

JIHOČESKÁ UNIVERZITA  
PŘÍRODOVĚDECKÁ FAKULTA  
ČESKÉ BUDĚJOVICE

Odhad dostupnosti živin v půdě asanovaných a  
přirozeně se vyvíjejících porostů po kůrovcové kalamitě  
na území NP Šumava.



Bakalářská práce

Autor práce: Marie Krausová  
Vedoucí práce: prof. Ing. Hana Šantrůčková, CSc.  
Konzultant: RNDr. Jiří Kaňa, Ph.D.

České Budějovice 2011

Krausová, M., 2011. Odhad dostupnosti živin v půdě asanovaných a přirozeně se vyvíjejících porostů po kůrovcové kalamitě na území NP Šumava. [Estimate of available nutrients in forest soil after bark beetle outbreak of stands after salvage logging and of stands left without intervention in the Šumava National park. Bc. Thesis, in Czech]. 41 p. Faculty of Science, The University of South Bohemia, České Budějovice, Czech Republic.

### Anotace:

The aim of this study is to estimate and compare the amount of available nutrients in forest soil of stands where the salvage logging took place after the dieback of the forest caused by bark beetle outbreak and of stands left without any intervention in protected areas in Šumava National Park. The study also focus on the influence of the vegetation cover and decaying wood on the soil chemistry, especially on the cationt exchange capacity, base cationts and aluminium contents. Preliminary results and proposal of future research are given.

**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

Marie Krausová

Ráda bych poděkovala školitelce prof. Ing. Haně Šantrůčkové, CSc., za dobré rady a povzbuzení při tvorbě práce. Velký dík patří i RNDr. Jiřímu Kaňovi, Ph. D., za obrovskou pomoc při analýze a vyhodnocování výsledků. Také děkuji prof. RNDr. J. Lepšovi, CSc., a doc. RNDr. P. Šmilauerovi, CSc., za rady při statistickém zpracování dat.

## OBSAH

<b>1</b>	<b>LITERÁRNÍ REŠERŠE.....</b>	<b>7</b>
	ÚVOD.....	7
	1.1 Půda.....	8
	1.1.1 Živiny.....	8
	1.1.2 Kationtová výměnná kapacita (KVK).....	9
	1.1.3 Organická hmota v půdě.....	10
	1.1.4 Vliv rostlin na kvalitu půdy.....	10
	1.1.5 Rozklad dřeva.....	11
	1.2 Narušení a obnova lesa.....	12
	1.2.1 Kůrovec a polomy.....	13
	1.2.2 Obnova lesa.....	14
	1.3 Šumava.....	16
	1.3.1. Divoké srdce Evropy.....	16
	1.3.2. Historie a vývoj.....	16
<b>2</b>	<b>Předběžná analýza.....</b>	<b>18</b>
	2.1 Zkoumané území.....	18
	2.2 Metodika.....	19
	2.2.1. Odběr vzorků.....	19
	2.2.2. Zpracování vzorků.....	19
	2.2.3. Měření KVK půdy.....	20
<b>3</b>	<b>VÝSLEDKY.....</b>	<b>22</b>
	3.1 Basické kationty (BC).....	22
	3.2 Kationtová výměnná kapacita (KVK).....	25
	3.3 Ionty vápníku.....	28
	3.4 Ionty hliníku.....	31
<b>4</b>	<b>DISKUSE.....</b>	<b>34</b>
	4.1 Podmáčené plochy.....	34
	4.2 Plochy ponechané samovolnému vývoji a asanované.....	35
	4.3 Vliv rostlin.....	35
	4.4 Vliv padlého dřeva.....	36
	4.5 Shrnutí.....	36
<b>5</b>	<b>ZÁVĚR.....</b>	<b>38</b>

<b>6</b>	<b>SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY.....</b>	<b>39</b>
<b>7</b>	<b>PŘÍLOHY</b>	

# 1 Literární rešerše

## Úvod

Jednou z velmi důležitých složek, ne-li přímo nejdůležitější složkou ekosystému, je půda. Umožňuje život rostlinám, poskytuje jim živiny pro růst a zajišťuje přísun vody. Zároveň je to prostředí, které je domovem mnoha živočichů a mikroorganismů. Tyto organismy, od bakterií, přes žížaly, až po krky, zajišťují koloběh živin v ekosystému. Rozkládají organickou hmotu, a vrací tak živiny zpět do jejich koloběhu v ekosystému. Tím také ovlivňují produkci rostlinné hmoty. Produkce a rozklad organické hmoty jsou v ekosystémech pevně spjaty.

Poznatky získané zkoumáním této závislosti nám mohou být velmi užitečné v lesnictví, zemědělství, ochraně přírody a všude tam, kde produkce ekosystému, a její udržitelnost, je naším zájmem. Tato práce se zaměřuje hlavně na lesní ekosystémy, jejich narušení a na to, jaký vliv má rozklad dřeva na množství živin v půdě. Toto téma je aktuální ve smrkových lesích v Národním parku Šumava. Výzkumem půdy můžeme získat cenné informace o možném vývoji lesa po rozsáhlém narušení porostu. Získané poznatky nám pomohou odpovědět například na tyto otázky: Jakým způsobem se bude les vyvíjet samovolně v porovnání s lesnickou péčí a jaký bude výsledek obnovy? A jaké způsoby péče jsou zde vhodné? Jak lesnické zásahy ovlivní půdu? Pro hledání odpovědí na tyto otázky nám Šumava poskytuje výborné místo pro výzkum.

## 1.1 Půda

Půda je dynamický systém, ve kterém spolu reagují složky pevné, plynné a kapalné s živými organismy. Za pomoci bakterií, hub a živočichů dochází k recyklaci organické hmoty, a tím půda umožňuje růst rostlin a udržuje ekosystém v chodu. Půda je prostředím, které hostí neuvěřitelné množství organismů, od bakterií, přes rostliny, až po savce.

Pevná složka půdy vzniká zvětráváním matečné horniny a rozkladem organické hmoty. Plynná složka půdy je tvořena vzduchem. Její složení ovlivňuje také respirace půdních organismů a rostlin vylučováním oxidu uhličitého a odebíráním kyslíku. Další velmi důležitou složkou půdy je půdní roztok. Je tvořen vodou, která se do půdy dostává ze srážek a vodních toků, anorganickými a organickými látkami, které jsou v roztoku rozpuštěny. Právě z půdního roztoku rostliny získávají živiny potřebné pro svůj růst a vývoj. Do půdního roztoku se ale mohou uvolňovat i pro rostliny toxické látky, jako je například hliník.

Vývoj půdy trvá velmi dlouho. Proto je velmi důležité, aby pochody probíhající v půdě byly v rovnováze. Abychom mohli rozumně pečovat o různé druhy ekosystémů, je nutné procesy v půdě prozkoumat a pochopit, aby nedocházelo našimi zásahy k degradaci půdy.

### 1.1.1 Živiny

Rostliny jsou autotrofní. To znamená, že organické látky vytváří fotosyntézou. Základní látkou pro vznik organických látek je oxid uhličitý, který rostliny přijímají ze vzduchu. Pro vznik organických látek jsou ale nutné i další živiny, které rostliny musí přijímat. Děje se tak pomocí kořenů z půdního roztoku ve formě iontů. Pokud jsou prvky v jiné formě než iontové (jsou vázány v hornině), pak nejsou pro rostliny dostupné. Rostliny jsou schopny přijímat jen živiny rozpuštěné v půdním roztoku.

Nejdůležitějšími živinami jsou dusík, fosfor a draslík. Dalšími významnými živinami jsou sodík, hořčík, vápník. Ty jsou v půdě ve formě bazických kationtů. Při acidifikaci půdy se do půdy mohou uvolňovat ionty hliníku. Pokud je hliník v půdě ve formě volného iontu ( $Al^{3+}$ ), je pro rostliny toxický. Vyvážený poměr jednotlivých iontů půdního roztoku je velmi důležitý. Při nedostatku jednoho prvku (nebo při přebytku v případě hliníku) dochází k omezení růstu rostlin (Brady, Weil 2001).



Živiny se do půdy dostávají zvětráváním matečné horniny, z atmosféry (srážkami, biologickou fixací) a rozkladem organické hmoty. Přísun prvků zvětráváním a z atmosféry je pozvolný, plynulý a víceméně stálý. Na rozdíl od toho přísun živin vzniklých rozkladem je dynamičtější. Celkově se podílí na obsahu prvků menší měrou, přesto je velmi důležitý (Björn, Laskowski 2006).

Cesty jednotlivých prvků v ekosystému, jejich zásoba a dostupnost jsou velmi odlišné. V půdě probíhá mnoho komplexních dějů a ty se liší i mezi ekosystémy. Prvky v půdě jsou přítomny v rozpustných a nerozpustných formách. Pro rostliny jsou dostupné jen ty, které jsou rozpuštěné v půdním roztoku, nebo vázané elektrostatickými vazbami na půdním sorpčním komplexu. Pokud bychom tedy měřili celkové množství prvku v půdě, dostaneme hodnotu, která neodpovídá množství prvku dostupného pro rostliny. Proto je nutné, použít metodu, která nám ukáže přímo obsah prvků dostupných pro rostliny. Množství prvků vázaných elektrostatickými vazbami je možné měřit pomocí tzv. kationtové výměnné kapacity.

### 1.1.2 Kationtová výměnná kapacita (KVK)

V půdě probíhá mnoho komplexních chemických reakcí, které pohánějí celý ekosystém. Jedním z důležitých systémů v půdě je zadržování kationtů před vymýváním. Na pevných částicích v půdě (organická hmota, jílo) vznikají náboje. Obvykle bývá v půdě náboj 100-500  $\mu\text{mol/l}$  (Fisher, Binkley 2000). Pokud má částice záporný náboj, jsou na ní elektrostatickými silami vázány základní kationty z půdního roztoku (sodík Na, hořčík Mg, draslík K, vápník Ca). V této formě jsou k dispozici rostlinám a nedochází k jejich vymývání z půdy.

Dominantním kationtem v půdě bývá  $\text{Ca}^{2+}$ , nicméně v kyselých půdách (kterými jsou i půdy horských šumavských smrčín) je jeho koncentrace vyvažována ionty  $\text{Al}^{3+}$ . Tyto ionty jsou pro rostliny toxické a uvolňují se do půdy vlivem acidifikace způsobené spadem síry v kyselých deštích. Dalším pro rostliny velmi důležitým kationtem je  $\text{K}^+$ . Tento iont je v roztoku velmi mobilní a jeho vazba na půdním sorpčním komplexu je nízká. Dále jsou v roztoku přítomny ionty  $\text{Na}^+$  a kovů (Fisher, Binkley 2000). Změřením koncentrace důležitých iontů vázaných v půdě získáme informaci o tom, jakých prvků je pro rostliny dostatek a čím jsou naopak limitovány.

Jednou z možností, jak změřit KVK, je extrakce roztokem solí. Používá se například

roztok KCl, NaCl, NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub> (Binkley, Vitousek, 1989). Při laboratorní analýze je vysušená půda zalita 1M roztokem soli. Ionty soli vytěsní kationty z míst v půdě, kde jsou vázány elektrostatickými silami a vyplaví je do roztoku. V roztoku je pak možné změřit koncentrace kationtů. Koncentrace kationtů nám ukáže množství dostupných živin pro rostliny.

### 1.1.3 Organická hmota v půdě

Živiny se mohou do půdy uvolňovat zvětráváním, nebo rozkladem organické hmoty. Rozložení organické hmoty je zajišťováno půdními mikroorganismy a živočichy, kteří využívají rostlinou hmotu jako zdroj potravy. Získané prvky částečně použijí na stavbu svých těl a částečně je vyloučí v minerální formě. Rozklad organické hmoty zajišťuje návrat živin, které rostliny odčerpaly, zpět do půdy. Tak se živiny, které rostliny využily pro vybudování svých těl, pomocí mikroorganismů znovu dostávají do koloběhu a mohou znovu být využity rostlinami. Tento obrat je dynamický. Pokud by k rozkladu nedocházelo, povrch Země by byl pokryt vrstvou nerozložené organické hmoty. V této hmotě by byly vázány živiny, které by tak nebyly pro rostliny dostupné. Rozklad je proto klíčovým procesem, který probíhá na Zemi. Rozkládající se hmota postupně uvolňuje živiny, tím tvoří zásobu v půdě a umožňuje stálou produkci ekosystému. Rozkladem vznikají jednoduché i komplexní látky. Uvolněné živiny jsou většinou ve formě snadno přijatelné pro rostliny. Na komplexních organických látkách, které rostliny nemohou přímo využít, vzniká náboj, který zadržuje prvky v půdě. Slouží tak k udržování zásoby prvků v půdě, zabraňuje jejich vymývání a ztrátám z ekosystému. Obsah humusu velmi zvyšuje KVK (Brady, Weil 2001). Navíc na těchto částicích, které odolávají rozkladu mohou být na částečných nábojích vázány ionty Al<sup>3+</sup>, čímž se sníží toxicita Al pro živé rostliny (Fisher, Binkley 2000). V přirozeném lesním ekosystému je kromě opadu významným zdrojem organické hmoty rozkládající se dřevo.

### 1.1.4 Vliv rostlin na kvalitu půdy

Organická hmota, která se po odumření rostlin dostává do půdy (rostlinná těla i opad), se druh od druhu liší poměrem živin (Björn, Laskowski 2006). Rozkladem rostlinných zbytků se do půdy tyto živiny uvolňují. Rostliny tak ovlivňují koncentraci živin, jejich poměr a typ

v substrátu, na kterém rostou. Tento vztah je ale oboustranný. Půda svým složením určuje, jaké rostliny zde budou růst a prospívat. Takže druh rostliny ovlivňuje, jaké bude složení půdy a na složení půdy závisí, jaká rostlina zde bude růst. Rostou rostliny jen tam, kde je vhodná půda, nebo si ji dokáží pro sebe vytvořit? Odpověď nejspíš bude ležet někde mezi těmito dvěma tvrzeními, protože tento vztah je úzce provázaný a těžko lze oddělit vliv rostliny od vlivu půdy (Fisher, Binkley 2000).

Změnou půdních podmínek mohou některé rostliny ovlivňovat uchycení a růst ostatních rostlin. Některé druhy rostlin můžeme využít jako indikátory určitého typu půdy. To lze využít při rozhodování o způsobu péče o les. Podle typu vegetace určíme místa vhodná pro růst stromů. Například porost borůvky (*Vaccinium myrtillus*) může indikovat silnou vrstvu humusu a mírně kyselé podmínky, což je příznivé mikrostaniště pro růst semenáčků smrků (Baier et al., 2005). Dřeviny ovlivňují půdu nejen činností kořenů, opadem listů a jehlic, ale také kusy dřeva, které po jejich odumření leží v podrostu a rozkládají se.

### 1.1.5 Rozklad dřeva

Mrtvé ležící dřevo i stojící souše plní v ekosystému mnoho důležitých funkcí a vytváří strukturní heterogenitu porostu. Jsou důležitým zdrojem živin, poskytují útočiště mnoha živočichům, houbám i jiným organismům, čímž zvyšují jejich diverzitu na daném místě (Wu et al. 2005). To může být velmi důležité při rozsáhlých disturbancích, kdy mrtvé dřevo poskytne útočiště pro přečkání nepříznivých podmínek a není tak narušena kontinuita lesního společenství (Stevenson 1997). Nedostatek dřeva, který může být způsobený například vytěžením, znamená i nedostatek úkrytů pro některé živočichy i rostliny a zároveň také úbytek živin z ekosystému.

Zatímco menší části organické hmoty, jako jsou menší větvičky a opad se rozkládají rychleji a živiny jsou k dispozici ihned, pomalejším rozkladem větších kusů dřeva se živiny uvolňují postupně (Hyvonen 2000). Větší kusy tlejícího dřeva tak mohou sloužit jako zásoba a zdroj živin po několik desítek let.

Další významnou vlastností mrtvé dřevní hmoty je zadržování vlhkosti. Dřevo tak vytváří příznivé podmínky pro růst nejen houbvých organismů, ale i jiných mikroorganismů, živočichů či rostlin, obzvlášť v době sucha (Stevenson 1997). To by mohlo usnadňovat i rozvoj ektomykorrhizních hub, které mají zásadní vliv na růst stromů, zejména smrků.

Kromě toho saprofytní houby rozkládající dřevo v sobě koncentrují živiny a svým rozkladem je posléze uvolňují do půdy (Harmon et al. 1994). Padlé kmeny s kůrou zadržují vlhkost lépe, než odkorněné kmeny. Vlhčí kmeny s kůrou poskytují lepší podmínky pro růst a vývoj hub, mikroorganismů a živočichů. Proto dochází k jejich rychlejšímu rozkladu a uvolnění prvků pro další rostliny.

Padlé rozkládající se kmeny vytvářejí vhodné mikrostanoviště s dostatkem živin a vody, s ochranou před zimním sněhem, a zároveň omezují konkurenci ostatních rostlin. Takové stanoviště je příznivé pro růst semenáčků. K obnově lesa dochází právě na mrtvém dřevě, jak se ukázalo v několika studiích (Jonášová, Prach 2004, Svoboda, Zenáhlíková 2009, Zielonka 2006). Úspěšně rostoucí semenáčky smrček byly pozorovány především na padlých kládách, i když klády pokrývaly jen malou plochu lesa (několik procent).

Padlé dřevo uvolňuje živiny do půdy svým rozkladem, ale také umožňuje růst semenáčkům přímo na rozkládající se dřevní hmotě. Semenáčky stromů úspěšně prospívají na rozkládajícím se dřevě, protože je zde vhodné mikroklima a malá konkurence. Zároveň může k úspěšnému růstu stromků přispívat i zvýšená koncentrace živin, uvolněných rozkladem dřeva. Baier provedl manipulativní pokus, při kterém pěstoval semenáčky smrku na různých substrátech dostupných v ekosystému horského smrkového lesa. Pro pokus byly použity substráty typu minerální půda, organická vrstva půdy a dobře rozložené dřevo. Smrčky rostoucí na rozloženém dřevě prospívaly výrazně lépe a měly větší biomasu. Na smrčích rostoucích v minerální půdě se projevoval nevyvážený poměr dostupných prvků (Baier et al. 2006). Pod rozkládajícím se dřevem by se tedy měla projevit zvýšená koncentrace živin, (zejména Ca, Mg, K) což je předmětem analýzy v této práci.

## 1.2 Narušení a obnova lesa

V lesních porostech dochází k občasným disturbancím, které jsou přirozenou součástí vývoje ekosystému (Svoboda, Zenáhlíková 2009, Zielonka et al. 2010). Disturbancemi vzniká heterogenní prostředí, které vytváří vhodné prostředí pro mnoho organismů. Může docházet k disturbancím malého rozsahu, jako jsou vývraty, odumření z důvodu konkurence, nebo k rozsáhlým narušením porostu, které vede až k rozpadu stromového patra. Takováto rozsáhlá, až katastrofická narušení může způsobovat vítr, přemnožení škůdce nebo lesní požáry (obvyklé v sušších oblastech). V našich smrkových lesích je nejčastěji narušení

způsobeno větrem a kůrovcem (*Ips sp.*). Za normálního stavu, kdy je ekosystém v rovnováze, odumírají na následky takového poškození jen oslabené (staré) stromy v malém rozsahu a vytváří tak prostor pro novou generaci (Jonášová, Prach 2004).

V některých případech je ale i velkoplošné narušení lesního porostu přirozenou součástí vývoje. Většina lesů na Zemi jednou za čas podlehne požáru. Jehličnaté lesy mírného pásu postihne požár přibližně jednou za 50 až 200 let, ale i ten nejvlhčí tropický deštný les podlehne jednou za tisíc let. V borovicových lesích na jihovýchodě USA je malý až střední požár obvyklou událostí v ekosystému každých několik let (Fisher, Binkley 2000). Požárem se najednou do půdy uvolní velké množství živin a zároveň dojde k uvolnění konkurence mezi rostlinami. Úspěšnost rozmnožování některých stromů je na ohni přímo závislá. Bez působení ohně se semena ze šišek vůbec neuvolní.

### 1.2.1 Kůrovec a polomy

Na napadení kůrovcem odumírají obvykle jen starší a oslabené stromy. Zdravé stromy jsou schopné se napadení kůrovcem bránit například zvýšenou produkcí pryskyřice (Wermelinger 2004). Ve stejnověkových a oslabených porostech smrku ale může docházet k jeho přemnožení a způsobuje pak plošné odumírání stromů, tzv. kůrovcové kalamity. V takovém případě kůrovec napadá i zdravé stromy, které se nedokážou dostatečně bránit, ale nikdy nenapadá mladé stromky. Zároveň jsou tyto lesy poškozovány silným větrem (smrk je náchylný k vývrátům). Tyto dva faktory působí společně. Oslabené stromy kůrovcem snadněji podlehnou větru a vyvrácené stromy mohou sloužit k vývoji brouka.

Ve standartním lese určeném pro hospodářské účely a ekonomický zisk je kůrovec samozřejmě brán jako nebezpečný škůdce způsobující rozsáhlé škody. A proto se proti němu zavádí přísná ochranná opatření. Jeho výskyt má být co nejvíce eliminován, aby nedocházelo ke škodám. Napadené dřevo je odvezeno a zlikvidováno. Tím se do jisté míry zabrání šíření kůrovce, ale zároveň ekosystém přichází o živiny a vhodná útočiště pro mnoho živočichů.

Chráněná území (CHKO, NP, atp.) se ale od hospodářských lesů liší svým účelem. Tato území mají sloužit k zachování přírody v kulturní krajině a k zachování volně žijících živočichů a rostlin. V původních lesích patří kůrovec společně s polomy mezi přirozené disturbance, které udržují charakteristickou dynamiku lesa (Svoboda, Zenáhlíková 2009). Přemnožení kůrovce nevede k úplné ztrátě lesa a vzhledem k přirozené obnově, může být

taková disturbance prostředkem k obnovení původního stavu lesa (Jonášová, Prach 2004, Ruthrof et al. 2010).

### 1.2.2 Obnova lesa

Jak se obnoví les po rozpadu stromového patra? Rychlost a způsob obnovy lesa závisí na historii porostu, typu disturbance a zvoleném postupu péče. Obnovu porostu může ztěžovat opakované sucho a nedostatek semen a semenáčků stromů (zmlazení). Naopak obnova probíhá velmi rychle, pokud jsou v podrostu přítomny semenáčky už před disturbancí a přežijí narušení (Franklin et al. 2002). Ve studované oblasti jsou poměrně vlhké podmínky a semenáčky zůstaly po disturbancích neporušeny a proto obnova lesa probíhá rychle. Po odumření vzrostlých stromů rozsáhlým napadením lesa kůrovcem a polomy vzniká velmi heterogenní struktura porostu s biologickým dědictvím. Při přirozeném obnovení porostu tak dojde k vytvoření prostorově rozrůzněného lesa s charakteristikami pozdějších vývojových stádií. Taková struktura velmi prospívá biologické rozmanitosti (Franklin et al. 2002, Prach, Jonášová 2008). Asanační těžba může vést k odstranění biologického dědictví, pozměnit vzácné habitaty vzniklé po disturbanci, ovlivnit zdejší populace živočichů, změnit složení společenstev, narušit pokryv vegetace, usnadnit kolonizaci invazivními rostlinami narušit půdní podmínky a množství živin, zvýšit erozi, pozměnit hydrologický režim ekosystému a ovlivnit různorodost krajiny. Z ekologického hlediska je asanační těžba vhodná jen zřídka. Proto je vhodné v ekosystému alespoň část oblasti narušené přirozenou disturbancí ponechat bez zásahu (Lindenmayer, Noss 2006).

Z výzkumu Svobody a Zenahlíkové, který probíhal na Šumavě v oblasti Trojmezna vyplývá, že v porostu, kde vývoj probíhal několik desetiletí přírodní cestou, bez zásahu člověka a disturbance byly přírodního charakteru (vítr a kůrovec), má les heterogenní komplexní strukturu. Je zde dostatečné množství uloženého rozkládajícího se dřeva, a díky tomu i dostatek vhodného prostředí pro semenáčky smrků, které jsou připraveny pro obnovu lesa v případě narušení. Pokud zde dojde k narušení stromového patra, obnova bude probíhat z místní zásoby smrků sama (Svoboda, Zenahlíková 2009). Po rozpadu stromového patra padlé stromy vytvoří v ekosystému systém překážek, který zabraňuje vodní erozi (Wu 2005), a zároveň ztěžuje přístup zvěři (Lepš, ústní sdělení). Nedochází tak k ožírání mladých smrčků, s čímž bývá problém v hospodářských lesích.

Výsledky těchto studií jsou velmi důležité v chráněných oblastech, kde je pro nás důležitá biologická diverzita. V hospodářských lesích pěstovaných pro ekonomický zisk je samozřejmě situace jiná. Po narušení lesa je standartním postupem vyčištění, pokácení souší, zpracování a odvezení dřeva. Při likvidaci kalamit tím vznikají rozsáhlé holoseče. Na takových holinách vzniklých těžbou panují naprosto jiné podmínky než v lese ponechaném přirozenému vývoji po disturbanci. Mění se světelné podmínky, vlhkost a teplota (Hais, Kučera 2008). Z nasázených stromků na holinách vzniklých těžbou vyrůstá les, který je prostorově i druhově jednotný (Franklin et al. 2002). Po odvezení kmenů na holinách nezůstává mnoho větších kusů dřeva, které jinak vytváří heterogenitu porostu a plní další významné funkce v ekosystému (viz str. 11). Takové zásahy také narušují podrost i povrch půdy a pozměňují tok prvků v ekosystému (Wall 2008). Těžbou v acidifikovaných oblastech také může dojít k ohrožení udržitelnosti produkce dřevní hmoty (Adams 2000).

V důsledku změny podmínek a narušení povrchu se na holinách začínají rozvíjet i pionýrské druhy rostlin (v případě horských smrčín jsou to například vrba a bříza) a trávy. Tyto druhy pak významně konkurují mladým smrčkům a původním druhům stanoviště (Jonášová, Prach 2004).

Nejpříznivějším mikrostanovištěm pro růst semenáčků smrku jsou padlé kmeny v pokročilém stádiu rozkladu (Zielonka 2006, Jonášová, Prach, 2004, Svoboda, Zenahlíková 2009). Zielonka pozoroval 43% zmlazení na padlých kmenech i když pokryvnost kmenů byla jen 4%. Prach a Jonášová pozorovali zmlazení hlavně na tlejícím dřevě, jiné zmlazení bylo pozorováno jen na jehličí opadaném po napadení kůrovcem a v mechu. Ke zmlazení v zápoji vegetace téměř nedocházelo (Jonášová, Prach 2004). Na místech bezzásahových s přirozenou obnovou je proti holinám vzniklým asanační těžbou dostatek mrtvého dřeva, a tím i stanovišť pro růst semenáčků. Naproti tomu na holinách vzniklých těžbou zápoj trav znesnadňuje regeneraci smrku a je nutné o stromky důsledně pečovat, nebo dokonce je opakovaně sázet.

## 1.3 Šumava

### 1.3.1 Divoké srdce Evropy

NP šumava se nachází na jihozápadě Čech (viz. mapa příloha 1) a sousedí s německým národním parkem Bavorský les (Nationalpark Bayerischer Wald). Toto chráněné území se vyznačuje velkou plochou převážně smrkového lesa. V budoucnu zde má vzniknout propojením obou parků projekt Divoké srdce Evropy ([www.wildheartofeurope.eu](http://www.wildheartofeurope.eu)). Šumava může nabídnout pestré společenství rostlin a živočichů, kteří zde žijí díky rozsáhlosti lesů, pestrosti krajiny a její divokosti. V krajině se snoubí přírodní procesy s lidskou činností. Jedním z nejvýznamnějších prvků šumavské krajiny jsou horské smrkové lesy ve vrcholové části Šumavy (Chábera 1987).

### 1.3.2 Historie a vývoj

Po větrných smrštích v 90. letech 20. století zde vznikly polomy ve velkém rozsahu. Oslabené stromy poté byly napadeny kůrovcem a staly se zdrojem, ze kterého se kůrovec dále šířil. V důsledku toho došlo k odumření vzrostlých smrků na velké ploše. Následně byla většina zasažené plochy asanována. Napadené stromy byly pokáceny a odvezeny a vznikly holiny. Údaje k postupu odumírání lesa a vzniku holin je možné najít v práci Haise (Hais et al. 2009). Vznikem holin docházelo k rozpadu lesa do mozaiky a dalšímu otevírání porostních stěn. Tím se stal les náchylnější k dalším polomům (Svoboda, Zenáhlíková 2009).

Rozsáhlejší polomy jsou na Šumavě dokumentovány od 18. století, kdy jsou známy první lesnické záznamy o stavu šumavských lesů (Šantrůčková et al. 2010, Svoboda, Zenáhlíková 2009). Lýkožrout je přirozenou součástí rozsáhlejších smrkových porostů, jako jsou horské smrčiny a severské lesy, a tedy i šumavských lesů. Nicméně poškození smrkových lesů v takovémto rozsahu, jaký je na Šumavě, je neobvyklé. Jedním z faktorů, který usnadnil rozvoj kůrovce a vznik polomů je vliv člověka. Výsadbou lesa vznikly stejnověké homogenní smrčiny, které jsou málo odolné proti kůrovci a vytvořením lesních cest a svážnic došlo k otevření porostních stěn a usnadnění polomů (Svoboda, Zenáhlíková 2009).



Avšak i po odumření stromového patra mechanismy přirozené obnovy fungují a dochází k úspěšné obnově lesa i bez zásahu člověka. Obnova přirozeným způsobem směřuje k rozvoji lesovitého prostorově rozrůzněného porostu, který bude lépe odpovídat budoucím klimatickým i jiným stanovištním podmínkám. V místech, kde byl proveden lesnický zásah dochází k narušení podrostu a pomalému vývoji směrem k hospodářskému lesu, zatímco na plochách bezzásahových se porost vyvíjí směrem k porostu s komplexní strukturou a s druhy typickými pro klimaxové horské smrčiny (Prach, Jonášová 2008). Lesnické zásahy jsou tedy ve vrcholové části Šumavy nevhodné a málo užitečné. Samovolná obnova lesa je zde úspěšná a povede k lépe přizpůsobenému společenstvu v daných podmínkách. Přirozenou cestou obnovy navíc vznikají biologicky hodnotnější společenstva, která jsou i odolnější (Jonášová, Prach 2004).

K přirozené obnově zde přispívají i odumřelé kmeny. Poskytují semenáčkům smrků vhodné stanoviště a slouží jako dlouhodobá zásobárna živin. Živiny uvolněné rozkladem dřeva by tedy měly přispívat k úspěšné obnově lesa.

### **Hypotéza:**

Rozkládající se dřevo uvolňuje do prostředí vhodné živiny pro výživu smrků. To by se mělo projevit na hodnotách KVK půdy a na obsahu basických iontů na místech, kde padlé kmeny leží.

## 2 Předběžná analýza

Pro ověření/vyvrácení hypotézy jsem provedla předběžný výzkum. Analyzovala jsem vzorky půdy půdy a určila jejich KVK.

### 2.1 Zkoumané území

Vzorky byly odebrány na stálých pokusných plochách na Šumavě (48°59'-48°58'N, 13°25'-13°27'E). Umístění ploch je na přiložené mapce (příloha 2). Území, na kterém se plochy nacházejí, patří do pásma přirozených horských smrčín, které mohou být zařazeny do svazu *Piceion excelsae*. Plochy se nacházejí na území Národního parku Šumava v okolí Březníku a Modravy na české straně státní hranice. Klima je zde vlhké a chladné, se studeným létem, s mnoha srážkami a s dlouhotrvající sněhovou pokrývkou v zimě. Průměrná roční teplota je v této oblasti 4 °C a spadne zde ročně 1500 mm srážek. Nadmořská výška se pohybuje od 1175-1280 m. n. m. Podloží tvoří rula a granodiority. Převažujícím půdním typem je podzol horského typu se silnou vrstvou syrového (čerstvého) humusu s vymývaným eluviálním horizontem. V depresích (sníženinách) terénu se objevuje jílovitá půda a půda rašelinišť (Chábera 1987). Podle historických dokladů zde došlo několikrát v minulosti k rozsáhlému rozpadu lesa v důsledku masivního přemnožení kůrovce a polomů (Svoboda, Zenáhlíková 2009).

Byly vybrány tři typy ploch vždy ve třech opakováních, aby mohl být porovnán vliv asanací na půdu. Plochy asanované **P**, ponechané samovolnému vývoji **S** a zamokřené smrčiny **M**. Podmáčené smrčiny byly vybrány, protože reprezentují nejméně porušené lesy. Člověkem byly ovlivňovány v minulosti velmi málo, a téměř zde nedocházelo k těžbě a odvozu dřeva. Docházelo tedy k rozkladu odumřelého dřeva na místě a ukládání živin do půdy.

Na všech těchto plochách bylo před polomy a napadením kůrovcem rozvinuto klimaxové stádium horského smrkového lesa. Po roce 1996 došlo k polomům, porosty byly napadeny kůrovcem a došlo k postupnému rozpadu stromového patra. Původní pokryvnost stromového patra před polomy a napadením kůrovcem byla kolem 50%. V podmáčených lesích přežilo 20% vzrostlých stromů, zatímco na ostatních plochách došlo k téměř úplnému

odumření vzrostlých stromů (Jonášová, Prach 2004, Prach, Jonášová 2008). Plochy typu P byly po kůrovcové kalamitě asanovány lesnickými postupy. Kmeny byly odtěženy, větve rozštěpkovány a ponechány na místě. Plochy typu S byly ponechány bez zásahu, spadlé i stojící odumřelé kmeny zůstaly i s větvemi na místě. V podmáčených lesích M také nebylo zasahováno.

## 2.2 Metodika

Měřila jsem koncentrace pro rostliny dostupných živin v půdě v podobě kationtů vázaných elektrostatickými vazbami. Basické ionty představují základ dostupných minerálních živin v půdě. Celková kationtová výměnná kapacita je významným ukazatelem stavu půdy. Zajímavé, a pro stav půdy důležité, jsou i hodnoty koncentrace iontů vápníku a hliníku. Jsou zahrnuty v kationtové výměnné kapacitě, ale pro jejich důležitost je uvádím ve výsledcích i samostatně.

### 2.2.1 Odběr vzorků

Odběr vzorků půdy byl proveden na podzim, v říjnu roku 2010. Základní zpracování vzorků (zvážení a vysušení) proběhlo do dvou týdnů po odběru. Vzorky byly odebrány na každé ploše pod 4 rostlinnými dominantami (Jonášová, osobní sdělení) vždy ve třech opakováních (viz. příloha 3). Pomocí žlábkového vzorkovače (půdní jehly) byla odebrána 30 cm hluboká půdní sonda. Půdní sonda byla rozdělena na dvě části, vrchní vrstva půdy do 10 cm a hlubší vrstva půdy více než 10 cm. Obě části byly uloženy zvlášť do igelitových sáčků a pečlivě zabezpečeny proti vysychání. Do zpracování byly vzorky uloženy v chladu.

### 2.2.2 Zpracování vzorků

Každý odebraný vzorek byl zvážen. Pro zmírnění heterogenity byl ze tří opakování vytvořen směsný vzorek vždy z určité plochy, pod jednou dominantou a z určité vrstvy (Binkley, Vitousek, 1989). Poté byl směsný vzorek proset přes síto 5x5 mm a zvážen. Z těchto vzorků bylo odebráno několik gramů pro měření mikrobiální aktivity (Otáhalová 2011, bakalářská práce) a několik gramů pro zjištění suché hmotnosti půdy. Zbytek vzorku byl ponechán k sušení při laboratorní teplotě.

### 2.2.3 Měření KVK půdy

#### **Analýza basických kationtů**

Měřené basické kationty byly vápník, hořčík, sodík, draslík ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ). Z každého vzorku jsem navážila 2,5 g vysušené půdy do centrifugačních plastových zkumavek pro analýzu. Připravila jsem 1 molární roztok  $\text{NH}_4\text{Cl}$  a provedla jsem třístupňovou extrakci. Ke každému vzorku jsem přidala 20 ml 1 M  $\text{NH}_4\text{Cl}$  a nechala 1 hodinu třepat na třepačce. Vzorky jsem centrifugovala po dobu 10 min při 4000 otáčkách. Poté jsem tekutinu slila do připravených označených lahvíček a ke vzorku přidala dalších 15 ml  $\text{NH}_4\text{Cl}$  a nechala znovu třepat 1 hodinu na třepačce. Vzorky jsem znovu centrifugovala při stejných podmínkách. Tekutinu jsem slila do příslušné lahvičky. Přidala jsem 15 ml  $\text{NH}_4\text{Cl}$  a nechala třepat 15 hodin. Po patnácti hodinách jsem vzorky centrifugovala a slila do lahvíček. Jednotlivé vzorky jsem přefiltrovala přes skleněný filtr a uložila je v chladu do další analýzy. Vzorky byly analyzovány optickým spektrometrem s indukčně vázaným plazmatem na obsah basických iontů (použitý přístroj ICP PU 7450, Leemans Labs a Thermo Jarrel Ash).

#### **Titrace iontů vodíku a hliníku**

Provedla jsem extrakci 1 M KCl. Postup byl stejný jako v předchozí analýze. Provedla jsem tři stupňovou extrakci: 2,5 g suché půdy na 50 ml roztoku KCl. Vzorky jsem nefiltrovala. Provedla jsem titraci iontů vodíku i hliníku 0,1 M roztokem NaOH, jako barvivo pro indikaci přechodu byl použit fenolftalein. Po zružování jsem přidala indikátor fluorid draselný a titrovala 0,1M roztokem HCl do odbarvení pro zjištění koncentrace iontů hliníku. Z objemů roztoků spotřebovaných při titraci jsem vypočítala koncentraci iontů vodíku a hliníku.

#### **Výpočet**

Obsah basických iontů **BC**:

$$\text{BC} = c^{\text{Ca}^{2+}} + c^{\text{Mg}^{2+}} + c^{\text{K}^+} + c^{\text{Na}^+}$$

součet koncentrací jednotlivých basických iontů extrahovaných z výluhu

Kationtová výměnná kapacita **KVK**:

$$\text{KVK} = \text{BC} + c^{\text{H}^+} + c^{\text{Al}^{3+}}$$

součet koncentrace basických iontů a výměnné acidity (tj. koncentrace iontů  $\text{H}^+$  a  $\text{Al}^{3+}$ )

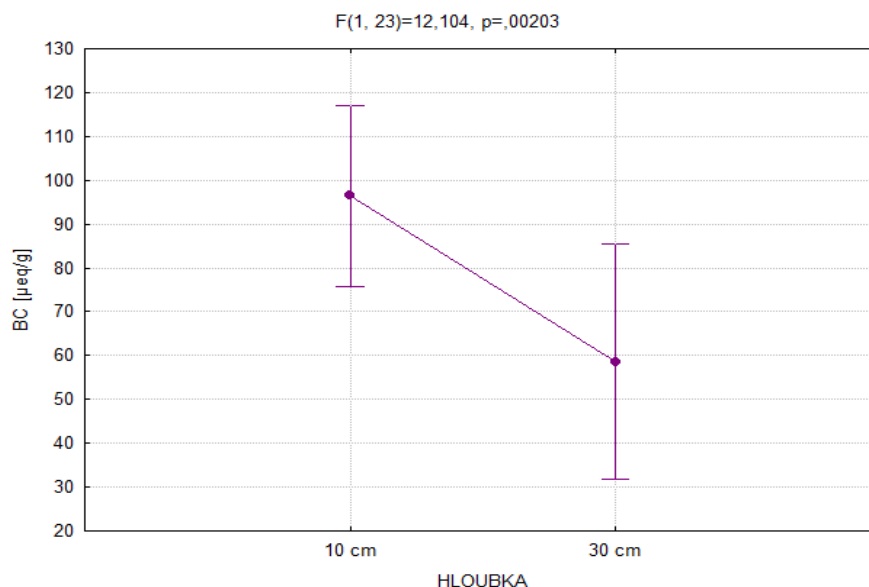
Naměřené hodnoty jsem statisticky zpracovala v programu Statistica 9. Pro vyhodnocení vlivu hloubky půdy, typu plochy, rostlinného pokryvu a ležícího dřeva jsem použila metodu generalizovaných lineárních modelů (GLM). Pro předběžné vyhodnocení vlivu rostliny na půdu jsem použila jen typy rostlin, které byly přítomny na víc jak třech plochách (u méně odběrů je statistická závislost málo významná). Různé druhy trav jsem sloučila do jedné kategorie, vzhledem k tomu, že jejich působení na půdu by mělo být podobné. Vznikly tři kategorie: trávy, mech a rozkládající se kmeny (dřevo). Vliv rostliny jsem srovnávala s vlivem ležícího dřeva.

## 3 Výsledky

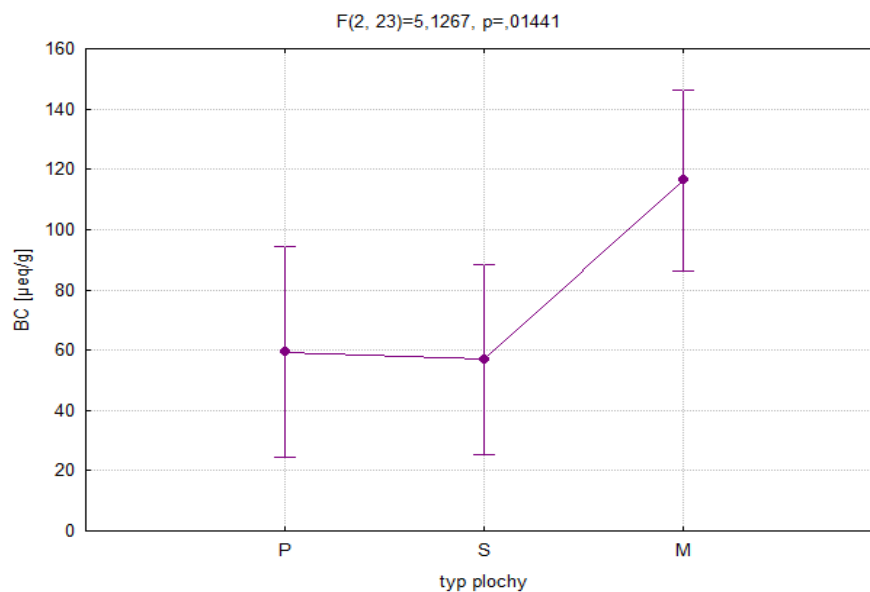
Přehled stanovených hodnot (průměrů a směrodatných odchylek) pro odebrané vzorky je v příloze 4.

### 3.1 Basické kationty (BC)

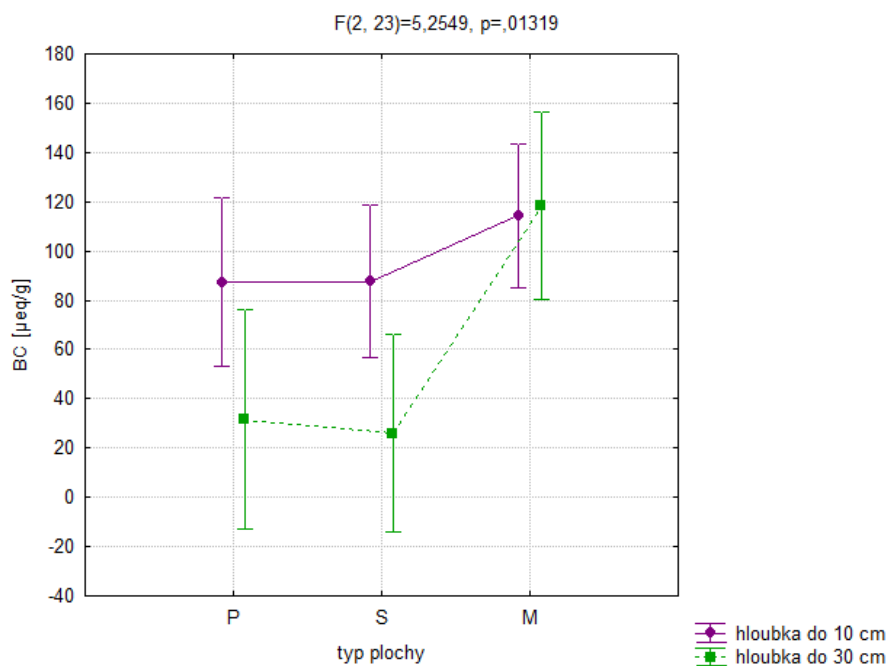
Povrchová vrstva půdy do 10 cm hloubky obsahovala statisticky významně více BC než hlubší vrstva 10-30 cm ( $p < 0,05$ , graf 1). Koncentrace basických kationtů byla průkazně vyšší na zamokřených plochách (M), než na ostatních plochách ( $p = 0,014$ , graf 2). Plochy asanované se od bezzásahových významně nelišily. Na zamokřených plochách byla koncentrace BC stejně vysoká v obou měřených hloubkách půdy, zatímco na plochách bezzásahových a asanovaných byla koncentrace BC vyšší v povrchové vrstvě půdy do 10 cm a ve větší hloubce (10-30 cm) klesla (graf 3). Statisticky se průkazně lišila koncentrace BC v půdě pod různými typy rostlin ( $p = 0,018$ , graf 4). Vysoká koncentrace BC byla naměřena pod rozkládajícím se dřevem. Koncentrace BC pod mechem byla vyšší než pod travním porostem. Nejvyšší hodnota BC byla naměřena v půdě do hloubky 10 cm pod rozkládajícím se dřevem (graf 5). Ve větší hloubce koncentrace klesla, ale stále byla vyšší než pod travním porostem. Koncentrace BC pod mechem se v různých hloubkách nelišila a v obou hloubkách byla vyšší než pod porostem trav.



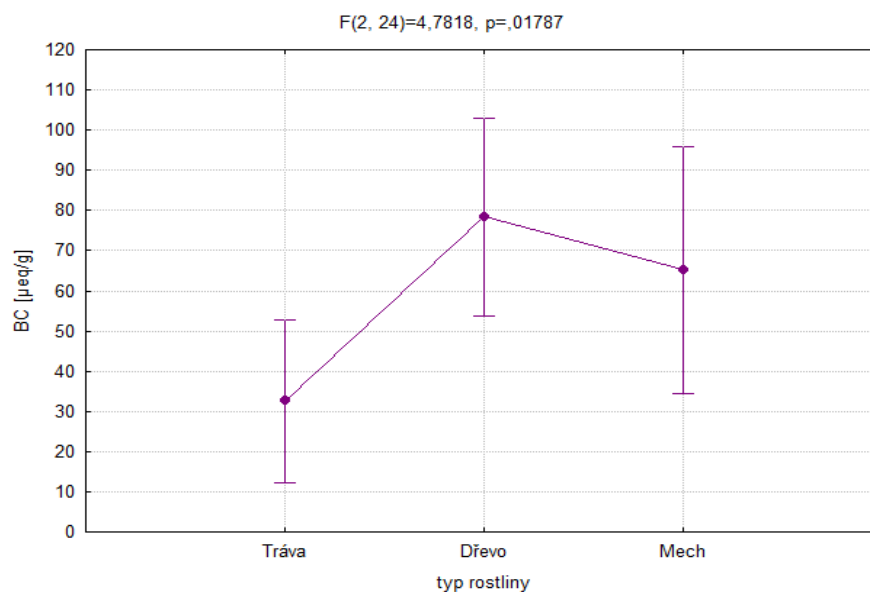
Graf 1: Průměrné hodnoty naměřených koncentrací basických kationtů v půdách všech ploch v [µeq/g] v jednotlivých měřených hloubkách (0-10 cm a 10-30 cm,  $n=72$ ). Svislé čáry zobrazují 0,95 konfidenční interval.



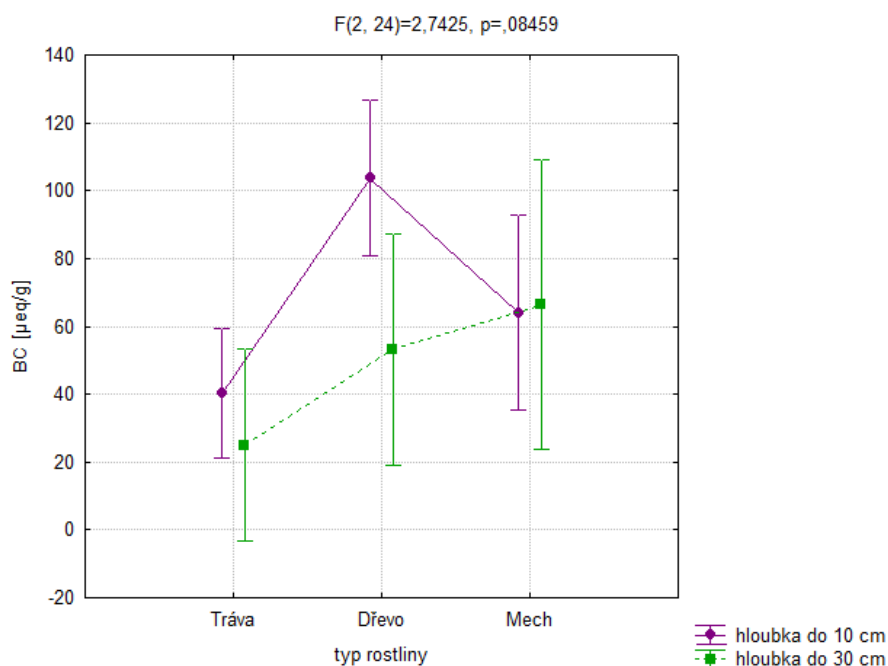
Graf 2: Koncentrace basických iontů v půdě v [µeq/g] na plochách asanovaných **P**, ponechaných samovolnému vývoji **S** a zamokřených **M**. Jsou uvedeny průměrné hodnoty do hloubky 30 cm (n=36). Svislé čáry zobrazují 0,95 konfidenční interval.



Graf 3: Koncentrace basických iontů v půdě v [µeq/g] na plochách asanovaných **P**, ponechaných samovolnému vývoji **S** a zamokřených **M**. Jsou uvedeny a samostatně vyneseny průměrné hodnoty pro povrchovou vrstvu do 10 cm a hlubší vrstvu 10-30 cm (n=72). Svislé čáry zobrazují 0,95 konfidenční interval.



Graf 4: Koncentrace basických iontů v půdě v [µeq/g] pod různými typy vegetace (pod porostem trávy a mechu) a pod rozkládajícím se dřevem. Jsou uvedeny průměrné hodnoty ze všech ploch do hloubky 30 cm (n=29). Svislé čáry zobrazují 0,95 konfidenční interval.

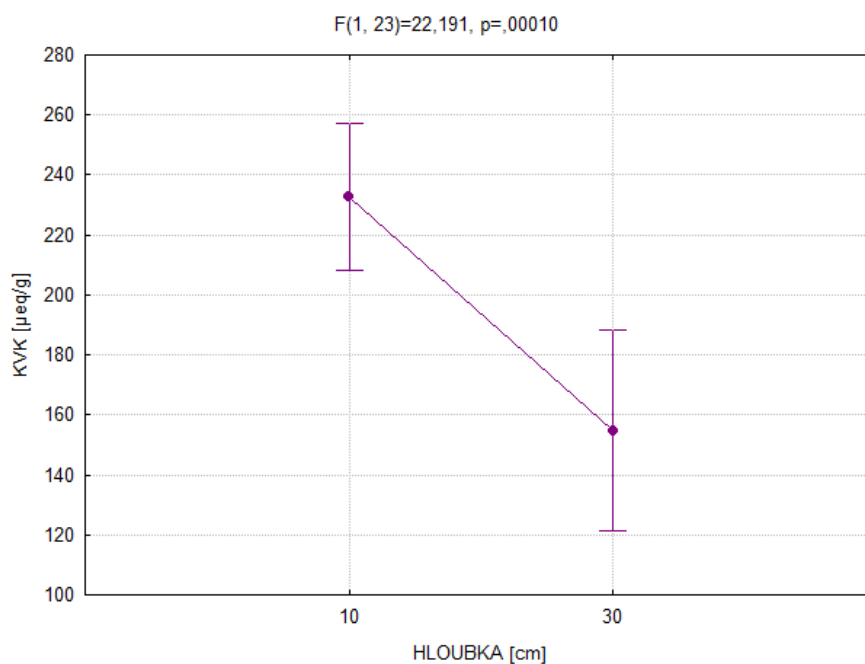


Graf 5: Koncentrace basických iontů v půdě v [µeq/g] pod různými typy vegetace (pod porostem trávy a mechu) a pod rozkládajícím se dřevem. Jsou uvedeny průměrné hodnoty ze všech ploch. Hodnoty pro povrchovou vrstvu do 10 cm a hlubší vrstvu 10-30 cm jsou vyneseny samostatně (n=58). Svislé čáry zobrazují 0,95 konfidenční interval.

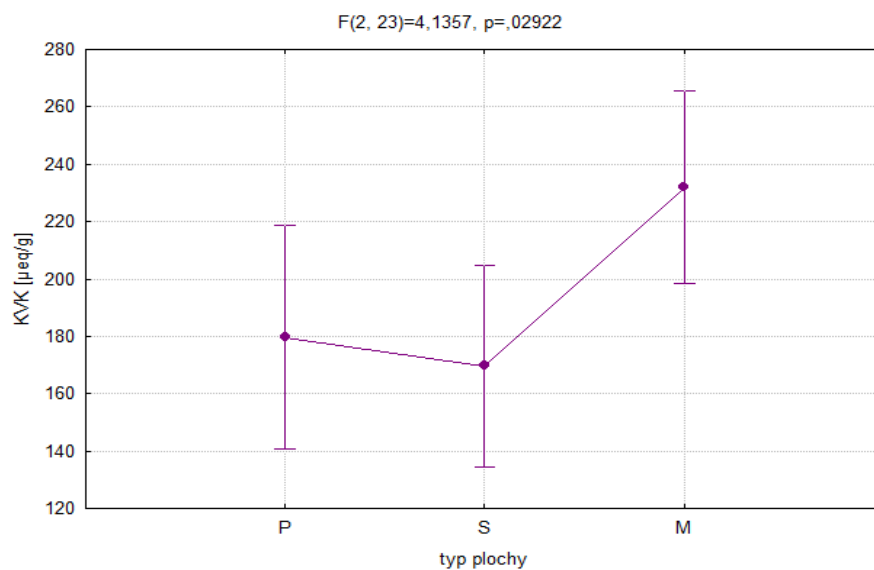


### 3.2 Kationtová výměnná kapacita

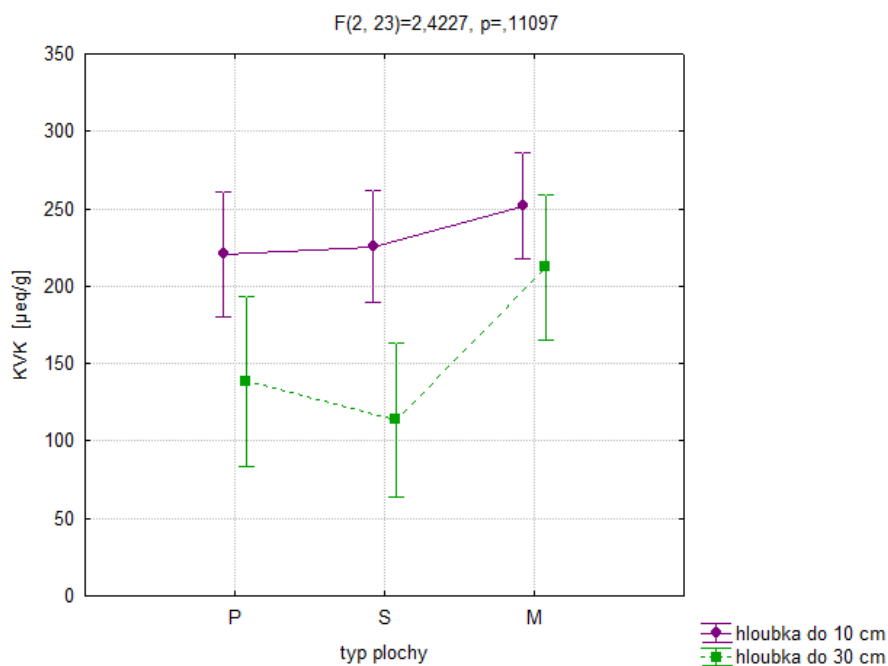
V povrchové vrstvě půdy do 10 cm hloubky byly naměřeny vyšší hodnoty KVK než v hloubce 10-30 cm ( $p \ll 0,01$ , graf 6). Naměřená KVK se průkazně lišila na různých typech ploch ( $p=0,03$ , graf 7). KVK v půdě na zamokřených plochách byla vyšší, než na ostatních plochách. Naměřené hodnoty KVK s hloubkou půdy klesaly na všech typech ploch (graf 8). KVK se průkazně lišila ve vzorcích odebraných pod různým rostlinným materiálem ( $p=0,048$ , graf 9). Pod travním posrostem byla KVK nižší než pod dřevem a mechem, přičemž pod rozkládajícím se dřevem byla hodnota KVK nejvyšší. Pod rozkládajícím se dřevem byla KVK půdy vyšší do 10 cm (graf 10).



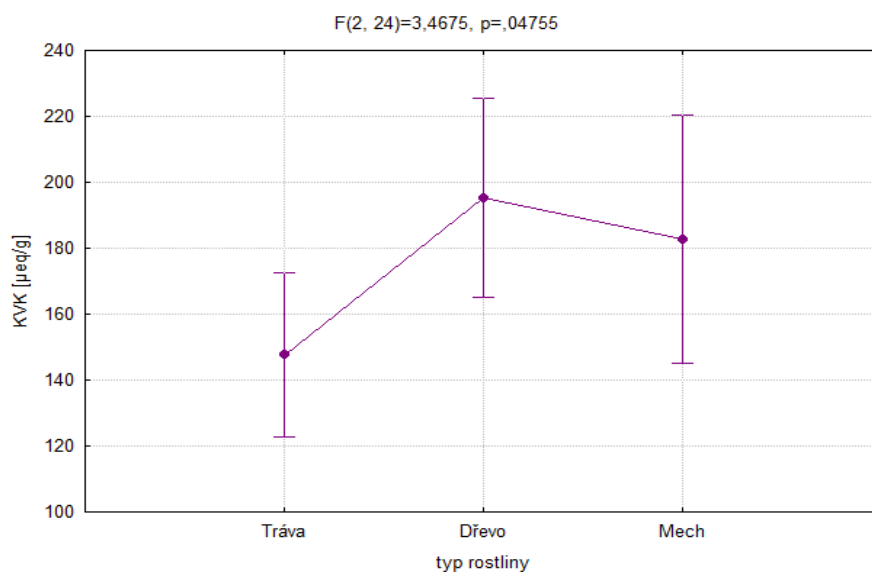
Graf 6: Průměrné hodnoty naměřené KVK v půdách všech ploch v [ $\mu\text{eq/g}$ ] v měřených hloubkách: 0-10 cm a 10-30 cm ( $n=72$ ). Svislé čáry zobrazují 0,95 konfidenční interval.



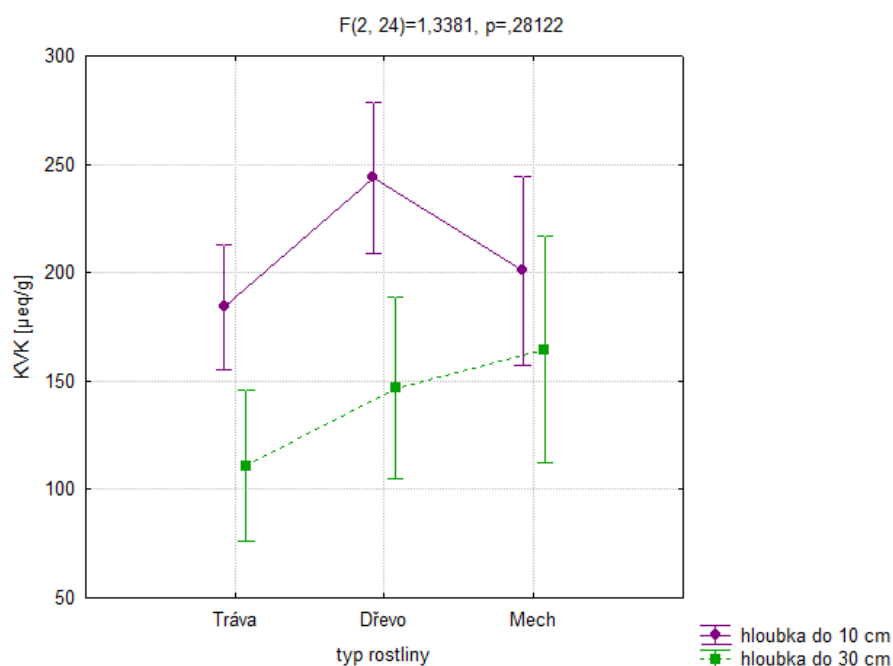
Graf 7: KVK v půdě v [µeq/g] na plochách asanovaných **P**, ponechaných samovolnému vývoji **S** a zamokřených **M**. Jsou uvedeny průměrné hodnoty do hloubky 30 cm (n=36). Svislé čáry zobrazují 0,95 konfidenční interval.



Graf 8: KVK v půdě v [µeq/g] na plochách asanovaných **P**, ponechaných samovolnému vývoji **S** a zamokřených **M**. Jsou uvedeny a samostatně vyneseny průměrné hodnoty pro povrchovou vrstvu do 10 cm a hlubší vrstvu 10-30 cm (n=72). Svislé čáry zobrazují 0,95 konfidenční interval.



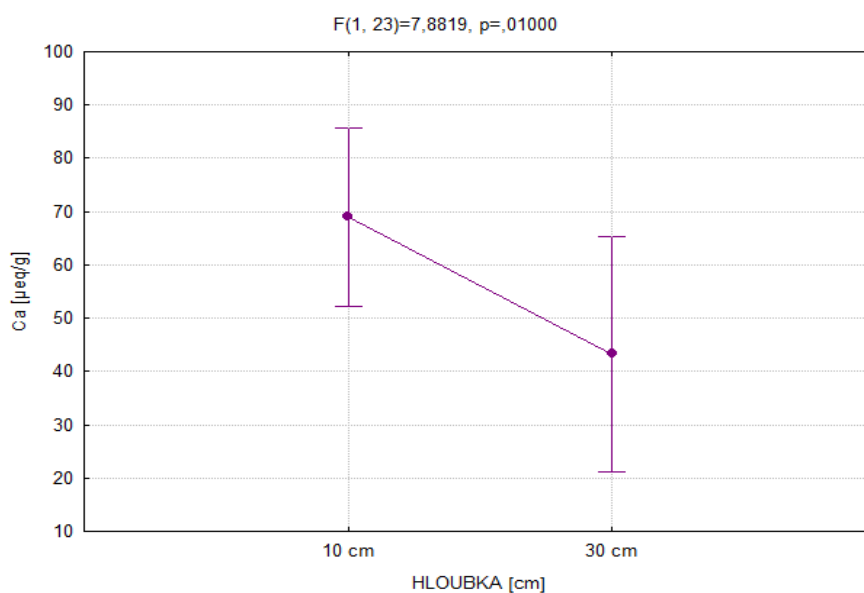
Graf 9: KVK v půdách v [µeq/g] pod různými typy vegetace (pod porostem trávy a mechu) a pod rozkládajícím se dřevem. Jsou uvedeny průměrné hodnoty ze všech ploch do hloubky 30 cm (n=29). Svislé čáry zobrazují 0,95 konfidenční interval.



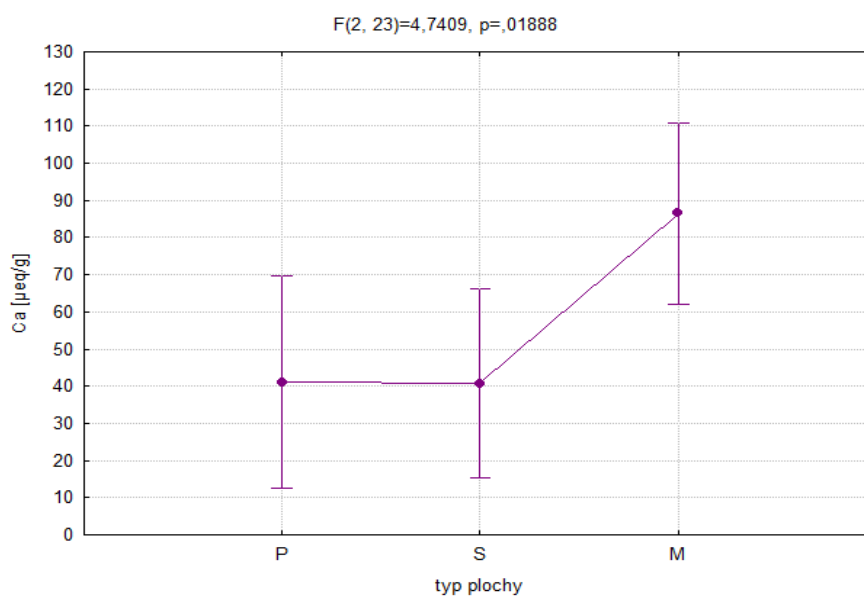
Graf 10: KVK v půdě v [µeq/g] pod různými typy vegetace (pod porostem trávy a mechu) a pod rozkládajícím se dřevem. Jsou uvedeny průměrné hodnoty ze všech ploch. Hodnoty pro povrchovou vrstvu do 10 cm a hlubší vrstvu 10-30 cm jsou vyneseny samostatně (n=58). Svislé čáry zobrazují 0,95 konfidenční interval.

### 3.3 Ionty vápníku

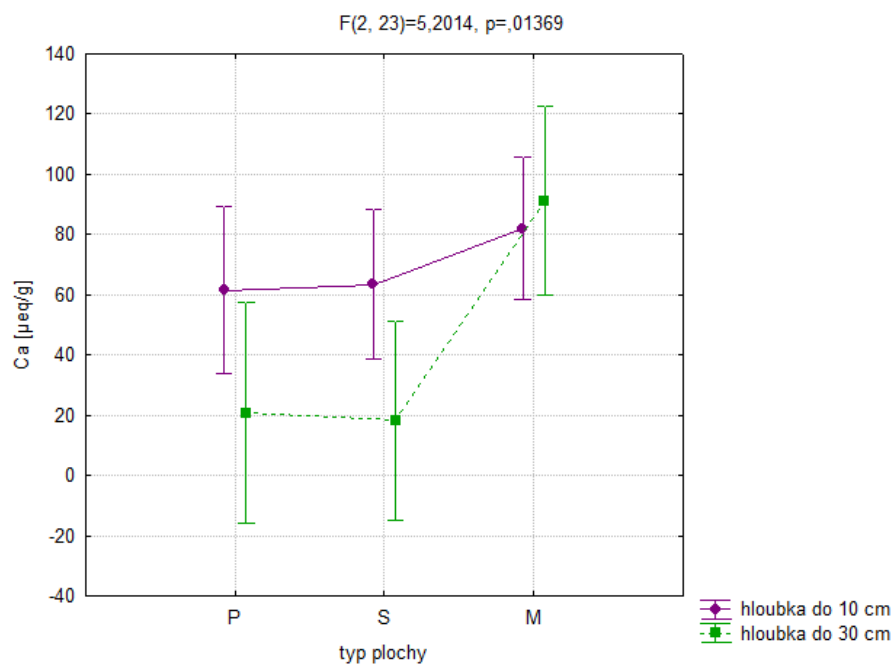
Koncentrace iontů  $\text{Ca}^{2+}$  vázaných v půdě elektrostatickými silami se průkazně lišila v různých hloubkách ( $p=0,01$ , graf 11). V hloubce do 10 cm byla koncentrace iontů vyšší. Na zamokřených plochách byla naměřena vyšší koncentrace iontů vápníku, než na ostatních plochách (graf 12) a tato hodnota se nelišila v povrchové vrstvě do 10 cm hloubky od spodnější vrstvy v hloubce 10-30 cm (graf 13). Na plochách asanovaných a ponechaných samovolnému vývoji byla koncentrace vápníku v hlubší vrstvě půdy (10-30 cm) nižší než v povrchové vrstvě do 10 cm. Pod rozkládajícím se dřevem byla koncentrace iontů vápníku vyšší, než pod ostatními typy vegetace (graf 14), zejména do 10 cm hloubky (graf 15). Pod mechem byla koncentrace vápníku vyšší než pod travním porostem a téměř se nelišila v povrchové vrstvě (0-10 cm) a v hlubší vrstvě (10-30 cm). Pod travním porostem byly hodnoty koncentrace iontů vápníku nejnižší v obou hloubkách.



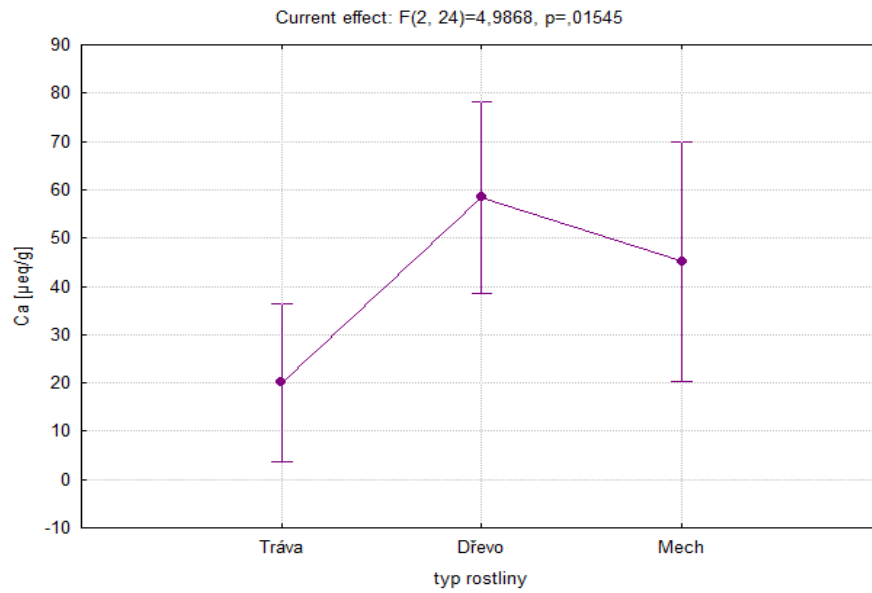
Graf 11: Průměrné hodnoty koncentrace iontů vápníku  $\text{Ca}^{2+}$  v půdě v [ $\mu\text{eq/g}$ ] na všech plochách v jednotlivých měřených hloubkách ( $n=72$ ). Svislé čáry zobrazují 0,95 konfidenční interval.



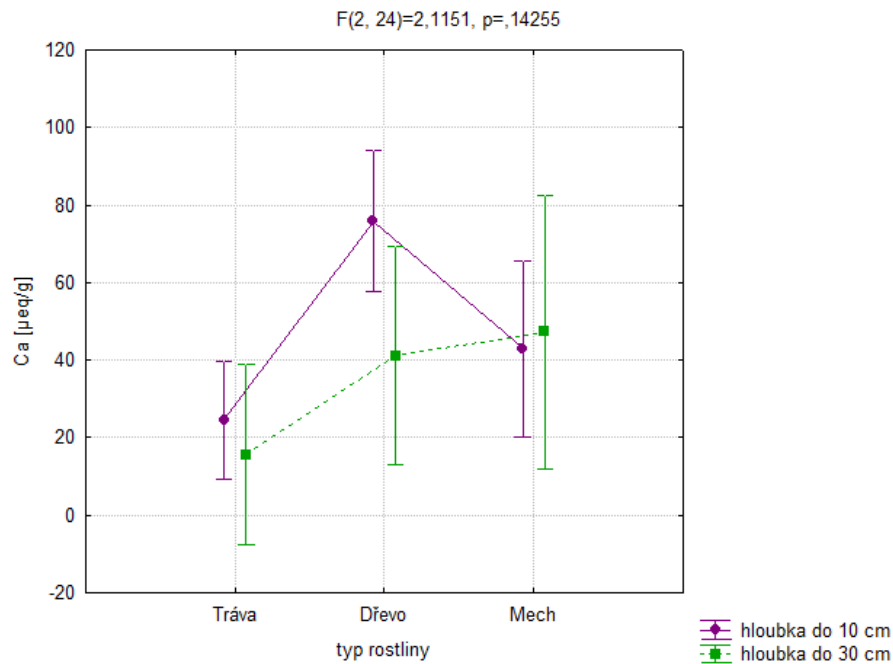
Graf 12: Koncentrace iontů vápníku  $\text{Ca}^{2+}$  v půdě [ $\mu\text{eq/g}$ ] na plochách asanovaných **P**, ponechaných samovolnému vývoji **S** a zamokřených **M**. Jsou uvedeny průměrné hodnoty do hloubky 30 cm (n=36). Svislé čáry zobrazují 0,95 konfidenční interval.



Graf 13: Koncentrace iontů vápníku  $\text{Ca}^{2+}$  v půdě v [ $\mu\text{eq/g}$ ] na plochách asanovaných **P**, ponechaných samovolnému vývoji **S** a zamokřených **M**. Jsou uvedeny průměrné hodnoty pro povrchovou vrstvu půdy do 10 cm a hlubší vrstvu 10-30 cm (n=72). Svislé čáry zobrazují 0,95 konfidenční interval.



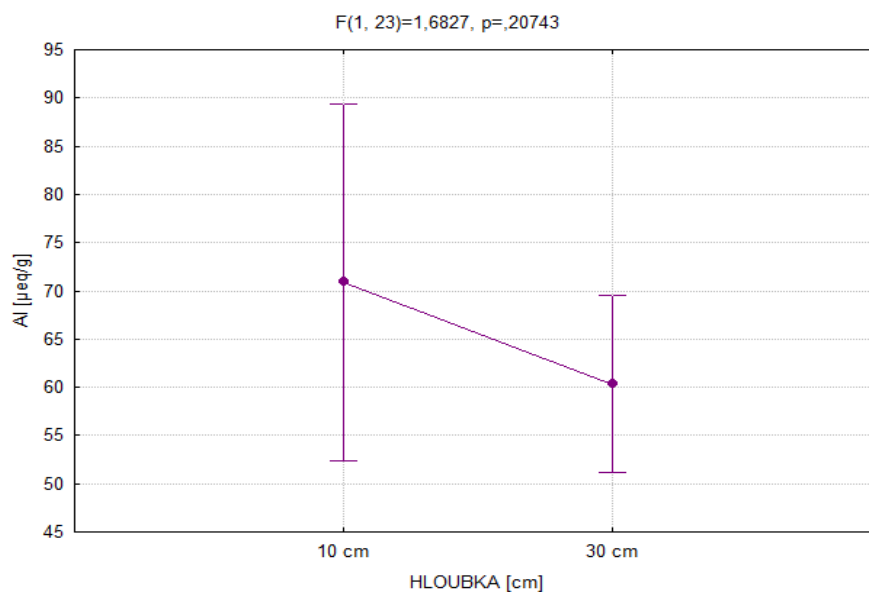
Graf 14: Koncentrace iontů vápníku  $Ca^{2+}$  v půdě v [ $\mu\text{eq/g}$ ] pod různými typy vegetace (pod porostem trávy a mechu) a pod rozkládajícím se dřevem. Jsou uvedeny průměrné hodnoty ze všech ploch do hloubky 30 cm ( $n=29$ ). Svislé čáry zobrazují 0,95 konfidenční interval.



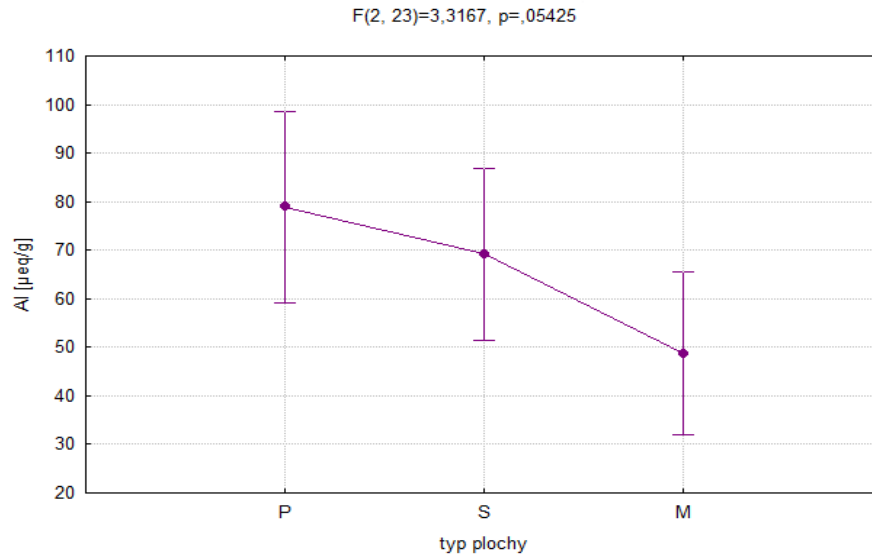
Graf 15: Koncentrace iontů vápníku  $Ca^{2+}$  v půdě v [ $\mu\text{eq/g}$ ] pod různými typy vegetace (pod porostem trávy a mechu) a pod rozkládajícím se dřevem. Jsou uvedeny průměrné hodnoty ze všech ploch. Hodnoty pro povrchovou vrstvu do 10 cm a hlubší vrstvu 10-30 cm jsou vyneseny samostatně ( $n=58$ ). Svislé čáry zobrazují 0,95 konfidenční interval.

### 3.4 Ionty hliníku

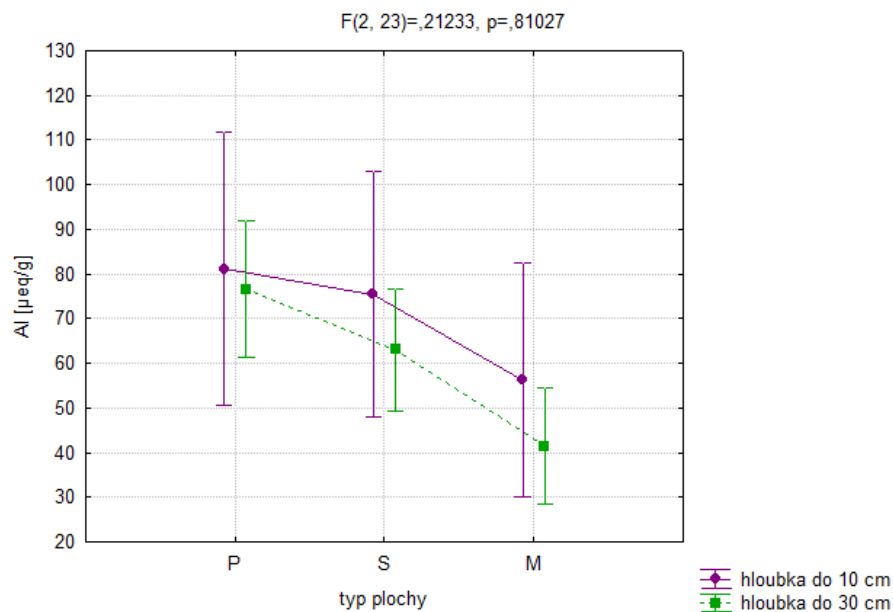
Koncentrace iontů hliníku  $\text{Al}^{3+}$  byly vyšší v povrchové vrstvě půdy do hloubky 10 cm, ale také více variabilní, než v hlubší vrstvě (10-30 cm, graf 16). Kvůli vysoké variabilitě hodnot nebyly rozdíly statisticky významné. Naměřená koncentrace iontů hliníku se statisticky významně lišila na různých typech ploch ( $p=0,05$ , graf 17). Na zamokřených plochách byla nejnižší. Na plochách ponechaných samovolnému vývoji byla nižší, než na asanovaných plochách. Koncentrace iontů hliníku v půdě se na různých typech ploch významně nelišila v hloubce do 10 cm a v hloubce 10-30 cm (graf 18). Koncentrace  $\text{Al}^{3+}$  nezávisela statisticky významně na typu porostu. Nicméně jsou vidět určité trendy hodnot. Koncentrace iontů hliníku byla nejvyšší pod travním porostem (graf 19), hlavně do hloubky 10 cm (graf 20). Pod dřevem a mechem byla celkově koncentrace hliníku nižší.



Graf 16: Průměrné hodnoty koncentrace iontů hliníku  $\text{Al}^{3+}$  v půdách všech ploch v  $[\mu\text{eq/g}]$  v jednotlivých měřených hloubkách ( $n=72$ ). Svislé přímkky zobrazují 0,95 konfidenční interval.

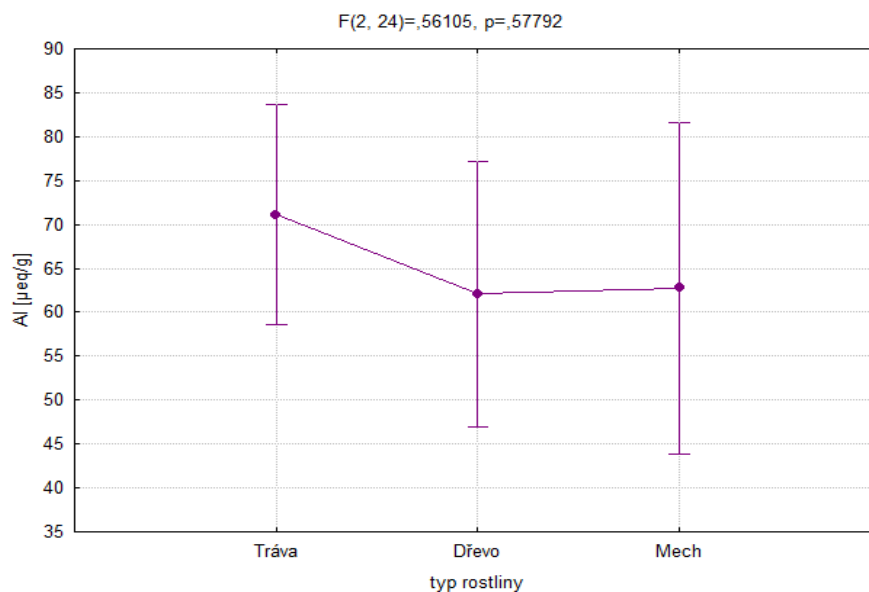


Graf 17: Koncentrace iontů hliníku  $Al^{3+}$  v půdě v [ $\mu eq/g$ ] na plochách asanovaných **P**, ponechaných samovolnému vývoji **S** a zamokřených **M**. Jsou uvedeny průměrné hodnoty do hloubky 30 cm (n=36). Svislé čáry zobrazují 0,95 konfidenční interval.

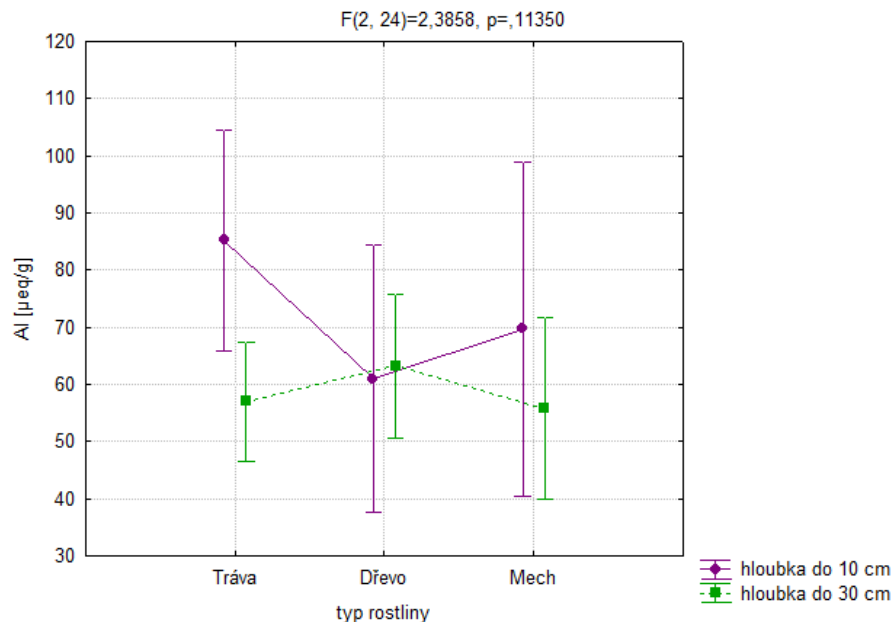


Graf 18: Koncentrace iontů hliníku  $Al^{3+}$  v půdě v [ $\mu eq/g$ ] na plochách asanovaných **P**, ponechaných samovolnému vývoji **S** a zamokřených **M**. Jsou uvedeny průměrné hodnoty pro povrchovou vrstvu do 10 cm a hlubší vrstvu 10-30 cm (n=72). Svislé čáry zobrazují 0,95 konfidenční interval.





Graf 19: Koncentrace iontů hliníku  $Al^{3+}$  v půdách v [ $\mu eq/g$ ] pod různými typy vegetace (pod porostem trávy a mechu) a pod rozkládajícím se dřevem. Jsou uvedeny průměrné hodnoty ze všech ploch do hloubky 30 cm ( $n=29$ ). Svislé čáry zobrazují 0,95 konfidenční interval.



Graf 20: Koncentrace iontů hliníku  $Al^{3+}$  v půdě v [ $\mu eq/g$ ] pod různými typy vegetace (pod porostem trávy a mechu) a pod rozkládajícím se dřevem. Jsou uvedeny průměrné hodnoty ze všech ploch. Hodnoty pro povrchovou vrstvu do 10 cm a hlubší vrstvu 10-30 cm jsou vyneseny samostatně ( $n=58$ ). Svislé čáry zobrazují 0,95 konfidenční interval.

## 4 Diskuse:

Z výsledků vyplývá, že různé typy ploch se liší v obsahu živin v půdě a v hloubce jejich uložení. Nejvyšší obsah živin je na plochách podmáčených. Zároveň se liší poměr prvků a jejich koncentrace pod různými rostlinami a pod dřevem. Zejména pod rozkladajícím dřevem jsou vysoké hodnoty KVK a vyšší koncentrace vápníku.

### 4.1 Podmáčené plochy

Tyto plochy se liší od ostatních ploch (asanovaných a bezzásahových) podmínkami prostředí. Je zde podmáčený les s mechem a padlými kmeny v podrostu. Nedošlo zde k tak rozsáhlému rozpadu lesa jako na ostatních plochách. Na zamokřených plochách pravděpodobně nebyly prováděny žádné lesnické zásahy z důvodu špatné dostupnosti a využitelnosti a proto byly zařazeny do analýzy jako příklad lesa, který nebyl v poslední době výrazně ovlivněn člověkem (kromě nepřímého vlivu kyselých dešťů).

Z výsledků je patrné, že na zamokřených plochách je více dostupných živin (vyšší hodnoty KVK, BC i Ca) a méně iontů hliníku, než na ostatních plochách. To může být způsobeno tím, že tyto plochy nebyly v minulosti narušeny, ale také tím, že zde panují jiné vlhkostní podmínky. Dostatek živin ve vhodném poměru zřejmě přispěl k lepšímu zdravotnímu stavu stromů během minulých let. A to mohlo vést k tomu, že na podmáčených plochách přežilo více stromů nedávnou kůrovcovou kalamitou a silné větry (Prach, Jonášová 2004).

Živiny na těchto plochách jsou v půdě uloženy víceméně rovnoměrně. O trochu vyšší koncentrace KVK byla naměřena do 10 cm hloubky (obzvláště pod porostem mechu) a koncentrace BC ve větší hloubce od 10-30 cm. Rozdíl ale obecně není velký. Na ostatních plochách jsou rozdíly mnohem více patrné. Rovnoměrné uložení živin v půdním profilu je zřejmě způsobeno neustálým pohybem vody v půdě, která rozdíly vyrovnává.

Protože vlhkostní podmínky podmáčeného lesa jsou jiné, než na ostatních plochách, bylo by třeba pro porovnání vlivu lesnických zásahů do analýzy zařadit i plochy zamokřené, na kterých byly zásahy prováděny.

## 4.2 Plochy ponechané samovolnému vývoji a plochy asanované

Plochy ponechané samovolnému vývoji se od asanovaných významně neliší v průměrných hodnotách KVK ani BC. Na bezzásahových plochách byla hodnota KVK (i koncentrace BC) v povrchové vrstvě do 10 cm o něco vyšší, ale ve větší hloubce více klesla. Tyto rozdíly ale nejsou statisticky významné. Na plochách ponechaných samovolnému vývoji byla menší koncentrace hliníku. To by mohlo přispívat k lepšímu vývoji mladých stromků, zejména jejich kořenového systému (Brady, Weil 2001).

Mikrobiální respirace měřená na studovaných plochách byla významně vyšší na plochách ponechaných samovolnému vývoji (Otáhalová 2011, bakalářská práce). Mikrobiální respirace je měřítkem rychlosti mineralizace organické hmoty. Lze proto usuzovat, že zvýšená mikrobiální respirace bude vést ke zvýšení koncentrace živin na plochách ponechaných samovolnému vývoji. Aby se změny v množství živin na různých typech ploch projeví je zřejmě třeba delšího časového úseku než 10 let. Přibližně tuto dobu se studované porosty rozvíjí po rozpadu stromového patra

## 4.3 Vliv rostlin

Pod travním porostem byly naměřeny nejnižší hodnoty KVK (i BC) a zároveň zvýšená koncentrace iontů hliníku (obzvláště v povrchové vrstvě do 10 cm hloubky). Poměr živin v půdě může být jedním z důvodů, společně s vyšší konkurencí a zápojem vegetace, k tomu, že se semenáčky smrků v travním porostu přirozeně téměř nevyskytují a dávají přednost jiným mikrostanovištím (Jonášová, Prach 2004, Zielonka 2006). Je možné předpokládat, že zásahy do ekosystému, které vedou k poškození svrchní vrstvy půdy, a tím k rozvoji trav jsou nepříznivé pro přirozenou obnovu lesa.

Pod mechem byly naměřeny relativně vysoké hodnoty KVK a nízké koncentrace  $Al^{3+}$ . Mech by tedy měl být celkem vhodným mikrostanovištěm pro obnovu semenáčků smrku. I když některá místa, kde se mech vyskytuje, mohou být pro růst semenáčků příliš vlhká.

Je-li třeba obnovovat lesy výsadbou, je vhodné, brát v úvahu typ podrostu. Pokud budou sázeny semenáčky na stanoviště, která preferují při přirozené obnově (blízko rozkládajícího se dřeva, borůvčí, mech), pak by výsadba měla být efektivnější.

## 4.4 Vliv padlého dřeva

Pod padlými kmeny ponechanými rozkladu byly naměřeny nejvyšší hodnoty KVK, vysoké koncentrace iontů  $\text{Ca}^{2+}$  a celkově BC (zejména v povrchové vrstvě půdy do 10 cm hloubky) a relativně nízké koncentrace  $\text{Al}^{3+}$  (zejména na plochách zamokřených a ponechaných samovolnému vývoji). Živiny jsou tedy při rozkladu uvolňovány ze dřeva do půdy. Kromě toho organické látky uvolňované rozkladem dřeva mohou vyvázat ionty hliníku z půdního roztoku, a tím zlepšit půdní podmínky pro rostliny (Jones et al. 2001). Přísun živin z padlých kmenů se zdá být významný i u kmenů, které jsou ještě kompaktní a nepříliš rozložené (stáří kolem 10 let), zřejmě proto, že už došlo k rozložení kůry a uvolnění živin v ní vázaných. Zvýšená KVK a vyšší koncentrace iontů  $\text{Ca}^{2+}$  je dána uvolněním živin z rozkládajícího se dřeva. To je také jedním z důvodů, proč je vhodným substrátem pro růst semenáčků smrků. Baier pozoroval u semenáčků rostoucích na rozloženém dřevě větší přírůstky a vyvážený poměr prvků v biomase (Baier et al. 2006). Role dřeva jako zásobárny živin a jako mikrostanoviště pro zmlazení smrků může být klíčová právě v ekosystémech, jakými jsou horské smrkové lesy, kde je přirozeně v půdě malé množství živin a navíc jsou vyplavovány zvýšenou aciditou půd.

V podrostu na plochách ponechaných samovolnému vývoji byl objem padlého dřeva ponechaného rozkladu značný. Naproti tomu na asanovaných plochách bylo takového dřeva velmi málo. Pokud je tedy více živin pod rozkládajícím se dřevem a zároveň je dřevo vhodným mikrostanovištěm pro semenáčky, pak na plochách ponechaných samovolnému vývoji, kde leží podstatně více padlého dřeva, budou vhodnější podmínky pro úspěšné přirozené zmlazení smrku.

## 4.5 Shrnutí

Z výsledků vyplývá, že rostliny mohou mít značný vliv na půdu, zejména na koncentrace prvků a živin. Trávy zřejmě znesnadňují růst semenáčků smrků nejen svým pokryvem, ale i změnou půdních vlastností, například změnou KVK a koncentrace hliníku.

Rozkládající se dřevo uvolňuje do půdy významné množství živin a vytváří vhodné mikrostanoviště pro zmlazení smrku. Ponechání padlého dřeva se jeví jako důležité pro obnovu smrčín a odvoz vytěžených kmenů může znamenat ztrátu důležitých živin

a mikrostanovišť z ekosystému.

Při porovnávání zásob živin na různých typech ploch je třeba v budoucnu započítat pokryvnost jednotlivých druhů vegetace, abychom získali celkovou představu o zásobě živin na stanovišti. Tyto výsledky jsou pouze předběžné a orientační. Ráda bych pro zpřesnění výsledků měření opakovala a do analýzy zahrnula větší množství vzorků. Také by bylo vhodné provést manipulativní pokus s pěstováním semenáčků smrku v různých půdách z těchto stanovišť v řízených podmínkách prostředí.

## 5 Závěr

Cílem této práce bylo zhodnotit roli rozkládajícího se dřeva v horských smrkových lesích Šumavy a prozkoumat vliv lesnických zásahů po kůrovcové kalamitě na obsah dostupných živin v půdě. Protože je rozkládající se dřevo vhodným mikrostanovištěm pro semenáčky smrků a předběžné výsledky ukazují, že rozkladem dřevní hmoty se uvolňuje významné množství živin do půdy, pak odvozem dřeva během asanačních prací po kůrovcové kalamitě a polomech, může být zhoršena přirozená schopnost obnovy lesa. Poznatky o vlivu rostlin na půdu je možné využít pro zvýšení úspěšnosti sadby semenáček tam, kde je přirozená obnova nedostačující. Podmáčené smrkové lesy ve zkoumané oblasti se zdají být v lepším stavu, než ostatní porosty (více přeživších stromů, vyšší koncentrace živin a menší koncentrace hliníku). Rozsah měření provedených v této práci zatím není dostatečný a je třeba provést více podobných měření, aby výsledky lépe odpovídaly skutečnosti.

## 6 Literatura

**Adams, M. B., Burger, J. A., Jenkins, A. B., Zelazny, L., 2000.** Impact of harvesting and atmospheric pollution on nutrient depletion of eastern US hardwood forests. *Forest Ecology and Management*. 138: 301-319.

**Baier, R., Ettl, R., Hahn, Ch., Göttlein, A., 2006.** Early development and nutrition of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) seedlings on different seedbeds in the Bavarian limestone Alps-a bioassay. *Annals of forest science*. 63: 339–348.

**Baier, R., Meyer, J., Göttlein, A., 2005.** Regeneration niches of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) saplings in small canopy gaps in mixed mountain forests of the Bavarian Limestone Alps. *European journey of forest research*. 126: 11-22.

**Binkley, D., Vitousek, P., 1989.** Soil nutrient availability. *Plant physiological ecology*. 5: 75-96.

**Björn, B., Laskowski, R., 2006.** Litter decomposition: a guide to carbon and nutrient turnover. *Advances in ecological research*. Volume 38. Academic press.

**Brady, N. C., Weil, R. R., 2001.** *The Nature and Properties of Soils*. Prentice hall.

**Fisher, R. F., Binkley, D., 2000.** *Ecology and management of forest soils*. Wiley.

**Franklin, J.F., Spies, T.A., Pelt, R.V., Carey, A.B., Thornburgh, D.A., Berg, D. R., Lindenmayer, D.B., Harmon, M.E., Keeton, W.S., Shaw, D.C., Bible, K., Chen, J., 2002.** Disturbances and structural development of natural forest ecosystems with silvicultural implications, using Douglas-fir forests as an example. *Forest Ecology and Management*. 155: 399-423.

**Hais M., Jonášová, M., Langhammer, J., Kučera, T., 2009.** Comparison of two types of forest disturbance using multitemporal Landsat TM/ETM + imagery and field vegetation data. *Remote sensing of environment*. 113: 835-845.

**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.

**Harmon, M., Sexton, J., Caldwell, B. A., 1994.** Fungal sporocarp mediated losses of Ca, Fe, K, Mg, Mn, N, P, and Zn from conifer logs in the early stages of decomposition. *Canadian Journal of Forest Research*. 24:1883-1893.

**Hyvonen, R., Olsson, B. A., Lundkvist, H., Staaf, H., 2000.** Decomposition and nutrient release from *Picea abies* (L.) Karst. and *Pinus sylvestris* L. logging residues. *Forest Ecology and Management*. 126: 97-112.

**Chábera, S., 1987.** Příroda na Šumavě. Jihočeské nakladatelství, České Budějovice.

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

**Jones, D. L., Eldhuset, T., Wit, H. A., Swensen, B., 2001.** Aluminium effects on organic acid mineralization in a Norway spruce forest soil. *Soil Biology & Biochemistry*. 33: 1259-1267.

**Lindenmayer, N., Noss, R. F., 2006.** Salvage Logging, Ecosystem Processes, and Biodiversity Conservation. *Conservation Biology*. Volume 20 (4): 949-958.

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

**Ruthrof, K. X., Douglas, T. K., Calver, M. C., Barber, P. A., Dell, B., Hardy, G. E. St. J., 2010.** Restoration treatments improve seedling establishment in degraded Mediterranean-type Eucalyptus ecosystem. *Australian Journal of Botany*. 58(8): 646-655.



**Stevenson, V., 1997.** The Ecological Role of Coarse Woody Debris. Ministry of Forests of British Columbia. Working Paper.

**Svoboda, M., Zenáhlíková, J., 2009.** Historický vývoj a současný stav lesa v NP Šumava kolem „kalamitní svážnice“ v oblasti Trojmezné/ Past development and recent structure of forest stands in the Bohemian Forest National Park in area of Trojmezná. Příroda Praha. 28: 71-122.

**Šantrůčková, H., Vrba, J. a kol., 2010.** Co vyprávějí šumavské smrčiny, průvodce lesními ekosystémy Šumavy. Správa NP a CHKO Šumava, Přírodovědecká fakulta Jihočeské univerzity a Společnost pro ekologii.

**Wall, A., 2008.** Effect of removal of logging residue on nutrient leaching and nutrient pools in the soil after clearcutting in a Norway spruce stand. Forest Ecology and Management. 256: 1372-1383.

**Wermelinger, B., 2004.** Ecology and management of the spruce bark beetle *Ips typographus*- a review of recent research. Forest ecology and management. 202: 67-82.

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

**Zielonka, T., 2006.** When does dead wood turn into a substrate for spruce replacement? Journal of Vegetation Science. Volume 17, issue 6: 739-746.

**Zielonka, T., Holeksa, J., Fleischer, P., Kapusta, P., 2010.** A tree ring reconstruction of wind disturbances in a forest of the Slovakian Tatra Mountains, Western Carpathians. Journal of Vegetation Science. 21: 31-42.