. Půda je při této vlhkosti i dobře provzdušněná. Množství vody v půdě závisí mj. na velikosti a rozložení pórů v půdě, na síle držení vody v pórech a na obsahu OH. Tím, že voda zaplňuje různě velké póry a obaluje různě velké půdní částice, je v půdě držena různě velkou silou, která se zvyšuje se snižující se velikostí půdních pórů. Z dostupného půdního roztoku kořeny rostlin, mikroflora a mikrofauna čerpají rozpuštěné minerální a organické látky. Pro mikroorganismy je půdní roztok vlastně životním prostředím, ve kterém žijí a ze kterého získávají živiny (Šantrůčková 2001). Vegetace podporuje zadržení vody v půdě tím, že zlepšuje její infiltraci a zmenšuje pravděpodobnost, že bude odvedena makropóry do podzemní vody (Brady & Weil 2002). Půda pod smrkovými monokulturami bývá ale sušší díky zachycení velkého množství srážkové vody korunami stromů a potřeby velkého množství vody k fyziologickým funkcím (Pelíšek 1957). Voda se z půdy ztrácí

i odpařováním, které je intenzivnější na holinách. Množství vody a její pohyb má zásadní vliv na distribuci živin v půdě. Při nízké vlhkosti živiny putují půdou velmi pomalu, při vysoké mohou být naopak vymývány. K velmi malému odtoku dochází z půdy pod nenarušeným lesem, naopak těžká mechanizace používaná při asanaci porušuje povrch půdy i vegetační kryt a prudce snižuje hodnoty infiltrace (Brady & Weil 2002). Snižená schopnost půdy a vegetace hospodařit s vodou vede k přílišnému zamokření území, vodní erozi nebo i k rychlému vysušení půdy (Pelíšek 1957).

Aktivitu mikroorganismů a tedy dekompozici OH a respiraci zásadně ovlivňuje i provzdušněnost půdy. Půdní vzduch se nachází v pórech nezaplňených vodou, obsahuje méně kyslíku a více CO<sub>2</sub> než atmosférický vzduch a v půdě dobře zásobené vodou má 100% vzdušnou vlhkost (Šimek 2007). Nízká aerace půdy a tedy nízká koncentrace kyslíku, vede ke snižování rychlosti dekompozice (Brady & Weil 2002) a bývá způsobená utužením půdy nebo zaplavením vodou (Šimek 2003).

Na teplotě závisí intenzita chemických a biologických procesů (Šimek 2007). Obecně lze říci, že teplejší klima zvyšuje rozklad OH v půdě, zatímco chladnější klima rozklad zpomaluje (Šantrůčková 2001). Na teplotu půdy má vliv charakter vegetace, barva a vlhkost půdy, hloubka profilu aj. Tmavá, suchá půda bez vegetace se zahřívá a chladne mnohem více a rychleji než půda zastíněná, vlhká a světlá. Aktuální teplota a velikost její změny s klesající hloubkou profilu klesá a od hloubky cca 30 cm na ni nemá vliv denní změna počasí (Šimek 2007). Většina mikroorganismů a půdních živočichů žije však ve svrchních vrstvách půdy a je aktivních ve svém teplotním optimu. Mimo tyto hodnoty rychle snižují svoji aktivitu. Teplotní optimum půdních živočichů se pohybuje mezi 15°C a 20°C a mikroorganismů mezi 25 - 30°C, při této teplotě je respirační aktivita a dekompozice (mineralizace) OH nejvyšší (Brady & Weil 2002). Mezo- a makrofauna má možnost migrovat v půdním profilu, mikrofauna a mikroorganismy (bakterie, aktinomycety, houby) se však musí nepříznivým podmínkám přizpůsobit. Proto je náhlá změna teploty možnou příčinou snížení rychlosti dekompozice. Teplota půdního povrchu v ekosystému zdravých či rozpadlých smrčín kolísá mezi dnem a nocí v rozmezí 5°C – 10 °C, ve vykácené holině však teplota kolísá mnohem výrazněji, v rozmezí 30°C i více (Hais & Kučera 2008).

Chemismus půd zásadně mění i pH. Má tak přímý vliv na rostliny i mikroorganismy a na jejich schopnost rozkládat a přijímat látky z půdního roztoku. Složení rostlinného pokryvu i mikrobiálního společenstva je ovlivňováno tím, že na různé organismy má určité pH (nebo jeho úzké rozmezí) odlišný účinek. Obecně platí, že houby jsou tolerantnější

ke kyselější půdě a většina bakterií a aktinomycety k alkalické půdě (Šantrůčková 2001). Příliš kyselé i příliš zásadité půdy jsou však nepříznivé pro většinu rostlin, živočichů, mikroorganismů i symbiotických hub. Při nepříznivém pH klesá aktivita mikroorganismů a snižuje se i rychlost růstu rostlin. Při příliš nízkém pH neprobíhá nitrifikace, organické látky se stávají méně rozpustné, zvyšuje se poměr houby:bakterie, mizí citlivější druhy a celkově se mění společenstvo půdních organismů (Šimek 2004).

Obecně lze říci, že jakékoliv extrémní hodnoty teploty, vlhkosti, pH aj. snižují účast mikroorganismů na procesu mineralizace a rozkladu OH (Sotáková 1982; Prescott 1997).

### **2.2.2 Vliv biotických podmínek na biologickou aktivitu**

Biotické podmínky prostředí ovlivňují většinu půdních organismů i díky jejich vysoké proměnlivosti, která může snižovat či zvyšovat jejich abundanci a variabilitu. To vede k jejich vysoké či nízké diverzitě, která je jedním z indikátorů kvality půdy (Brady & Weil 2002). Na složení a míře aktivity (rychlosti dekompozice OH) půdních organismů závisí velikost akumulace humusu (OH) a mineralizace (Sotáková 1982). Ta je ovlivněna i antropogenními zásahy, kdy mechanické porušení půdní struktury krátkodobě zvyšuje biologickou aktivitu (Pietikäinen & Fritze 1994), která může vést ke ztrátě půdní OH (Olsson & kol. 1996). Dlouhodobé snížení půdní aktivity se do rovnováhy dostává až po několika desetiletích a souvisí s degradací půdní OH, snížením pH, změnami teploty, vlhkosti a aerace (Olsson & kol. 1996).

Jednotlivé typy porostu poskytují OH v různé kvalitě a kvantitě v různých půdních horizontech. V lesních porostech má z dlouhodobého hlediska větší význam nadzemní opad. Trávy poskytují spíše kořenovou OH, která bývá hlavním původcem akumulace OH v travinných ekosystémech. Trávy obsahují velký podíl lehce rozložitelné hemicelulose, celulósy a bílkovin (Sotáková 1982), které jsou degradovatelné do několika měsíců (Bell 1974). Cyklus prvků obsažených v travní biomase je proto velmi rychlý (Sotáková 1982). Dřevní hmota je na rozdíl od travin tvořena hlavně komplexními, pomalu rozložitelnými sloučeninami lignocelulosou, vosky a tříslovinami. Rychlost rozkladu je významně ovlivněna právě poměrem ligninu a celulósy (Käärik 1974). Dřeviny jsou dlouhodobým zásobníkem a zdrojem živin (Sotáková 1982) a rozkládající se dřevo je také významným zásobníkem vody, poskytuje tak bezkonkurenční životní prostor pro uchycení a růst

semenáčků (Šantrůčková & Vrba 2010), dřevo je proto mnohem důležitějším faktorem pro udržení živin, života a vlhkosti než traviny a suchomilná vegetace.

Opad listnatých stromů obsahuje více celulosy, hemicelulosy a proteinů než opad jehličnatý (Jensen 1974, Millar 1974), který tvoří humus s větší kyselostí (Pelíšek 1957). Po rozkladu jehličí zůstávají v půdě huminové kyseliny, vosky a pryskyřice, které spolu se samotným charakterem stavby jehlic, přítomností terpenů, pryskyřic, vosků, fenolických látek a celkově nižšímu obsahu a dostupnosti živin omezují biologickou aktivitu půd, okyselují půdu a proto zpomalují rozklad jehličnatého opadu, který se v půdě akumuluje (Millar 1974; Pelíšek 1957; Sotáková 1982). Obecně platí, že jehličnatý opad má nižší obsah dusíku než listnatý opad a travní biomasa (Sotáková 1982). Toto potvrdil i Vaněk (2008), kdy u jehličí a borůvčí naměřil vysoké hodnoty C/N, u trav naopak nízké.

V neposlední řadě působí na dekompozici inhibičně i klima charakteristické pro výskyt jehličnatých lesů a přirozených smrčín (Millar 1974).

Rychlost dekompozice (přeměny) OH lze měřit více způsoby (Carter & Gregorich 2008), moje práce se zaměřuje na dva z nich – na rychlost respirace mikroorganismů a množství živin v půdě. Sledování rychlosti respirace (jako spotřeba O<sub>2</sub> nebo produkce CO<sub>2</sub>) je nejrozšířenější mikrobiologickou metodou sledování přeměny OH (Sotáková 1982) – je to nejobecnější parametr mineralizace OH. Tato metoda je založena na předpokladu, že změna respirace mikrobiálního společenstva je úměrná množství mikrobiální biomasy a aktivitě mikrobiálního společenstva (Šantrůčková 1993). Množství dostupných živin v půdě (PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) je indikátorem rychlosti mineralizace OH a říká, kolik živin je dostupných pro rostliny.

### **2.3 Vliv lidské činnosti na ekosystém horského lesa**

Člověk krajinu kolem sebe vždy pozměňoval. Významná lidská činnost s negativním dopadem na Šumavskou krajinu souvisela s rozvojem těžby, sklárství, výrobou dřevěného uhlí a pastvou. Rozsáhlejší odlesňování vrcholových partií Šumavy se datuje od 16. století právě v souvislosti s těžbou dřeva a pastvou (Chocholoušková & Gutzerová 2003). Významnou skutečností je selektivní těžba vedoucí k většímu zastoupení smrku vůči jiným dřevinám (Vrba, ústní sdělení). K vymizení původních lesů přispěla i lesní pastva, která

nedovolovala zmlazení. Od 19. století se začalo dřevo ze smíšených lesů masově transportovat plavebními kanály. Vytěžené, ale i přírodně disturbované smíšené (převážně bukové a smrkové) lesy (Šantrůčková & Vrba 2010) pak byly nahrazovány téměř výlučně smrkovými monokulturami (Chocholoušková & Gutzerová 2003). Smrk se vysazoval hlavně proto, že je pro něj typický rychlý růst a stanoviště ve vyšších polohách Šumavy jsou chladná, vlhká a pro růst stromů nepříznivá. Smrk je však těmto podmínkám přizpůsobený (Šantrůčková & Vrba 2010). Kromě toho se smrky začaly vysazovat v tzv. malé době ledové, kdy se průměrná roční teplota pohybovala okolo 3°C (Kettle & kol. 2003). Další výhodou smrku je, že může zakořenit v mělkých horizontech vysokohorských půd (Kocourek 2001). To poskytovalo smrkům značnou kompetiční převahu nad listnatými stromy.

Na šumavském pohoří můžeme charakterizovat dva vegetační stupně: smíšené lesy s převládajícím bukem lesním, jedlí bělokorou a smrkem ztepilým a horské smrčiny (Jeník 2003; Mašková & kol. 2003). Vegetační stupeň smíšených lesů je charakterizován mj. delší vegetační dobou vyplývající z vyšší průměrné teploty, než je tomu u vegetačního stupně horských smrčin, které jsou na Šumavě nad 1200 m n.m. s průměrnou roční teplotou 2 - 3 °C (Mašková & kol. 2003). Vegetační stupeň horských smrčin je charakteristický i pro okolí Březníku, kde je navrhován náš výzkum (Babůrek 2006).

Jak je naznačeno výše, na rozložení vegetačních stupňů má vliv především klima. Dnešní oteplování vede ke změně vegetačních stupňů a vytváří tak nepříznivé podmínky pro chladnomilné a vlhkomilné horské dřeviny, jejichž typickým zástupcem je právě smrk ztepilý (*Picea abies*; Hofmeister 2005). Zvýšení teploty zároveň podporuje rozvoj hmyzu, sledovaný je ve smrčinách především lýkožrout smrkový (*Ips typographus*) a jeho rozšíření do vyšších nadmořských výšek (Turčáni & kol. 2009). V neposlední řadě hrají roli při oslabení smrku jeho různé ekotypy, kdy původní druhy odolávají drsným podmínkám mnohem lépe než druhy nepůvodní a mělký kořenový systém hůře odolává silným vichřicím (Chocholoušková & Gutzerová 2003). Ve 20. století byly již vzrostlé nepůvodní smrčiny dále oslabovány mj. spadem kyselých srážek a následnou acidifikací půdy s uvolňováním toxického hliníku (Al) a odvodňováním (Hruška & Cienciala 2005; Blažková 2003). Zhoršení zdravotního stavu smrčin zvyšuje pravděpodobnost jejich velkoplošného vyvrácení a možného následného napadení škůdci.

### 2.3.1 Změny klimatu

Změny klimatu mají a budou mít různě velký vliv na většinu ekosystémů, včetně lesů. Složky ekosystémů mohou reagovat buď okamžitě, jako je tomu v případě změn v populační dynamice a distribuci populací kůrovce, nebo v dlouhodobém horizontu např. posunutím vegetačních pásem a možnou změnou přirozeného druhového složení lesa. Změny klimatu jsou provázány změnami ve frekvenci a intenzitě klimatických extrémů. Mezi tyto extrémy lze zahrnout vyšší intenzitu a frekvenci vichřic, větší výkyvy teplot a srážek a tím nerovnoměrnou distribuci vody v půdě během roku (Turčáni & kol. 2009). V současnosti je na Šumavě průměrná měsíční teplota vyšší až o 1,5°C oproti dlouhodobému průměru od poloviny 20. století (Kettle 2003). Průměrné roční srážky jsou sice vyšší, ale významně se změnila jejich distribuce během roku, kdy jich ubylo hlavně v jarním období, kdy smrky začínají růst, a strom tedy trpí nedostatkem vody (Šantrůčková & Vrba 2010).

Naopak pozitivní vliv může mít zvýšená koncentrace CO<sub>2</sub> v atmosféře. Zvýšená intenzita fotosyntézy by mohla vést k větší odolnosti dřevin vůči stresovým faktorům. Pozitivní vliv vyšší koncentrace CO<sub>2</sub> v atmosféře však nebyl jednoznačně prokázán (Körner 2000). Kromě toho je ve vyšších nadmořských výškách růst stromů podporován i mírným zvýšením teploty, která je ve vyšších polohách limitujícím faktorem (Turčáni & kol. 2009).

Uvedené skutečnosti ukazují, že klimatické změny mohou mít vliv na biotické a abiotické (teplota, vlhkost) faktory prostředí, které přímo ovlivňují všechny složky ekosystémů.

### 2.3.2 Acidifikace půdy

Jednou z nejběžnějších a nejdůležitějších charakteristik půdy je pH půdního roztoku. Hodnota pH se měří pomocí koncentrace H<sup>+</sup> iontů v půdním roztoku. Čím více H<sup>+</sup> iontů je v půdním roztoku, tím kyselější se půdní roztok stává. Kyselost či zásaditost půdního roztoku řídí mnoho chemických a biologických procesů v půdě (Hendershot & kol. 2008). Půdní roztok hraje dominantní roli v příjmu živin rostlinami, má přímý vliv na další půdní



organismy a mikroorganismy (MacDonald & kol. 2008). Samotné pH může být ovlivněno jak přírodními procesy, tak procesy antropogenního původu (Šimek 2004; Lal 1998).

Mezi přírodní faktory acidifikace půdy se řadí hlavně charakter matečné horniny, tvorba kyseliny uhličitě ( $\text{H}_2\text{CO}_3$ ) rozpouštěním  $\text{CO}_2$  v půdním roztoku nebo v dešťových srážkách, charakter rostlinného opadu, obsah organických kyselin v exudátech rostlin a organických kyselin vzniklých při dekompozici půdní organické hmoty a další (Šimek 2004). Antropogenní acidifikací rozumíme atmosférické depozice sloučenin dusíku a síry ( $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{NO}_3^-$ ) emitované do atmosféry při spalování uhlí a ropných produktů a z intenzifikace zemědělství ( $\text{NH}_4^+$ ; Hruška & Cienciala 2005). Tyto depozice mají na lesní ekosystémy vliv jak přímý tak nepřímý (Brady & Weil 2002). V neposlední řadě způsobuje acidifikaci půd i rozklad rostlinného opadu. Nejvíce se půda okyseluje při rozkladu jehličnatého opadu, protože jehličí obsahuje vyšší množství fenolických látek (až 48% suché hmotnosti) než traviny (1 - 7%; Vaněk 2008). Tyto látky se v procesu dekompozice uvolňují do půdy a přispívají tak k většímu okyselení půdy než stromy listnaté (viz kap. 2.2.2.). Půdy jehličnatých lesů budou tedy kyselejší než půdy lesů listnatých a půdy pod travinnými porosty.

Přímý negativní vliv depozic dusíku a síry na lesní ekosystémy byl znám již od 50. let 20. století, kdy byly zároveň naměřeny nejnižší hodnoty pH půdního roztoku. Tehdy byly emise na území České republiky přes 2500 kt  $\text{SO}_2$ /rok a 900 kt  $\text{NO}_2$ /rok (Machálek & kol. 2005). Mezi 50. a 80. lety stouply emise a koncentrace síranů, nitrátů a amoniaku v depozicích pro jednotlivé látky takto: pro  $\text{SO}_2$  4x,  $\text{NO}_3^-$  3x a pro  $\text{NH}_4^+$  2x. V celoevropském měřítku byly na začátku 80. let nejvyšší emise právě na Šumavě (Kopáček & kol. 1998). K významným změnám ve snižování emisí na našem území došlo v roce 1993, kdy celkové emise  $\text{SO}_2$  klesly oproti roku 1980 o 32% a už v roce 1999 to byl pokles o 88%. Emise  $\text{NO}_2$  mají obdobný klesající trend, avšak „pouze“ o cca 60%. Na počátku 90. let byly na Šumavě spady kyselých srážek už na hranici kritické zátěže, ale od r. 1998 nebyla tato hranice spadu překročena, na rozdíl od zbytku území ČR. Hodnoty dnešních depozic sloučenin dusíku a síry tedy již nepředstavují přímé riziko pro ekosystém. Projevuje se zde však vliv nepřímý, který spočívá v jejich negativním vlivu na půdu (Skořepová 2005; Machálek & kol. 2005).

$\text{SO}_2$  a  $\text{NO}_2$  emitované do atmosféry reagují se vzdušnou vlhkostí za vzniku  $\text{HNO}_3$  a  $\text{H}_2\text{SO}_4$ . Tyto silné kyseliny se dostávají do půdy převážně v dešťových srážkách, tzv. kyselých deštích, jejichž běžná hodnota pH je 4 - 4,5, může však dosahovat až 2 (hodnota pH neznečištěných srážek je ~ 5,5). Vzniklé kyseliny v půdním roztoku disociují

na  $H^+$  kationty a  $SO_4^{2-}$ ,  $NO_3^-$  anionty (Brady & Weil 2002). Ionty  $H^+$  vytěsňují adsorbované bazické ionty z povrchů půdních částic, ty se vymývají do povrchových a podzemních vod a půda je ochuzována o důležité živiny jako jsou ionty  $Ca^{2+}$ ,  $K^+$ ,  $Na^+$  aj. Anionty a bazické kationty spolu reagují za vzniku neutrálních solí (Šimek 2007). Půdy s dobrou pufrací kapacitou mají dostatečné množství bazických iontů ( $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$ ,  $Na^+$ ,  $K^+$ ), které stačí na neutralizaci kyselin a udržení příznivého pH. V případě přirozeně kyselých půd s malým množstvím bazických iontů stačí krátkodobé působení kyselých dešťů a nedostatečná pufrací kapacita může vést ke snížení pH. Při nízkém pH se zpřístupňují toxické látky (Hruška & Cienciala 2005) a zhoršuje se dostupnost živin, jako jsou P, Mo nebo Mg (Brady & Weil 2002). Dnes už deponice N a S nejsou tak vysoké, avšak jejich kumulativní vliv vede k ochuzení půd o živiny, k jejich acidifikaci a ke zvýšení aktivity těžkých kovů.

Zvýšená acidita půdního roztoku (tedy pH ~ 5 a nižší) zpřístupňuje těžké kovy, např. toxický Al ve formě  $Al^{3+}$ , přičemž nejvyšší koncentrace kationtu hliníku je nejvyšší při pH 3 – 4,5. Kationt hliníku, který je z minerálů uvolňován působením  $H^+$  iontů, se adsorbuje na koloidy a hydrolyzuje v půdním roztoku. Hydrolyzou se pak uvolňují další vodíkové kationty. Hydratovaný hliník ( $Al(OH)_2^+$ ) je tou nejpřístupnější formou pro organismy. Do tkání se dostává osmózou, transpiračním tokem (u rostlin) nebo poraněnými místy. Hliník je v tělech organismů a rostlin resistantní, u rostlin blokuje výměnná místa pro vápník, hořčík a další živiny, poškozují listy, blokuje funkci fosforu aj. (Brady & Weil 2001). Horší dostupnost živin ( $Ca^{2+}$  a  $Mg^{2+}$ ) dokládá Nygaard & deWit (2004) i Godbold & kol. (1998), kteří pomocí poměrů Ca/Al a Mg/Al zjistili při zvyšující se koncentraci  $Al^{3+}$  v půdním roztoku změnu sorpce bazických iontů a hliníku na kořenech ve prospěch Al. Konkrétně se toxicita hliníku projevuje např. v nedokonalě vyvinutém kořenovém systému s redukováným počtem kořenového vlášení a omezeným laterálním růstem. Vliv na kořenový systém má i distribuce toxické formy hliníku v půdním profilu, kdy se v menším množství nachází ve svrchním horizontu. To vede k tomu, že smrk koření hlavně v povrchových horizontech a jemné kořínky umísťuje do vrchních 10 – 15 cm (Nygaard & deWit 2004). Je proto náchylnější k vyvrácení a při letních přisušcích smrk trpí nedostatkem vláhy. Hliník je toxický i vůči bakteriím a mykorhizním houbám (Brady & Weil 2002), které žijí v několika svrchních vrstvách půdy a jsou významně ovlivněny redukcí mykorhizních kořenů (Kocourek 1991). Bakterie a houby jsou jedny z hlavních činitelů v procesu dekompozice, při kterém dochází ke zpřístupňování živin (Coleman & Crossley 1996).

### 2.3.3 Celkový vliv asanace

Asanace spočívá ve vykácení napadených stromů a jejich odstranění, následně se území znovu zalesňuje (Šantrůčková & Vrba 2010). Asanací se poruší svrchní horizonty a to krátkodobě zrychlí dekompozici OH (Kocourek 1991; Brady & Weil 2002). Důsledkem zrychlené dekompozice je větší produkce metabolitů a minerálních forem prvků v půdě, které se mohou vyplavovat a postižené území tak ztrácí velké množství živin (Olsson & kol. 1996). Plochy porušené asanací zarůstají suchomilnými trávami (*Calamagrostis*, *Avenella*), borůvkám, mechům a další přízemní vegetací, která omezuje uchycení a růst mladých stromů (Jonášová & Prach 2004). Jonášová & Prach (2008) v okolí Březníku zjistili, že nejmenší změny ve vegetaci byly na plochách bez lidské intervence a že celkový pokryv bylinnou vegetací byl nejvyšší na bezzásahových územích. V asanovaných plochách vedlo náhlé odstranění dřevin k prudkým změnám mikroklimatických podmínek, kdy se během pěti let od kalamity zdvojnásobila pokryvnost travin, které jsou adaptované na sušší podmínky. Pokryvnost mechů byla však nejnižší díky mechanickému porušení a nižší konkurenceschopnosti vůči travinám. Celková druhová diverzita ale na těchto plochách poklesla. Výsledky tedy ukazují na to, že efekt managementu na vegetaci byl větší než kůrovcová kalamita samotná.

Zatím však nejsou údaje o vlivu jednotlivých druhů vegetace na biologickou aktivitu půdy, a o tom, jak se mění biologická aktivita pod padlými kládami. Fiala & kol. (2005) zjistili, že rychlé rozšíření *Calamagrostis* vede k vytvoření obrovského množství biomasy, ve které se kumuluje velké množství dusíku,  $Mg^{2+}$  a  $Ca^{2+}$  iontů, eliminuje nadbytek  $Al^{3+}$  a celkově se snižuje acidita půdy (zvyšuje se pH). Výsledky Šantrůčkové & kol. (2006) ale ukazují, že *Calamagrostis* se rychle rozkládá a tak se fixované živiny rychle navracejí zpět do půdy a to hlavně na podzim, kdy je stále vysoká pravděpodobnost vyplavení (Šantrůčková & kol. 2006).

Činnost půdních organismů je z dlouhodobého hlediska negativně ovlivněna právě odstraněním biomasy stromů, tedy substrátu a živin, změnou vegetace, porušením a případným zhutněním nejsvrchnějšího půdního horizontu. Kromě toho, odhalení půdního povrchu vede k větším výkyvům teplot, vlhkosti aj. (Hais & Kučera 2008), což umocňuje negativní vliv vlastního zásahu. V ekosystému neovlivněném člověkem, byť zasaženým větrnými i kůrovcovými kalamitami, nejsou výkyvy abiotických podmínek v půdě tak velké, je zachováno množství semenáčků (které asanace z většiny zahubí) a je tak zachována nová generace odolnějších lesů (Šantrůčková & Vrba 2010).

### **3. Cíle projektu**

- Odhadnout biologickou aktivitu půdy pod jednotlivými dominantami podrostu a pod padlými kládami na asanovaných a přirozeně se vyvíjejících plochách. Podle toho posoudit, zda má použitý management vliv na kvalitu půdy.

### **4. Hypotéza**

- Biologická aktivita půdy a koncentrace živin bude na plochách ponechaných přirozenému vývoji vyšší než na plochách asanovaných.

## 5. Návrh experimentu

### 5.1. Popis sledovaného území

Oblast Březníku se nachází v centrální části Šumavy u hranic s Německem v nadmořské výšce 1175 – 1280 m n.m. Je to oblast přirozených klimaxových smrčín. Typická jsou zde krátká chladná léta a dlouhé mrazivé zimy s dlouhotrvající sněhovou pokrývkou; průměrná roční teplota je okolo 4°C (Jonášová & Prach 2008).

Na rulovém a granitovém podloží (Babůrek & kol. 2006) se zde vyvinuly kambizemě, podzoly a litozemě (Boublík & Zelený 2007), které se v našich podmínkách obecně tvoří v horských polohách nad 800 m n.m. pod bučinami a smrčínami, v chladných a vlhkých podmínkách s průměrnou roční teplotou kolem 5°C a 900-1200 mm srážek za rok.

Na počátku 20. století se pH šumavských půd pohybovalo okolo hodnoty 5,3 a v současnosti se dostalo na hodnoty 4,5 a méně (Hruška 2005).

Běžně se v horských smrčínách vyskytující acidofilní vegetace se zde mohla rozšířit díky rozsáhlému odumření smrků. Vznikly rozsáhlé travní porosty s bylinami, ze kterých dominují třtina chloupkatá (*Calamagrostis villosa*), metlička křivolaká (*Avenella flexuosa*), brusnice borůvka (*Vaccinium myrtillus*) a mechy. Často se zde vyskytují i bika lesní (*Luzula sylvatica*) a kaprad' rozložená (*Dryopteris dilatata*; Jonášová & Prach 2008). Na území jsou přítomny i kmeny stromů v různém stadiu rozkladu. Na plochách asanovaných jsou přítomny méně, než na plochách ponechaných samovolnému vývoji.

Pokusné plochy se nacházejí v 1. a 2. zóně NP Šumava v oblastech po vichřici a kůrovcové kalamitě z 90. let 20. století a byly stanoveny dle metodiky, kterou použila Hrežíková (2009). Pro tento projekt budou vybrány 3 plochy asanované (S1, S2, S3) a 3 plochy ponechané samovolnému vývoji (P1, P2, P3; mapa ploch viz Příloha, Obr.4).

## 5.2 Stanovení dominant

Dominanty v podrostu stanovím na základě průzkumu a dat Jonášové & Pracha (2008) a Hrežikové (nepublikováno). Na každé ploše budu analyzovat biologickou aktivitu pod suchomilnými trávami (*Avenella flexuosa*, *Calamagrostis villosa*), pod mechy a také pod rozkládajícím se mrtvým dřevem.

## 5.3 Odběr a úprava vzorků

Na třech plochách asanovaných a na třech bezzásahových odeberu začátkem června vzorky odběrovou sondou s průměrem 5 cm vždy ve třech půdních vrstvách: v hloubce 0 – 10 cm (svrchní vrstva), 10 – 30 cm (spodní vrstva) a opadovou vrstvu z plochy 20x20 cm a zaznamenám její výšku (opad je vrstva mrtvých ještě nerozložených zbytků rostlinných těl). Při odběru pod dřevem je třeba současně zaznamenat fázi rozkladu na škále od 1 (téměř nerozložený) do 5 (ve velmi pokročilém stadiu rozkladu). Pro případ, že by profil nebyl hluboký požadovaných 30 cm, zaznamenám i hloubku odběru. U takto odebraných vzorků je znám jejich objem. Vzorky odeberu pod každou ze čtyř dominant ve třech opakováních. Zvolená „metoda stratifikovaného odběru“, kdy je půda odebírána v konstantních hloubkách, sice příliš nerespektuje rozdíly mezi jednotlivými půdami a jejich genetickými horizonty, umožňuje však výsledky porovnávat s jinými studii v půdách s podobným i odlišným profilem. Hloubka 30 cm respektuje významný pokles množství organismů a OH pod touto hloubkou (Bird & kol. 2001). Tímto způsobem odeberu všechny vzorky.

Ihned po odběru vzorky v laboratoři zvažím, určím suchou hmotnost půdy, přeseju přes 5 mm síto a nechám při 4°C 3 – 4 týdny ustálit. Všechna tři opakování budu analyzovat zvlášť. Půdu následně podrobím analýzám.

## 5.4 Stanovované parametry

Nejdříve bude stanovena objemová hmotnost vzorků a následně tyto parametry aktivity mikroorganismů: respirace (jako produkce CO<sub>2</sub>), celkový obsah dusíku (TN) a jeho formy NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, celkový obsah organického uhlíku (TOC), celkový obsah fosforu a jeho forma PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>. Sledované parametry charakterizují biologickou aktivitu půdy. Parametry biologické aktivity půdy se měří v přirozeně vlhké půdě, která je před vlastní analýzou skladována při 4°C po dobu 3 – 4 týdnů.

### 5.4.1 Objemová hmotnost

Objemová hmotnost (BD) je hustota půdy průměrovaná přes celý objem vzorku a je vyjádřena vzorcem (Vzorec 2). K výpočtu objemové hmotnosti je třeba znát suchou hmotnost půdy (sušinu; Vzorec 1), která pak sama slouží k výpočtu pórovitosti; objemová hmotnost může proto být hrubým kritériem pro posouzení ulehlosti půdy. Nezpracovanou půdu zvážím a hmotnost zaznamenám. Poté do předem zvážené hliníkové váženky přidám přibližně 5 g vlhké půdy a nechám 5 hodin vysušit při 105 °C. Po vychladnutí váženku opět zvážím a dle vzorce vypočítám sušinu.

Vzorec 1:

$$s = (m_s - m_v) / (m_l - m_v)$$

$m_v$  ..... hmotnost váženky [g]

$m_s$  ..... hmotnost váženky se suchou půdou [g]

$m_l$  ..... hmotnost váženky s vlhkou půdou [g]

Vzorec 2:

$$BD = s/V$$

BD ..... objemová hmotnost [g]

s ..... hmotnost vysušené půdy (sušina) [g]

V ..... objem neporušené vlhké půdy [g]

#### 5.4.2 Respirace

Vzorky půdy vždy po 10 g ve 100ml NTS lahvích předinkubuju 1 den na konstantní teplotu 10°C, poté včetně slepých vzorků (lahve bez půdy) uzavřu vzduchotěsným uzávěrem a po 4 dnech změřím na plynovém chromatografu (Hewlett Packard 6850 Series GC System Agilent Technologies, USA) tak, že přes gumovou část uzávěru naberu 0,2 ml vzduchu a nechám analyzovat na koncentraci CO<sub>2</sub>.

#### 5.4.3 Živiny (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>)

10 g půdy navážím ve třech opakováních do 100 ml NTS lahví, zaliju 100 ml destilované vody (poměr půda:voda = 1:10) a nechám 60 minut třepat (150 kmitů/min) při laboratorní teplotě. Po 15 minutách centrifugace při 4000 ot./min vzorky přefiltruju přes skleněný filtrační papír (velikost ok 0,45 μm). Následně na spektrofotometrickém přístroji Flow Injection Analyser (FIA; FIAstar 5012 analyzátor, 5042 detektor, 5027 autosampler, výrobce: Foss Tecator, Švédsko) nechám zanalyzovat na obsah PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup> a na přístroji LiquiTOC (High Temperature TOC/TN<sub>b</sub> Analyzer LiquiTOC II., Germany) na obsah celkového organického uhlíku (TOC) a celkového obsahu dusíku (TN). Pro pozdější analýzy 20 ml roztoku zamrazím v uzavíratelných lahvičkách.



## **5.5 Zpracování dat**

Grafické vyhodnocení dat bude provedeno v programu Microsoft Office Excell a ke zjištění průkaznosti dat bude použit program Statistica.

## **5.6 Předběžné výsledky**

### **5.6.1 Zpracování a analýza vzorků**

Vzorky byly zpracovány a analyzovány dle uvedené metodiky (kap. 5.4) s tím rozdílem, že 3 odpovídající si opakování pod čtyřmi dominantami byla homogenizována, k měření respirace bylo naváženo 5 g půdy. Vzorky byly zpracovávány ve dvou opakováních.

### **5.6.2 Zpracování dat**

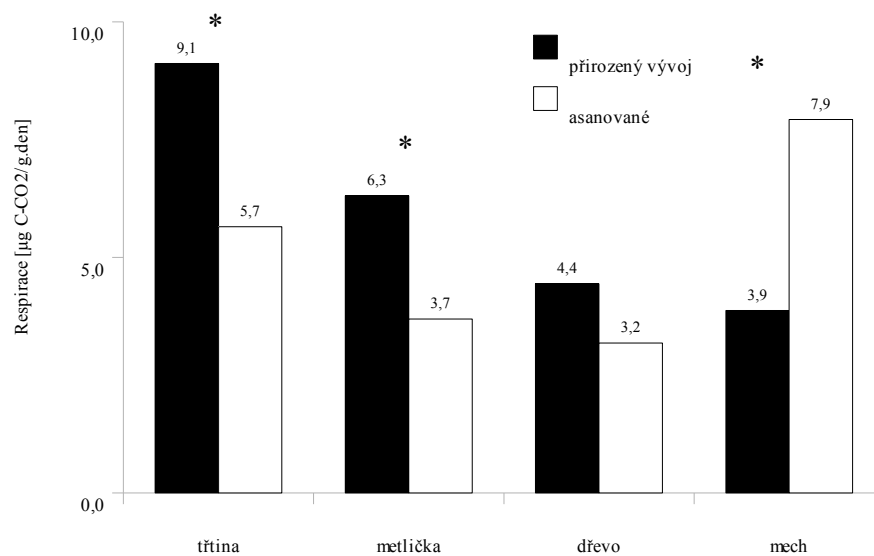
Data byla vyhodnocena v programu Microsoft Office Excell 2003, kde byly vypočítané hodnoty rychlosti respirace zaneseny do grafů. Ke zjištění průkaznosti dat byl použit program Statistica 9. Test homogenity variancí ploch (Cochran-Hartley-Bartlet test) ukázal nehomogenitu dat, proto byla provedena logaritmická transformace. Po této úpravě data splňovala podmínku normálního rozdělení. Dále byl použit All effect/graph faktoriální ANOVA pro stanovení průkaznosti rozdílů mezi plochami asanovanými a bezzásahovými pod konkrétními dominantami (s hladinou významnosti  $p = 0,05$ ) a pro vizualizaci výsledků. Grafické znázornění závislosti respirace na všech třech faktorech (plocha, dominantanta, horizont) ukázalo podrobnější výsledky. Všechna měření byla prováděna ve dvou opakováních.

### 5.6.3 Respirace

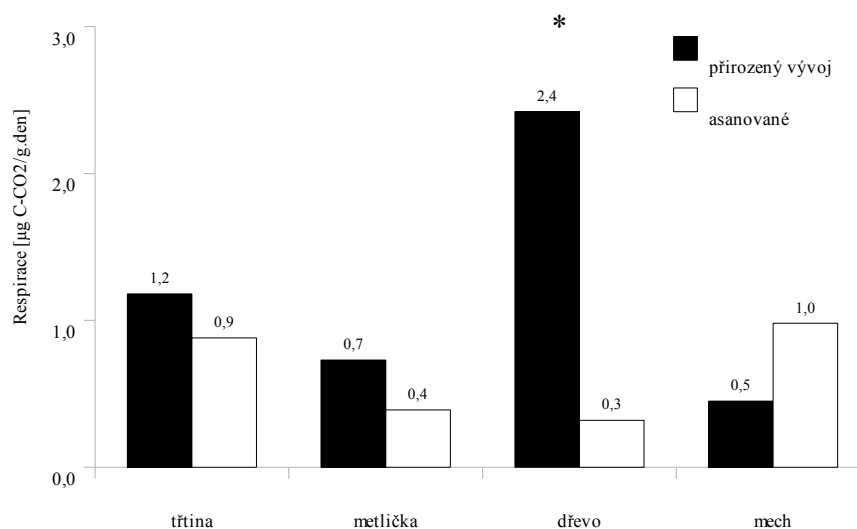
V předběžném pokusu jsem změřila, že respirace půdních mikroorganismů se obecně snižovala s hloubkou půdy v tomto pořadí: opad > svrchní vrstva > spodní vrstva (Obr.1 - Obr.3). Ve spodní vrstvě byla rychlost respirace dokonce o jeden řád nižší než u dalších dvou. Obecně rozdíl v respiraci mezi plochami asanovanými a plochami s přirozeným vývojem není statisticky významný ( $F = 1,114$ ;  $df = 1$ ;  $p = 0,695$ ).

Respirace na bezzásahových plochách je nejvyšší ve svrchním a spodním horizontu pod rozkládajícím se dřevem a u vrstvy opadu pod třtinou. Obecně pro všechny tři horizonty rychlost respirace klesá v tomto pořadí: mrtvé dřevo > *Calamagrostis* > *Avenella* > mechy (Obr.1 - Obr.3). Na asanovaných plochách jsou poměry respirace mezi jednotlivými dominantami různé. V opadovém a svrchním horizontu je nejvyšší respirace pod mechou, ve spodním horizontu je však největší aktivita pod třtinou. Pro opadový a svrchní horizont jsou poměry aktivity stejné: mechy > *Calamagrostis* > *Avenella* > mrtvé dřevo. Ve spodním horizontu je však respirace vyšší pod třtinou a dřevem než pod metličkou a mechou.

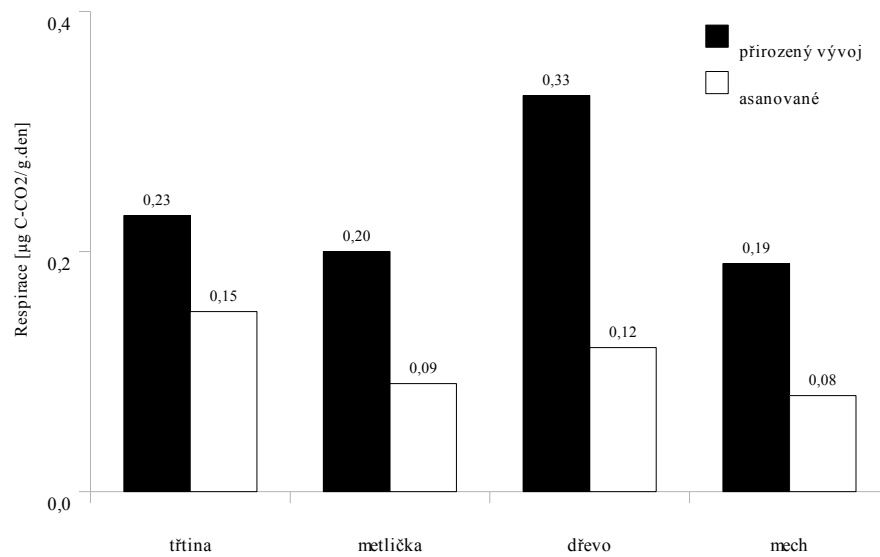
Změřené hodnoty respirace pro jednotlivé dominanty na plochách s bezzásahovým managementem a asanací jsou uvedeny zvlášť pro opad (Obr.1), svrchní horizont (Obr.2) a spodní horizont (Obr.3).



Obr.1: Rychlost respirace v opadovém horizontu. Číslo nad sloupcem uvádí průměrné hodnoty respirace. Hvězdičky nad sloupci označují statisticky významné rozdíly ( $p < 0,05$ ;  $n = 6$ ).



Obr.2: Rychlost respirace ve svrchním horizontu. Číslo nad sloupcem uvádí průměrné hodnoty respirace. Hvězdičky nad sloupci označují statisticky významné rozdíly ( $p < 0,05$ ;  $n = 6$ ).



Obr.3: Rychlost respirace ve spodním horizontu. Číslo nad sloupcem uvádí průměrné hodnoty respirace.

## 5.7 Časový harmonogram

Tab.1: Časový harmonogram plánovaného experimentu.

	Červen	Červenec	Srpen	Září	Říjen
Odběr vzorků					
Respirace (založení, měření)					
Vodné výluhy					
Analýza (FIA, LiquiTOC)					
Statistické zpracování získaných dat					

## 5.8 Finanční náklady projektu

Tab.2: Finanční náročnost projektu v tis. Kč.

Platy a odměny	35
Provozní materiál (chemikálie apod.)	5
Cestovní náklady	1,0
Overhead 20%	8,2
<b>Celkem</b>	<b>49,2</b>

Platy a odměny: Vypočteno dle předpokladu časové náročnosti analýzy 216 vzorků.  
Upravení vzorků, vodné výluhy, zpracování získaných dat, měření na přístrojích:  
LiquiTOC, FIA, Plynový chromatograf.

Provozní materiál: Chemikálie a spotřební materiál potřebný k provedení analýz.

Cestovní náklady: Pohonné hmoty a plat pro odběry vzorků.

Na jeden vzorek je počítána cena 227,- Kč.

## 6. Závěr

Navrhovaný projekt je součástí dlouhodobého výzkumu na šumavských kalamitních plochách po ničivých vichřicích v roce 1996 a následně napadených kůrovcem. Na plochách byly aplikovány dva druhy managementu: bezzásahovost a lesnická asanace. Ekosystémy ploch ponechaných samovolnému vývoji si ponechávají mnoho vlastností podobných vlastnostem ekosystému zdravého lesa, jsou to např. zastínění, malé výkyvy teplot a vlhkosti půdy a zachování množství živin. Rovnováha v přeměně a cyklech prvků může být mírně porušena množstvím náhle odumřelé dřevní hmoty a nárůstu travní a bylinné biomasy; na bezzásahových plochách však v menší míře než na plochách asanovaných. Asanace má na půdu a celý ekosystém zásadní vliv tím, že je biomasa odstraněna a změní se poměr živin, poruší a zhutní se povrchové vrstvy půdy, zvýší se riziko vodní i větrné eroze, sníží se aerace a poruší se vodní režim půdy. Všechny zmíněné faktory ovlivňují množství nebo druhové složení organismů žijících v půdě a mohou vést až k dlouhodobé degradaci půdy. Více či méně degradovaná půda přispívá k pomalejší obnově území a navrácení ekosystému k rovnováze.

I když jsou rozdíly mezi managementy statisticky průkazné jen pod některými dominantami, je na získaných předběžných datech vidět trend potvrzující negativní důsledek asanace. Ten je charakterizován jako reakce mikroorganismů na změnu podmínek prostředí, jak je uvedeno v rešerši. Neprůkazné výsledky jak mezi plochami, tak mezi dominantami, jsou dány vysokou variabilitou dat, malým počtem opakování a odebraných vzorků. V navrhovaném experimentu proto musí být zvýšen počet opakování pro korelaci variability. Vysoká variabilita pod rozkládajícím se dřevem a vysoká odlišnost od ostatních dominant může být dána různým stupněm rozkladu, který v předběžném výzkumu nebyl zaznamenáván. Pro další sledování biologické aktivity půdy a množství živin je tedy nutné stupeň rozkladu ležících kmenů zaznamenat. Současně nemusí být pod dřevem respirace v opadovém horizontu signifikantní, protože opadová vrstva je zde velmi obtížně rozlišitelná, je-li přítomna. Vyšší biologická aktivita pod mechy v asanovaných plochách může být způsobena tím, že v běžných podmínkách je množství aerobních mikroorganismů limitováno příliš vysokou zamokřeností půdy, kdežto při vysychání mechů po asanaci nastávají pro aerobní mikroorganismy příznivé podmínky k rozvoji. Celkově vyšší mikrobiální aktivita na bezzásahových plochách může být dána větším množstvím mrtvého dřeva, ze kterého se postupně uvolňují živiny.

Údaje z literatury i moje předběžné výsledky ukazují, že sledování biologické aktivity a obsahu živin pod dominantními druhy podrostu, které se zde rozšířily právě po rozpadnutí lesa, je významné. Ukazují, že jednotlivé bylinné druhy a mrtvé dřevo mají vliv na aktivitu půdních organismů. Výsledky pak budou využitelné při rozhodování o tom, jaký management bude na podobně disturbovaných chráněných územích aplikován a mohou být využity i při odhadu budoucího vývoje půdy a celého ekosystému.

## 7. Literární zdroje

- Babůrek J., Pertoldová J., Verner K., Jiříčka J. (2006):** Průvodce geologií Šumavy. Správa NP a CHKO Šumava a Česká geologická služba, Vimperk.
- Bell M.K. (1974):** Decomposition of herbaceous litter, p. 38. In: Dickinson C.H., Pugh G.J.F. (Eds., 1974): Biology of plant litter decomposition. Academic press, London and New York, 1.
- Bird M., Šantrůčková H., Lloyd J., Veenendaal E. (2001):** Global soil organic carbon pool, p. 190. In: Schulze E.D., Hermann M., Harrison S. at all. (Eds., 2001): Global biochemical cycles in the climate system. Academic press, USA.
- Blažková D. (2003):** Šumavské louky a jejich historie, p. 171 - 174. In: Anděra M., Zavřel P. (Eds., 2003): Šumava – příroda, historie a život. Baset, Praha.
- Boublík K., Zelený D. (2007):** Plant communities of silver fir (*Abies alba*) forestes in southeastern Bohemia. Tuexenia, 27: 73 – 90.
- Brady N.C., Weil R.R. (2002):** The nature and properties of soils, 13<sup>th</sup> Edition. Upper Sadele River, New Jersey.
- Carter M.R., Gregorich E.G. (Eds., 2008):** Soil sampling and methods of analysis. 2<sup>nd</sup> Edition. Canadian Society of Soil Science, CRC Press, USA.
- Coleman D.C., Crossley D.A. (1996):** Fundamentals of soil ecology. Academic Press, USA.
- Fiala K., Tůma I., Holub P., Jandák J. (2005):** The role of *Calamagrostis* communities in preventing soil acidification and base cation losses in a deforested mountain area affected by acid deposition. Springer, Plant and Soil, 268: 35 – 49.
- Godbold D.L., Fritz E., Hüttermann A. (1988):** Aluminium toxicity and forest decline. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America. USA, 85: 3888 – 3892.
- Hais M., Kučera T. (2008):** Surface temperature change of spruce forest as a result of bark beetle attack: remote sensing and GIS approach. European Journal of Forest Research, 127: 327 – 336.



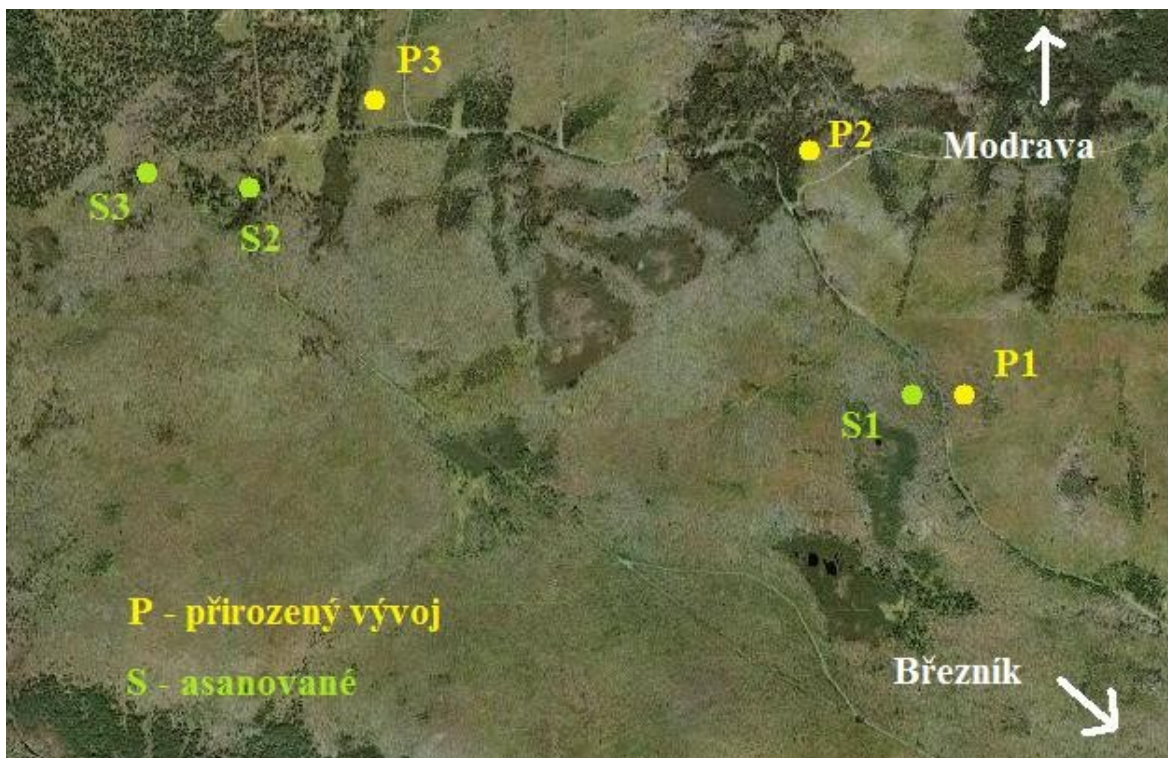
- Hendershot W.H., Lalande H., Duquette M. (2008):** Soil reaction and exchangeable acidity, p. 173. In: Carter M.R., Gregorich E.G. (Eds., 2008): Soil sampling and methods of analysis. 2<sup>nd</sup> Edition. Canadian Society of Soil Science, CRC Press, USA.
- Hofmeister J. (2005):** Význam antropogenní depozice sloučenin dusíku v lesních půdách z hlediska lesního hospodaření, p. 24 - 34. In: Hruška J., Cienciala E. (Eds., 2005): Dlouhodobá acidifikace a nutriční degradace lesních půd – limitující faktor současného lesnictví. 2<sup>nd</sup> Edition. Česká geologická služba, Praha.
- Hrežiková M. (2009):** Přirozená obnova horských smrččin po větrné disturbanci - vliv managementu. Bakalářská práce; p. 12.
- Hruška J. (2005):** Vývoj stavu půd, p. 14 – 15. In: Hruška J., Cienciala E. (Eds., 2005): Dlouhodobá acidifikace a nutriční degradace lesních půd – limitující faktor současného lesnictví. 2<sup>nd</sup> Edition. Česká geologická služba, Praha.
- Hruška J., Cienciala E. (Eds., 2005):** Dlouhodobá acidifikace a nutriční degradace lesních půd – limitující faktor současného lesnictví. 2<sup>nd</sup> Edition. Česká geologická služba, Praha; p. 6 – 57.
- Chocholoušková Z., Gutzerová N. (2003):** Lesy na Šumavě, 167 - 170. In: Anděra M., Zavřel P. (Eds., 2003): Šumava – příroda, historie a život. Baset, Praha.
- Jeník J. (2003):** Celistvost a rozmanitost Šumavy, p. 333 – 340. In: Anděra M., Zavřel P. (Eds., 2003): Šumava – příroda, historie a život. Baset, Praha.
- Jonášová M., Prach K. (2004):** Central-European mountain spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) forests: regeneration of tree species after a bark beetle outbreak. Elsevier. Ecological Engineering, 23: 15 – 27.
- Jonášová M., Prach K. (2008):** The influence of bark beetles outbreak vs. salvage logging on ground layer vegetation in central european mountain spruce forests. Elsevier. Biological Conservation, 141: 1525 – 1535.
- Käärik A.A. (1974):** Decomposition of wood, p. 130. In: Dickinson C.H., Pugh G.J.F. (Eds., 1974): Biology of plant litter decomposition. Academic press, London and New York, 1.
- Kettle H., Kopáček J., Hejzlar J. (2003):** Modelling Air Temperature at Čertovo Lake Back to 1781. Silva Gabreta, 9: 15 – 32.

- Kocourek R. (2001):** Závislost odumírání smrku ztepilého (*Picea abies* (L.) Karst.) v imisních oblastech na ekologických charakteristikách ektomykorhizních symbióz. Diplomová práce; p. 4, 12, 18.
- Kopáček J., Hejzlar J., Stuchlík E., Fott J., Veselý J. (1998):** Reversibility of acidification of mountain lakes after reduction in nitrogen and sulphur emissions in Central Europe. *Limnology and Oceanography*, 43(2): 357 – 361.
- Körner Ch. (2000):** Biosphere responses to CO<sub>2</sub> enrichment. *Ecological Applications*, 10: p. 1590 – 1619.
- Lal R. (1998):** Soil quality and sustainability, p. 19. In: Lal R., Blum W.H., Valentine C., Stewart B.A. (Eds., 1998): *Methods for assessment of soil degradation*.
- MacDonald J.D., Bélanger N., Sauvé S., Courchesne F., Hendershot W.H. (2008):** Collection and characterization of soil solutions, p. 179. In: Carter M.R., Gregorich E.G. (Eds., 2008): *Soil sampling and methods of analysis*. 2<sup>nd</sup> Edition. Canadian Society of Soil Science, CRC Press, USA.
- Machálek P., Hůnová I., Ostatnická J., Cienciala E., Hruška J. (2005):** Dlouhodobý vývoj produkce emisí síry a dusíku na území ČR a současný stav atmosférické depozice okyselujících a eutrofizujících sloučenin (síry a dusíku), p. 6 – 16. In: Hruška J., Cienciala E. (Eds., 2005): *Dlouhodobá acidifikace a nutriční degradace lesních půd – limitující faktor současného lesnictví*. 2<sup>nd</sup> Edition. Česká geologická služba, Praha.
- Mašková Z., Bufka L., Smejkal Z. (2003):** Národní park a chráněná krajinná oblast Šumava, p. 640. In: Albrecht J. & kol. (2003): *Chráněná území ČR – Českobudějovicko* svazek VIII. AOPK ČR a Eko Centrum Brno. Praha.
- Mikula, P.:** Organická hmota v půdě. Stud.inf. ÚZPI, Rostlinná výroba, 6.
- Millar L. (1974):** Decomposition of coniferous leaf litter. In: Dickinson C.H., Pugh G.J.F. (Eds., 1974): *Biology of plant litter decomposition*. Academic press, London and New York, 1.
- Nygaard P.H., de Wit H.A. (2004):** Effects of elevated soil solution Al concentrations on fine roots in a middle-aged Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) stand. *Plant and Soil*, 265: 131 – 140.
- Olsson B.A., Staaf H., Lundkvist H., Bengtsson J., Rosén K. (1995):** Carbon and nitrogen in coniferous forest soils after clear-felling and harvests of different intensity. *Forest Ecology and Management*, 82: 19 – 32.

- Pelíšek J. (1957):** Lesnické půdoznalství. Státní zemědělské nakladatelství, Praha; p. 54, 55, 63, 105, 106.
- Pietikäinen J., Fritze H. (1994):** Clear-cutting and prescribed burning in coniferous forest: comparison of effect on soil fungal and total microbial biomass, respiration activity and nitrification. *Soil Biology and Biochemistry*, 27 (1): 101 – 109.
- Prescott C.E. (1997):** Effects of clearcutting and alternative silvicultural systems on rates of decomposition and nitrogen mineralization in a coastal montane coniferous forest. Elsevier. *Forest Ecology and Management*, 95: 253 – 260.
- Skořepová I. (2005):** Kritické zátěže síry a dusíku na území ČR a jejich překročení atmosférickou depozicí v roce 1998, p. 55 - 57. In: Hruška J., Cienciala E. (Eds., 2005): Dlouhodobá acidifikace a nutriční degradace lesních půd – limitující faktor současného lesnictví. 2<sup>nd</sup> Edition. Česká geologická služba, Praha.
- Sotáková S. (1982):** Organická hmota a úrodnost' půdy. *Príroda Bratislava*, p. 43, 82 – 89, 104, 129, 182.
- Šantrůčková H. (2001):** Ekologie půdy. BF JU v ČB, ústav půdní biologie AV ČR, ČB.
- Šantrůčková H. (1993):** Respirace půdy jako ukazatel její biologické aktivity. *Rostlinná výroba*, 9: 769 – 778.
- Šantrůčková H., Křišťůfková M., Vaněk D. (2006):** Decomposition rate and nutrient release from plant litter of Norway spruce forest in the Bohemian forest. *Biologia Bratislava*, 61 (20): 499 – 508.
- Šantrůčková H., Vrba J. (Eds., 2010):** Co vyprávějí Šumavské smrčiny. Průvodce lesními ekosystémy Šumavy. Správa NP a CHKO Šumava, Vimperk; p. 70-77, 85, 94.
- Šimek M. (2003):** Základy nauky o půdě, 3. Biologické procesy a cykly prvků. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, České Budějovice; p. 6 – 29, 87 – 98.
- Šimek M. (2004):** Základy nauky o půdě, 4. Degradace půdy. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, České Budějovice; 137 – 147.
- Šimek M. (2007):** Základy nauky o půdě, 1. Neživé složky půdy. Druhé upravené a rozšířené vydání. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, České Budějovice; p. 129 – 139.

- Turčáni M., Hlásny T., Zajíčková L., Sitková Z., Holuša J., Nakládal O., Kulla L., Hajnala M., Dubrovský M., Jakuš R. (2009):** Neperiodická zpráva projektu za rok 2009: Vyhodnocení dopadů globálních klimatických změn na rozšíření a voltinismus *Ips typographus* (L.) (Col.: Curculionidae, Scolytinae) ve smrkových porostech České republiky jako východisko pro jejich trvale udržitelný management (QH91097/2009). Česká zemědělská univerzita v Praze, [www.climips.cz](http://www.climips.cz), 29.dubna 2011.
- Vaněk D. (2008):** Rychlost dekompozice rostlinného opadu v půdách ledovcových jezer na Šumavě. Diplomová práce; p. 34.
- Záhora J. (2001):** Dostupnost dusíku v půdě vřesovišť Národního parku Podyjí. *Thayensia Znojmo*, 4: 169–181.

## 8. Přílohy



Obr.4: Mapa pokusných ploch (zdroj: [www.google.cz](http://www.google.cz), 27.dubna 2011)