

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra pedologie a ochrany půd



**Zastoupení nízkomolekulárních organických kyselin v lesních
půdách**

Diplomová práce

Autor práce: Bc. Veronika Šabková

Obor studia: Udržitelný rozvoj biosféry (AMBKS)

Vedoucí práce: RNDr. Václav Tejnecký, Ph.D.

Konzultant: Doc. Ing. Ondřej Drábek, Ph.D.

© 2017 ČZU v Praze

Prohlášení:

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci na téma Zastoupení nízkomolekulárních organických kyselin v lesních půdách vypracovala samostatně pod vedením RNDr. Václav Tejnecký, Ph.D., s použitím literatury a zdrojů uvedených v seznamu.

V Praze dne:

Podpis:

Evidenční list:

Souhlasím s tím, aby moje diplomová práce byla půjčována k prezenčnímu studiu v Univerzitní knihovně ČZU v Praze.

Datum:

Podpis:

Poděkování:

Děkuji všem, kteří mně svou odbornou pomocí nebo radou pomohli vypracovat tuto diplomovou práci. Jmenovitě bych chtěla poděkovat RNDr. Václav Tejnecký, Ph.D., který byl skvělým vedoucím práce a Doc. Ing. Ondřej Drábek, Ph.D., konzultantovi, který vždy ochotně poradil a vždy pomohl v těžkých situacích, pokud to bylo možné.

Poděkování patří samozřejmě všem, kteří se jakkoli podíleli na zpracování a vzhledu této práce.

Summary

When examining the soil of smaller area like the Krkonoše Mountains it is necessary to take into account their geographical and soil specifics. The predominant bedrock of Krkonoše Mountains is Crystalline which causes the relative acidity and soil poor in minerals. In the region of interest the diversity of soils can be recognized especially depending on the type of the parent rock. Due to the altitude of 1000 m above sea level, specific climatic conditions and corresponding vegetation – majority of spruce stand – is determined.

The aim of the thesis was to select and determine contents of the main low molecular mass organic acids in forest soils with different parent rock substrate. Samples from six soil pits were harvested in the village of Horní Malá Úpa in Krkonoše Mountains within protected zone of the national park in late May of 2011.

The sampling sites determination was based on known geological maps of bedrock. The whole soil profiles on rocks paragneiss and erlan were sampled. For all collected samples in the R soil horizon the mineralogical composition was verified by powder X-ray diffraction. From 40 collected samples the basic soil properties were determined: cation exchange capacity, active pH, base cations, dissolved organic carbon, inorganic anions and low molecular mass organic acids.

The results demonstrate that the soil on the parent rock paragneiss has acidic pH_{H2O}, lower concentrations of dissolved organic carbon, inorganic anions and low molecular mass organic acids, and last but not least, poorer sorption properties. Although both parent rocks have very similar mineralogical composition, rock erlan showed overall better soil properties (e.g., pH and content of nutrients), which may be caused by the presence of mineral laumontite ($\text{CaAl}_2\text{Si}_4\text{O}_{12} \cdot 4\text{H}_2\text{O}$) as well as by weathering of carbonates present in erlan parent rock. Laumontite can increase the soil sorption complex, and thus has a positive effect on the soil.

In the whole soil profile anions of lactic acid, oxalic, formic and acetic acids were detected, some appeared only in organic horizons (citric acid, propionic acid, butyric acid, quinic acid, malic acid, fumaric acid, pyruvic acid, valeric acid).

Key words:

low molecular mass organic acids, forest soils, vegetation cover, bedrock

Souhrn

Při zkoumání půd menších oblastí, kterými jsou Krkonoše, je nutno brát v potaz jejich specifika geografická a pedologická. Převládajícím geologickým podložím Krkonoš je krystalinikum, které zapříčiňuje poměrnou kyselost a minerální chudost půdy. V zájmové oblasti je možno rozeznávat diverzitu půd obzvláště v závislosti na druhu mateční horniny. Vzhledem k nadmořské výšce 1000 m n. m. lze určit specifické klimatické podmínky a odpovídající vegetaci s dominancí smrkového porostu.

Cílem diplomové práce bylo vybrat a stanovit obsahy hlavních nízkomolekulárních organických kyselin v lesních půdách s rozdílným půdomatečným substrátem. Vzorky ze šesti půdních sond byly odebrány ke konci května 2011 na Horní Malé Úpě v Krkonoších v chráněné zóně KRNAP.

Místa odběru byla stanovena na základě známé geologické mapy podloží. Byly vzorkovány celé půdní profily na hornině pararula a erlán. U všech odebraných vzorků z půdních horizontů R bylo pomocí práškové rentgenové difrakce zjištěno mineralogické složení. U 40 odebraných vzorků byly stanoveny základní půdní vlastnosti – kationtová výměnná kapacita, aktivní pH, obsah bazických kationtů, rozpuštěného organického uhlíku, anorganických aniontů a nízkomolekulárních organických kyselin.

Výsledky ukázaly, že půda na mateční hornině pararule vykazovala kyselejší $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$, nižší koncentrace DOC, anorganických aniontů a nízkomolekulárních organických kyselin a v neposlední řadě horší sorpční vlastnosti. Přestože obě mateční horniny měly velmi podobné mineralogické složení, vykazovala hornina erlán celkově lepší půdní vlastnosti (např. pH a obsah živin) což může být způsobeno přítomností minerálu laumontitu ($\text{CaAl}_2\text{Si}_4\text{O}_{12} \cdot 4\text{H}_2\text{O}$) a zvětráváním uhličitanů, které erlán obsahuje. Laumontit dokáže v půdě zvyšovat sorpční komplex, a má tím tedy pozitivní vliv na půdní prostředí.

V celém půdním profilu byly detekovány anionty kyseliny mléčné, šťavelové, mravenčí a octové, některé se objevovaly jen v organických horizontech (citronová, propionová, máselná, chinová, jablečná, fumarová, pyrohroznová, valerová).

Klíčová slova:

nízkomolekulární organické kyseliny, lesní půdy, vegetační pokryv, mateční hornina

OBSAH DIPLOMOVÉ PRÁCE

1 Úvod	1
2 Vědecká hypotéza a cíl práce	2
2.1 Hypotéza.....	2
2.2 Cíl práce	2
3 Literární rešerše.....	3
3.1 Charakteristika půdy	3
3.1.1 Půdotvorné faktory	3
3.1.2 Půdotvorné procesy.....	4
3.2 Složky půdy	4
3.2.1 Anorganická složka půdy	5
3.2.2 Organická složka půdy	5
3.2.3 Humus	6
3.2.3.1 Mineralizace a humifikace.....	7
3.2.3.2 Druhy nadložního humusu	8
3.2.4 Organický uhlík v půdě.....	9
3.3 Faktory ovlivňující půdní prostředí.....	10
3.3.1 Půdotvorný substrát	10
3.3.2 Vegetační pokryv	11
3.3.3 Vegetační patra.....	12
3.4 Sorpční vlastnosti půdy.....	13
3.4.1 Mechanismy půdní sorpce.....	14
3.4.2 Kationtová výměnná kapacita (KVK).....	15
3.4.2.1 Význam bazických kationtů	16
3.5 Nízkomolekulární organické kyseliny	17
3.5.1 Charakteristika LMMOA v půdě.....	17
3.5.2 Vstup LMMOA do půdy.....	18
3.5.3 Reakce LMMOA s kationty.....	19
3.5.4 Metody stanovení LMMOA.....	20
4 Metodika.....	21
4.1 Charakteristika lokality.....	21
4.1.1 Vymezení lokality	21
4.1.2 Geologická a půdní charakteristika Krkonoš.....	21
4.1.3 Klimatická charakteristika	24
4.1.4 Vegetační pokryv	24

4.2	Odběr půdních vzorků	25
4.3	Příprava a metody stanovení půdních vzorků.....	26
4.3.1	Stanovení aktivní půdní reakce potenciometricky	26
4.3.2	Stanovení kationtové výměnné kapacity (KVK).....	26
4.3.3	Analýza minerálního složení horniny rentgenovou difrakcí	27
4.3.4	Stanovení ve vodném extraktu.....	27
4.3.4.1	Stanovení iontovou chromatografií	27
4.3.4.2	Stanovení spektrofotometrickou metodou.....	29
4.3.5	Zpracování výsledků.....	29
5	Výsledky.....	30
5.1	Mineralogické složení rentgenovou difrakcí	30
5.2	Stanovení aktivní půdní reakce potenciometricky	31
5.3	Stanovení kationtové výměnné kapacity (KVK)	32
5.3.1	Bazické kationty	33
5.4	Výsledky analýz ve vodném extraktu	37
5.4.1	Množství rozpuštěného organického uhlíku (DOC).....	37
5.4.2	Stanovení anorganických aniontů ve vodném extraktu v půdě	38
5.4.3	Zastoupení nízkomolekulárních organických kyselin	40
6	Diskuze.....	43
6.1	Výsledky práškové rentgenové difrakce	43
6.2	Aktivní půdní reakce a její význam	44
6.3	Charakteristika a význam sorpčního půdního komplexu	45
6.3.1	Bazické kationty	45
6.4	Rozpuštěný organický uhlík	46
6.5	Nízkomolekulární organické kyseliny	47
6.6	Porovnání s jinými lokalitami.....	50
7	Závěr	52
8	Literatura	54
9	Seznam příloh.....	61

1 Úvod

Jak již název této práce napovídá, pozornost v ní bude věnována nízkomolekulárním organickým kyselinám a jejich zastoupení v lesních půdách našeho nejvyššího pohorí, Krkonoš, místem odběru vzorků pak byla oblast kolem Horní Malé Úpy.

Půda je přírodním útvarům, který podmiňuje existenci většiny organismů, žijících na naší planetě. Jedná se o svrchní část zemského povrchu, která vzniká probíhajícími půdotvornými procesy (např. eroze, podzolizace, humifikace) a působením půdotvorných činitelů, které mají přímý či nepřímý vliv na vznik půdy (např. půdotvorný substrát, vliv klimatu, organismů a člověka). Pro moji práci je z těchto činitelů nejdůležitější vliv půdotvorného substrátu, který je u odebraných sond různý – erlán a pararula. Půdotvorný substrát ovlivňuje celé spektrum chemických a fyzikálních vlastností půdy.

Úkolem práce bylo tedy zjištění základních půdních parametrů a dynamické části půdní organické hmoty – nízkomolekulárních organických kyselin. U těchto kyselin byl posuzován jejich vznik a výskyt v půdě. Výsledná zpracovaná data byla porovnána s výsledky z jiných lokalit.

Co se struktury diplomové práce týče, je rozdělena na dvě obsahově rozdílné části, a to na část teoretickou a praktickou. V té teoretické se zaměřuji na vymezení dané lokality a její stručnou fyzicko-geografickou charakteristiku, na objasnění vlivu vegetačního pokryvu na půdní prostředí, na popis vlastností nízkomolekulárních organických kyselin a vysvětlení jejich pohybu v půdě. Praktická část je realizována pomocí několika odběrů půdních vzorků z dané oblasti. Ty jsou následně v laboratorních podmínkách analyzovány a všechna získaná data zpracována. V této části jsou zdokumentovány výsledky jednotlivých analýz a měření za účelem jejich porovnání s výsledky z jiných lokalit.

2 Vědecká hypotéza a cíl práce

2.1 Hypotéza

Speciace a množství nízkomolekulárních organických kyselin v lesních půdách je ovlivněno složením půdotvorného substrátu.

2.2 Cíl práce

Vybrat a stanovit obsahy hlavních nízkomolekulárních organických kyselin v půdách s rozdílným půdomatečným substrátem.

3 Literární rešerše

3.1 Charakteristika půdy

Půda je jeden ze základních předpokladů vzniku a přežití všech složek biosféry, která tvoří svrchní část pevného zemského povrchu – pedosféru. Také je jednou z nejvýznamnějších součástí ekosystému, a proto je velice důležité se zaměřovat na její zkoumání a pochopení podstaty dějů, které v ní probíhají. Věda zabývající se tímto studiem se nazývá pedologie neboli půdoznalství. Kvalita půdy se vyhodnocuje na základě zjištění fyzikálních, chemických i biologických vlastností. Zatímco fyzikální vlastnosti vyplývají ze vzájemných vztahů pevných, kapalných a plyných složek (např. pórovitost, zrnitost, barva, obsah vody a vzduchu), chemické vlastnosti jsou charakterizovány chemickým složením a procesy probíhajícími v půdě. Z chemických vlastností půdy určujeme zejména pH, hodnoty KVK, obsah humusu, úroveň kontaminace, procesy humifikace organické hmoty a chemického zvětrávání (Šarapatka, 2014). Pokorný et al. (2007) primárně vyzdvihují jako nejdůležitější ukazatel kvality obsah organických látek v půdě.

Lesní půdy mají nadložní humus akumulovaný v tenké svrchní vrstvě organického horizontu, který je důležitým zdrojem organických látek a živin. Obsah humusu se směrem do nižších horizontů snižuje, což má za následek výraznější zbarvení půdy, než je tomu u půd zemědělských, kde dochází k homogenizaci orbou a odnímáním biomasy (Sáňka et Materna, 2004).

3.1.1 Půdotvorné faktory

Důležitým faktorem je mateční hornina, jednak je přímým zdrojem hmoty pro vznik půdy, ale také určuje její chemické a fyzikální vlastnosti. Dále se na vzniku půdy podílejí klimatické faktory, a to hned v několika rovinách – úhrn srážek, následný výpar a jejich poměr určují současně s teplotou míru ovlhčení půdy a tím i kvalitu a intenzitu půdních procesů. Z biologických faktorů je třeba jmenovat vliv vegetace (která ovlivňuje složení organické hmoty a kvalitu humusu) a edafonu (aktivní zejména v transformačních pochodech). Výrazný vliv, obzvláště na mobilitu rozpuštěných látek, má podzemní voda, ta zároveň negativně ovlivňuje rychlost rozkladu organické hmoty a napomáhá jejímu hromadění. Výše jmenované faktory jsou nepřímo ovlivněny reliéfem terénu (tj. nadmořská

výška, zeměpisná poloha), který následně určuje klima, vegetaci a úhrn srážek (Šefrna et Janderková, 2009).

3.1.2 Půdotvorné procesy

Mezi základní půdotvorné procesy řadíme humifikaci, zvětrávání, oglejení a glejový proces a zasolování. Další půdotvorné procesy můžeme rozdělit na základě míry obohacení nebo ochuzení půdy na procesy iluviální a eluviální (Tomášek, 2003).

Mezi eluviální pochody lze zařadit povrchovou erozi, odvápnění (dekalifikace), úbytek lehce rozpustných solí (desalinizace), tvorba eluviálních horizontů v průběhu illimerizace (translokace koloidů bez podstatné destrukce), podzolizace a glejového procesu v půdě. Naopak iluviální pochody půdu obohacují. Například při kumulaci se ukládají organické látky na povrchu nebo uvnitř půdy v horizontech obohacených o humus, při kalcifikaci se hromadí sloučeniny vápníku, salinizací se opět vrací lehce rozpustné soli a v neposlední řadě se tvoří iluviální horizonty půd (Vopravil et al., 2010).

Podzolizace je procesem, při kterém dochází k částečné destrukci minerálů a transportu sesquioxidů ve sloučeninách s fulvokyselinami. Minerální látky a organické sloučeniny, vyplavené do iluviálních horizontů, se ukládají v hloubce a vytvářejí tvrdé až nepropustné vrstvy. Podzolizace probíhá při silně kyselém pH, je tedy podmíněna výskytem vegetace s kyselým opadem, zpomalenou mineralizací nebo kyselou, minerálně chudou mateční horninou (Lundström et al., 2000).

Glejový pochod probíhá při nadměrném ovlhčení v půdách s vysokou hladinou podzemní vody, oglejení pak spíše za působení povrchové vody. Při střídavém nadměrném ovlhčení a vysychání svrchních půdních vrstev dochází k redukci železa a manganu za účasti nízkomolekulárních organických látek a k jejich přesunu v půdě, a to buď, laterálně nebo vertikálně. Následně jsou sloučeniny v době vyschnutí shlukovány do kongrecí a dalších novotvarů, čímž dochází k tzv. mramorování pseudoglejů (Tomášek, 1995).

3.2 Složky půdy

V půdách obecně rozeznáváme složku anorganickou a organickou, která je ze 70 % tvořena humusem, který vzniká při procesu humifikace. Do tohoto procesu jsou zapojeny

humínové (tzn. fulvokyseliny, humínové kyseliny a huminy) a nehumínové organické látky – sacharidy, aminokyseliny, proteiny a lipidy. Příkladem nehumínových látek jsou v půdě všudypřítomné nízkomolekulární organické kyseliny (Stevenson, 1994).

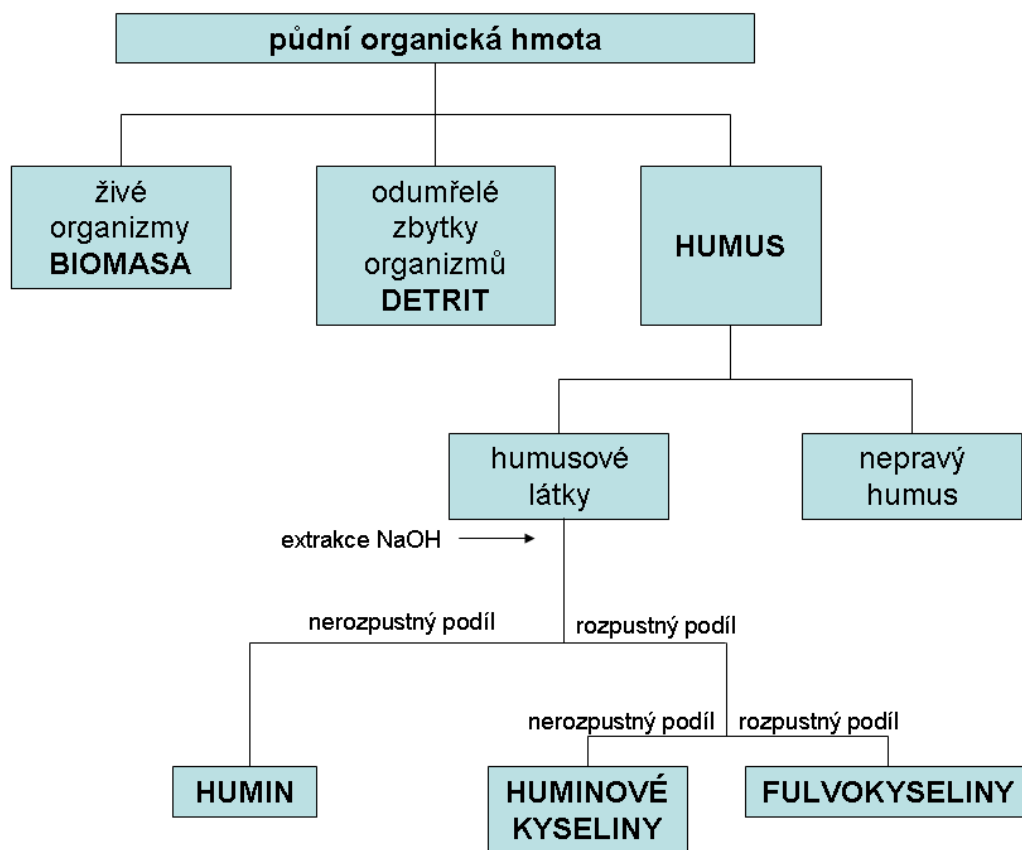
3.2.1 Anorganická složka půdy

Minerální složka půdy tvoří převážně zvětralé úlomky mateční horniny, mezi které patří kameny, písek, štěrk a prach. Patří sem silikáty (např. živce, slídy), oxidy železa a uhličitany. Nejvíce se na tvorbě minerální složky půd podílejí usazené horniny, a to z 80 %. V menší míře se podílejí i přeměněné a vyvřelé horniny. Anorganická složka půdy vzniká zvětráváním hornin ve svrchních vrstvách (Honsa, 2004).

3.2.2 Organická složka půdy

Půdní organická hmota (SOM – soil organic matter) tvoří soubor všech neživých organických látek rostlinného a živočišného původu, které se vyskytují v různém stupni rozkladu v půdě nebo na jejím povrchu (viz. Obr. 1). Obsahuje mono až polymerní molekuly organických látek, ligninu, proteinů, polysacharidů (celulózy, chitinu), lipidů a alifatického materiálu (vosků, mastných kyselin). Prvotní organická hmota se mění na základě probíhajících půdotvorných procesů mineralizace, humifikace a ulmifikace (Smolíková, 1988).

Úbytek půdní organické hmoty nazýváme dehumifikace, která je především způsobena rozdílnými procesy a faktory jako jsou: intenzita a způsob hospodaření, pěstování monokultur, ztráty organické hmoty během eroze a zvýšená mineralizace. Při úbytku organické hmoty je půda více zranitelná vodní a větrnou erozí, snižuje svojí pufrční a filtrační schopnost, dokáže méně poutat živiny a často dochází ke zvýšení obsahu dusičnanů, což má negativní vliv na výživu rostlin. Odumřelá organická hmota v půdě vstupuje do procesu humifikace, kdy je sama o sobě materiálem upotřebeným při vzniku humusu (Vácha et al., 2009).



Obrázek 1 Rozdělení organických látek v půdě. Dostupné z: https://akela.mendelu.cz/~xcepl/inobio/inovace/Ekologie_lesa/Pracovni%20sesit_3.pdf

3.2.3 Humus

Humus je organickou hmotou, jejíž kvalitativní a kvantitativní charakteristiky se díky procesům rozkladu a syntézy neustále mění s ohledem na okolní podmínky daného území. Přítomnost humusu v půdě přispívá k zlepšení fyzikálně-chemických vlastností půdy. Především se podílí na zvýšení přístupnosti živin a ovlivňuje vodní a vzdušný režim v půdě. Také má význam v podpoře probíhajících biologických cyklů a přispívá i k vývoji mikrobiální mikroflóry (Pospíšil, 1980).

Humus vytváří komplexy s jílovými minerály, a tím chrání půdu proti větrné a vodní erozi. Díky své tmavé barvě lépe pohlcuje sluneční energii a zároveň v půdě zvyšuje obsah vázané vody. Při mineralizaci půdní organické hmoty se uvolňuje kyselina uhličitá, která přispívá k rozkladu anorganických sloučenin. Tím se do půdy uvolňují živiny ve formě iontů, ve které jsou rostliny schopné přijímat jejich větší množství (Vrba et Huleš, 2006).

3.2.3.1 Mineralizace a humifikace

Při přeměně humusotvorného materiálu dochází k několika specifickým procesům, z nichž některé probíhají zcela běžně (mineralizace, humifikace), k jiným dochází zásadně za působení extrémních podmínek – ulmifikace a karbonizace (Prát, 1964).

Při mineralizaci pozorujeme přeměnu organických látek v půdě na velmi jednoduché minerální sloučeniny, především vodu, oxid dusičný, siřičitý, uhličitý, čpavek apod. (Vrba et Huleš, 2006) Současně dochází k uvolňování minerálních látek vázaných na organické sloučeniny (vápník, sodík, draslík atd.). Mineralizace je možná při dostatečném provzdušnění půdy a dobrých podmínkách pro rozvoj půdních mikroorganismů (vlhkost, teplo, přísun živin aj.), v anaerobním prostředí probíhá také, ovšem nesrovnatelně pomaleji (Šarapatka, 2014).

U humifikace dochází k chemickým a mikrobiálním procesům, při kterých dochází k přeměně organických zbytků v humus. Oproti mineralizaci, která probíhá zejména v aerobních podmínkách, je pro humifikaci důležité střídání prostředí aerobního s anaerobním, což napomáhá lepšímu zpracování málo reaktivní humusotvorné hmoty. Během jejího procesu dochází k rozkladu a následné syntéze organického materiálu, na základě čehož vznikají humusové látky (humus). Tyto látky se od sebe liší barvou, stupněm kondenzace a polymerace, kyselostí, stabilitou a rozpustností. Řadíme mezi ně huminové kyseliny, fulvokyseliny a humin (Vopravil et al., 2010). Rychlost procesu humifikace závisí na příznivých fyzikálních vlastnostech půdního prostředí – tj. aktivita mikroflóry a mikrofauny, provzdušnění, zamokření, teplota, množství srážek (Prát, 1964). Také chemické vlastnosti jako půdní reakce, charakter výchozích organických látek a poměr N a C v humusotvorném materiálu mají vliv na vznik množství a kvality humusových látek (Sáňka, 2009).

Při specifických podmínkách může proběhnout proces ulmifikace, což je nedokonalý půdotvorný proces, jehož produktem je pouze částečně transformovaný nebo jen fragmentovaný zakonzervovaný materiál (Klím, 1995). Poměrně vzácný je i proces karbonizace, při kterém z velkých mas rostlinného materiálu vznikají ložiska s vysokou koncentrací těžko rozložitelného uhlíku (Prát, 1964).

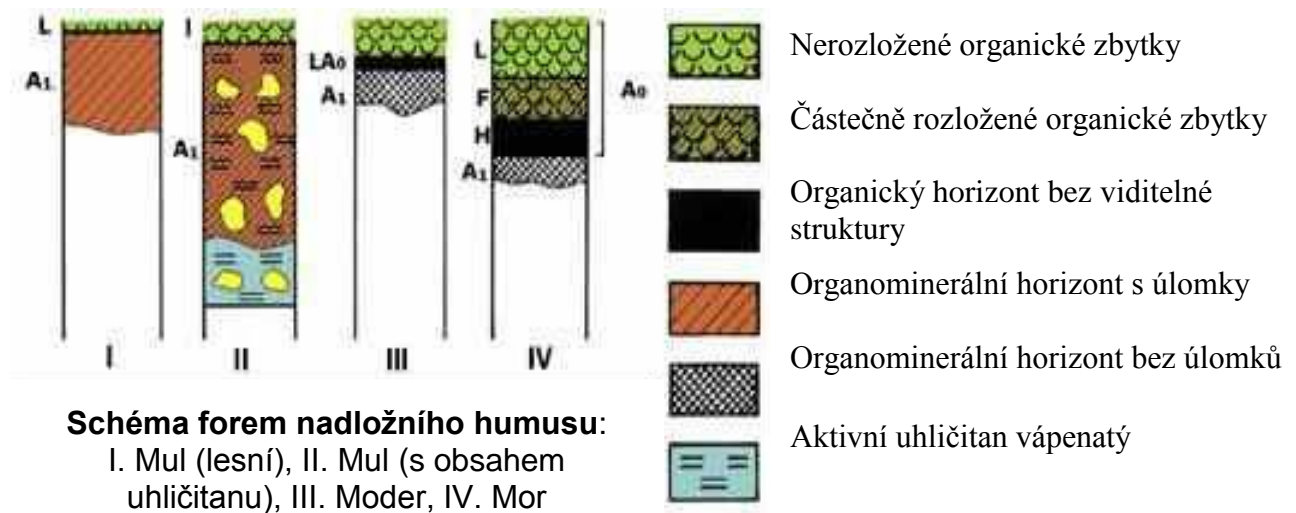
3.2.3.2 Druhy nadložního humusu

Na základě uložení jednotlivých vrstev humusu rozeznáváme tři základní typy nadložního humusu (viz. Obr. 2) – mul, moder a mor (Němeček et al., 2011).

Mul vzniká na půdách bohatých na živiny, kde je dostatek vlhkosti a vzduchu. Jedná se především o hnědozemě s převahou listnatého nebo smíšeného porostu, kde je vždy zastoupeno vysoce diverzifikované bylinné vegetační patro, často i traviny (Ponge, 2003). V půdě je vysoké zastoupení žízář (50-80 %) a bakterií, které zapříčiňují rychlé zpracování opadu. Ve velké intenzitě zde probíhá kationtová výměnná kapacita, humusotvorná činnost a převažuje výskyt humínových kyselin (Vopravil et al., 2010). Mul se vyznačuje dobře vyvinutým humózním horizontem A, nad kterým se může nacházet horizont opadanky (L). V některých případech se může vyskytnout i horizont F nebo H, které mají celkovou mocnost menší než 2 cm (Němeček et al., 2011).

Moder tvoří jakýsi přechod mezi mulem a morem. Tento druh nadložního humusu se nejvíce objevuje u kambizemí, na živiny středně bohatých půd. Moder má nízké pH a může obsahovat větší podíl fenolů a terpenů. Zároveň obsahuje až nadbytečné množství dusíku, ovšem ve formě odolávající rozkladu (Ponge, 2003). Horizonty L, F, H mají poměrně více zastoupený minerální podíl než horizont Ah. V moderu se vždy vytváří horizont H, který je zastoupen v různých variantách. Moder obsahuje vyšší podíl fulvokyselin a tvoří přechodný horizont F (Green, 1993). Mimo působení zoedafonu se v moderu na rozkladu humusu uplatňují i plísně, bakterie a houby (Vopravil et al., 2010). Díky kyselějšímu prostředí je většina biomasy zastoupena houbami, které produkují antibiotika a způsobují tím zanikání bakteriálních populací, navíc vyměšováním organických kyselin přispívají k další acidifikaci půdy (Ponge, 2003).

Mor vzniká na kyselých, chladných stanovištích, které jsou chudé na živiny. Nachází se na písčitéch půdách a podzolech, kde je vysoká mocnost nadložního humusu. Probíhají zde pomalé rozkladné procesy a nízká intenzita kationtové výměnné kapacity v závislosti na minimální nebo nulové přítomnosti mikroorganismů a hub. Fauna a flóra, která vyniká v efektivitě přijímání živin, je na nejnižší úrovni diverzity, proto rostlinné zbytky a opad mohou pouze obtížně zpětně obohatit půdní prostředí (Ponge, 2003). Mor obsahuje malé množství fulvokyselin. Horizonty L, F, H mají vyšší podíl minerálních látek než horizont Ah a činností hub vzniká vrstevnatý F horizont (Vopravil et al., 2010).



Obrázek 2 Formy nadložního humusu. Dostupné z:
<http://baladesnaturalistes.hautetfort.com/media/00/02/114690004.jpg>

3.2.4 Organický uhlík v půdě

V lesním ekosystému nalezneme zásoby uhlíku v mnoha formách, z nichž nejdůležitější je jeho obsah v biomase a v půdě. Půda je nejdůležitější zásobárnou organického uhlíku, protože podle typu vegetace může být v půdě obsaženo až 85 % z celkového množství uhlíku obsaženého v lesním ekosystému (Lal, 2005).

Faktory ovlivňující množství organického uhlíku v půdě můžeme rozdělit na přirozené a antropogenní (Lal, 2005).

Přirozené faktory zahrnují vegetační pokryv, klimatické podmínky (poměr mezi úhrnem srážek a evapotranspirací), nadmořskou výšku, půdní vlhkost, reliéf terénu, světovou stranu, půdní texturu, stáří půdy a přírodní katastrofy - záplavy, požáry, škůdci (Lal, 2005).

Působením antropogenních faktorů – jako např. těžby, kácení a zalesňování, přeměny lesní půdy v zemědělskou – je zásoba a koncentrace uhlíku v půdě výrazně ovlivňována. Správným obhospodařováním lesů lze dosáhnout velkého výnosu a zároveň dobrých výsledků při zachování zásoby uhlíku v půdě. Naopak nevhodnými zásahy do ekosystému (kácení a následný odvoz biomasy, drenáž půdy, vysazování nepůvodních dřevin, přihnojování a vápnění) jsou koncentrace uhlíku výrazně snižovány o 20-50 % (Lal, 2005).

Black et Harden (1995) prováděli v roce 1995 v Kalifornii studii, ze které vyplynulo, že na vykáceném území došlo vlivem eroze a oxidace k 15 % úbytku uhlíku v půdě.

I následujících 17 let po znovuzalesnění docházelo k poklesu uhlíku celkem o dalších 15 %. Ani po 80 letech se obsah uhlíku nevrátil na původní hodnoty.

3.3 Faktory ovlivňující půdní prostředí

Půdní prostředí je ovlivňováno řadou faktorů, z nichž za nejdůležitější se považuje půdotvorný substrát, stáří půdy, roční období, terén a klimatické podmínky, které následně ovlivňují typ vegetace, půdní zooedafon, obsah vody v půdě a další (Šarapatka, 2014).

Půda zajišťuje svým obsahem organických látek, kyslíku a vody optimální podmínky pro růst a existenci organismů. Půdní mikroorganismy hrají roli v přetváření živin z mrtvé organické hmoty, která je následně vracena do půdního prostředí. Z tohoto prostředí jsou živiny dostupné pro výživu rostlin. Podle druhu vyskytujících se organismů vznikají půdy s různými vlastnostmi, na základě nichž se odvíjí úrodnost půdy (Šefrna et Janderková, 2009). Diverzita rostlinných druhů a půdních organismů je dána rozdílnými fyzikálními a chemickými vlastnostmi půdního prostředí. Zastoupení jednotlivých rostlin a živočichů je dáno charakterem půdního prostředí (Tomášek, 1995). Půdní organismy živočišné i rostlinné, houby a mikroorganismy hrají důležitou úlohu ve zrychlení koloběhu látek v půdním prostředí. Rostlinný opad představuje primární zdroj organické hmoty, poté následuje neživá složka těl živočichů a mikroorganismů (Šimek, 2003).

3.3.1 Půdotvorný substrát

Mateční hornina je výchozím materiálem, ze kterého se půda vyvíjí. Její vlastnosti patří k nejdůležitějším faktorům, které ovlivňují vývoj a charakter půdy. Výchozím substrátem mohou být pevné horniny, jejich zvětralinu a sedimenty, nebo i starší půdy. Tyto půdotvorné substráty dělíme podle geologického stáří (Klimo, 1995).

Přeměna výchozího materiálu probíhá postupně. Nejdříve dochází při chemickém, fyzikálním a biologickém zvětrávání k narušení celistvosti původní horniny. Tak vzniká půdotvorný substrát. Biologicky činná půda vzniká následnými půdotvornými pochody, které probíhají souběžně se zvětráváním (Vopravil et al., 2010). Skladba a zrnitost půdotvorného substrátu má významný vliv na vlastnosti půdy. Tato zrnitost půdotvorného substrátu ovlivňuje zrnitostní složení půdy, čímž je ovlivněn sorpční komplex půdy, infiltrace apod. Vlastnosti půdy se také mění v závislosti na chemickém složení půdotvorného substrátu –

např. obsahu bazických iontů (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+). Důležitou úlohu hrají ionty vápníku a hořčíku, které zabraňují degradaci půdy a jejichž množství ovlivňuje rychlost vyluhování půdy (Tomášek, 2003). Chemické a fyzikální vlastnosti mateční horniny mají zásadní vliv na vznik půdního typu. Mateční hornina (současně s dalšími půdotvornými faktory) v podstatě předurčuje dané množství půd, které na ní mohou vzniknout (Vopravil et al., 2010).

3.3.2 Vegetační pokryv

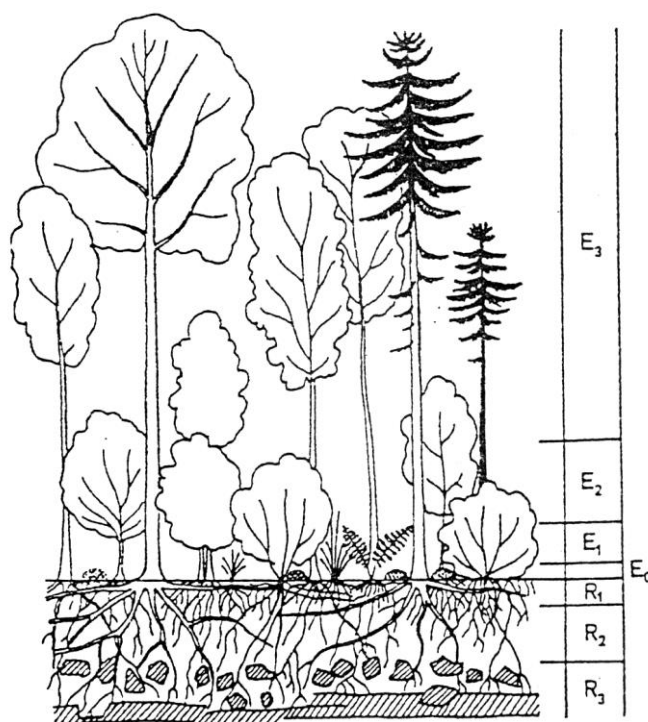
Důležitost v tvorbě půdy hraje účast zelených rostlin spojená s fotosyntézou. Tepelná energie, zachycující se na povrchu zelených částí rostlin, se spotřebovává na tvorbu organických sloučenin (Vaněk et al., 2007). Tento proces sice probíhá vně půdy, ale při odumírání rostlin nebo jejich částí se dostávají tyto rostlinné zbytky na povrch půdy. Následnou humifikací vznikají organické sloučeniny, které se stávají součástí půdy. Tímto způsobem vstupuje do půdotvorného procesu uhlík, který se dříve vyskytoval v biosféře ve formě organických sloučenin. Vyšší zelené rostliny zajišťují výměnu látek a energie mezi půdou a sluncem, ale i mezi půdou a atmosférou (Šefrna et Janderková, 2009).

Půdotvorná funkce vegetace se výrazně podílí na vzniku organické složky půdy, která následně podporuje látkovou výměnu mezi půdou a rostlinou. Vegetace výrazně ovlivňuje proces tvorby půdy, vlastnosti humusotvorného materiálu vytvořeného ze zbytku rostlin určují kvalitativní charakteristiky půdy a zároveň ovlivňují množství vody a kyslíku v půdě (Pelíšek, 1961). Rozdíly ve skladbě vegetace a rozmanitosti druhů ovlivňují obsah uhlíku a ostatních živin v půdním prostředí, což bylo dokázáno porovnáním 27 studií. Pouze jedna z nich neprokázala přímou závislost mezi vegetačním pokryvem a půdním prostředím (Vesterdal et al., 2013). Půdotvorné procesy v našich klimatických podmínkách jsou patrně nejlépe znatelné v porostech lesních, stepních a lesostepních. Na tvorbě půdy se také významně podílejí mikroflóra a edafon (Tomášek, 2003).

Lesní porosty ovlivňují vlhkostní a teplotní poměry půdy. Díky dřevinám, které chrání půdu před větrem a slunečním zářením, probíhá odpařování vody z půdy pomaleji (White, 2003). Humus se v lesních porostech vytváří z nadzemních částí rostlin (opadu), stejně tak, jako ze zbytků kořenového systému. Složení humusu je závislé na druhovém zastoupení dřevin. Opad obsahuje různé živiny, jako jsou Ca, Mg, Mn, Fe, N, P, S, K, jejichž koncentrace se potom liší dle druhu daného porostu (Šimek, 2003).

3.3.3 Vegetační patra

V lesním ekosystému rozdělujeme vegetační patra porostu, jedná se o patro stromové, keřové, bylinné, mechové a kořenové (viz. Obr. 3). Veškerý tento porost je zdrojem rostlinného opadu. Největším zdrojem biomasy je opad ze stromů (Fiala, 2009).



Obrázek 3 Vegetační patra lesního porostu smíšeného lesa ve střední Evropě. Vrstvy nadzemní: E0 – mechová, E1 – bylinná, E2 – keřová, E3 – stromová. Vrstvy podzemní: R1, R2 a R3 – kořenové etáže zhruba odpovídající půdním horizontům

Dostupné z: http://fle.czu.cz/~ulbrichova/Skripta_EKOL/Lesastruktura/img/prostor2.jpg

Jehličnaté porosty (smrk, modřín, borovice) produkují velké množství opadu chudého na živiny, který se pomalu rozkládá. Můžeme hovořit o dřevinách s kyselým opadem. Ze vzniklého sorpčně nenasyceného humusu (mor) vznikají nízkomolekulární organické látky, fulvokyseliny, které se podílejí na procesu podzolizace dané půdy (Vopravil et al., 2010). Naopak je tomu u porostu listnatého – bukového, dubového a lipového, kde vegetace roste rychleji a poté produkuje kvalitnější opad bohatý na živiny, protože rostlinné tkáně těchto druhů jsou převážně složeny ze sacharidů a ligninu (Moravec, 1994). Pod listnatými a smíšenými porosty, které se nacházejí v mírnějším až teplém klimatu, se tvoří humus (mul),

který má zásaditější charakter. Tento humus obsahuje huminové kyseliny, které ve spojení s minerální složkou půdy tvoří humáty (Vopravil et al., 2010).

Keřové porosty, mezi které řadíme vřes, borůvku, brusinky aj., produkují ze svých zbytků vrstvy surového humusu, ve kterém následně vznikají fulvokyseliny vyvolávající silnou podzolizaci s hlubokým eluviálním horizontem ve spodní části půdního profilu. Sloučeniny, které se v tomto horizontu usazují, mohou být díky velkému množství obsaženého železa těžké až nepropustné a pro kořenový systém rostlin mají za následek zredukování části půdního profilu, ze kterého rostlina přijímá živiny (Moravec et al., 2002, Moravec, 1994).

Bylinné porosty vytvářejí v půdě husté sítě kořenových systémů, jejichž největší část je soustředěna ve svrchních horizontech půdy (Tomášek, 2003). U některých bylinných porostů a travin každoročně odumírají nadzemní části i kořeny, u víceletých se přes zimu zachovávají pouze podzemní části rostliny. Za účasti mikroflóry probíhá proces rozkladu bezprostředně v půdě. Tím se půda každým rokem obohacuje humusem a dusíkatými látkami (Šefrna et Janderková, 2009). Stepní a lesostepní porosty mají velmi dobře rozvinutý kořenový systém, který napomáhá humifikaci. Poskytují též nejkvalitnější humus (Tomášek, 1995).

Na vlastnosti půdy má také vliv kořenový systém, který ovlivňuje fyzikální a biologickou strukturu půdy. Kořenový systém se kromě pohlcování některých výživných látek z půdy přímo podílí na zpětném uvolňování následujících látek a iontů – O_2 , H_2O , CO_2 , H^+ , HCO_3^- , OH^- , NO_3^- , K^+ , HCN , NH_4^+ , Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , SO_4^{2-} , Cl^- , PO_4^{3-} , aminokyselin, amidů, cukrů, alifatických a aromatických kyselin, plynů (etylen), vitamínů, peptidů, proteinů, enzymů, rostlinných hormonů, alkoholů, ketonů, olefinů a močoviny – do půdy (Vránová et al., 2012). Největší měrou jsou rostlinami z půdy odebírány živiny, voda a kyslík, zatímco zpětně se vylučuje kyselina uhličitá. Kořenový systém stromů způsobuje narušení celistvosti hornin tím, že prorůstá do menších trhlinek. Kromě toho, že tím způsobuje rozpad horniny, zároveň kořenový bal horninu chrání proti fyzikálním vlivům počasí (Pelíšek, 1961).

3.4 Sorpční vlastnosti půdy

Sorpční vlastnosti půdy souvisí s výměnou iontů na povrchu jílových minerálů a částic koloidní organické složky. Podle toho, jestli je povrchový náboj kladný nebo záporný, rozeznáváme kationtovou nebo aniontovou výměnou kapacitu. Povrchový náboj a s ním

související sorpční vlastnost půdy jsou dány druhem jílového minerálu (permanentní náboj), ale zároveň závisí na hodnotě pH (variabilní náboj) (Honsa, 2008). Hodnota pH určuje náboj následujícím způsobem: Pokud je hodnota pH rovna PZC (Point of Zero Charge), je povrchový náboj nulový, tudíž na povrchu koloidů neprobíhá výměna iontů. Při pH nižším než PZC je na povrchu částic kladný náboj, a může zde proběhnout výměna aniontů. Záporný náboj na povrchu koloidů je vázaný na pH vyšší než je PZC, což dává předpoklad k výměně kationtů (Helmy et al., 1994). Jestli převažuje permanentní nebo variabilní náboj závisí na druhu minerálů a na stavbě jejich krystalové mřížky (Honsa, 2008).

Sorpční vlastnosti půdy jsou jedním z důležitých ukazatelů charakteristiky půd na základě vazby původních i dodávaných živin v půdě a vazby kontaminujících látek. Charakterizuje je půdní sorpční komplex, který se odvíjí od hodnoty kationtové výměnné kapacity – KVK, angl. CEC (cation exchange capacity), někdy může být označena jako T (největší množství kationtů v mmol nebo chemických ekvivalentech, kterou může poutat 1 kg zeminy), množství sorbovaných bází – S (množství bazických kationtů – Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+ v 1 kg zeminy) a nasycenost sorpčního komplexu – V (podíl výměnných bazických kationtů z celkové sorpční kapacity v procentech) (Vopravil et al., 2010). Obsah minerálních a organických koloidů udává hodnotu kationtové výměnné kapacity v lesních půdách. Obsah kationtů v těchto koloidech se pohybuje mezi 30 $\text{mmol}\cdot\text{kg}^{-1}$ (písečné půdy) až do 500 $\text{mmol}\cdot\text{kg}^{-1}$. Rozsah mezi 150-200 $\text{mmol}\cdot\text{kg}^{-1}$ se považuje za optimální (Sáňka, 2009).

3.4.1 Mechanismy půdní sorpce

Půdní sorpci dělíme na mechanickou, fyzikální, chemickou, biologickou a fyzikálně chemickou výměnou, v závislosti na jejím principu (Vopravil et al., 2010).

Při mechanické sorpci dochází k zadržování hrubě disperzních částic nebo velkých koloidních částic (hydrogelů a xerogelů) a sraženin v pórech půdy. Tyto póry jsou buď hrubé – transportní, pomocí nichž se pohybuje voda, která unáší rozpuštěné a rozptýlené částice, na kterých se zadržují adsorbované ionty a molekuly, nebo rozvětvené a slepě ukončené – adsorpční, kde se unášené částice ukládají (Honsa, 2008).

Fyzikální sorpce je součástí povrchových jevů na fázovém rozhraní. Vyznačuje se zvětšením koncentrace molekul na povrchu pevné fáze a jejím poklesem v půdním roztoku (Honsa, 2008).

Chemická sorpce se projevuje tvorbou sraženin a nerozpustných sloučenin, které jsou následně mechanicky zadržovány pevnou fází v adsorpčních pórech (Vopravil et al., 2010).

Během biologické sorpce dochází k přijímání rozpuštěných látek z půdního roztoku zelenými těly rostlin a půdními organismy (Šarapatka, 2014). Tato sorpce má dva specifické rysy – selektivní sorpce a dynamická a pevná sorpce, při nichž živé organismy adsorbují prvky potřebné k životu a syntetizují minerální látky a dusík do organických sloučenin vlastních těl (Najmr, 1957).

Při fyzikálně chemické výměnné sorpci dochází k neustálé výměně iontů a ustalování rovnováhy na rozhraní pevné fáze půdy a půdního roztoku, kde jsou ionty sorbovány na půdní sorpční komplex nebo jsou z něho uvolňovány do roztoku (Honsa, 2008). Vždy musí být dosažen rovnovážný stav náboje mezi pevnou fází půdy a půdního roztoku. Díky odběrům prvků rostlinami, hnojením, humifikací, mineralizací atd. dochází k neustálému narušování rovnováhy půdního prostředí. Jde o dynamický a neustále probíhající jev (Vopravil et al., 2010).

3.4.2 Kationtová výměnná kapacita (KVK)

Kationtová výměnná kapacita půdy je měřítkem kvantity částic půdy s negativním nábojem, vyskytujících se na jejím povrchu, které jsou schopny na sebe elektrostaticky vázat kationty jako např. Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ . Elektrostaticky zadržované kationty mohou být jednoduše obměněny za jiné kationty obsažené v půdním roztoku. Čím vyšší je naměřená hodnota KVK, tím lepší je schopnost půdy zadržovat výše uvedené kationty. Hodnota KVK však nemusí nutně být jednoznačným ukazatelem úrodnosti půdy, protože negativně nabitě částice půdy mohou být okupovány kyselými kationty H^+ nebo Al^{3+} , ale v kombinaci s jinými faktory může být KVK dobrým ukazatelem kvality půdy (Ross et Ketterings, 2011).

Místa kationtové výměny jsou primárně na jílovitých minerálech a na povrchu organické hmoty. Ta má vliv na zvýšení KVK zejména v neutrálních podmínkách, méně potom v kyselých. Je pravděpodobné, že přidáním organické hmoty do půdy stoupne v určitém časovém horizontu její KVK. Kationtová výměnná kapacita může naopak i klesat, a to vlivem přirozené nebo uměle vyvolané acidifikace, nebo dekompozicí organické hmoty (Ross et Ketterings, 2011). Kromě složení půdy je KVK ovlivněno i pH, podíváme-li se na Hofmeisterovu neboli lyotropní řadu ($\text{K}^+ > \text{Na}^+ > \text{H}^+ > \text{Mg}^{2+} > \text{Ca}^{2+} > \text{Fe}^{3+} > \text{Al}^{3+}$), zjistíme,

že čím kyselější půdní prostředí, tím méně bazických kationtů bude na koloidy navázáno, protože je vytlačí a nahradí silnější kationty, např. Al^{3+} nebo H^+ (Jungwirth, 2014).

Vzhledem k různým metodám stanovení KVK je důležité znát účel, pro který se tato hodnota stanovuje. Pro potřebu klasifikace půd je KVK měřeno při standartní hodnotě pH – metoda Schollenbergera a Dreibelbise za využití octanu amonného při pH 7 a metoda Mehlicha s použitím chloridu barnatého a trietanolaminu při pH 8,2. Pro eliminaci rozdílů hodnot KVK v laboratorních podmínkách a v přirozeném prostředí se doporučuje využít Gillmanovu metodu stanovení KVK za použití BaCl_2 , která přináší relativně přesný odhad schopnosti půdy vázat bazické kationty v přírodě. Vzhledem k náročnosti na vybavení v laboratořích se častěji používá metoda Mehlichova (Ross et Ketterings, 2011). Při této metodě dochází k nahrazení všech sorbovaných iontů jiným iontem – indexovým, který je následně vytěsněn do roztoku, jehož množství odpovídá sorpční kapacitě konkrétní půdy (Zbiral et al., 2010). Modifikace Mehlicha III, což je běžný půdní test, stanovuje obsah kationtů Ca, Mg a K, ze kterého následně umožňuje výpočtem stanovit hodnotu KVK (Ross et Ketterings, 2011).

3.4.2.1 Význam bazických kationtů

Bazické kationty (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+) se uvolňují do půdy při zvětrávání mateční horniny a podílejí se na neutralizaci kyselého půdního prostředí. Míra neutralizace kyselin závisí na množství bazických kationtů v půdě. S klesající zásobou kationtů v půdě klesá odolnost půdy vůči kyselé depozici. Například v horských oblastech má acidifikace půdy daleko vážnější a trvalejší následky kvůli její malé mocnosti, přirozeně nízkému obsahu bazických kationtů a skladbě opadu. Při snížení nasycení půdy bazickými kationty dochází k uvolňování hliníku a dalších kovů, které by se jinak nevyluhovaly (Hruška et al., 2001).

Vápník snižuje toxicitu a kyselost půdního prostředí a zlepšuje přístupnost živin pro rostliny (Fjodorov, 1957). Hořčík je důležitým aktivátorem chemických reakcí (Jursík, 2002), jeho nedostatek (při jeho dlouhodobém vyplavování nebo nízkém obsahu v mateční hornině) má v půdním prostředí vážné důsledky (Semelová et Vacek, 2010).

3.5 Nízkomolekulární organické kyseliny

Nízkomolekulární organické kyseliny (low-molecular-mass organic acids – LMMOA nebo low-molecular-weight organic acids – LMWOA) se svým zařazením v systému organických látek řadí do skupiny karboxylových kyselin.

Karboxylové kyseliny patří mezi nejběžnější organické kyseliny, které se vyznačují svojí kyselostí a u kterých nedochází k úplné disociaci. Je to způsobené obsahem karboxylové skupiny – COOH. Ve své molekule obsahují jednu nebo více karboxylových skupin. Podle přítomnosti karboxylových skupin se dělí na monokarboxylové (jednosytné), dikarboxylové (dvousytné) a trikarboxylové (třísytné). Na počtu karboxylových skupin závisí i pevnost vazeb ve sloučeninách, které anionty těchto kyselin vytváří. Obecně platí, že čím více karboxylových skupin, tím pevnější vazbu je aniont schopen např. s kovy vytvořit. (Ryan et al., 2001). Karboxylové kyseliny se dají dělit i podle řetězce uhlovodíku na alifatické, které jsou buď nasycené, nebo nenasycené, a aromatické. Přítomnost alifatických kyselin závisí na biochemické aktivitě půdních mikroorganismů a činnosti kořenového systému. Obsah těchto kyselin závisí na vegetaci, vlhkosti a teplotě. Jsou přítomné u rostlin, živočichů a jsou součástí meziproductů látkového metabolismu, koloběhu uhlíku a Krebsova cyklu např. kyselina jablečná nebo kyselina citronová (Tani et Higashi, 1999).

3.5.1 Charakteristika LMMOA v půdě

Pro nízkomolekulární organické kyseliny je typické, že ve svém vzorci obsahují 1-6 atomů uhlíku a 1-3 karboxylové skupiny, a udává se, že tvoří méně než 3 % z celkového množství rozpuštěného organického uhlíku (dissolved organic carbon – DOC) (van Hess et al., 2005a). Čím více karboxylových skupin, tím více vazeb jsou schopny vytvořit s kationty kovů (Dessureault-Rompré et al., 2007). Předpokládá se, že jejich nejvýznamnější funkce spočívá v usnadňování rozpouštění a výměny špatně rozpustných půdních živin, kterými jsou např. Mn, Cu, Zn, Fe a P. Zároveň mají schopnost na sebe vázat určité potenciálně rizikové prvky (Al, Zn), a tím přispívají k jejich detoxifikaci (van Hees et al., 2005a). Některé LMMOA jsou schopny rozpustit oxidy železa – např. kyselina citronová, šťavelová (Jones, 1998). Hodnoty jejich molekulární hmotnosti se mohou pohybovat v rozmezí od 46,03 g/mol u kyseliny mravenčí (*acidum formicicum*) do 192,2 g/mol u kyseliny citronové (*acidum citricum*).

Největší množství těchto kyselin nalézáme v půdě, kde jejich koncentrace závisí mimo jiné na typu vegetace, půdním horizontu a typu samotné kyseliny. Vyšší koncentrace u lesních půd pozorujeme v oblastech zalesněných jehličnatými druhy stromů (jedle, borovice, smrk). Bylo prokázáno, že v povrchových půdních horizontech je koncentrace daleko vyšší než ve spodních, to platí obzvláště pro nízkomolekulové monokarboxylové kyseliny. Koncentrace LMMOA je tedy přímo úměrná obsahu rozpuštěného organického uhlíku (van Hees et al., 1999). I změny klimatických podmínek výrazně ovlivňují obsah sledovaných kyselin v půdě, obzvláště na základě obsahu vody v půdě a teplotě. Půdy listnatých lesů dosahují svého maxima na podzim, protože s opadem listů vstupuje do půdy největší množství lehce přístupného uhlíku. Půdy jehličnatých lesů nevykazují až tak výrazný výkyv v závislosti na ročním období, svého maxima dosahují na přelomu jarního a letního období (v důsledku vyššího úhrnu srážek a teploty), a naopak na podzim je jejich obsah na minimu (Strobel, 2001).

3.5.2 Vstup LMMOA do půdy

Nízkomolekulární organické kyseliny se nacházejí v atmosféře v plynné formě i ve formě vázané na částice aerosolu. V obou těchto formách jsou relativně stálé a chemicky málo reaktivní a nedochází k jejich rychlému odbourávání, jako je tomu v půdě. Při spadu srážek dochází jak k zachytávání LMMOA z ovzduší, což také částečně přispívá k acidifikaci dešťů (Křůmal et al., 2009), tak se zároveň omývají kyseliny vyloučené na povrchu listů rostlin (Tremblay et al., 2011). Zdrojem LMMOA v atmosféře jsou biogenní a antropogenní emise, spalování biomasy a pevných paliv, emise z motorových vozidel a fotochemické oxidace těkavých organických látek. V tropických oblastech jsou hlavním zdrojem přímé emise z vegetace, také se uvolňují z půdy při biochemické aktivitě (Křůmal et al., 2009).

Existuje několik primárních zdrojů nízkomolekulárních kyselin v půdě, z největší části jsou vylučovány kořenovým systémem rostlin. Dále je značné množství produkováno bakteriemi a saprofytickými houbami, obzvláště v lesních půdách mohou být příčinou zvýšené koncentrace i mykorhizní houby. Houby a ostatní půdní mikroorganismy se podílejí na rozkladu organické hmoty, při kterém vznikají LMMOA (van Hees et al., 2005b). Existují studie, které prokazují, že za příznivých podmínek (tj. anaerobní podmínky) je množství produkovaných kyselin výrazně vyšší (Küsel et Drake, 1999). Zároveň se předpokládá, že ty samé mikroorganismy, které LMMOA vytvářejí, se podílejí na jejich rozkladu v případě, že LMMOA v půdním prostředí nevytvoří dostatečně silnou vazbu (Jones et al., 2003).

Při výzkumu bylo experimentem zjištěno, že přítomnost mykorhizních hub na kořenech rostlin zvyšuje produkci LMMOA, např. šťavelanu (van Hees et al., 2005b).

Kromě LMMOA produkují kořeny rostlin i sacharidy. Přítomnost sacharidů v okolí kořenového systému významně zvyšuje mikrobiální aktivitu, což má za následek rozklad právě vyloučených LMMOA a zmíněných sacharidů (Ryan et al., 2001). Množství vylučovaných látek závisí na stáří rostliny, mladé rostliny produkují více sacharidů, u starších rostlin převažuje produkce LMMOA (Vránová et al., 2012).

Ze všech složek organické hmoty představují LMMOA pouhý zlomek, přesto výrazně ovlivňují půdní procesy vzhledem k tomu, že patří mezi nejreaktivnější formy uhlíku v půdě. Obsah LMMOA závisí na celkovém obsahu DOC (Nardi et al., 2003).

3.5.3 Reakce LMMOA s kationty

Nízkomolekulární organické kyseliny mají schopnost detoxifikovat půdní prostředí prostřednictvím vytváření sloučenin s potenciálně toxickými ionty hliníku (Al^{3+}), které způsobují ve vyšších koncentracích v půdním roztoku značné poškození kořenového systému rostlin. Vzniklé sloučeniny umožňují migraci hliníku v rámci půdních horizontů. Některé druhy rostlin využívají obranného mechanismu, kdy jejich kořeny vylučují LMMOA, a to podle studií, dokonce pouze jenom v takovém množství jako je koncentrace Al^{3+} (Hashimoto, 2007), nebo produkci LMMOA spouští až přítomnost Al^{3+} v půdním prostředí (Ryan et al., 2001). Nízkomolekulární organické kyseliny produkované kořeny rostlin jsou schopny navázat až 1/3 celkového množství Al v půdním roztoku. Pokud LMMOA nevytvoří komplex s Al nebo jakýmkoli kationtem, jsou během krátkého časového horizontu (0,5-12 hodin) zpracovány půdními mikroorganismy a dochází k jejich mineralizaci (van Hees et al., 2002).

Vytváření vazeb – chelátů – Al^{3+} a Fe^{3+} (zejména s kyselinou jablečnou a citronovou) je pro půdu také prospěšné, protože se tím zlepšuje rozpustnost fosforu a usnadňuje jeho vstřebávání jako živiny, nebo se při něm uvolňuje Mn^{2+} (van Hees et al., 2005b).

Stejným způsobem vážou LMMOA i ostatní kovy (např. Fe, Cd, Zn). Vzhledem k nižší koncentraci LMMOA je v hlubších půdních horizontech zároveň nižší koncentrace kovů vázaných ve sloučeninách s nimi. V každém konkrétním půdním horizontu rozeznáváme také specifický typ LMMOA, které vstupují do reakce s kovy. V organických horizontech a horizontu E je to převážně kyselina citrónová, zatímco v horizontu B kyselina šťavelová (Vránová et al., 2013).

Sloučeniny LMMOA a kovů prostupují půdními horizonty, přičemž za určitých podmínek jsou organické složky těchto sloučenin náchylné k biodegradaci mikrobiální půdní biomasou. Anorganické zbytky takto rozložených sloučenin mohou následně vytvářet podpovrchový horizont Bs (van Hees et al., 2003). Právě samotné LMMOA mají potenciál zlepšovat mobilitu kovů v půdních horizontech nejen již výše zmíněným vytvářením sloučenin, ale i snižováním půdního pH (Schwab et al., 2008).

3.5.4 Metody stanovení LMMOA

Při stanovení obsahu LMMOA v půdním roztoku můžeme získávat nepřesné údaje, protože jejich koncentrace je často velice nízká a jsou si strukturálně blízké, navíc některé složky půdy mohou v roztoku interferovat v závislosti na použité metodě – humusové látky, anorganické ionty, Fe, Al atd. (Shen et al., 1996). Z metod stanovení množství LMMOA v atmosféře je nejrozšířenější plynová chromatografie, jejíž výhodou je vysoká rozlišovací schopnost a nízké limity detekce, nevýhodou je dlouhá doba analýzy na kapilární koloně a potřeba derivatizačních postupů (Křůmal et al., 2009). Dalším typem je iontová chromatografie, která je vhodná pro půdní analýzy z vodných roztoků. Lze ji použít pro těkavé a termolabilní sloučeniny, nevyžaduje dlouhou přípravu (Fischer, 2002) a je prokazatelně přesnější než vysokoúčinná kapalinová chromatografie (Krzyszowska et al., 1996). Pro určité typy LMMOA lze také jako doplňkovou metodu použít kapilární elektroforézu, která má nízké náklady na provoz a minimální spotřebu vzorku (Křůmal et al., 2009).

4 Metodika

4.1 Charakteristika lokality

4.1.1 Vymezení lokality

Horní Malá Úpa je součástí obce Malá Úpa v okrese Trutnov (kraj Královéhradecký). Zájmové území se tedy nachází v severovýchodních Čechách, konkrétně ve východní části Krkonoš (viz. Obr. 4). Výběr této lokality byl do velké míry ovlivněn skutečností, že se zde v minulých letech uskutečnil podrobný geologický průzkum, na jehož základě bylo možné stanovit umístění několika půdních sond – a to dle potřeb této diplomové práce.

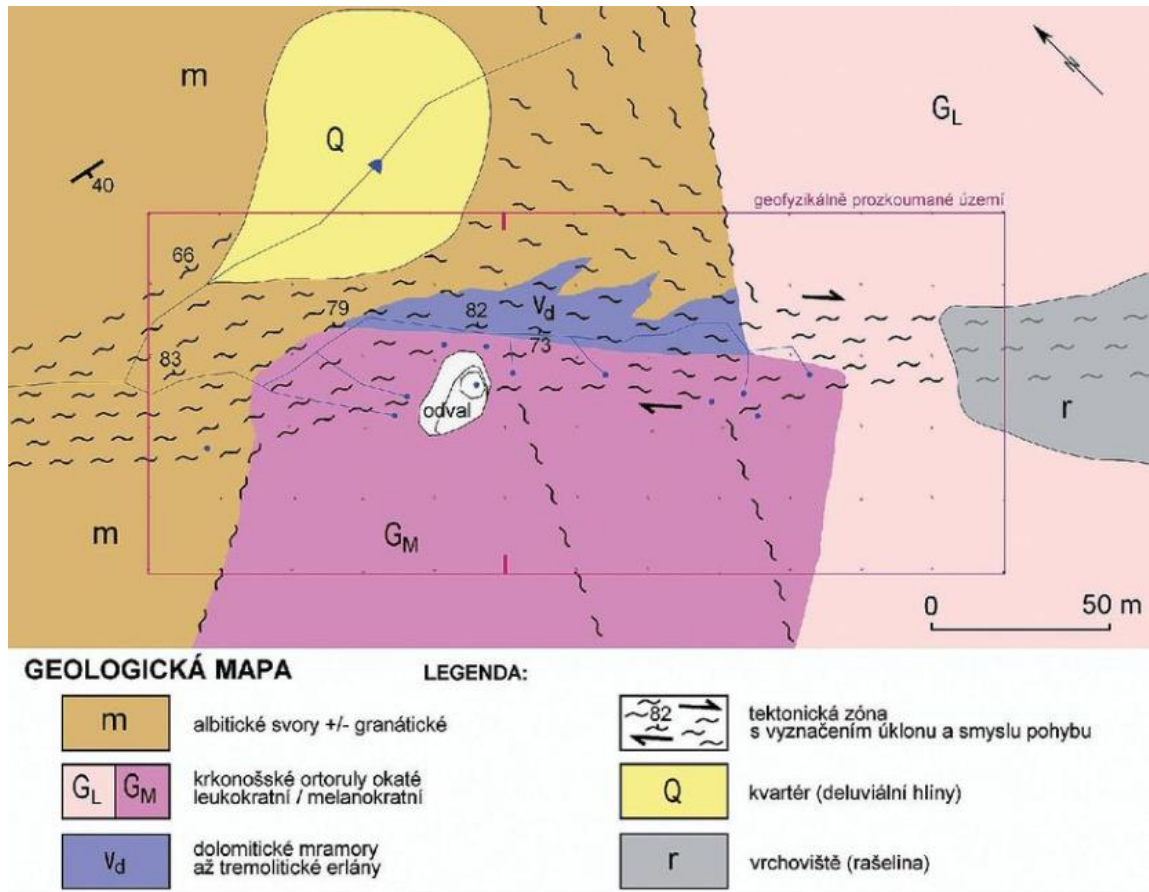


Obrázek 4 Místo odběru. Dostupné z: http://wiki.rvp.cz/Kabinet/Mapy/Mapa_%C4%8CR

4.1.2 Geologická a půdní charakteristika Krkonoš

Krkonoše, geologicky velmi staré pohoří, jsou tvořeny tzv. krkonošsko-jizerským krystalinikem, budovaným převážně proterozoickými a paleozoickými krystalickými břidlicemi, hlavně pak svory a fylity, o stáří až jedné miliardy let. Tyto horniny zaujmají rozsáhlé polohy ve střední části hor a vzhledem k jejich fyzikálním vlastnostem jsou poměrně dost náchylné k mechanickému zvětrávání. Horniny mladších geologických období se v Krkonoších vyskytují jen velmi málo. Pro Krkonoše je typická výrazná výšková půdní zonace, a tak se zde můžeme – napříč jednotlivými půdními pásmy – setkat například s kambizemí (v nejnižších polohách), podzoly a podzolovými rankery nebo s mrazem tříděnými kamenitými alpínskými půdami (jež převažují na nejvyšších vrcholech). Kromě toho bychom mohli dále uvést ještě nivní a glejové půdy v těsné blízkosti vodních toků, nebo

půdy rašelinné, vyskytující se třeba na lesních rašeliništích (Správa KRNAP – Půdy Krkonoš, 2010). Vzorčky půd ze zájmového území pak odpovídaly podzolům, pseudoglejím a glejím (viz. Tab. 1). Geologické podloží zájmové oblasti je znázorněno podrobněji na Obr. č. 5.

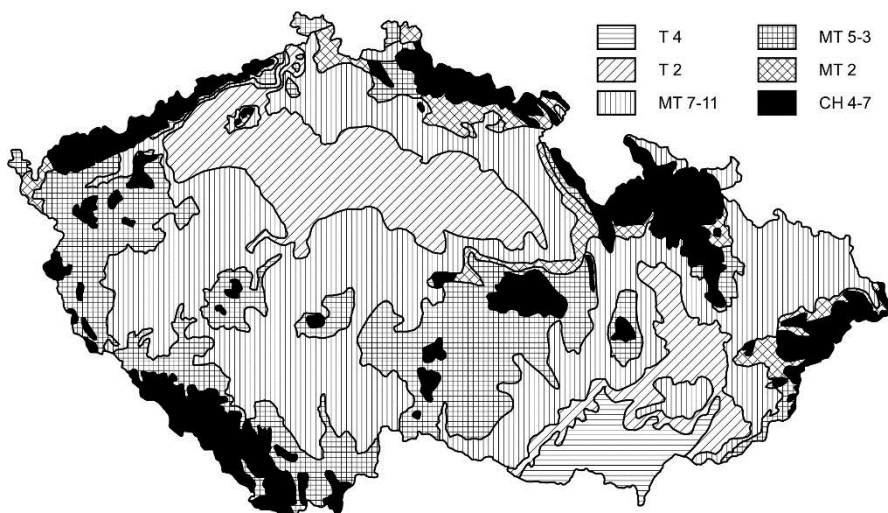


Obrázek 5 Detailní geologická mapa oblasti odběru půdních sond (Goliáš et al., 2010).

Tabulka 1 Podrobný přehled odebraných půdních sond.

sonda	horizont	mocnost	půdní typ	hornina	forma humusu
sonda 1	L	0-4 cm	podzol modální	pararula	reziduální mor
	Fm	4-5 cm			
	Hr	5-20 cm			
	E/Ahe	20-30 cm			
	Bhs	30-45 cm			
	R	45+ cm			
sonda 2	L	0-2 cm	podzol modální	pararula	typický mor
	Fm	2-5 cm			
	Hh	5-14 cm			
	Ep	14-15 cm			
	Bhs	15-21 cm			
	Bs	21-33 cm			
	R	33+ cm			
sonda 3	L	0-1 cm	podzol modální	pararula	typický mor
	Fm	1-3 cm			
	Hh	3-8 cm			
	Ahe	8-10 cm			
	Bhs	10-14 cm			
	Bs	14-44 cm			
	R	44+ cm			
sonda 4	L	0-2 cm	glej modální	erlán	hydromor
	Fm	2-4 cm			
	Hh	4-14 cm			
	Gro	14-34 cm			
	Gor	34-56 cm			
	Gr	56+ cm			
sonda 5	L	0-1 cm	Pseudoglej modální	erlán	typický mor
	Fa	1-4 cm			
	Hh	4-6 cm			
	Ah	6-14 cm			
	Bm 1	14-24 cm			
	Bm 2	24-46 cm			
	R	46+ cm			
sonda 6	L	0-1 cm	Pseudoglej modální	erlán	mor
	Fa	1-3 cm			
	Hh	3-7 cm			
	Ah	7-15 cm			
	Bm 1	15-29 cm			
	Bm 2	29-45 cm			
	R	45+ cm			

4.1.3 Klimatická charakteristika



Obrázek 6 Klimatické oblasti ČR.

Dostupné z: http://www.herber.kvalitne.cz/FG_CR/klima.html

S ohledem na Quittovu klimatickou regionalizaci je na území České republiky možné vymezit tři základní klimatické oblasti: teplou (T), mírně teplou (MT) a chladnou (CH). Každá tato oblast se pak dále člení na několik jednotek (viz. Obr. 6). Podle tohoto členění tak nejvyšší vrcholky Krkonoš spadají do chladné klimatické oblasti CH 4, zatímco naše zájmové území, v nadmořské výšce 970 metrů nad mořem, náleží k oblasti CH 7 – s průměrnou roční teplotou mezi 2 až 5 stupni Celsia (Rožnovský, 2014).

4.1.4 Vegetační pokryv

V našich podmínkách se vliv nadmořské výšky (která ovlivňuje předně teplotu vzduchu a množství srážek, ale také větrnou aktivitu) promítá nejen do výškové pásmovitosti půd, ale také do živé přírody, která je i na krkonošských svazích uspořádána do vegetačních výškových stupňů (Správa KRNAP – Vegetační výškové stupně Krkonoš, 2010).

A tak se v nejnižších partiích Krkonoš můžeme setkat se zbytky listnatých lesů v čele s bukem, javorem nebo jasanem (a díky citelným zásahům člověka do krajiny i se smrkovými monokulturami), o něco výše s druhově bohatými květnatými loukami (na jejichž místě dříve rostly husté smíšené a smrkové lesy) a v polohách nejvyšších – nad alpínskou (horní) hranicí lesa v nadmořských výškách 1200 až 1450 metrů – můžeme pozorovat rozsáhlé klečové porosty, smilkové louky a severská rašeliniště, ale také různé druhy bylin, mechů a lišejníků.

Ostatně diverzita krkonošské květeny je ve srovnání se všemi okolními pohořími střední Evropy mimořádná, což se kupříkladu projevuje vysokým zastoupením endemických druhů (Správa KRNAP – Vegetační výškové stupně Krkonoš, 2010).

Co se sledované lokality týče, v druhové skladbě zdejších lesů jasně převažuje smrk ztepilý (*Picea abies*), dále se zde vyskytuje např. borůvka černá (*Vaccinium myrtillus*), kaprad' osténkatá (*Dryopteris carthusiana*), šťavel kyselý (*Oxalis acetosella*), třtina chloupkatá (*Calamagrostis villosa*) a další pro tyto oblasti běžné druhy rostlin (viz. Příloha 4).

4.2 Odběr půdních vzorků

Půdní vzorky byly odebrány 31. 5. 2011 na Horní Malé Úpě, nacházející se ve východních Krkonoších pod chráněnou zónu KRNAP. Pro odběr půdních vzorků byly vybrány dvě lokality, nacházející se blízko u sebe. Na každé lokalitě byly vykopány tři půdní sondy, kde byly vzorkovány celé půdní profily od nadložních humusových horizontů do výskytu podložní horniny. Z každého půdního horizontu bylo odebráno množství zeminy, které se ukládalo do předem popsaných mikrotenových sáčků. Celkem bylo odebráno 40 půdních vzorků, které byly dále analyzovány v laboratoři, což je podrobněji popsáno v kapitole 4.3.



Obrázek 7 Fotografie stanoviště. Zdroj vlastní.

4.3 Příprava a metody stanovení půdních vzorků

Vzorky půd byly sušeny v sušárně do konstantní hmotnosti při 40°C. Následně byly vzorky přesívány přes nerezové síto o velikosti ok < 2 mm. Takto upravené vzorky se opět uložily do polyethylenových sáčků a následně byly použity pro další analýzy. Jednalo se o stanovení aktivního pH a kationtové výměnné kapacity (KVK). Další část vzorků byla ihned po odběru zamražena a následně se za „čerstvého stavu“ prováděla analýza pro stanovení nízkomolekulárních organických kyselin a DOC. Veškeré stanovení probíhalo v laboratoři při teplotě cca 22°C a vždy byla použita demineralizovaná voda (konduktivita < 0.055 $\mu\text{S cm}^{-1}$).

4.3.1 Stanovení aktivní půdní reakce potenciometricky

Hodnota aktivní půdní reakce byla stanovena změřením pH vodní suspenze zeminy pomocí kombinované elektrody. Postup byl následující, do 50 – ti ml kádinky byly naváženy 2 g půdy organických horizontů, jde o svrchní horizonty, obsahující rostlinný opad v mírném či silném stupni rozkladu (F, H) a bylo přidáno 20ml demineralizované vody. U půd organominerálních a minerálních horizontů bylo naváženo 4 g zeminy a bylo přidáno stejné množství demineralizované, převařené vody (40 ml). Suspenze se v obou případech 5 minut míchá a ihned se v ní měří pH pomocí pH metru (Inolab, Level 1 WTW, SRN), který byl před měřením zkalibrován. Výsledek byl označen jako $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$.

4.3.2 Stanovení kationtové výměnné kapacity (KVK)

Kationtová výměnná kapacita byla stanovena metodou, která je popsána v ICP Forest (2006). Ke $2,5 \pm 0,005$ g přesítovaného vzorku v PE lahvičce bylo přidáno 30 ml 0,1 M BaCl_2 a vzorek byl třepán 2 hodiny. Po centrifugaci, která probíhala při 4000 otáčkách po dobu 10 minut, bylo v první části změřeno pH přefiltrovaného vzorku a čistého roztoku BaCl_2 . Ve druhé části vzorku byly stanoveny koncentrace K, Na, Ca, Mg, Mn, Fe a Al pomocí ICP-OES (iCAP 7000, DUO iCap 7000, Thermo Scientific, Waltham, MA, USA) za standardních podmínek. Výsledné hodnoty prvků (koncentrace prvků v roztoku v mg.l^{-1}) byly následně přepočteny podle příslušného vzorce na hodnotu v $\text{cmol}(+)\cdot\text{kg}^{-1}$, ze kterých bylo vypočteno KVK jako suma bazických (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+) a kyselých (Fe^{3+} , Mn^{2+} , Al^{3+}) kationtů a vodíku.

4.3.3 Analýza minerálního složení horniny rentgenovou difrakcí

Mineralogické složení bylo sledováno pouze u nejnižše uložených půdních horizontů pomocí práškové rentgenové difrakce. Jedná se o metodu, při níž se určuje struktura krystalických látek. Přístroj zde pracuje s úhly odrazů rentgenového záření od půdního vzorku, který byl předem rozmělněn. Použitý přístroj byl difraktometr X Petr PRO (pW3040/60) PANalytical v Ústavu geochemie, mineralogie a nerostných zdrojů, Přírodovědecká fakulta UK, operátor Doc. Mgr. Petr Drahotka, Ph. D.

4.3.4 Stanovení ve vodném extraktu

Byla provedena extrakce vzorků demineralizovanou vodou, probíhala při laboratorní teplotě 22°C, poměr vzorku k roztoku byl 1:10 (w/v). Extrakt byl centrifugován (4000 rpm) po dobu 10 minut a filtrován přes nylonový membránový filtr 0,45 µm (Cronus Membrane Filter Nylon, VB). V extrahovaném roztoku byly stanoveny následující parametry – rozpuštěný organický uhlík, anorganické anionty a LMMAA.

4.3.4.1 Stanovení iontovou chromatografií

Pro stanovení základních anorganických aniontů (F^- , Cl^- , NO_2^- , NO_3^- , PO_4^{3-} , SO_4^{2-}) a nízkomolekulárních organických kyselin (CH_2O_2 , $C_2H_4O_2$, $C_3H_6O_2$, $C_4H_8O_2$, $C_5H_{10}O_2$, $C_2H_2O_4$, $C_7H_{12}O_6$, $C_3H_6O_3$, $C_3H_4O_3$, $C_4H_6O_5$, $C_6H_8O_7$, $C_4H_4O_4$) ve vodném roztoku (extraktu) byla použita iontová chromatografie ICS 1600 (Dionex). Analýza probíhala na AS11-HC analytické koloně s mobilní fází KOH a gradientem 1 - 35,2 mM po dobu 1-65 minut, průtok mobilní fáze byl 1 mL min⁻¹. Analyt byl detekován konduktometricky po snížení vodivosti mobilní fáze pomocí supresoru ASRS 500 – 4 mm a po odstranění uhličitánů pomocí jednotky CRD 200 (Dionex). Chromatografický záznam byl zpracováván pomocí programu Chromeleon 6.80 (Dionex, USA). Standardy byly připravovány z 1 g·L⁻¹ koncentrátů (Analytika, CZ a Inorganic Ventures, USA), nebo byly koncentráty připravovány z čistých chemikálií (p.a. a lepší, např. Sigma-Aldrich, SRN) a demineralizované vody (konduktivita < 0,055 µS cm⁻¹; Millipore, USA) v rozpětí 0.1-40 mg·L⁻¹. Detekční limity byly spočítány pro každý aniont z poměru signál-šum 3:1 (Shabir, 2003). Podrobný přehled LMMAA v Tabulce č. 2.

Tabulka 2 Přehled detekovaných LMMAA

Triviální název	Latinský název	Vzorec		Aniont
kyselina mravenčí	Acidum formicum	HCOOH	CH ₂ O ₂	formate
kyselina octová	Acidum aceticum	CH ₃ COOH	C ₂ H ₄ O ₂	acetate
kyselina propionová	Acidum propionicum	CH ₃ CH ₂ COOH	C ₃ H ₆ O ₂	propionate
kyselina másečná	Acidum butyricum	CH ₃ (CH ₂) ₂ COOH	C ₄ H ₈ O ₂	butyrate
kyselina valerová	Acidum valericum	CH ₃ (CH ₂) ₃ COOH	C ₅ H ₁₀ O ₂	valerate
kyselina šťavelová	Acidum oxalicum	(COOH) ₂	C ₂ H ₂ O ₄	oxalate
kyselina fumarová	Acidum fumaricum	COOH-CH=CH-COOH	C ₄ H ₄ O ₄	fumarate
kyselina chinová	Acidum quinicum		C ₇ H ₁₂ O ₆	quinat
kyselina mléčná	Acidum lacticum	CH ₃ -CHOH-COOH	C ₃ H ₆ O ₃	lactate
kyselina pyrohroznová	Acidum pyruvicum	CH ₃ COCOOH	C ₃ H ₄ O ₃	pyruvate
kyselina jablečná	Acidum malicum	HOOCCH ₂ CH(OH)COOH	C ₄ H ₆ O ₅	malate
kyselina citronová	Acidum citricum	HOOCCH ₂ C(OH)COOHCH ₂ COOH	C ₆ H ₈ O ₇	citrate

4.3.4.2 Stanovení spektrofotometrickou metodou

Rozpuštěný organický uhlík (DOC) byl stanoven oxidometricky podle upravené metodiky Yakovchenko et Sikora (1998) a Zbiral (2002). 2 ml roztoku byly oxidovány 3 ml chromsírové směsí (100 ml 25 mM $K_2Cr_2O_7$, 250 ml demineralizované vody a 750 ml 95% H_2SO_4) v peci při 140°C. V přítomnosti silné kyseliny je organická hmota rozpuštěná v roztoku, oxidována a Cr^{6+} redukován na Cr^{3+} (Zbiral, 2002). Úbytek Cr^{6+} byl stanoven spektrofotometricky pomocí UV/VIS spektrofotometru (Hewlett Packard 8453, USA) při 340 nm. Jako standard byla použita glukóza (p. a., Lach-ner, ČR) o koncentracích 0, 5, 10, 20, 30, 40 a 50 mg Cl^{-} .

4.3.5 Zpracování výsledků

Veškerá výsledná data získaná z analýz byla zpracována v programu Microsoft Excell 2010 (Microsoft). Statistické zhodnocení bylo provedeno v programu Statistika 12 (StatSoft), kde testování dat probíhalo analýzou ANOVA s interakcemi, interval spolehlivosti 95%. Analýzy prvků, anorganických aniontů a nízkomolekulárních organických kyselin, které vykazovaly hodnoty pod mezí detekce (nulové nebo záporné hodnoty), byly nahrazeny ½ meze detekce. Fytcenologické snímky byly zpracovány podle modifikované devítičlenné Braun-Blanquetova stupnice (Westhoff et van der Maarel, 1987).

5 Výsledky

5.1 Mineralogické složení rentgenovou difrakcí

Mineralogické stanovení u šesti půdních sond nám umožnilo rozdělení na půdy s obsahem laumontitu (sonda 4, 5, 6) a na půdy bez laumontitu (sonda 1, 2, 3). Na základě přítomnosti obsažených minerálů jsou sondy rozděleny dle mateční horniny – pararuly a erlánu. Výsledky rentgenové práškové difrakce, která byla provedena na nejnižše uložených horizontech, jsou uvedeny v Tabulce č. 3. U sondy č. 2 není žádný minerál zastoupen jako hlavní. U sondy č. 5, 6 (pseudoglej) byl zjištěn jako hlavní minerál chlorit, běžný amfibol, přítomný plagioklas, křemen a K-živec a ve stopovém množství laumontit. U sondy č. 1, 3 (podzol modální) byl hlavním minerálem plagioklas, běžným křemen, chlorit a muskovit, a u sondy č. 3 ve stopovém množství i amfibol. U Gr horizontu (podzol modální, sonda č. 4) je hlavním minerálem chlorit, běžným plagioklas, K-živec, křemen a illit, přítomným byl zde i muskovit a amfibol.

Tabulka 3 Mineralogické složení rentgenovou difrakcí. Vysvětlivky: XXX – hlavní, XX –běžný, X – přítomný, x – stopový

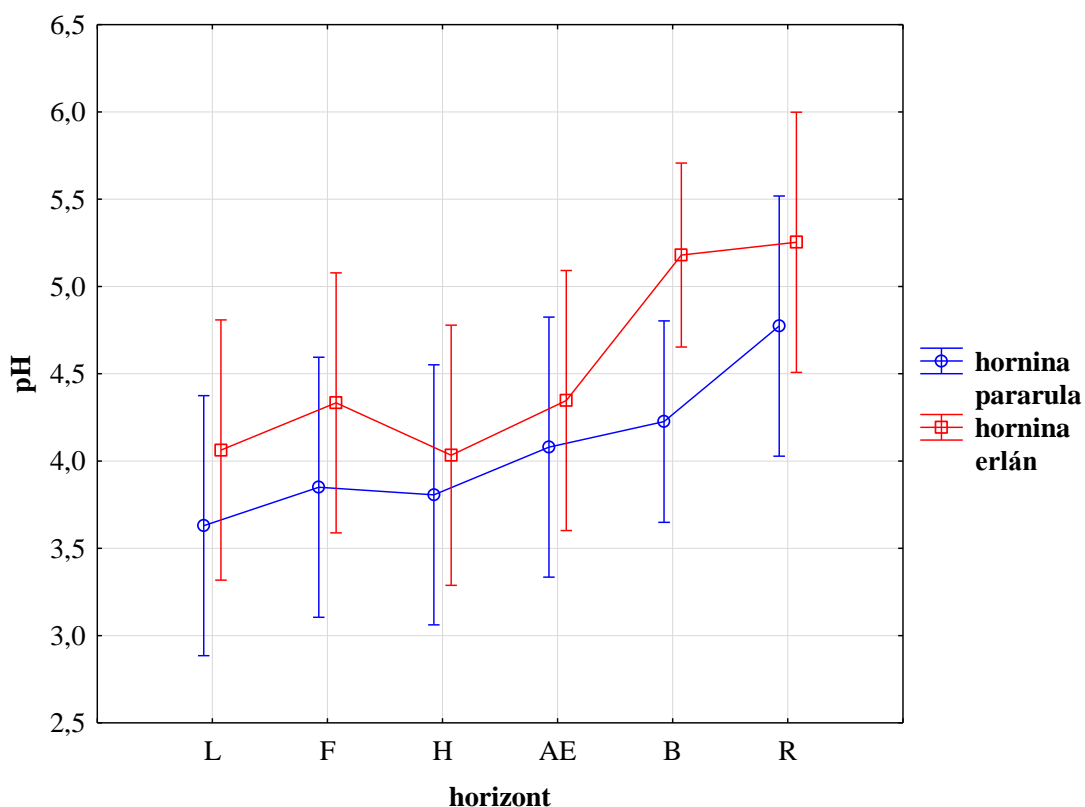
sonda	horizont	plagioklas	K-živec	křemen	chlorit	Muskovit - illit	amfibol	Illit - smektit	laumontit
1	R	XXX	X	XX	XX	XX			
2	R	XX	XX	XX	XX				
3	R	XXX	X	XX	X	X	x		
4	Gr	XX	XX	XX	XXX	X	X	XX	x
5	R	X	X	X	XXX	X	XX		x
6	R	X	X	X	XXX	X	XX		x

5.2 Stanovení aktivní půdní reakce potenciometricky

Nejnižší pH_{H_2O} bylo naměřeno u sondy č. 2 (podzol modální) v horizontu L pH_{H_2O} 3,49 vzniklé na mateční hornině pararula a nejvyšší u sondy č. 4 (glej modální), kde dosahovalo hodnoty u horizontu Gr pH_{H_2O} 7,33 na mateční hornině erláu. Celkově bylo u sond č. 1-3 (podzol modální) s mateční horninou pararula naměřeno nižší pH_{H_2O} než u sond č. 4-6 (glej modální, pseudoglej) s mateční horninou erláu (viz. Obr. 8).

Pro sondy č. 1-3 (půdy s mateční horninou pararula) jsou nejnižší hodnoty pH_{H_2O} naměřeny v organických horizontech L, F, H, kde průměrnou hodnotou bylo pH_{H_2O} 4,14. V minerálních horizontech B, R byla průměrná hodnota pH_{H_2O} 4,43, v organominerálním horizontu AE pH_{H_2O} 4,08.

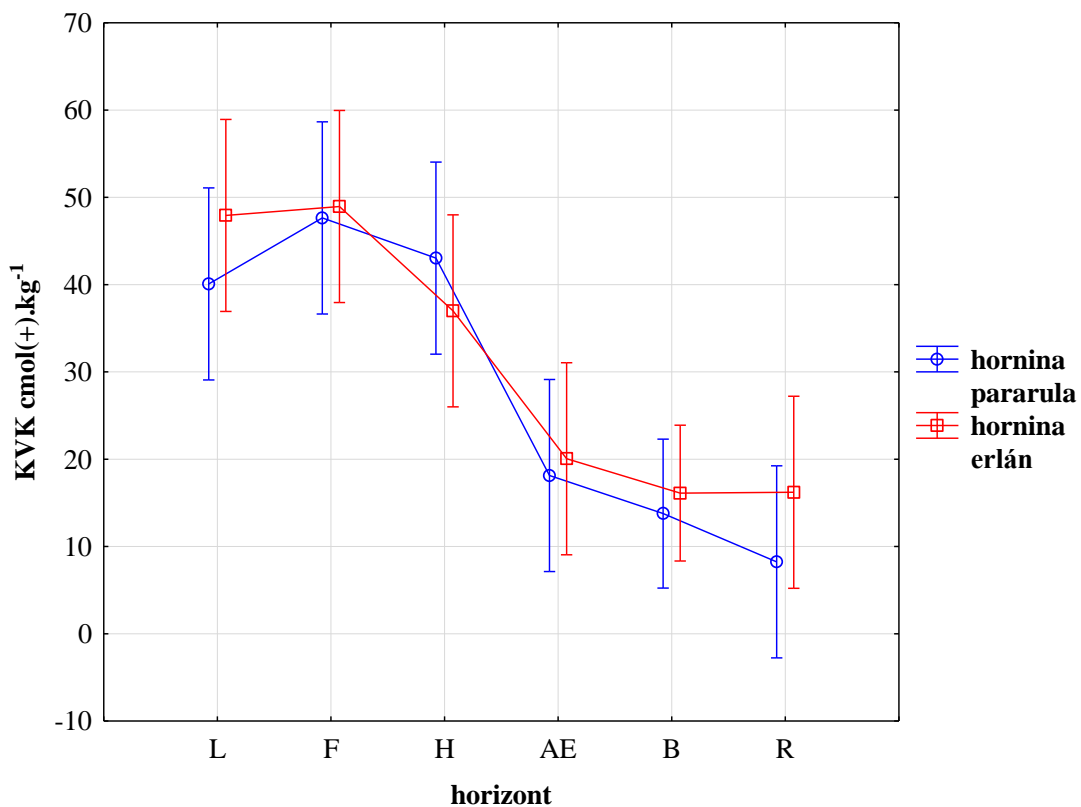
Pro sondy č. 4-6 (půdy s mateční horninou erláu) byly naměřeny nejnižší hodnoty také v horizontech organických, přičemž průměrná hodnota pH_{H_2O} v těchto horizontech byla 3,76. V horizontech minerálních byly zjištěny průměrné hodnoty pH_{H_2O} 5,23 a v organominerálních pH_{H_2O} 3,9.



Obrázek 8 Průměrné hodnoty aktivní půdní reakce v jednotlivých horizontech, porovnání průměrných hodnot půd s rozdílnou mateční horninou – (40 vzorků, průměr a 95% interval spolehlivosti).

5.3 Stanovení kationtové výměnné kapacity (KVK)

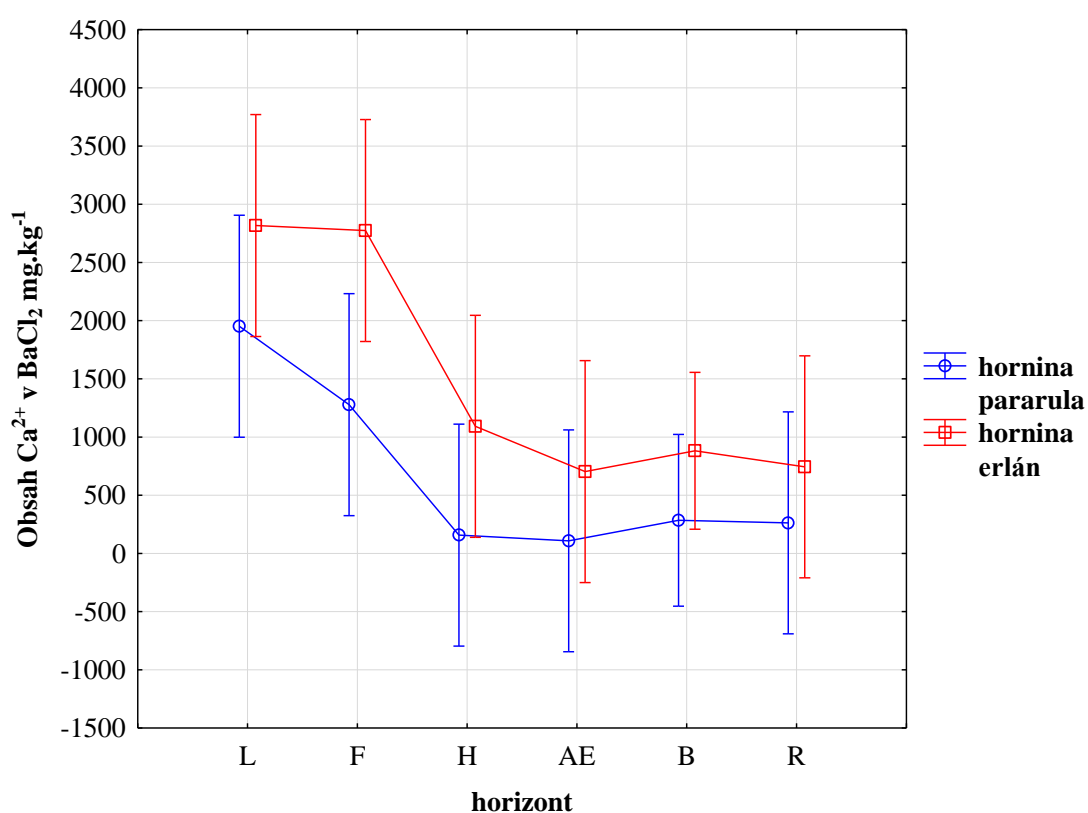
Kationtová výměnná kapacita byla vypočítána jako suma bazických a kyselých kationtů a vodíku. Pohybovala se v rozmezí 6,18-59,2 $\text{cmol}(+)\cdot\text{kg}^{-1}$. Nejvyšší hodnota byla naměřena u sondy č. 1 v horizontu F a nejnižší u sondy č. 2 v horizontu R. Nejvyšší hodnota je v organických horizontech (L, F, H) a s hloubkou se snižuje (viz. Obr. 9), s výjimkou sondy č. 4, kdy na horizontu Gr byla naměřená hodnota KVK 41,4 $\text{cmol}(+)\cdot\text{kg}^{-1}$, což může být způsobeno vlivem mateční horniny (erlán). V závislosti na vlivu horniny je patrné, že větší sorpční nasycení bazickými kationty dosáhla hornina erlán než pararula.



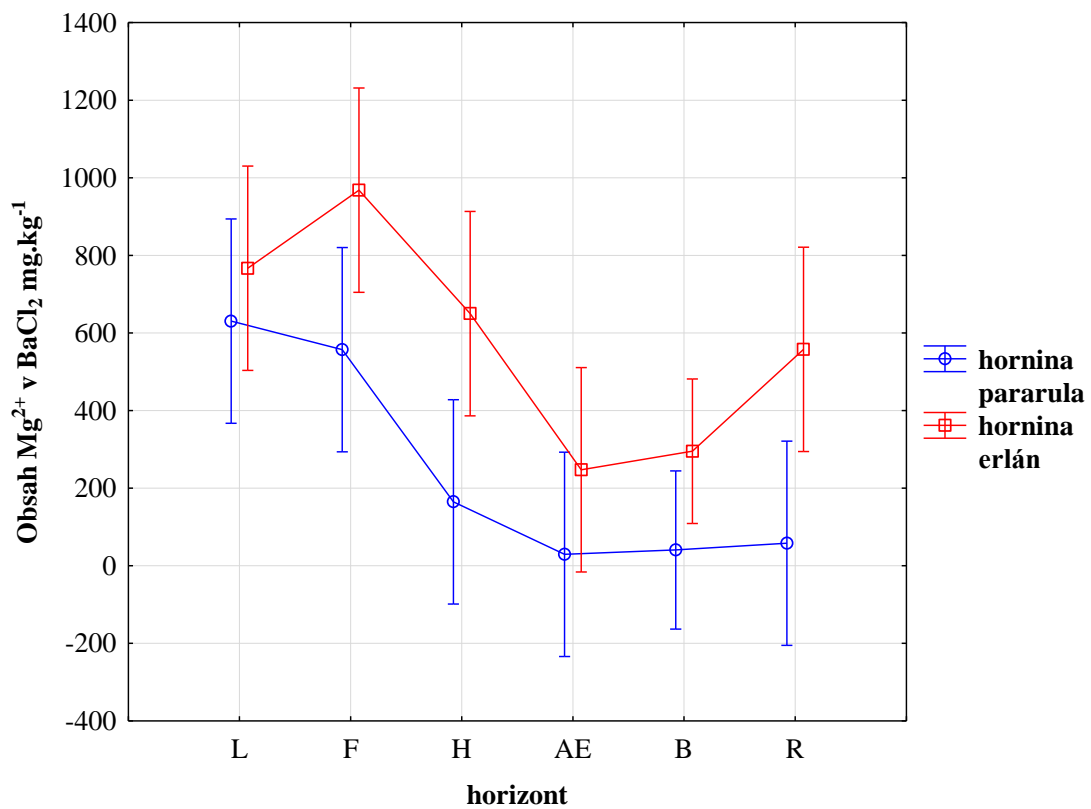
Obrázek 9 Průměrné hodnoty KVK ($\text{cmol}(+)\cdot\text{kg}^{-1}$) v jednotlivých horizontech, porovnání průměrných hodnot pro půdy s rozdílnou mateční horninou – (40 vzorků, průměr a 95% interval spolehlivosti).

5.3.1 Bazické kationty

Nejvyšší hodnoty byly naměřeny v organických horizontech, kde je přítomno značné množství organické hmoty s vysokým podílem opadu, a tyto hodnoty s hloubkou klesaly. Tento trend potvrzují výsledky měření vápníku (viz. Obr. 10) u sondy č. 6, kde byla naměřena vůbec nejvyšší hodnota $3822 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ v horizontu F, naopak nejnižší hodnota $36,9 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ byla u sondy č. 3 v horizontu B. Zároveň u hořčíku (viz. Obr. 11) byla naměřena nejvyšší hodnota $1310 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ v horizontu F u sondy č. 5 a nejnižší hodnota $9,03 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ v horizontu R u sondy č. 2.

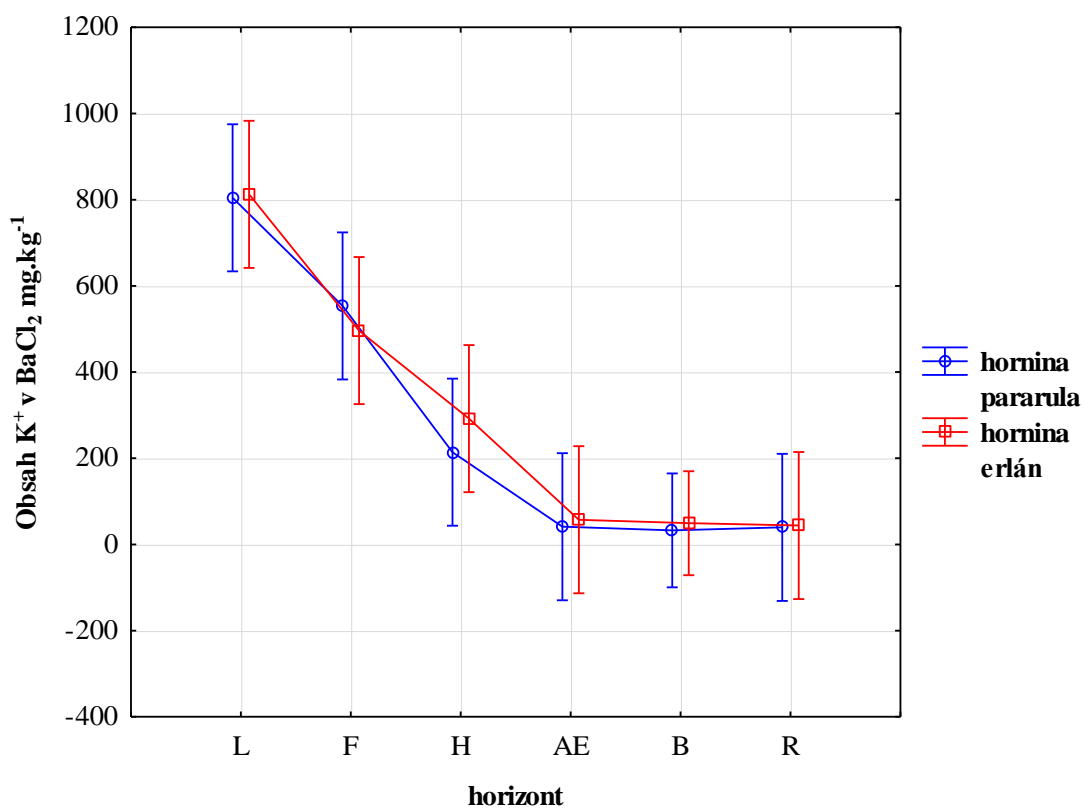


Obrázek 10 Průměrné hodnoty Ca^{2+} v BaCl_2 ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) v jednotlivých horizontech, porovnání průměrných hodnot pro půdy s rozdílnou mateční horninou – (40 vzorků, průměr a 95% interval spolehlivosti).



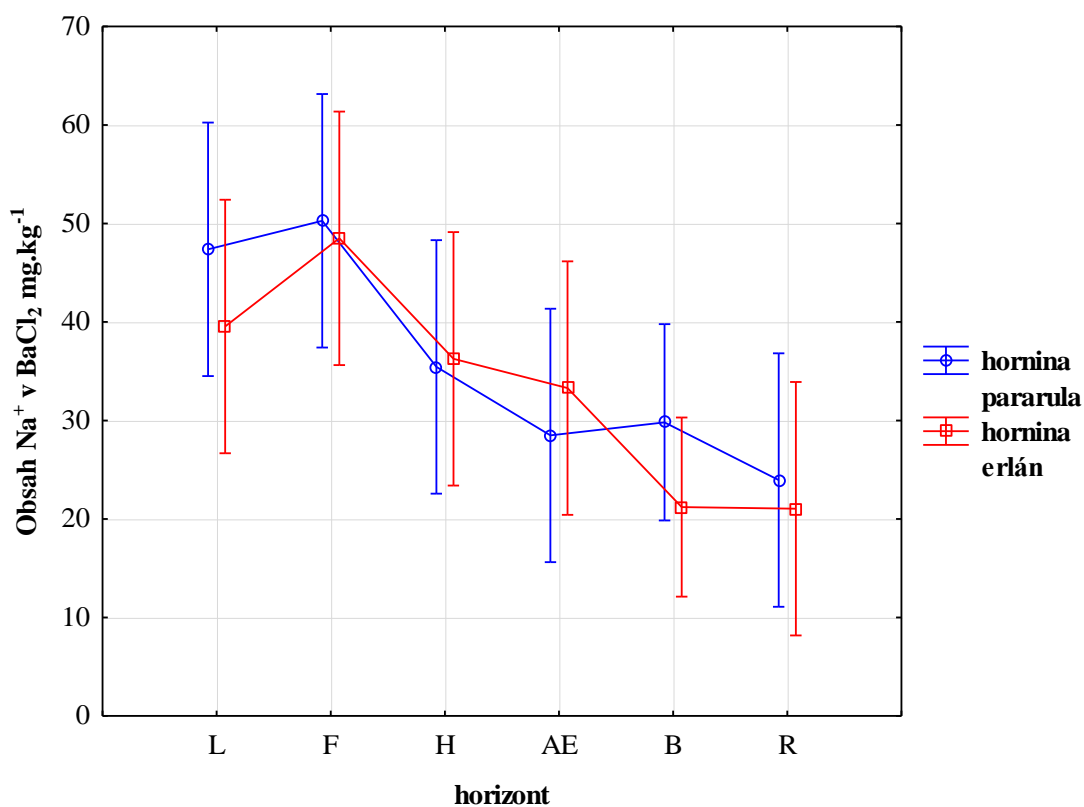
Obrázek 11 Průměrné hodnoty Mg²⁺ v BaCl₂ (mg·kg⁻¹) v jednotlivých horizontech, porovnání průměrných hodnot pro půdy s rozdílnou mateční horninou – (40 vzorků, průměr a 95% interval spolehlivosti).

Průměrné hodnoty draslíku jsou pro obě mateční horniny velice podobné a nelze tedy usuzovat, že by měla mateční hornina výrazný vliv (viz. Obr. 12). Nejvyšší naměřená hodnota dosahovala $1226 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ u sondy č. 4 v horizontu L. Nejnižší hodnota byla zaznamenána u sondy č. 3 v horizontu B, kde činila $25 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$.



Obrázek 12 Průměrné hodnoty K^+ v BaCl_2 ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) v jednotlivých horizontech, porovnání průměrných hodnot pro půdy s rozdílnou mateční horninou – (40 vzorků, průměr a 95% interval spolehlivosti).

Výsledky měření naznačují celkově vyšší obsah sodíku v organických horizontech, v minerálních horizontech jsou hodnoty nižší, nedá se však říci, že by hodnoty klesaly úměrně (viz. Obr. 13). Také lze z grafu usuzovat, vzhledem ke kolísajícím průměrným hodnotám, že mateční hornina obsah sodíku žádným výrazným způsobem neovlivňuje. Rozmezí hodnot je oproti ostatním bazickým kationtům velice nízké – od 16,1 mg·kg⁻¹ u sondy č. 4 v horizontu B do 72 mg·kg⁻¹ u sondy č. 1 v horizontu F.



Obrázek 13 Průměrné hodnoty Na⁺ v BaCl₂ (mg·kg⁻¹) v jednotlivých horizontech, porovnání průměrných hodnot pro půdy s rozdílnou mateční horninou – (40 vzorků, průměr a 95% interval spolehlivosti).

5.4 Výsledky analýz ve vodném extraktu

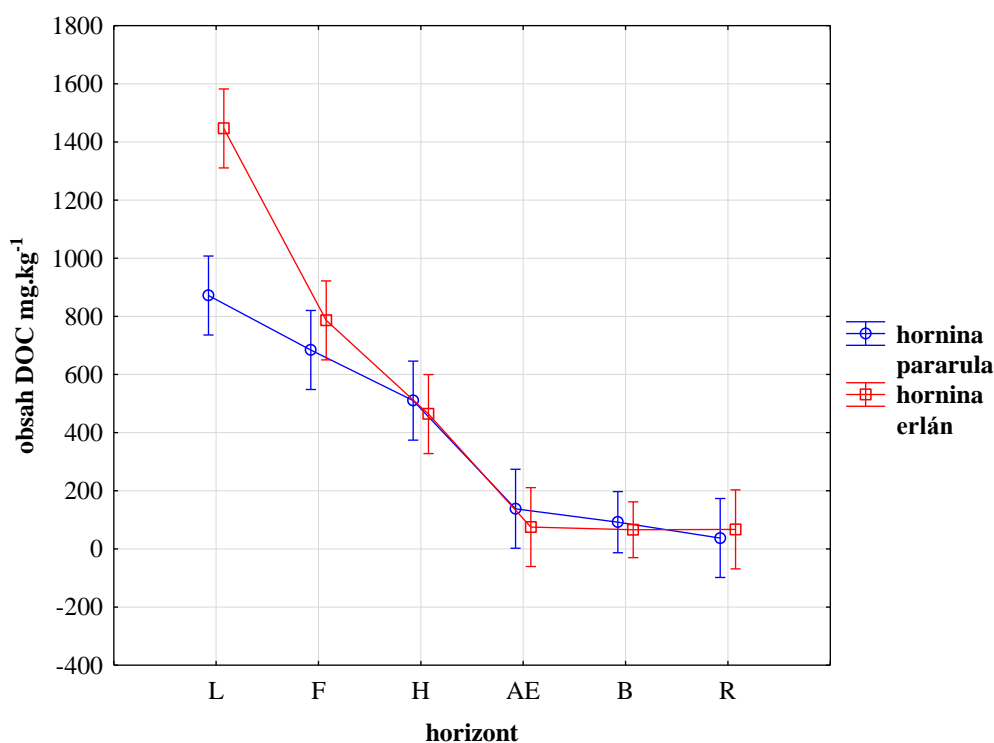
Ve vodném extraktu byly sledovány tyto parametry: množství rozpuštěného organického uhlíku (DOC), anorganických aniontů a nízkomolekulárních organických kyselin.

5.4.1 Množství rozpuštěného organického uhlíku (DOC)

Množství DOC se ve všech sondách pohybovalo v rozmezí $0,57-1697 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Nejvyšší hodnota byla naměřena u sondy č. 4 v horizontu L (hydromor), nejnižší u sondy č. 2 v horizontu R. Vyšší hodnoty DOC pozorujeme u sond č. 4, 5 a 6, kde mateční horninu tvoří erlán (viz. Obr. 14).

Hodnoty pro sondy č. 1, 2, 3 (mateční hornina pararula) byly naměřeny v rozmezí $0,57-967 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, které byly nejvyšší v organických horizontech a s hloubkou klesaly.

Hodnoty pro sondy č. 4, 5, 6 (mateční hornina erlán) s hloubkou půdního horizontu také klesaly, přičemž dosahovaly hodnot v rozmezí $3,82-1697 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Nejvyšší hodnoty byly stanoveny v horizontech L, F a H.



Obrázek 14 Průměrné hodnoty DOC ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) v jednotlivých horizontech, porovnání průměrných hodnot pro půdy s rozdílnou mateční horninou – (40 vzorků, průměr a 95% interval spolehlivosti).

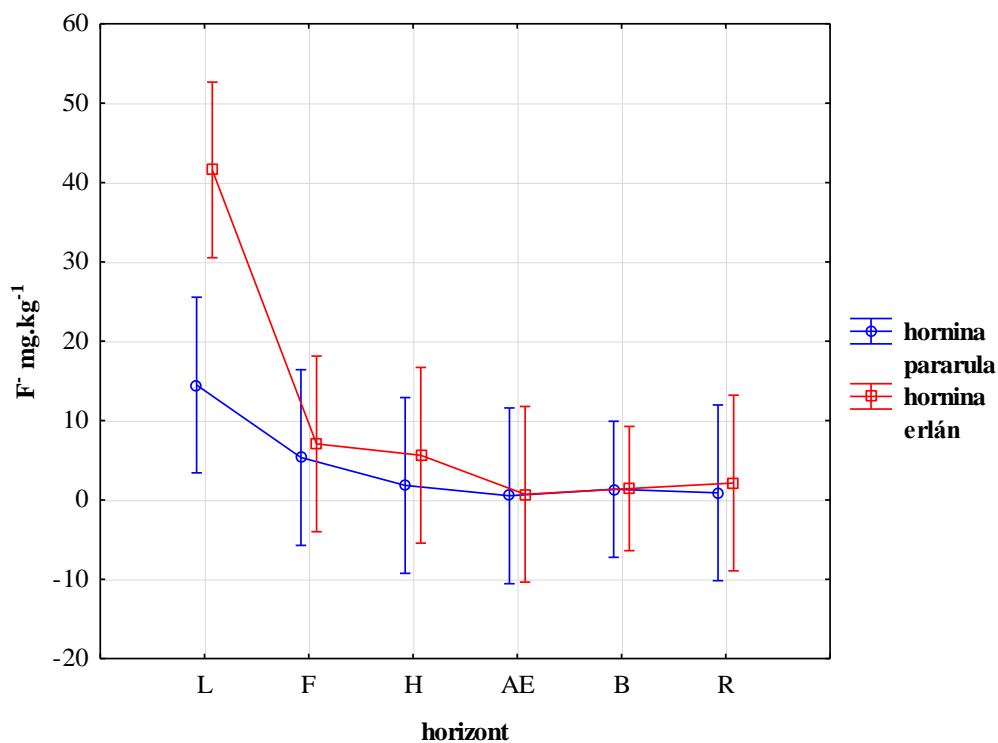
5.4.2 Stanovení anorganických aniontů ve vodném extraktu v půdě

Z výsledků je patrné, že s hloubkou horizontů klesá množství anorganických aniontů, s výjimkou sondy č. 1, kde v horizontu B (výskyt tmavých záteků) se hodnota pohybovala výš, než tomu bylo u ostatních půdních sond.

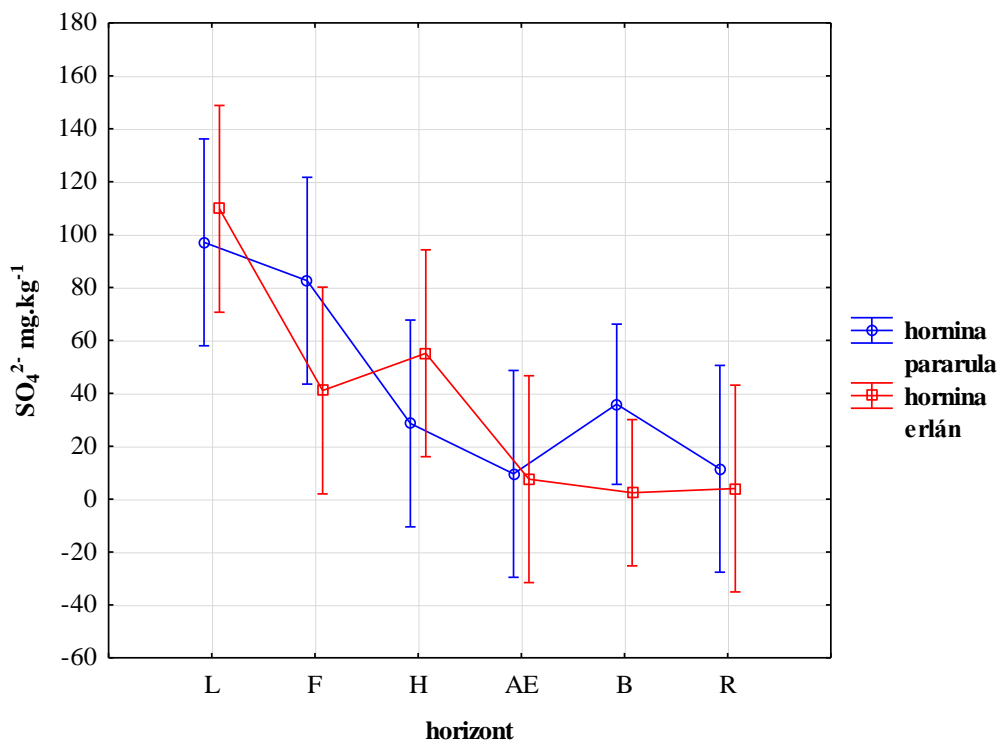
Nejvíce zastoupeny jsou PO_4^{3-} , SO_4^{2-} a Cl^- . U SO_4^{2-} (viz. Obr. 16) dosahovala nejvyšší hodnota $187 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ u sondy č. 1 v horizontu L a nejnižší hodnota $0,99 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ u sondy č. 6 v horizontu B. U Cl^- byla naměřena nejvyšší hodnota u sondy č. 4 v horizontu L ($98,7 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) a nejnižší hodnota $0,54 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ u sondy č. 6 v horizontu R. PO_4^{3-} vykazoval nejvyšší hodnotu u L horizontů, v sondě č. 4 – $625 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, v sondě č. 2 – $414 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, v sondě č. 5 – $414 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ a v sondě č. 6 – $265 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$.

Zastoupení NO_2^- , NO_3^- a F^- se většinou pohybovalo do $10 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Vyšší obsah NO_3^- byl u sondy č. 3 v horizontu L $26,2 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Prvek F^- byl nejvíce přítomen v sondě č. 4 ($73,6 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) v organickém horizontu L, kde byla stanovena forma humusu jako hydromor, další vyšší hodnoty vykazovala sonda č. 2 ($28,4 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) a sonda č. 5 ($43,2 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) v L horizontech (viz. Obr. 15).

Pro lepší přehled množství jednotlivých anorganických aniontů v půdních horizontech pro různý půdomatečný substrát uvádím v grafech v Příloze 2.



Obrázek 15 Průměrné hodnoty F^- ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) v jednotlivých horizontech, porovnání průměrných hodnot pro půdy s rozdílnou mateční horninou – (40 vzorků, průměr a 95% interval spolehlivosti).



Obrázek 16 Průměrné hodnoty SO_4^{2-} ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) v jednotlivých horizontech, porovnání průměrných hodnot pro půdy s rozdílnou mateční horninou – (40 vzorků, průměr a 95% interval spolehlivosti).

5.4.3 Zastoupení nízkomolekulárních organických kyselin

Nízkomolekulární organické kyseliny jsou nejvíce zastoupeny v organických půdních horizontech (L, F, H), s hloubkou jejich množství klesá. Nejvyšší hodnoty byly naměřeny pro tyto anionty: chinany (quinate), mléčnany (lactate), octany (acetate), mravenčany (formate), šřavelany (oxalate) a citráty (citrate).

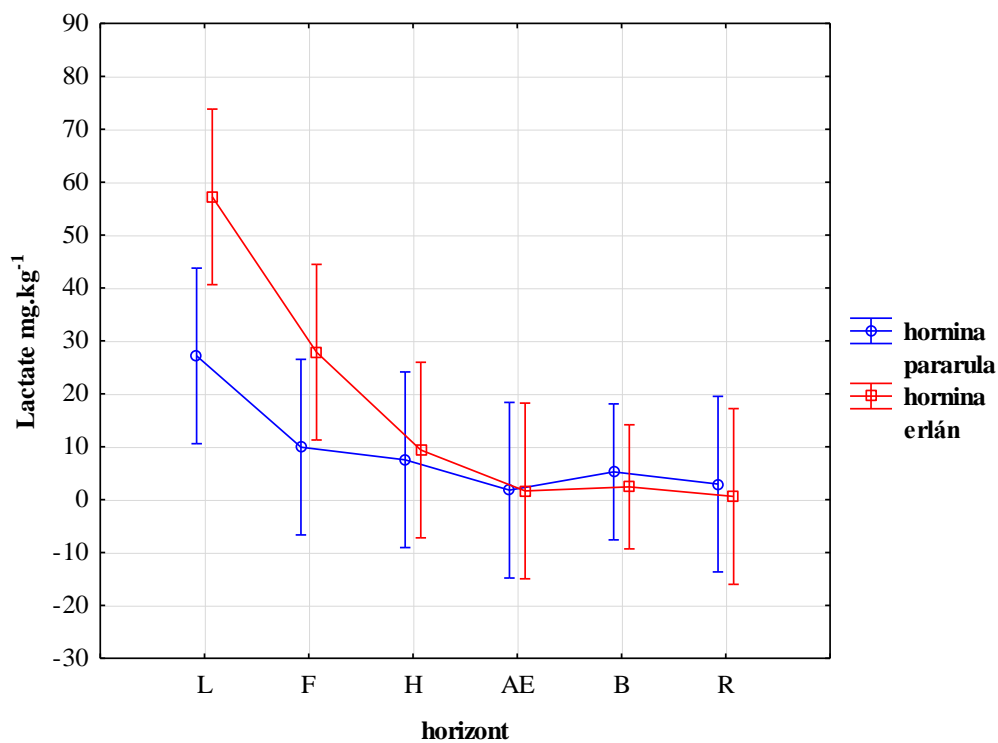
Pro mléčnany (viz. Obr. 17), mravenčany a chinany obecně platí, že naměřené hodnoty jsou nejvyšší v půdách vzniklých na erlánu, zejména u sondy č. 4 v horizontu L (lactate – $108 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, formate – $180 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, quinate – $115 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). V půdách vzniklých na pararule jsou maximální hodnoty těchto aniontů kyselin výrazně nižší (lactate – $33,9 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, formate – $98,8 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, quinate – $32,3 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). Hodnoty chinanů pro minerální horizonty byly pod hranicí detekce.

U octanu pozorujeme stejný trend množství kyselin v závislosti na mateční hornině, ovšem s výjimkou sondy č. 2 v horizontu L, kde byla naměřena druhá nejvyšší hodnota – $293 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, oproti celkově nejvyšší hodnotě $353 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ u sondy č. 6 v horizontu F.

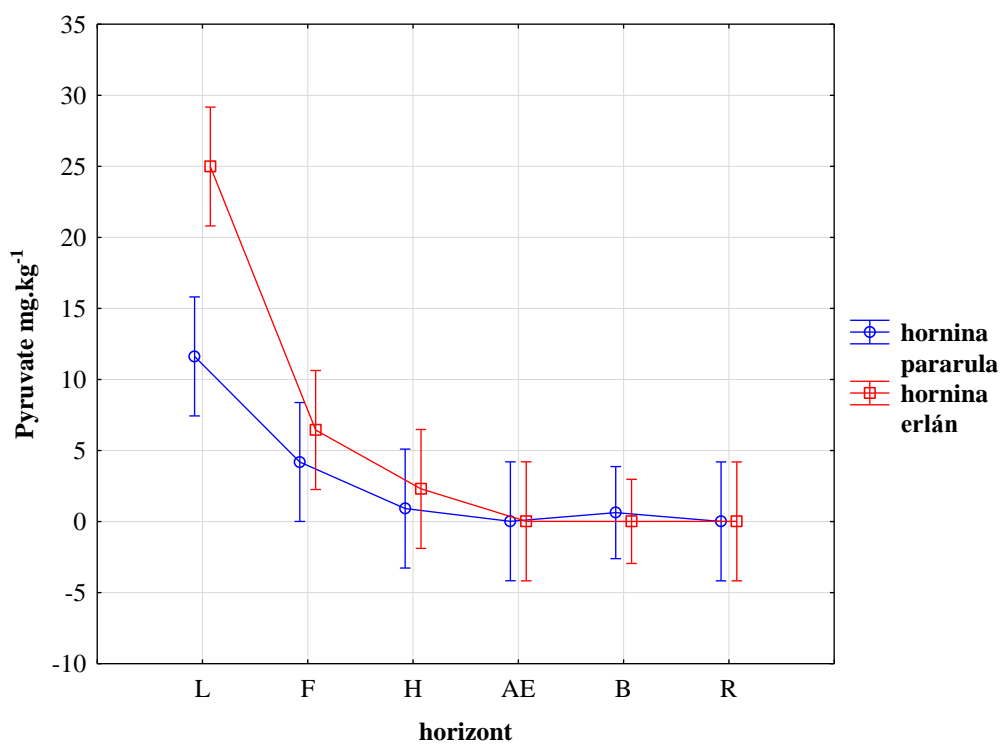
Citrát byl obsažen nejvíce v organických horizontech (L, F, H), kde nejvyšší hodnoty byly naměřeny v horizontu L u sondy č. 4 ($77,4 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) a 2 ($51,8 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). S hloubkou jeho množství klesá pod detekovatelnou hranici (viz. Obr. 19). Také šřavelan (viz. Obr. 20) měl ve stejném horizontu u sondy č. 4 nejvyšší hodnotu ($22,8 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$).

Při porovnání množství aniontů těchto LMMOA je patrné, že ve výrazně menším množství se ve vzorcích půdy vyskytovaly anionty kyseliny propionové (propionate), máselné (butyrate), pyrohroznové (pyruvate) – viz. Obr. 18, valerové (valerate), jablečné (malate) a fumarové (fumarate).

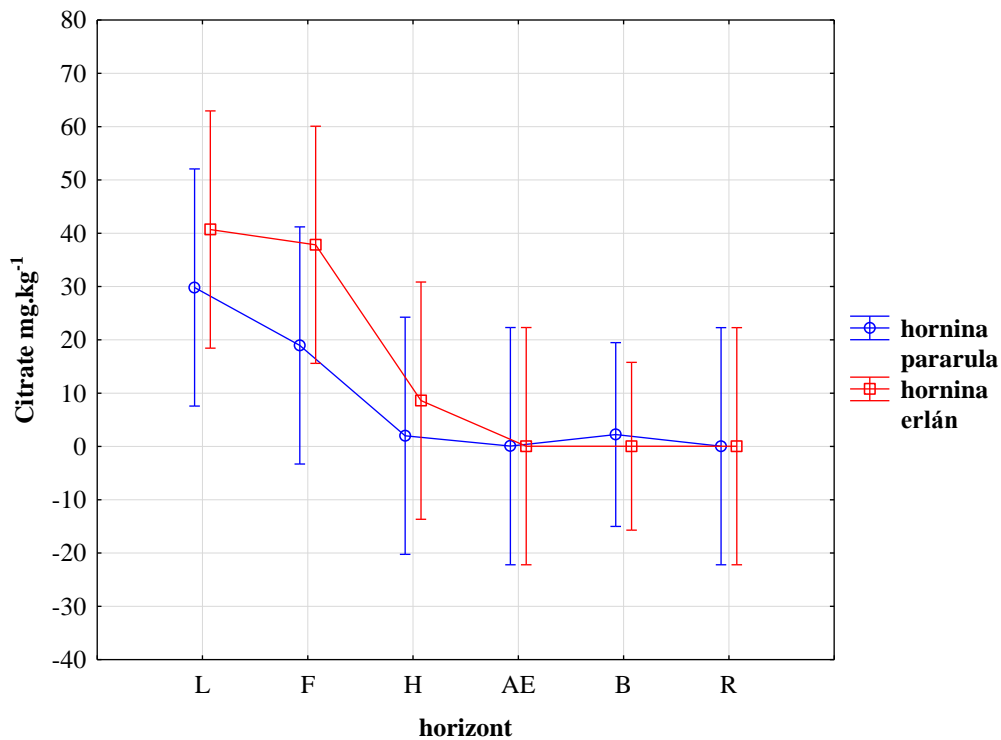
Přehled ostatních LMMOA v půdních horizontech pro různý půdomatečný substrát je uveden v Příloze 3.



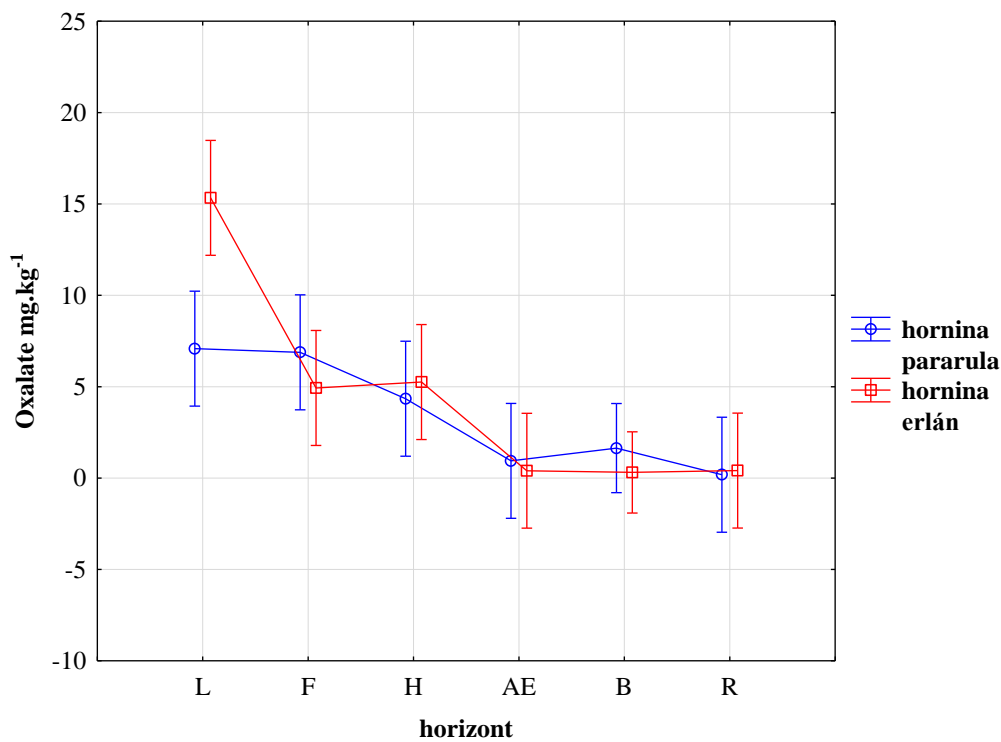
Obrázek 17 Průměrné hodnoty lactate ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) v jednotlivých horizontech, porovnání průměrných hodnot pro půdy s rozdílnou mateční horninou – (40 vzorků, průměr a 95% interval spolehlivosti).



Obrázek 18 Průměrné hodnoty pyruvate ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) v jednotlivých horizontech, porovnání průměrných hodnot pro půdy s rozdílnou mateční horninou – (40 vzorků, průměr a 95% interval spolehlivosti).



Obrázek 19 Průměrné hodnoty citrate ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) v jednotlivých horizontech, porovnání průměrných hodnot pro půdy s rozdílnou mateční horninou – (40 vzorků, průměr a 95% interval spolehlivosti).



Obrázek 20 Průměrné hodnoty oxalate ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) v jednotlivých horizontech, porovnání průměrných hodnot pro půdy s rozdílnou mateční horninou – (40 vzorků, průměr a 95% interval spolehlivosti).

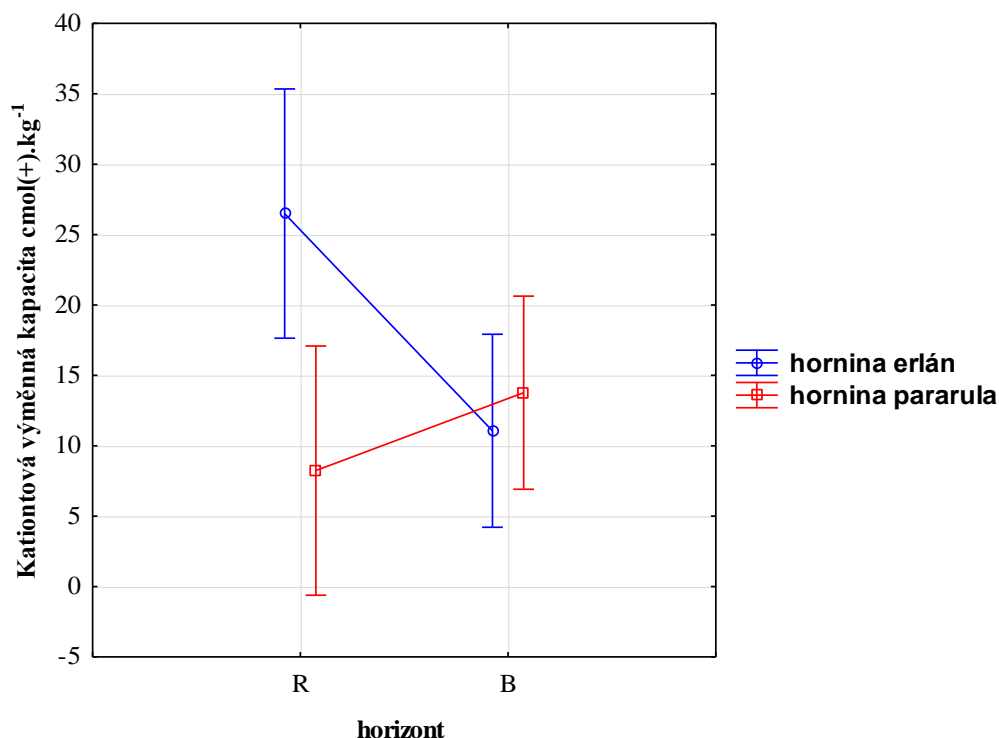
6 Diskuze

6.1 Výsledky práškové rentgenové difrakce

Na základě výsledků práškové rentgenové difrakce jsme schopni vypořádat, že vyšší hodnoty pH_{H_2O} , KVK a BS u sond č. 4, 5 a 6 se odvíjí od druhu mateční horniny, která zde byla stanovena jako erlán s obsahem laumontitu. Zde byl hlavním minerálem chlorit, dále byl nalezen plagioklas, K-živec, křemen, muskovit a amfibol. Výsledky rentgenové difrakce potvrdily rozdíly mezi půdomatečným substrátem.

U sond č. 1, 2 a 3, kde byly výše jmenované hodnoty nižší, byla jako mateční hornina stanovena pararula. Hlavním minerálem byl zde plagioklas, dále byl přítomen K-živec, křemen, chlorit, muskovit a u sondy č. 3 ve stopovém množství i amfibol. Pararula je proměněná usazená hornina, jejíž chemické složení je velice kolísavé (Smolík, 1957).

Vzhledem k tomu, že složení hornin ve všech sondách bylo podobné, lze předpokládat, že rozdíly v naměřených hodnotách KVK (viz. Obr. 21), BS a pH_{H_2O} , obzvláště v minerálních horizontech, mohou záviset na přítomnosti laumontitu v mateční hornině. Laumontit ($CaAl_2Si_4O_{12} \cdot 4H_2O$) patří do skupiny vápenatých zeolitů, které svojí přítomností v půdě až abnormálně zvyšují hodnoty KVK (Ming et Boettinger, 2001). V půdě s půdomatečným substrátem erlánem lze očekávat i malé množství dolomitu (Goliáš et al., 2010), jenž může zvyšovat zastoupení bazických kationtů v níže uložených horizontech.



Obrázek 21 Porovnání průměrných hodnot KVK ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$), u minerálních horizontů (B a R) s rozdílnou mateční horninou – (16 vzorků, průměr a 95% interval spolehlivosti).

6.2 Aktivní půdní reakce a její význam

Za jednu z hlavních příčin okyselení půd se považují kyselé deště, s nimiž spadají kyseliny, které jsou velice dobře zachyceny smrkovým lesním porostem (Honsa, 2010), jehož vegetace svou skladbou určuje kvalitativní vlastnosti organických složek půdy (Vopravil et al., 2010). Postupnou acidifikací půd je způsobena snížená schopnost neutralizace kyselých vstupů v důsledku vyplavování a následného nedostatku bazických kationtů (Samec et al., 2008). Stanovení $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ je nutné, protože na jeho hodnotách závisí důležité vlastnosti půdy – úrodnost, dostupnost a využitelnost živin, zastoupení edafonu a půdní struktura (Honsa, 2010).

Výsledné hodnoty aktivní půdní reakce nám ukazují, že půda je v celém svém profilu silně kyselá (vyjma sondy č. 4), což obecně platí pro lesní půdy v ČR. Hodnoty $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ byly nejnižší ve svrchních horizontech a s hloubkou se zvyšovaly. Nízké $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ (obzvláště v organických horizontech) může být způsobeno přítomností smrkového porostu, protože se jedná o dřeviny s kyselým opadem, a přítomností organické hmoty (Vavříček et Šimková, 2000). Dalším faktorem, který ovlivňuje hodnoty $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ zejména v minerálních horizontech,

je mateční hornina. To dokládají nižší hodnoty $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ (viz. Obr. 8) u sond na půdotvorné hornině pararule (sondy č. 1, 2 a 3) než na hornině erlánu, který obsahoval stopové množství laumontitu (sondy č. 4, 5 a 6). Tento fakt pravděpodobně dokazuje již zmíněná sonda č. 4, kde v horizontu Gr bylo naměřeno slabě alkalické $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ 7,33 – zřejmě jako důsledek určitého specifika půdotvorného materiálu.

6.3 Charakteristika a význam sorpčního půdního komplexu

Sorpční komplex je primárně ovlivněn složením matečného substrátu, množstvím a druhem nejjemnějších jílnatých částí, obsahem a kvalitou humusu, pedogenetickými procesy, obsahem uhličitánů a hodnotou pH. Sorpční půdní komplex charakterizuje hodnota kationtové výměnné kapacity (Honsa, 2008).

Nejvyšší hodnoty KVK byly naměřeny v organických horizontech (L, F, H) a s hloubkou klesaly. V horních horizontech je větší množství organické hmoty, tudíž i KVK je vyšší oproti horizontům s nižším obsahem organické hmoty (Ross et Ketterings, 2011).

V minerálních horizontech (B, R) má erlán lepší sorpci než pararula. Vyšší hodnoty KVK u sond č. 4, 5 a 6 se mohou odvíjet od druhu mateční horniny (přítomnost laumontitu) a hodnoty $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ (Vavříček et Šimková, 2000).

6.3.1 Bazické kationty

Nejvyšší průměrné hodnoty bazických kationtů (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+) byly naměřeny v organických horizontech, z čehož můžeme usoudit, že obsah bazických kationtů závisí na množství a druhu rozkládajícího se opadu. Opadem se může do půdy vracet značné množství bazických kationtů (např. až 80 % vápníku a 30 % draslíku), a tím představuje jeden z nejdůležitějších vstupů (Fiala, 2009).

Hornina erlán vykazuje vyšší obsah vápníku (viz. Obr. 10) a hořčíku (viz. Obr. 11) než pararula. Zejména v minerálních horizontech, konkrétně v horizontu R, lze pozorovat výrazný vliv mateční horniny erlánu. Goliáš et al. (2010) na území Malé Horní Úpy popsal dolomitický erlán, ve kterém převládá kromě jiných i kalcit a Mg-chlorit, jehož zvětráváním se vápník a hořčík uvolňují do půdy.

6.4 Rozpuštěný organický uhlík

Z výsledků vyplývá, že nejvíce rozpuštěného organického uhlíku je obsaženo v organických horizontech (L, F, H), jehož koncentrace se s hloubkou výrazně snižuje, a to pravděpodobně v závislosti na obsahu organické hmoty v jednotlivých horizontech. To potvrzuje i Michalzik et al. (2001), který uvádí, že mikrobiální rozklad půdní organické hmoty a vyluhování organických látek z opadu jsou považovány za nejdůležitější procesy způsobující uvolňování DOC do půdy. Množství DOC ve sledovaných půdách se pohybovalo v rozmezí 0,57-1697 mg·kg⁻¹. Vyšší průměrné hodnoty DOC v organických horizontech byly naměřeny u půd vzniklých na mateční hornině erlánu, v ostatních horizontech se hodnoty nijak výrazně nelišily. Obzvláště statisticky významný rozdíl byl v porovnání matečních hornin znatelný v horizontu L, ve kterém byl obsah DOC u erlánu znatelně vyšší (viz. Obr. 14). Obsah DOC však pravděpodobně na mateční hornině nezávisí, z faktorů ovlivňujících množství DOC v půdě lze tento rozdíl přisoudit odlišné půdní vlhkosti. Michalzik et al. (2001) popsal přímý vliv půdní vlhkosti na množství DOC uvolněného z organické hmoty.

Při klasifikaci nadložního humusu u odebraných sond byl zjištěn výskyt tří druhů – typický a reziduální mor (anhydrogenní formy nadložního humusu) a hydromor (hydrogenní forma nadložního humusu). Typ humusu a stádium rozkladu organické hmoty může výrazně ovlivňovat obsah DOC v organických horizontech půdy, proto byly pravděpodobně nejvyšší hodnoty zjištěny v horizontech L. Hruška et al. (2001) také uvádí, že pokud se např. vlivem nízké teploty zpomalí proces rozkladu a v horizontu L se hromadí organická hmota v nízkém stádiu rozkladu, dochází k vyluhování vysokého množství organického uhlíku. Obdobným způsobem mohla být ovlivněna nejvyšší stanovená hodnota 1697 mg·kg⁻¹ u sondy č. 4, tedy v hydromoru, kde může být i znatelný vliv přemokření a akumulace organických látek (Němeček et al., 2011).

Sonda č. 6 (L, Fa, H) má nadložní humus určený jako mor. Typický mor, který má stejné vlastnosti jako mor, byl popsán u sond č. 2, 3 (L, Fm, Hh) a u sondy č. 5 (L, Fa, Hh). Tento druh nadložního humusu vzniká za nepříznivých podmínek převážně na kyselých, minerálně chudých půdách. Činnost zoedafonu je značně omezená, na rozkladu organické hmoty (kyselý opad jehličí a odumřelé části rostlin) se podílejí hlavně houby a plísně (Němeček et al., 2011). Průměrné hodnoty DOC v organických horizontech těchto sond byly 785 mg·kg⁻¹.

Sonda č. 1 (L, Fm, Hr) obsahuje humus ve formě reziduálního moru, který se vyznačuje výrazným horizontem měli Hr a má obvykle homogenní strukturu. Rozeznatelnou strukturu má část rostlinných zbytků, které více odolávají humifikaci (Němeček et al., 2011). Průměrná hodnota DOC v organických horizontech byla $747 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$.

U sondy č. 4 (L, Fm, Hh) byl nadložní humus určen jako hydromor, který se vyvíjí v klimatických oblastech s nadbytečnou vlhkostí, nebo na málo propustných půdách. Dominují horizonty Fm a Hh, ve spodní části může vzniknout v důsledku zvýšené vlhkosti hydrogenní horizont (Němeček et al., 2011). Průměrná hodnota DOC v organických horizontech byla $880 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, což je ze všech sond nejvyšší průměrná hodnota, která může být způsobena právě nadbytečnou vlhkostí (Hruška et al., 2001).

6.5 Nízkomolekulární organické kyseliny

Jak už bylo popsáno ve výsledcích, obecně platí, že nejvyšší koncentraci LMMOA pozorujeme ve svrchních (organických) horizontech, jejich množství s hloubkou klesá.

Tento trend potvrzují analýzy odebraných vzorků u sond č. 2 – 6. Zdánlivou výjimku tvoří sonda č. 1, kde byly koncentrace LMMOA v horizontu B zvýšené oproti ostatním minerálním horizontům, v některých případech předčily i organické horizonty. Předpokládám, že obsah LMMOA tedy nezávisí pouze na půdním horizontu. Nestandardní vývoj hodnot u sondy č. 1 je s nejvyšší pravděpodobností způsoben přítomností záteků humusu, které byly v horizontu B určeny. Vzhledem k tomu, že LMMOA jsou součástí DOC, můžeme tvrdit, že jejich koncentrace jsou přímo úměrné a závisí na obsahu organické hmoty v půdě (Nardi et al., 2003). Výskyt těchto kyselin ovlivňují faktory, které ovlivňují i koncentraci DOC – vegetace, vlhkost, teplota; kromě těchto lze určit i specifický faktor – činnost mikroorganismů (Tani et Higashi, 1999). Chemické složení půdy a přítomnost LMMOA mohou být tak ovlivněny přítomným smrčkovým porostem, který produkuje silně kyselý opad (van Hees et al., 1999). Vzhledem k nadmořské výšce lokality odběru sond také působí – kromě jiných faktorů – nižší teploty a větší úhrn srážek, což přispívá k ovlhčení půdy a následnému hromadění organického materiálu, který se v důsledku zpomalené činnosti mikroorganismů hůře rozkládá (Strobel, 2001).

Celkově vyšší průměrné koncentrace kyselin byly naměřeny u sond č. 4, 5 a 6. U těchto sond – tedy u sond s mateční horninou erlán – byly celkově vyšší i hodnoty KVK a DOC. Lze tedy předpokládat, že i množství LMMOA a podmínky půdního prostředí, např.

stádium rozkladu organické hmoty, jsou do určité míry ovlivněny chemickým složením a fyzikálními vlastnostmi mateční horniny.

Anionty některých kyselin (mléčná, šťavelová, mravenčí, octová) byly zastoupeny v celém půdním profilu, některé byly v detekovatelném množství přítomny pouze v organických horizontech (anionty kyseliny propionové, máselné, citronové, chinové, jablečné, fumarové, pyrohroznové, valerové).

Hodnoty pod mezí detekce některých LMMOA mohou být způsobeny přímo specifickými vlastnostmi dané kyseliny, které určují možnou přítomnost kyseliny v určitém horizontu, nebo poločasem rozkladu (0,5-12 hodin) (van Hees et al., 2002).

Zajímavé výsledky vykazuje sonda č. 4, kdy v horizontu L byly naměřeny výrazně vyšší hodnoty LMMOA. Tato sonda měla nadložní humus určený jako hydromor, který je výrazně vlhčí (Němeček et al., 2011), což může mít za následek přítomnost velkého množství mykorhizních hub, které svojí činností zvyšují produkci LMMOA na kořenech rostlin (van Hees et al., 2005b). Zároveň byla v sondě č. 4 naměřena i nejvyšší hodnota DOC.

Z Tabulky č. 4 vyplývá, že výskyt a koncentrace LMMOA je silně závislá na obsahu DOC a anorganických aniontů (F^- , Cl^- , SO_4^{2-} , PO_4^{3-}). Pokud dojde v půdním roztoku k nedostatku P, dochází ke zvýšení exudace LMMOA. K tomuto procesu dochází na vzrostných vrcholech kořenů, jejichž formací rostliny účinným způsobem mění půdní prostředí a zvyšují produkci exudátů (karboxylových kyselin), které umožňují mobilizaci P a ostatních prvků (např. Ca, Mg, Fe, Mn, Zn). Mezi nejefektivnější při mobilizaci P patří anionty kyseliny citronové a šťavelové, což bylo posouzeno na základě schopnosti těchto aniontů rozštěpit pevné vazby s Fe, Al a Ca a umožňuje tak vznik sloučenin kovů a organických kyselin (Neumann et Römheld, 2007). Zároveň je patrné, že výskyt LMMOA nevykazuje vyšší míru závislosti na hodnotách KVK, BS a množství NO_2^- , jako je tomu u předešlých parametrů. Závislost u pH_{H_2O} a NO_3^- nebyla prokázána.

Tabulka 4 Vztahy LMMA a dalších půdních charakteristik (40 vzorků; Pearsův korelační koeficient r , červeně označené korelace jsou významné na hladině $p < 0,0500$).

Proměnná	F ⁻ mg.kg ⁻¹	Cl ⁻ mg.kg ⁻¹	NO ₂ ⁻ mg.kg ⁻¹	NO ₃ ⁻ mg.kg ⁻¹	SO ₄ ²⁻ mg.kg ⁻¹	PO ₄ ³⁻ mg.kg ⁻¹	DOC mg.kg ⁻¹	pH	KVK cmol(+).kg ⁻¹	BS %
Acetate	0,599	0,468	0,041	0,225	0,377	0,582	0,569	-0,191	0,412	0,332
Citrate	0,664	0,680	0,166	0,192	0,711	0,661	0,699	-0,206	0,588	0,384
Formate	0,430	0,619	0,919	0,209	0,480	0,610	0,594	-0,161	0,483	0,312
Lactate	0,920	0,745	0,446	0,282	0,710	0,857	0,803	-0,217	0,546	0,405
Malate	0,893	0,661	0,398	0,148	0,710	0,728	0,658	-0,180	0,390	0,287
Oxalate	0,701	0,832	0,610	0,286	0,826	0,812	0,896	-0,326	0,723	0,347
Quinate	0,937	0,745	0,439	0,285	0,747	0,851	0,753	-0,218	0,489	0,368

6.6 Porovnání s jinými lokalitami

Získané chemicko-fyzikální parametry půdy a zastoupení jednotlivých LMMAOA z lokality Horní Malá Úpa byly porovnány s výsledky podobně zaměřených výzkumů nejen v České republice, ale i v zahraničí.

Výsledné hodnoty aktivní půdní reakce nám ukazují, že půda je v celém svém profilu silně kyselá, což je převážně způsobeno kyselým opadem a mateční horninou. Stejný vliv vegetace na pH_{H_2O} dokazuje studie Vacka et al. (2000, 2006), zároveň potvrzuje trend klesající kyselosti s hloubkou horizontu, což je mimo jiné způsobeno úbytkem organické hmoty. Také Vavříček et Šimková (2000) potvrzují toto pravidlo a navíc přikládají důraz vlivu mateční horniny. To popisují na lokalitě v oblasti Modrého dolu v Krkonoších, kde mateční hornina ovlivňuje chemizmus i v nejsvrchnějších organominerálních horizontech. V části této lokality s velmi kyselou mateční horninou (muskovitický svor) bylo v horizontech A naměřeno dokonce pH půd extrémně kyselých (2,5-2,9).

Tyto dvě studie se věnovaly i zkoumání hodnot KVK a BS. Obě prokazují shodu s výsledky mého zjištění, tedy že KVK je nejvyšší v organických horizontech a s hloubkou klesá. Podobné trendy byly zjištěny i v této práci. Vavříček et Šimková (2000) uvádějí, že KVK klesá v závislosti na nižším obsahu organické hmoty a že nasycení bazickými kationty může opět v závislosti na kyselé mateční hornině (v lokalitě Svorová hora na podloží muskovitického svoru) klesnout až k hodnotám pod 3-4 %. To shodně naznačují i výsledky naměřené v organominerálních horizontech u sond č. 2 a 3, kde pravděpodobně v závislosti na mateční hornině pararule klesly hodnoty k 6-8 %. Studie Nardi et al. (2003) potvrzuje závislost KVK na obsahu organické hmoty a DOC v půdě. Výzkum byl prováděn na dvou lokalitách zalesněných porostem s kyselým opadem (jedle bělokora). Několikanásobně vyšší hodnoty KVK vykazovala lokalita s půdou bohatší na organickou hmotu, potažmo DOC.

Studie Tani et Higashi (1999), která probíhala ve třech oblastech s půdou klasifikovanou jako hnědozem a podzol, také potvrzuje některé naměřené výsledky. Například potvrzují zvýšení hodnoty pH a snížení obsahu uhlíku a dusíku s hloubkou půdního horizontu a závislost pH na typu půdy – kdy podzoly vykazovaly nižší hodnoty pH než hnědozemě. Hlavním cílem studie byly LMMAOA, jejichž obsah v rámci půdních horizontů vykazoval rozdílný trend než výsledky mé lokality. Nejvyšší obsah LMMAOA byl v podpovrchových organických horizontech s tím, že i v organominerálních horizontech byly naměřeny relativně vysoké hodnoty. Z výsledků tedy nelze vypozařovat závislost obsahu LMMAOA na hloubce půdního horizontu tak, jak je tomu v mé práci.

Z přítomných LMMOA byly v nejvyšší koncentraci naměřeny v celém půdním profilu mravenčany, octany, šřavelany a citrany. To je srovnatelné s mými výsledky, s výjimkou kyseliny citronové, která byla detekována pouze v organických horizontech. Huang et Violante (1986) odůvodnili vysoké množství kyseliny citronové ve svrchních horizontech činností hub a exudací na kořenech rostlin. Tani et Higashi (1999) také popsali závislost množství kyseliny mravenčí na obsahu organické hmoty. Nejenže tato kyselina vzniká činností mikrobů a exudací, ale je i produktem enzymatické reakce dekarboxylace šřavelové kyseliny. Právě kyselé prostředí lesních půd s kyselým opadem ($\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ 3,0-5,2) je optimální pro působení enzymů dekarboxylázy.

Z prostudované literatury a již dříve provedených studií je patrné, že obsah LMMOA a jejich rozložení v půdním profilu je přímo ovlivněno obsahem organické hmoty a DOC. Ačkoliv to některé výsledky naznačují, nebyl v žádné ze studií prokázán výrazný vliv mateční horniny, i proto se někteří autoři přiklánějí spíše k vlivům vegetace a klimatických podmínek (Tani et Higashi, 1999, Nardi et al., 2001).

Do budoucna je proto vhodné provést další studie zaměřené na vývoj obsahu LMMOA v závislosti na různých faktorech. Navrhuji proto provést např. časosběrnou studii, která by obsáhla změny v průběhu všech ročních období. Zajímavé by také bylo odebírat vzorky na stanovištích s různou vegetací a diskutovat tak nejen vliv mateční horniny. A také je možné uvážení dalších faktorů – vlhkosti a teploty, které závisí na nadmořské výšce, orientaci světových stran a úhrnu srážek.

7 Závěr

Hlavní náplní této diplomové práce bylo porovnat základní půdní parametry a stanovit obsahy hlavních nízkomolekulárních organických kyselin v lesních půdách s rozdílným půdomatečným substrátem v Krkonoších (Horní Malá Úpa). Mimo to se zkoumala závislost naměřených hodnot na půdním horizontu.

Ve zkoumané oblasti bylo odebráno šest jednotlivých půdních sond na stanovištích, která se vyznačují stejnými klimatickými podmínkami, vegetačním porostem a lesním managementem. Jako hlavní dřevina dominuje smrk ztepilý (*Picea abies*), který se vyznačuje silně kyselým opadem, chudým na živiny.

Na místech odběru byly vizuálně posouzeny mateční horniny, které byly stanoveny jako pararula (sonda č. 1, 2, 3) a erlán (sonda č. 4, 5, 6). Rozdíly mezi substráty byly potvrzeny mineralogickou analýzou.

Půdy na sledované lokalitě byly silně kyselé (průměrné pH 4,34), pH bylo nejnižší v organických horizontech (pH 3,49-4,52).

Stanovené půdní vlastnosti jako je KVK, obsah DOC, anorganických aniontů a LMMOA vykazují nejvyšší naměřené hodnoty v organických horizontech a s hloubkou klesají, což je ve shodě s většinou uvedených studií.

Výsledky potvrdily předpoklad, že sondy č. 1, 2, 3, vzniklé na mateční hornině pararula, budou mít méně příznivé podmínky pro vegetaci v důsledku kyselejšího pH, nižší hodnoty KVK a BS než mateční hornina erlán, která obsahovala laumontit. Obzvláště v minerálních horizontech (především v horizontu R) a v organickém horizontu L byly tyto rozdíly dobře pozorovatelné – erlán vykazoval vyšší hodnoty pro sledované parametry než pararula, což je způsobeno přítomností laumontitu, který v půdě dokáže zvyšovat hodnotu KVK.

Anionty některých kyselin (octová > mravenčí > mléčná > šťavelová) byly zastoupeny v celém půdním profilu, některé byly v detekovatelném množství přítomny pouze v organických horizontech (anionty kyseliny propionové, máselné, citronové, chinové, jablečné, fumarové, pyrohroznové, valerové). Na základě korelační matice se prokázala silná závislost obsahu LMMOA na koncentraci DOC, anorganických aniontů (F^- , Cl^- , NO_2^- , SO_4^{3-} a PO_4^{3-}) a hodnotě KVK. Na přítomnost a koncentraci LMMOA mají vliv i vegetace, vlhkost, teplota a činnost mikroorganismů, což jsou faktory, které nebyly předmětem této studie, je však důležité je zmínit a zohlednit.

Práce byla sepsána a měření zrealizována podle vytyčeného cíle. V odebraných půdních vzorcích byly danými metodami stanoveny všechny potřebné parametry. Byla stanovena množství detekovatelných LMMOA a výsledky byly zpracovány s ohledem na rozdílný půdomatečný substrát.

Hypotéza, na jejímž základě byl předpokládán významný vliv půdotvorného substrátu na půdní parametry, se potvrdila pouze v případě pH, KVK a BS. Pro speciaci a množství LMMOA se prokázala spíše jejich závislost na jiných faktorech (půdní horizont, obsah DOC, anorganické anionty a podíl organické hmoty v půdě). Závislost koncentrace LMMOA na druhu a složení mateční horniny není plně prokazatelná, přesto ale mateční hornina erlán vykazuje pro některé LMMOA (např. kyselina octová, šťavelová a mléčná) vyšší hodnoty.

8 Literatura

Black, T. A., Harden, J. W. 1995. Effect of timber harvest on soil carbon storage at Blodgett Experimental Forest, California. *Canadian Journal of Forest Research* . 25. 1385-1396.

Dessureault-Rompré, J., Nowack, B., Schulin, R., Luster, J. 2007. Spatial and temporal variation in organic acid anion exudation and nutrient anion uptake in the rhizosphere of *Lupinus albus* L. *Plant Soil*. 301. 123–134.

Fiala, P. 2009. Půda v České republice – Lesní půdy. Praha: Consult Praha. 255 s. ISBN: 80-903482-4-6.

Fischer, K. 2002. Environmental analysis of aliphatic carboxylic acids by ion-exclusion chromatography. *Analytica Chimica Acta*. 465. 157-173.

Fjodorov, M. V. 1957. Půdní mikrobiologie. Československá akademie zemědělských věd ve státním zemědělském nakladatelství. Praha. 1. vydání. 378 s.

Goliáš, V., Przylibski, T. A., Lipanský, T., Dohnal, J., Mista, W., Nowakowski, R., Tejnecký, V., Mokrý, Z., Vávrová, J., Šimon, J., Jáně, Z. 2010. Prameny radioaktivních minerálních vod na území Kowary – Malá Úpa area. *Opera Corcontica*. 47 (1). 75-90.

Green, R. N., Trowbridge R. L., Klinka K. 1993. Towards a Taxonomic Classification of Humus Forms. *Forest Science-Monograph*. 39 (1). p. 49.

Hashimoto, Y. 2007. Citrate sorption and biodegradation in acid soils with implications for aluminum rhizotoxicity. *Applied Geochemistry*. 22. 2861–2871.

Helmy, A. K., Ferreira, E. A., de Bussetti, S. G. 1994. Cation exchange capacity and condition of zero charge of hydroxy-Al montmorillonite. *Clays and Clay Minerals*. 42(4). 444-450.

Honsa, I. 2004. Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský – Národní referenční laboratoř. OSAP Liberec. *Bulletin* 2004. 8 (1). 1-24. ISSN: 1801-9196.

Honsa, I. 2008. Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský – Národní referenční laboratoř. OSAP Liberec. *Bulletin* 2008. 12 (3). 55 s. ISSN: 1801-9196.

Honsa, I. 2010. Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský – Národní referenční laboratoř. OSAP Liberec. *Bulletin* 2010. 14 (3). 27-59. ISSN: 1212-5466.

- Hruška, J., Hjalmar, L., Johnson, Ch. E., Köhler, S., Bishop, K. 2001. Acid/base character of organic acids in a boreal stream during snowmelt. *Water resources research*. 37(4). 1043-1056.
- Huang, P. M., Violante, A. 1986. Influence of organic acids on crystallization and surface properties of precipitation products of aluminum. *Soil Science Society of America Special Publication*. 17. 159-221.
- ICP FORESTS MANUAL, 2006. Part VI Sampling and Analysis of Deposition. In: MANUAL on Methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring 62 and analysis of the effects of air pollution on forests, United Nations Economic Commission for Europe Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution. International Co-Operative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests. Dostupné také z [www:http://www.icpforests.org/pdf/Chapt6_compl2006.pdf](http://www.icpforests.org/pdf/Chapt6_compl2006.pdf).
- Jones, D. L. 1998. Organic acids in the rhizosphere - a critical review. *Plant and Soil*. 205. 25-44.
- Jones, D. L., Dennis, P. G., Owen, A. G., van Hees, P. A. W. 2003. Organic acid behavior in soils-misconceptions and knowledge gaps. *Plant and Soil*. 248. 31-41.
- Jungwirth, P. 2014. Molekuly a ionty v pohybu: Počítačové stimulační biochemických a biofyzikálních procesů. *Chemické listy*. 108. 278-284.
- Jursík, F. 2002. Anorganická chemie kovů. Vysoká škola chemicko-technologická v Praze. Praha. 1. vyd. 152 s. ISBN: 80-7080-504-8.
- Klimo, E., 1995. Lesnický naučný slovník II. – Přírodní podmínky lesní produkce. Ministerstvo zemědělství v Agropoji Praha. 683 s. ISBN: 80-7084-131-1.
- Krzyszowska, A. J., Blaylock, M. J., Vance, G. F., David, M. B. 1996. Ion-Chromatographic Analysis of Low Molecular Weight Organic Acid in Spodosol Forest Floor Solutions. *Soil Science Society of America*. J. 60. 1564-1571.
- Křůmal, K., Mikuška, P., Večera, Z. 2009. Zdroje, výskyt a analýza karboxylových kyselin v ovzduší. *Chemické listy*. 103. 277-283.
- Küsel, K., Drake, H. L. 1999. Microbial turnover of low molecular weight organic acids during leaf litter decomposition. *Soil Biology and Biochemistry*. 31. 107-118.

- Lal, R. 2005. Forest soils and carbon sequestration. *Forest Ecology and Management*. 220. 242-258.
- Lundström, U. S., van Breemen, D., Bain, D. 2000. The podzolization process. A review. *Geoderma*. 94. 91–107.
- Michalzik, B., Kaltbitz, K., Park, J. H., Solinger, S., Matzner, E. 2001. Fluxes and concentrations of dissolved organic carbon and nitrogen – a synthesis for temperate forests. *Biogeochemistry*. 52. 173–205.
- Ming, D. W., Boettinger, J. L. 2001. Zeolites in Soil Environments. *Mineralogy and Geochemistry*. 45 (11). 324-345.
- Moravec, J. 1994. *Fytocenologie*. vyd. 1. Praha: Academia. 403 s. ISBN: 80-200-0457-2.
- Moravec, J., Husová, M., Jirásek, J. 2002. *Přehled vegetace České republiky. Svazek 3, Jehličnaté lesy*. Praha: Academia. 127 s. ISBN: 80-200-0951-5.
- Najmr, S. 1957. *Humus ve výrobně důležitých půdních typech*. Československá akademie zemědělských věd ve Státním zemědělském nakladatelství. Praha. 1. vydání. 205 s.
- Nardi, S., Pizzeghello, D., Bragazza, L., Gerdol, R. 2003. Low-molecular-weight organic acids and hormone-like activity of dissolved organic matter in two forest soils in Italy. *Journal of Chemical Ecology*. 29. 1549-1564.
- Němeček, J., Mühlhanslová, M., Macků, J., Vokoun, J., Vavříček, D., Novák, P. 2011. *Taxonomický klasifikační systém půd České republiky*. ČZU Praha. 2. upravené vydání. 94 s. ISBN: 978-80-213-2155-7.
- Neumann, G., Römheld, V. 2007. The release of root exudates as affected by the plant physiological status. *The Rhizosphere: Biochemistry and organic substances at the soil-plant interface*. CRC Press. 23-72.
- Pelíšek, J. 1961. *Atlas hlavních půdních typů ČSSR*. Státní zemědělské nakladatelství. Praha. 1. vydání. 441 s.
- Pokorný, E., Šarapatka, B., Hejátková, K. 2007. *Metodická pomůcka: Hodnocení kvality půdy v ekologicky hospodařícím podniku*. ZERA – zemědělská a ekologická regionální agentura o. s. 12-17 s. ISBN: 80–903548–5–8.

- Ponge, J. F. 2003. Humus forms in terrestrial ecosystems: a framework to biodiversity. *Soil Biology and Biochemistry*. 35. 935 – 945.
- Pospíšil, F. 1980. Obsah a složení humusu v půdách v českých zemích. Academia Praha. 1. vydání. 92 s.
- Prát, S. 1964. Humus a jeho význam. Nakladatelství Československé akademie věd. Praha. 1. vydání. 168 s.
- Ross, D. S., Ketterings, Q. 2011. Recommended Methods for Determining Soil Cation Exchange Capacity. *Cooperative Bulletins*. 9. 75-86.
- Rožnovský, J. 2014. Změny podnebí. Univerzita J. E. Purkyně v Ústí n. Labem, Fakulta životního prostředí. 5-113 s. ISBN: 978-80-7414-884-2.
- Ryan, P. R., Delhaize, E., Jones, D. L. 2001. Function and mechanism of organic anion exudation from plant roots. *Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology*. 52. 527-60.
- Samec, P., Vavříček, D., Macků, J. 2008. Acidifikace versus pufrace lesních půd. *Lesnická práce*. 87 (5). 29-31.
- Sáňka, M. 2009. Půda v České republice – Půdní vlastnosti a indikátory. Consult Praha. 255 s. ISBN: 80-903482-4-6.
- Sáňka, M., Materna, J. 2004. Indikátory kvality zemědělských a lesních půd ČR. *Planeta*. Praha: MŽP. 12 (11). 84 s. ISSN: 1213-3393.
- Semelová, V., Vacek, S. 2010. Deficit hořčíku v lesních ekosystémech. *Lesnická práce – časopis pro lesnickou vědu a praxi*. 89 (8-10). 23-25.
- Shabir, G. A. 2003. Validation of high-performance liquid chromatography methods for pharmaceutical analysis: Understanding the differences and similarities between validation requirements of the US Food and Drug Administration, the US Pharmacopeia and the International Conference on Harmonization. *Journal of Chromatography A*. 987. 57-66.
- Shen Y., Stöm L., Jönsson J. A., Tyler G. 1996. Low-molecular organic acids in the rhizosphere soil solution of beech forest (*Fagus sylvatica* L.) cambisols determined by ion chromatography using supported liquid membrane enrichment technique. *Soil Biology and Biochemistry*. 28. 1163–1169.

- Schwab, A. P., Zhu, D. S., Banks, M. K. 2008. Influence of organic acids on the transport of heavy metals in soil. *Chemosphere*. 72. 986-994.
- Smolík, L. 1957. *Pedologie*. Státní nakladatelství technické literatury. Praha. 399 s.
- Smolíková, L. 1988. *Pedologie 2*. SPN - pedagogické nakladatelství. Praha. 165 s.
- Správa KRNAP. Půdy Krkonoš. Správa Krkonošského národního parku [online]. c2010, datum poslední revize neuvedeno [cit. 2017-02-12]. Dostupné z <<http://www.krnep.cz/pudy-krkonos/>>.
- Správa KRNAP. Vegetační výškové stupně Krkonoš. Správa Krkonošského národního parku [online]. c2010, datum poslední revize neuvedeno [cit. 2017-02-14]. Dostupné z <<http://www.krnep.cz/vegetacni-stupne/>>.
- Stevenson, F. J. 1994. *Humus Chemistry: Genesis, Composition, Reactions*. John Wiley & Sons. p. 496. ISBN: 047-159-474-1.
- Strobel, B. W. 2001. Influence of vegetation on low-molecular-weight carboxylic acids in soil solution. *Geoderma*. 99 (3–4). 169-198.
- Šarapatka, B. 2014. *Pedologie a ochrana půdy*. Univerzita Palackého v Olomouci. 1 vydání. 232 s. ISBN: 978-80-244-3736-1.
- Šefrna, L., Janderková, J. 2009. *Půda v České republice – Půdotvorné faktory a jejich vliv na formování půdního pokryvu a pedodiverzitu*. Consult Praha. 255 s. ISBN: 80-903482-4-6.
- Šimek, M. 2003. *Základy nauky o půdě: 3. Biologické procesy a cykly prvků*. České Budějovice. Biologická fakulta JU České Budějovice. 151 s. ISBN: 8070406305.
- Tani, M., Higashi, T. 1999. Vertical distribution of low molecular weight aliphatic carboxylic acids in some forest soils of Japan. *European Journal of Soil Science*. 50. 217-226.
- Tomášek, M. 1995. *Atlas půd České republiky*. Český geologický ústav. Praha. 1. vydání. 36 s. ISBN: 80-7075-198-3.
- Tomášek, M. 2003. *Půdy České republiky*. Česká geologická služba. Praha. 3. vydání. 68 s. ISBN: 80-7075-607-1.
- Tremblay, A., Varfalvy, L., Roehm, C., Garneau, M. 2011. *Greenhouse Gas Emissions-Fluxes and Processes: Hydroelectric Reservoirs and Natural Environments*. Springer Science and Business Media. p. 395.

- Vacek, S., Podrázský, V., Matějka, K. 2000. Stav a vývoj lesních půd na TVP v Krkonoších v letech 1980-1998. *Opera corcontica*. 37. 150-155.
- Vacek, S., Podrázský, V., Simon, J. 2006. Lesy a ekosystémy nad horní hranicí lesa v národních parcích Krkonoš. Kostelec nad Černými lesy: FLE ČZU v Praze. 118 s. ISBN: 80-86386-86-4.
- Vácha, R., Hauptman, I., Kopp, J. 2009. Půda v České republice – Ochrana půdy. Praha: Consult Praha. 255 s. ISBN: 80-903482-4-6.
- van Hees, P. A. W., Dahlén, J., Lundström, U. S., Borén, H., Allard, B. 1999. Determination of low molecular weight organic acids in soil solution by HPLC. *Talanta*. 48. 173-179.
- van Hees, P. A. W., Jones, D. L., Godbold, D. L. 2002. Biodegradation of low molecular weight organic acids in coniferous forest podzolic soils. *Soil Biology and Biochemistry* . 34. 1261–1272.
- van Hees, P. A. W., Jones, D. L., Jentschke, G., Godbold, D. L. 2005b. Organic acid concentrations in soil solution: effects of young coniferous trees and ectomycorrhizal fungi. *Soil Biology and Biochemistry*. 37. 771–776.
- van Hees, P. A. W., Jones, D. L., Nyberg, L., Holmström, S. J. M., Godbold, D. L., Lundström, U. S. 2005a. Modelling low molecular weight organic acid dynamics in forest soils. *Soil Biology and Biochemistry*. 37. 517–531.
- van Hees, P. A. W., Vinogradoff, S. I., Edwards, A. C., Godbold, D. L., Jones, D. L. 2003. Low molecular weight organic acid adsorption in forest soils: effects on soil solution concentrations and biodegradation rates. *Soil Biology and Biochemistry*. 35. 1015–1026.
- Vaněk, V., Balík, J., Pavlíková, D., Tlustoš, P. 2007. Výživa polních a zahradních plodin. Profi Press, s. r. o. Praha. 167 s. ISBN: 976-80-86726-25-0.
- Vavříček, D., Šimková, P. 2000. Půdní prostředí přirozených smrčín 8. LVS Krkonoš. *Opera Corcontica*. 37. 156-165.
- Vesterdal, L., Clarke, N., Sigurdsson, B. D., Gundersen, P. 2013. Do tree species influence soil carbon stocks in temperate and boreal forests?. *Forest Ecology and Management*. 309. 4-18.

Vopravil, J., Khel, T., Vrabcová, T., Novák, P., Novotný, I., Hladík, J., Vašků, Z., Jacko, K., Rožnovský, J., Janeček, M., Vácha, R., Pivcová, J., Kvítek, T., Novák, P., Fučík, P., Čermák, P., Janků, J., Papaj, V., Pírková, I., Banýřová, J. 2010. Půda a její hodnocení v ČR, díl I. 2. vydání. Praha. Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v.v.i. 148 s. ISBN: 978-80-87361-05-4.

Vránová, V., Rejšek, K., Formánek, P. 2012. Vodorozpustné kořenové exsudáty rostlin: úloha a význam jejich studia. Listy cukrovarnické a řepařské. 128. 350-353.

Vránová, V., Rejšek, K., Formánek, P. 2013. Aliphatic, Cyclic, and Aromatic Organic Acids, Vitamins, and Carbohydrates in Soil: A Review. Department of Geology and Soil Science, Mendel University in Brno. p. 15.

Vrba, V., Huleš, L. Humus - půda - rostlina (2) Humus a půda. Biom.cz [online]. 2006-11-14 [cit. 2017-02-23]. Dostupné z <<http://www.biom.cz/cz/odborne-clanky/humus-puda-rostlina-2-humus-a-puda>>. ISSN: 1801-2655.

Westhoff, V., van der Maarel, E. 1978. The Braun-Blanquet approach. In: Whittaker, R.H. (Ed.), Classification of plant communities. W. Junk, The Hague. p. 289-399.

White, L. E. 2003. Soil for Fine Wines. Oxford University Press. p. 290.

Yakovchenko, V. P., Sikora, L. J. 1998. Modified dichromate method for determining low concentrations of extractable organic carbon in soil. Communications in Soil Science and Plant Analysis. 29. 421-433.

Zbírál, J., 2002. Analýzy půd II. Ústřední kontrolní úřad a zkušební ústav zemědělský laboratorní odbor. 230 s. ISBN: 80-86548-15-5.

Zbírál, J., Honsa, I. a kol. 2010. Analýza půd 1 – jednotné pracovní postupy. Ústřední kontrolní úřad a zkušební ústav zemědělský. Brno. 290 s. ISBN: 978-80-7401-031-6.

9 Seznam příloh

Příloha 1: Popis půdních sond + fotodokumentace

Příloha 2: Zastoupení jednotlivých anorganických aniontů v půdě

Příloha 3: Zastoupení jednotlivých LMMOA v půdě

Příloha 4: Fytocenologický snímek

Příloha 1: Popis půdních sond + fotodokumentace

Sonda 1

Podzol modální / reziduální mor, podložní ortorula	
půdní horizonty	mocnost (cm)
L	0-4 cm
Fm	4-5 cm
Hr	5-20 cm
E/Ahe	20-30 cm velký podíl zvětraliny
Bhs	30-45 cm tmavé záteky
R	45+ cm



Sonda 2

Podzol modální / typický mor	
půdní horizonty	mocnost (cm)
L	0-2 cm
Fm	2-5 cm
Hh	5-14 cm
Ep	14-15 cm
Bhs	15-21 cm
Bs	21-33 cm
R	33+ cm



Sonda 3

Podzol modální / typický mor	
půdní horizonty	mocnost (cm)
L	0-1 cm
Fm	1-3 cm
Hh	3-8 cm
Ahe	8-10 cm
Bhs	10-14 cm
Bs	14-44 cm
R	44+ cm



Sonda 4

Glej modální / hydromor	
půdní horizonty	mocnost (cm)
L	0-2 cm
Fm	2-4 cm
Hh	4-14 cm
Gro	rezavé partie 14-34 cm
Gor	34-56 cm šedo-zeleno-modrá
Gr	56+ cm



Sonda 5

Pseudoglej modální / typický mor	
půdní horizonty	mocnost (cm)
L	0-1 cm
Fa	1-4 cm
Hh	4-6 cm
Ah	6-14 cm
Bm1	14-24 cm
Bm2	24-46 cm
R	46+ cm

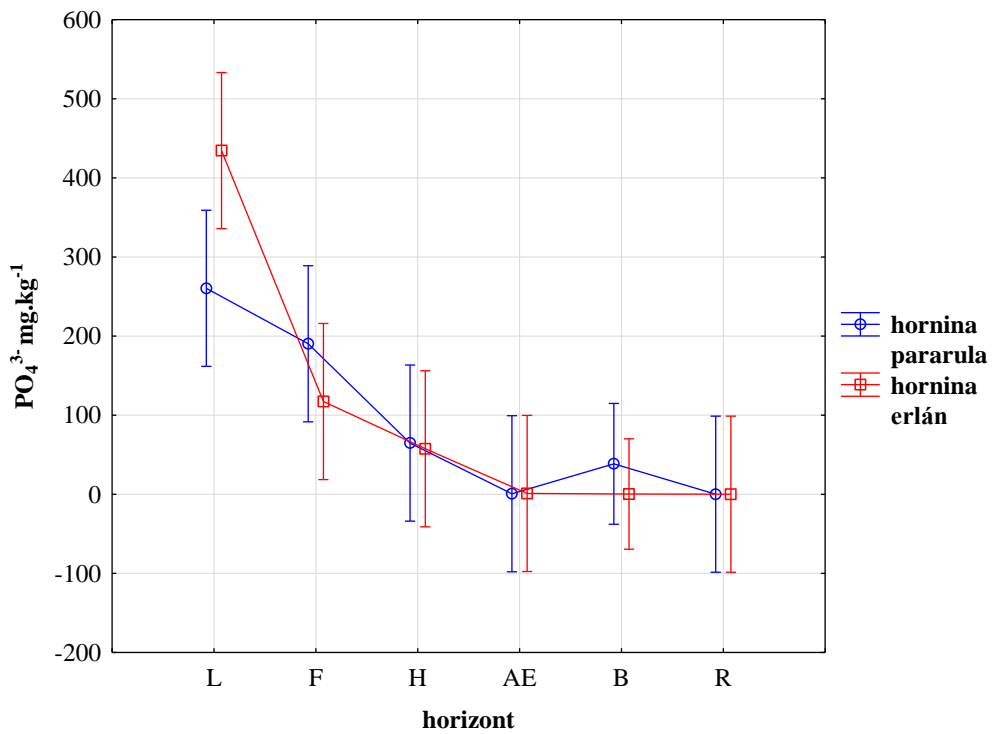


Sonda 6

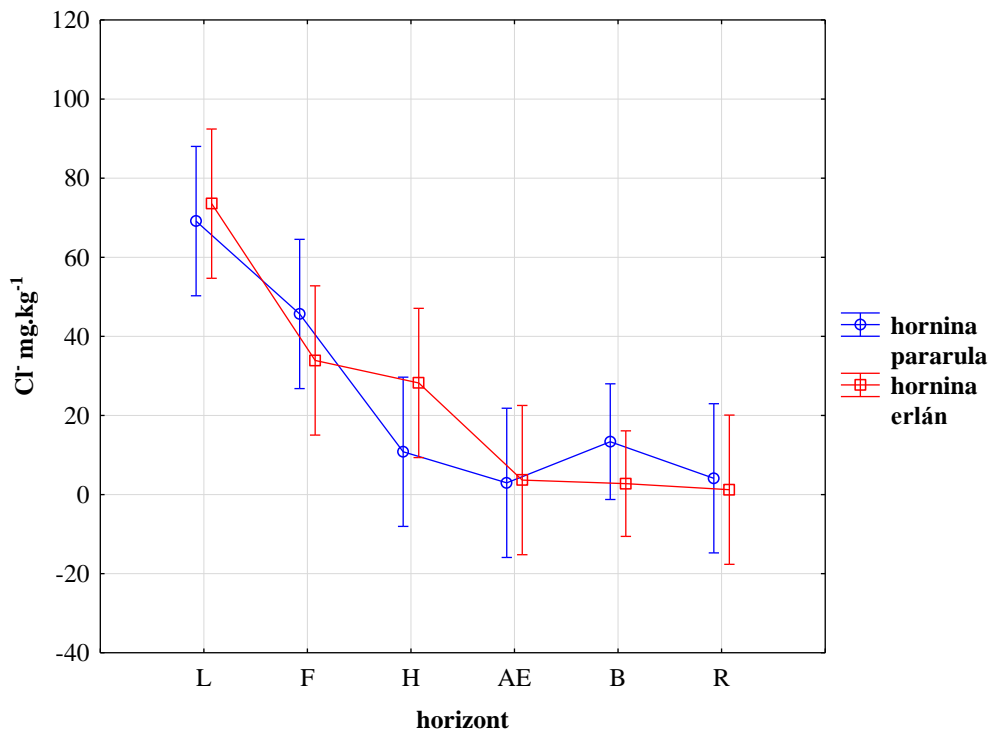
Pseudoglej modální / mor	
půdní horizonty	mocnost (cm)
L	0-1 cm
Fa	1-3 cm
H	3-7 cm
Ah	7-15 cm
Bm1	15-29 cm, malý podíl úlomků
Bm2	29-45 cm, větší podíl úlomků
R	45+ cm



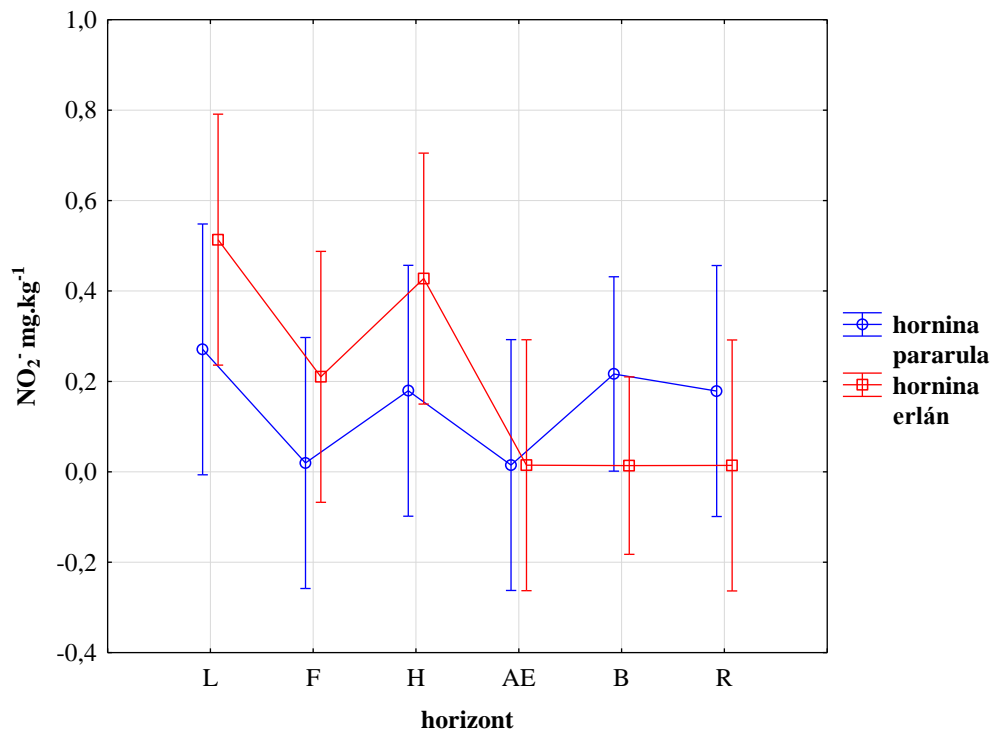
Příloha 2: Zastoupení jednotlivých anorganických aniontů v půdě



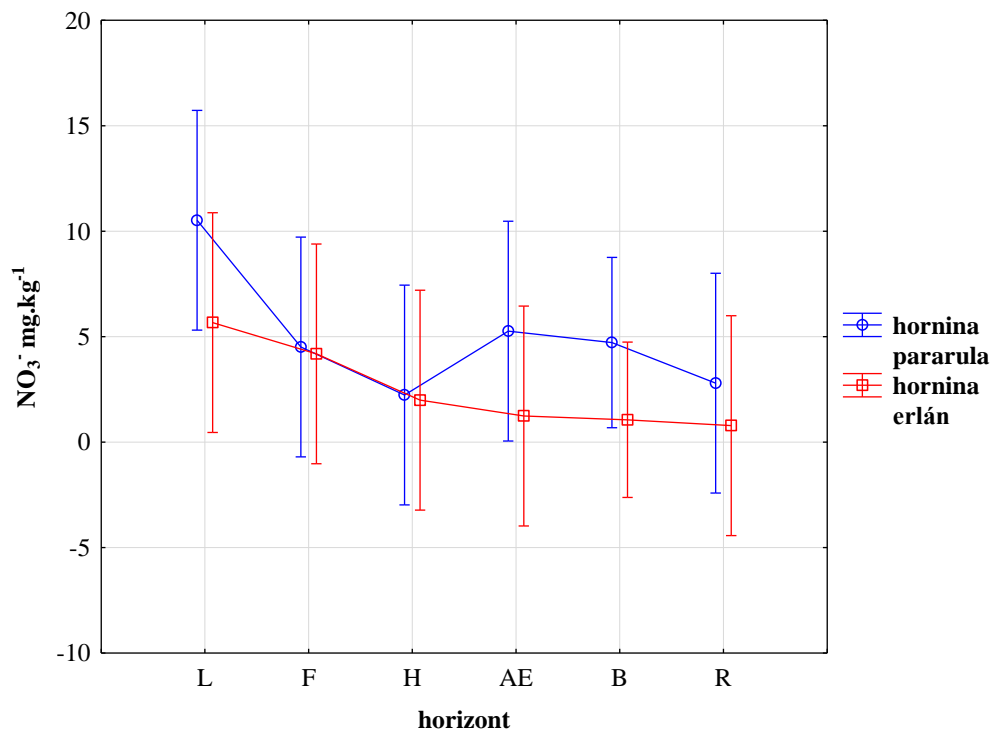
Obrázek I. Průměrné hodnoty PO_4^{3-} ($mg \cdot kg^{-1}$) v jednotlivých horizontech, porovnání průměrných hodnot pro půdy s rozdílnou mateční horninou – (40 vzorků, průměr a 95% interval spolehlivosti).



Obrázek II. Průměrné hodnoty Cl^- ($mg \cdot kg^{-1}$) v jednotlivých horizontech, porovnání průměrných hodnot pro půdy s rozdílnou mateční horninou – (40 vzorků, průměr a 95% interval spolehlivosti).

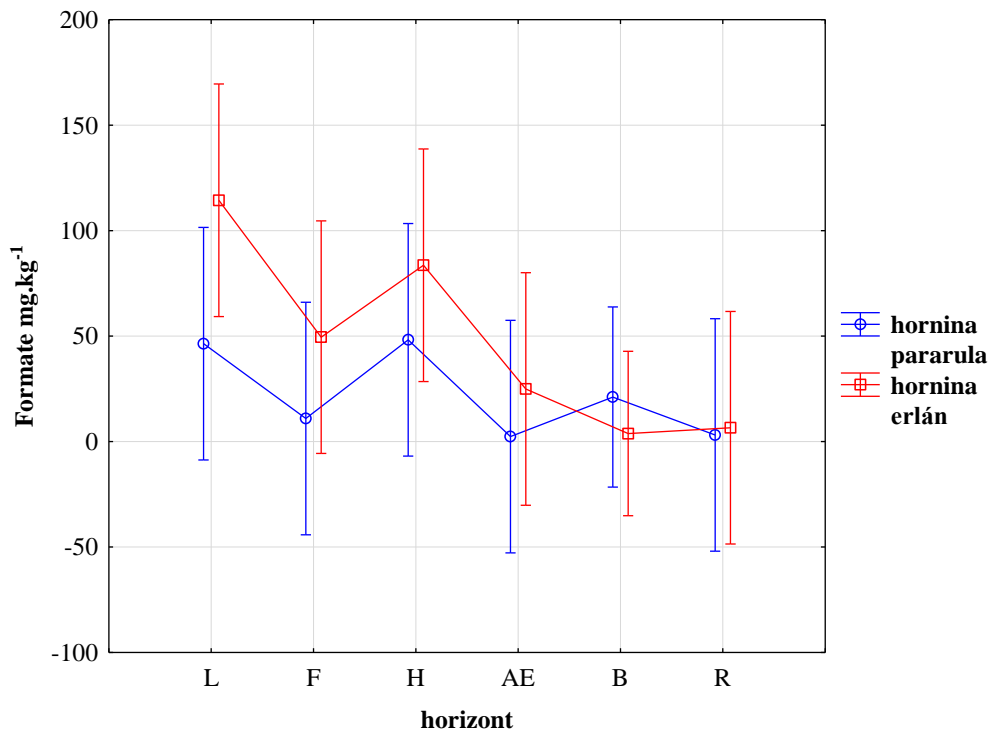


Obrázek III. Průměrné hodnoty NO₂⁻ (mg.kg⁻¹) v jednotlivých horizontech, porovnání průměrných hodnot pro půdy s rozdílnou mateční horninou – (40 vzorků, průměr a 95% interval spolehlivosti).

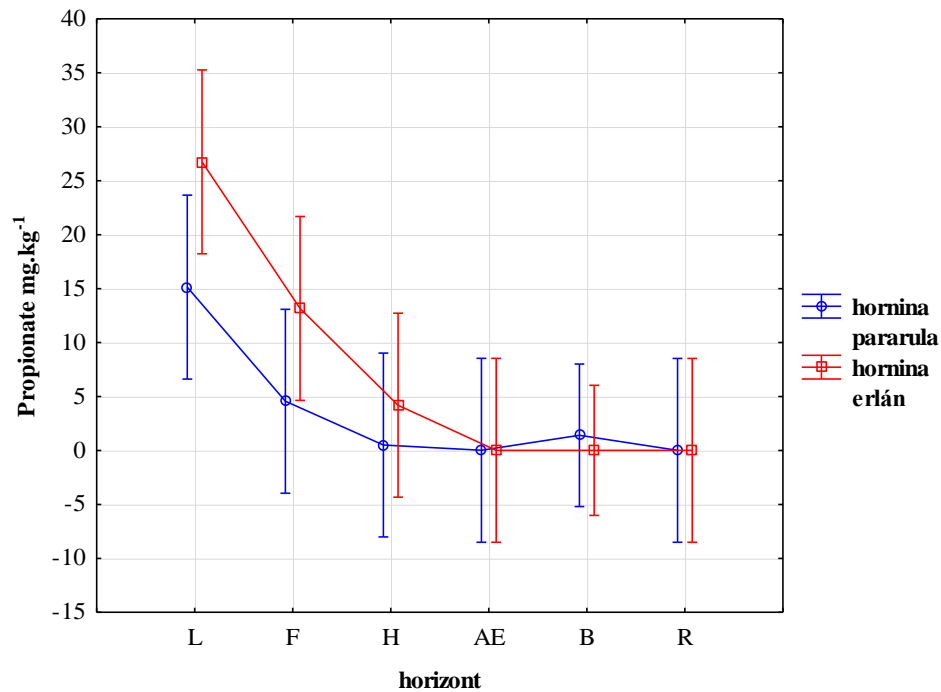


Obrázek IV. Průměrné hodnoty NO₃⁻ (mg.kg⁻¹) v jednotlivých horizontech, porovnání průměrných hodnot pro půdy s rozdílnou mateční horninou – (40 vzorků, průměr a 95% interval spolehlivosti).

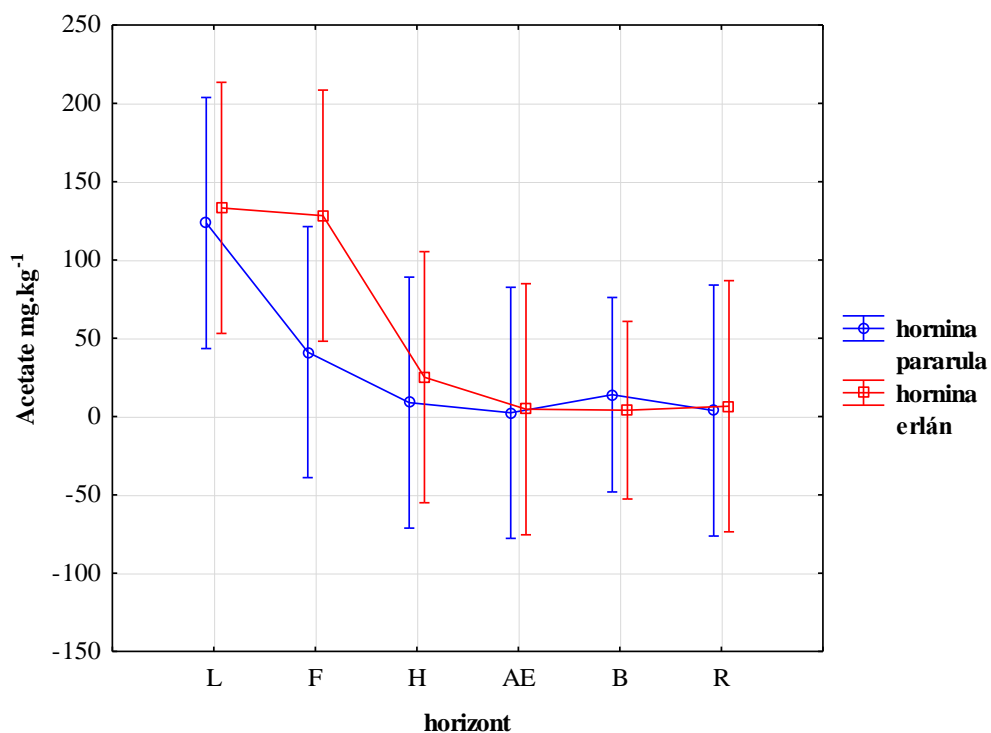
Příloha 3: Zastoupení jednotlivých LMMOA v půdě



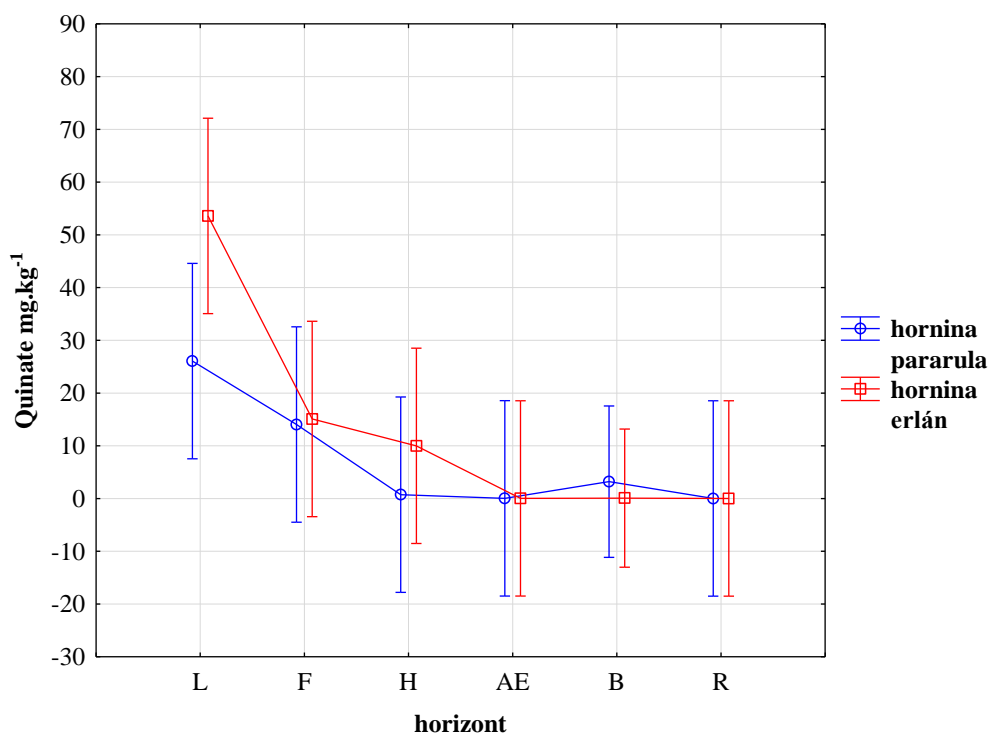
Obrázek V. Průměrné hodnoty formate ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) v jednotlivých horizontech, porovnání průměrných hodnot pro půdy s rozdílnou mateční horninou – (40 vzorků, průměr a 95% interval spolehlivosti).



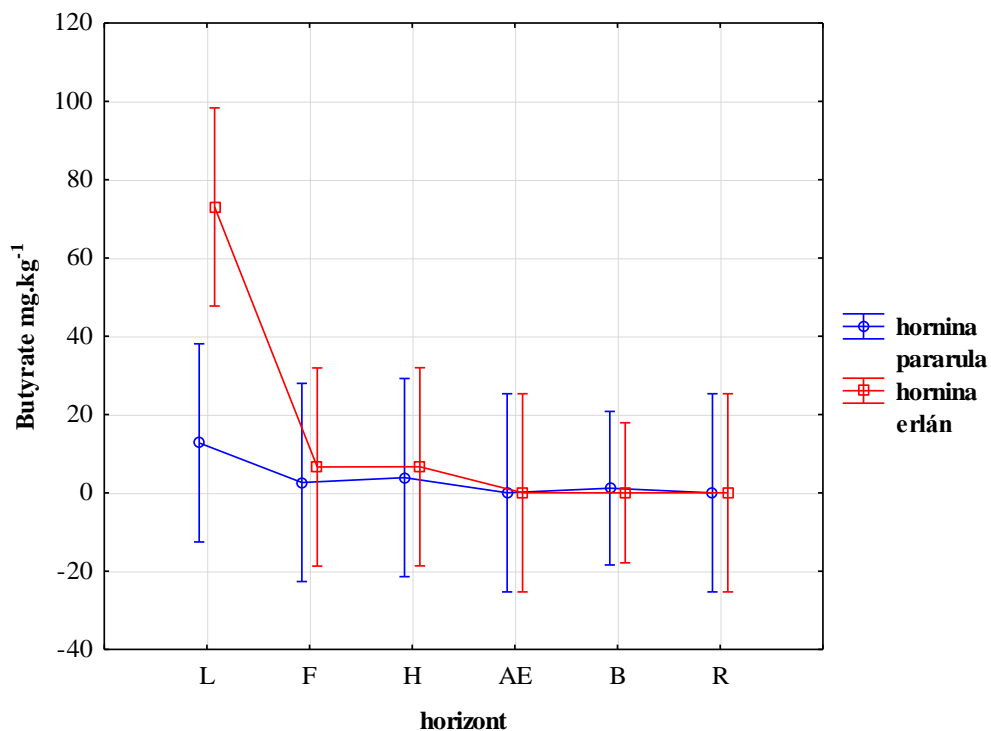
Obrázek VI. Průměrné hodnoty propionate ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) v jednotlivých horizontech, porovnání průměrných hodnot pro půdy s rozdílnou mateční horninou – (40 vzorků, průměr a 95% interval spolehlivosti).



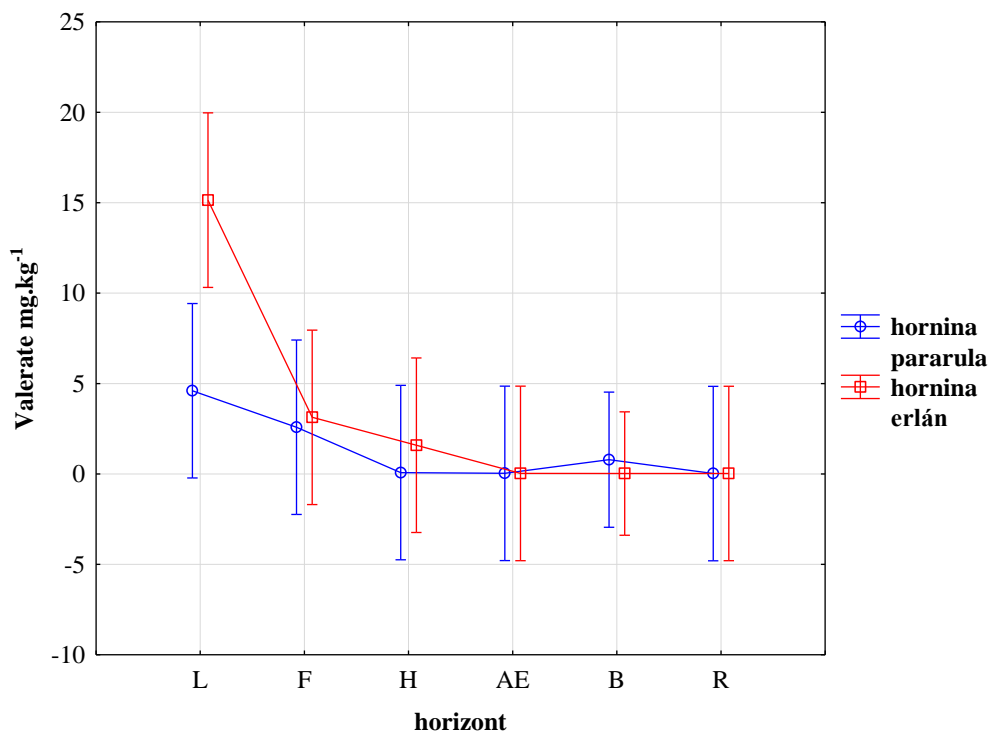
Obrázek VII. Průměrné hodnoty acetate ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) v jednotlivých horizontech, porovnání průměrných hodnot pro půdy s rozdílnou mateční horninou – (40 vzorků, průměr a 95% interval spolehlivosti).



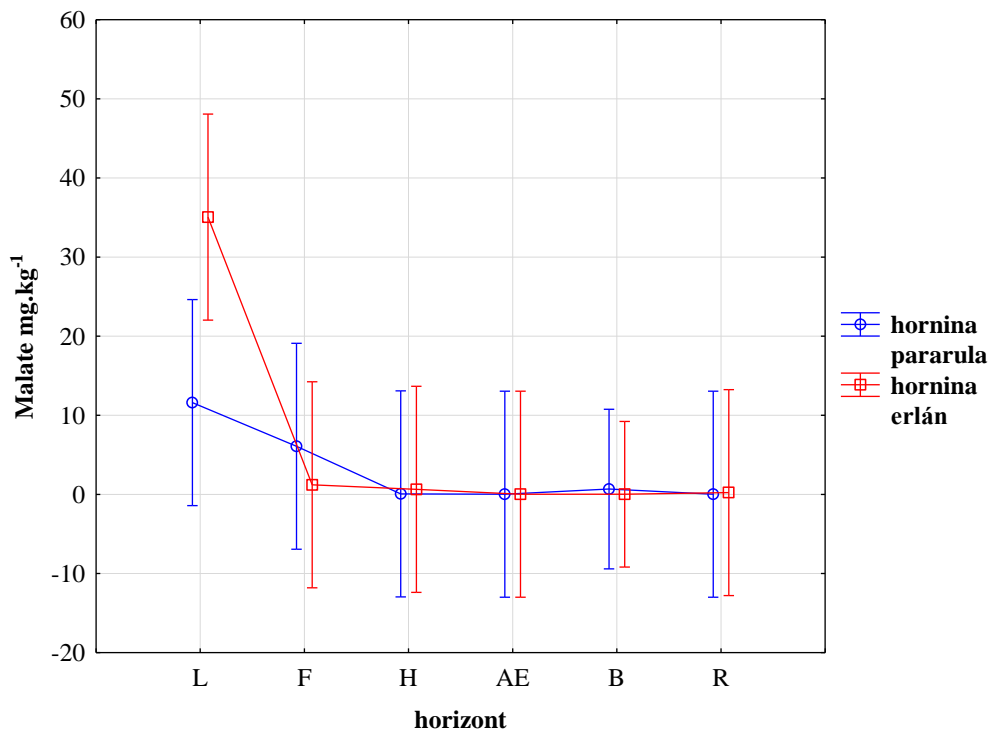
Obrázek VIII. Průměrné hodnoty quinate ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) v jednotlivých horizontech, porovnání průměrných hodnot pro půdy s rozdílnou mateční horninou – (40 vzorků, průměr a 95% interval spolehlivosti).



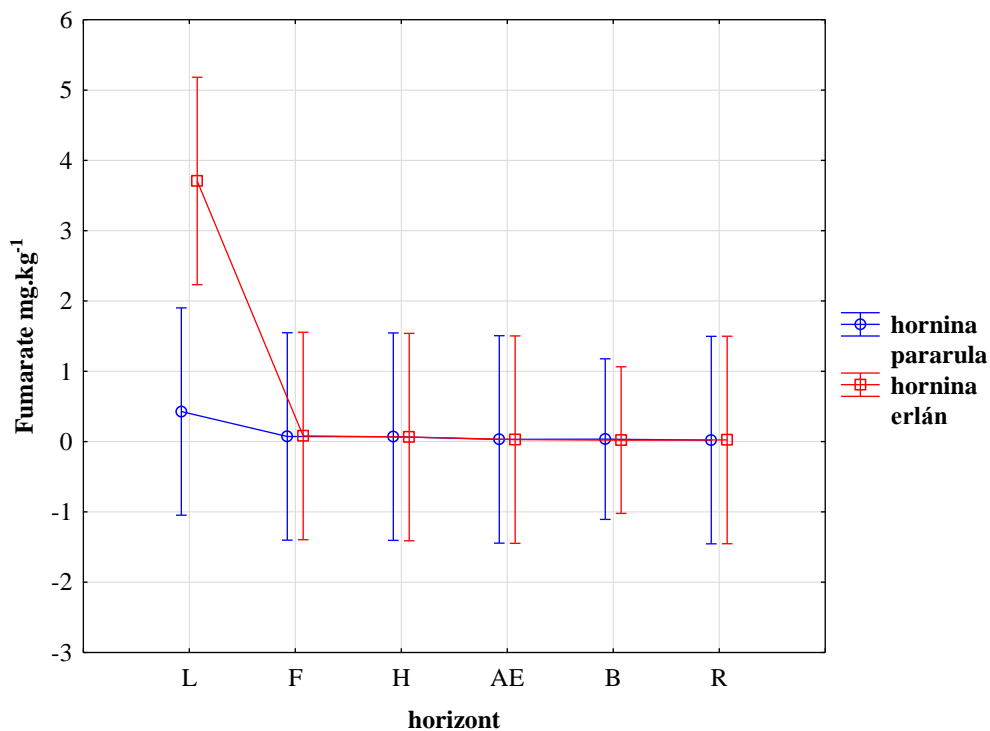
Obrázek IX. Průměrné hodnoty butyrate ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) v jednotlivých horizontech, porovnání průměrných hodnot pro půdy s rozdílnou mateční horninou – (40 vzorků, průměr a 95% interval spolehlivosti).



Obrázek X. Průměrné hodnoty valerate ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) v jednotlivých horizontech, porovnání průměrných hodnot pro půdy s rozdílnou mateční horninou – (40 vzorků, průměr a 95% interval spolehlivosti).



Obrázek XI. Průměrné hodnoty malate ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) v jednotlivých horizontech, porovnání průměrných hodnot pro půdy s rozdílnou mateční horninou – (40 vzorků, průměr a 95% interval spolehlivosti).



Obrázek XII. Průměrné hodnoty fumarate ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) v jednotlivých horizontech, porovnání průměrných hodnot pro půdy s rozdílnou mateční horninou – (40 vzorků, průměr a 95% interval spolehlivosti).

Příloha 4: Fytocenologický snímek

Horní Malá Úpa - erlán

Biotop: kulturní les – smrková monokultura s průměrem kmenoviny cca 30-35 cm

Plocha snímku: 20x20 m

Fytocenologický snímek: E₃ (70%) – 4: *Picea abies*; E₂ (0%); E₁ (55%) – 3: *Vaccinium myrtillus*, +: *Sorbus aucuparia* juv., *Calamagrostis villosa*, *Picea abies* juv., *Dryopteris carthusiana*, *Oxalis acetosella*, *Hieracium sylvaticum*, *Homogyne alpina*, r: *Maianthemum bifolium*; E₀ (25%) – 2b: *Polytrichum commune*, 2m: cf. *Paraleucobryum longifolium*.

Horní Malá Úpa - ortorula

Biotop: kulturní les – smrková monokultura s průměrem kmenoviny cca 30-40 cm

Plocha snímku: 20x20 m

Fytocenologický snímek: E₃ (85%) – 5: *Picea abies*; E₂ (0%); E₁ (20%) – 2a: *Homogyne alpina*, *Calamagrostis villosa*, 1: *Oxalis acetosella*, *Dryopteris dilatata*, +: *Picea abies* juv., *Vaccinium myrtillus*, *Maianthemum bifolium*, *Sorbus aucuparia* juv., *Hieracium sylvaticum*; E₀ (15%) – 2b: *Polytrichum commune*.

Modifikovaná devítičlenná Braun-Blanquetova stupnice:

r	druh vzácný (1 - 2 jedinci)
+	pokryvnost do 1 %
1	pokryvnost 1 – 5 %
2m	pokryvnost 5 %
2a	pokryvnost 5 – 15 %
2b	pokryvnost 15 – 25 %
3	pokryvnost 25 – 50 %
4	pokryvnost 50 – 75 %
5	pokryvnost 75 – 100 %