

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra pedologie a ochrany půd



Určení aktuálního stavu acidifikace lesních půd Jizerských hor

Bakalářská práce

Autor práce: Klára Tesaříková

Obor studia: Udržitelné využívání přírodních zdrojů

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

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

© 2018 ČZU v Praze

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou bakalářskou práci "Určení aktuálního stavu acidifikace lesních půd Jizerských hor" jsem vypracovala samostatně pod vedením vedoucího bakalářské práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autorka uvedené bakalářské práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušila autorská práva třetích osob.

V Praze dne 20. 4. 2018

Poděkování

Ráda bych touto cestou poděkovala RNDr. Václavovi Tejneckému, Ph.D. za příležitost zapojit se v rámci bakalářské práce do projektu Grantové služby Lesů České republiky „Jizerské hory“ a za vstřícný přístup a vysvětlování dané problematiky. Za měření dat u odebraných vzorků bych chtěla poděkovat doc. Ing. Ondřejovi Drábkovi, Ph. D. Dále mé díky patří rodině a přátelům, a to především za trpělivost a podporu.

Určení aktuálního stavu acidifikace lesních půd Jizerských hor

Souhrn

Acidifikace je přirozený proces degradace lesních půd, který nabývá na intenzitě vlivem lidské činnosti. Jedním z příkladů je nadměrné spalování fosilních paliv, jehož prostřednictvím docházelo v minulém století k produkci vysokého množství emisí NO_x a SO_2 , zodpovědných za kyselou dešť. Vedle těchto sloučenin byl významným zdrojem emisí také amoniak, pocházející ze zemědělské činnosti.

Cílem praktické části této práce bylo určení aktuálního stavu acidifikace lesních půd v Jizerských horách, což je chráněná krajinná oblast v severní části České republiky. Území Jizerských hor bylo vzhledem k nadměrné produkci emisí síry a prachu součástí takzvaného Černého trojúhelníku, emisemi nejvíce postiženou část střední Evropy. Ačkoliv se zavedením zákona č. 309/1991 Sb. došlo k výraznému snížení emisí sloučenin dusíku a síry, problém acidifikace lesních půd stále přetrvává.

V rámci výzkumného projektu Grantové služby Lesů České republiky (dále jen GS LČR), do kterého byl zapojen Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, v. v. i. (dále jen VÚLHM), Česká zemědělská univerzita v Praze a Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský, byl sledován aktuální stav výživy a zátěže potenciálně rizikovými prvky u lesních porostů horských území lesních správ Jablonec nad Nisou a Frýdlant v Čechách.

V květnu a červnu roku 2017 byly na deseti různých lokalitách odebírány půdní vzorky, a to z půdní sondy z celého profilu. Dále byly na třiceti odběrových místech podle platné metodiky pro výběr ploch pro chemickou melioraci odebrány směsné vzorky, a to vždy vytvořením směsi ze třech vzorků dané lokality pro každý horizont.

U takto odebraných vzorků pak v laboratořích VÚLHM probíhalo stanovení pH. V laboratořích Katedry pedologie a ochrany půd České zemědělské univerzity v Praze (dále jen KPOP ČZU) probíhalo stanovení pseudototálního obsahu hlavních živin a prvků (Ca, K, Mg, Fe, S, Al) a potenciálně rizikových prvků (As, Cu, Mn, Pb, Zn) ve výluhu lučavkou královskou.

Nejnižší průměrné hodnoty $\text{pH}/\text{H}_2\text{O}$ byly naměřeny ve svrchních horizontech, směrem do hloubky se pak zvyšují. V hloubkách 40-80 cm se průměrné hodnoty $\text{pH}/\text{H}_2\text{O}$ pohybují okolo 5. Průměrné hodnoty pH/KCl v FH horizontech jsou nižší než 3,5. Směrem do hloubky půdních profilů dochází k nárůstu hodnot.

Nejvyšší koncentrace hlavních živin (Ca, Mg a K) byly naměřeny ve vzorcích z hloubek 40–80 cm. V povrchových FH horizontech byl zjištěn vysoký obsah P a S, ale nízká koncentrace Mg a K. Nejvíce Fe je dle výsledků měření obsaženo v B horizontech, nejvyšší obsah Al byl pak naměřen ve spodních částech horizontů. Vyšší koncentrace As, jakožto potenciálně rizikového prvku, byly shledány ve svrchních částech půdních profilů. Nejvyšší koncentrace Cu, Zn a Pb byly naměřeny v FH horizontech, oproti tomu obsah Mn je v FH horizontech nejnižší a směrem do hloubky půdních profilů se zvyšuje.

Ve výluhu lučavkou královskou dochází k rozpuštění minerálních vazeb a stanovuje se tedy pouze potenciální obsah prvků v půdě. V diplomové práci bude na prvotní výzkum navázáno také sledováním speciace hliníku.

Klíčová slova: acidifikace, lesní půdy, speciace Al, rizikové prvky

Determining the actual state of acidification of forest soils in Jizera Mountains

Summary

Acidification is the natural forest soil degradation process whose intensity increases due to human activity. One example is excessive burning of fossil fuels. In the last century, this burning was the cause of high NO_x and SO₂ emissions, that are behind the acid rain formation. Next to these compounds, ammonia was also important source of emissions. ammonia came from agricultural activity.

The aim of the practical part was to determine the actual state of acidification of forest soils in Jizera Mountains which is protected landscape area in the northern part of the Czech Republic. Area of Jizera Mountains was a part of the so called Black Triangle, due to excessive production of sulfur emissions. Black Triangle is the most emission-affected area in Central Europe. Although with the introduction of Act No. 309/1991 Coll. there has been a significant reduction in emissions of nitrogen and sulfur compounds, the problem of acidification of forest soils persists.

Within the framework of the research project of the Grant Service of Forests of the Czech Republic, to which the Forestry and Game Management Research Institute, Czech University of Life Sciences Prague and the Central Institute for Supervising and Testing in Agriculture were involved and the current state of nutrition and the load of potentially toxic elements were measured in the forest stands of the mountain areas of forest administrations Jablonec nad Nisou and Frýdlant v Čechách.

In May and June 2017, by using a soil probe there were picked up soil samples at ten different locations. These were samples from the whole soil profile. Additionally, mixed samples were collected at thirty sampling sites according to a valid methodology for selecting areas for chemical melioration, always by creating a mixture of three samples of a given site for each horizon.

pH determination of these samples was carried out at the laboratories of the Forestry and Game Management Research Institute. In the laboratories of the Department of Pedology and Soil Protection of the Czech University of Life Sciences Prague, the pseudototal content of the main nutrients and elements (Ca, K, Mg, Fe, S, Al) and potentially hazardous elements (As, Cu, Mn, Pb, Zn) have been determined in the aqua regia extract.

The lowest average pH/H₂O values were measured in the upper horizons, increasing in the direction of the depth. At depths of 40-80 cm, the average pH/H₂O are about 5. The average pH/KCl in FH horizons are less than 3.5 and they are increasing in the direction of the depth.

The highest concentrations of major nutrients (Ca, Mg and K) were measured in depth samples from depth of 40-80 cm. In the surface FH horizons, a high content of P and S was found but a low concentration of Mg and K. Most Fe is measured in B horizons, the highest Al content was then measured in the lower parts of the horizons. Higher concentrations of As, as a potentially risk element, were found in the upper parts of soil profiles. The highest concentrations of Cu, Zn and Pb were measured in FH horizons, on the other hand, the Mn content is the lowest in the FH horizons and increases in the depth of the soil profiles.

In the aqua regia extract the mineral bonds dissolve. Therefore, only the potential content of elements in the soil is determined. In the diploma thesis, the primary research will also be followed by the observation of aluminium speciation.

Keywords: acidification, forest soils, Al speciation, toxic elements

Obsah

1	Úvod	1
2	Hypotéza	2
3	Cíl práce	2
4	Lesní ekosystém	3
4.1	Složky lesních ekosystémů	3
5	Vlastnosti lesních půd	9
6	Degradace lesních půd	10
6.1	Acidifikace	11
6.1.1	Příčiny acidifikace	13
6.1.2	Chování hliníku.....	16
6.1.3	Ozdravení lesních půd z účinků acidifikace	19
7	Materiály a metody	20
7.1	Popis lokality	20
7.2	Odběry půdních vzorků	20
7.3	Stanovení pH	22
7.3.1	Postup.....	22
7.4	Pseudototální obsah prvků	23
7.4.1	Postup.....	23
7.5	Výpočty	24
7.6	Zpracování dat	24
8	Výsledky	25
8.1	Stanovení pH	25
8.1.1	pH/H ₂ O	25
8.1.2	pH/KCl.....	26
8.2	Pseudototální obsah hlavních prvků v půdě	27
8.3	Pseudototální obsah potenciálně rizikových prvků v půdě	36
8.4	Molární poměr Ca/Al	43
8.5	Poměr průměrných koncentrací Al/BC	43
9	Diskuze	45
9.1	Stanovení pH	45
9.2	Pseudototální obsah prvků	46
9.3	Porovnání výsledků s předchozími studiemi	47
10	Závěr	49
11	Seznam literatury	50
12	Samostatné přílohy	60

Seznam tabulek

Tab. č. 1: typy podloží a půd, formy humusu jednotlivých odběrových lokalit

Tab. č. 2: nadmořské výšky jednotlivých odběrových lokalit

Tab. č. 3: průměrné molární poměry Ca/Al ve směsných vzorcích

Tab. č. 4: průměrné molární poměry Ca/Al ve vzorcích z půdních sond

Seznam grafů

Graf č. 1: hodnoty aktivního pH (pH/H₂O) ve směsných vzorcích (průměr a 95% interval spolehlivosti)

Graf č. 2: hodnoty aktivního pH (pH/H₂O) ve vzorcích z půdních sond (průměr a 95% interval spolehlivosti)

Graf č. 3: hodnoty výměnného pH (pH/KCl) ve směsných vzorcích (průměr a 95% interval spolehlivosti)

Graf č. 4: hodnoty výměnného pH (pH/KCl) ve vzorcích z půdních sond (průměr a 95% interval spolehlivosti)

Graf č. 5: hodnoty pseudototálního obsahu Ca ve směsných vzorcích (průměr a 95% interval spolehlivosti)

Graf č. 6: hodnoty pseudototálního obsahu Ca ve vzorcích z půdních sond (průměr a 95% interval spolehlivosti)

Graf č. 7: hodnoty pseudototálního obsahu Mg ve směsných vzorcích (průměr a 95% interval spolehlivosti)

Graf č. 8: hodnoty pseudototálního obsahu Mg ve vzorcích z půdních sond (průměr a 95% interval spolehlivosti)

Graf č. 9: hodnoty pseudototálního obsahu K ve směsných vzorcích (průměr a 95% interval spolehlivosti)

Graf č. 10: hodnoty pseudototálního obsahu K ve vzorcích z půdních sond (průměr a 95% interval spolehlivosti)

Graf č. 11: hodnoty pseudototálního obsahu P ve směsných vzorcích (průměr a 95% interval spolehlivosti)

Graf č. 12: hodnoty pseudototálního obsahu P ve vzorcích z půdních sond (průměr a 95% interval spolehlivosti)

Graf č. 13: hodnoty pseudototálního obsahu Fe ve směsných vzorcích (průměr a 95% interval spolehlivosti)

Graf č. 14: hodnoty pseudototálního obsahu Fe ve vzorcích z půdních sond (průměr a 95% interval spolehlivosti)

Graf č. 15: hodnoty pseudototálního obsahu Al ve směsných vzorcích (průměr a 95% interval spolehlivosti)

Graf č. 16: hodnoty pseudototálního obsahu Al ve vzorcích z půdních sond (průměr a 95% interval spolehlivosti)

Graf č. 17: hodnoty pseudototálního obsahu S ve směsných vzorcích (průměr a 95% interval spolehlivosti)

Graf č. 18: hodnoty pseudototálního obsahu S ve vzorcích z půdních sond (průměr a 95% interval spolehlivosti)

Graf č. 19: hodnoty pseudototálního obsahu As ve směsných vzorcích (průměr a 95% interval spolehlivosti)

Graf č. 20: hodnoty pseudototálního obsahu As ve vzorcích z půdních sond (průměr a 95% interval spolehlivosti)

Graf č. 21: hodnoty pseudototálního obsahu Cu ve směsných vzorcích (průměr a 95% interval spolehlivosti)

Graf č. 22: hodnoty pseudototálního obsahu Cu ve vzorcích z půdních sond (průměr a 95% interval spolehlivosti)

Graf č. 23: hodnoty pseudototálního obsahu Mn ve směsných vzorcích (průměr a 95% interval spolehlivosti)

Graf č. 24: hodnoty pseudototálního obsahu Mn ve vzorcích z půdních sond (průměr a 95% interval spolehlivosti)

Graf č. 25: hodnoty pseudototálního obsahu Pb ve směsných vzorcích (průměr a 95% interval spolehlivosti)

Graf č. 26: hodnoty pseudototálního obsahu Pb ve vzorcích z půdních sond (průměr a 95% interval spolehlivosti)

Graf č. 27: hodnoty pseudototálního obsahu Zn ve směsných vzorcích (průměr a 95% interval spolehlivosti)

Graf č. 28: hodnoty pseudototálního obsahu Zn ve vzorcích z půdních sond (průměr a 95% interval spolehlivosti)

Graf č. 29: poměr koncentrací hliníku a bazických prvků (Ca, Mg, K) ve vzorcích z půdních sond (průměr a 95% interval spolehlivosti)

Graf č. 30: poměr koncentrací hliníku a bazických prvků (Ca, Mg, K) ve směsných vzorcích (průměr a 95% interval spolehlivosti)

Seznam příloh

Příloha č. 1: půdní profil v lokalitě Rozmezí nad Kristiánovem (půdní typ: kambizem modální/dystrická)

Příloha č. 2: půdní profil v lokalitě Promenádní – u bunkru (půdní typ: podzol modální)

Příloha č. 3: půdní profil v lokalitě vodní nádrž Bedřichov (půdní typ: glej hydroeluviovaný)

Příloha č. 4: umístění CHKO Jizerské hory na mapě České republiky

Příloha č. 5: oblast CHKO Jizerské hory

Příloha č. 6: půdní mapa ČR s detailnějším pohledem na Jizerské hory

Příloha č. 7: mapa půdních typů v Libereckém kraji

Příloha č. 8: kritéria pro hodnocení půdní reakce lesních půd

1 Úvod

Acidifikace lesních půd je globální problém, postihující zejména vysokohorské oblasti. Ačkoliv se jedná o přirozený proces, vlivem lidské činnosti nabyla intenzita acidifikace obrovských rozměrů, které vedly k rozsáhlému úbytku a dlouhotrvajícímu poškození vysokohorských lesů. Jizerské hory jsou jednou z oblastí v České republice, které byly takto zasaženy a na nichž jsou důsledky acidifikace dodnes patrné.

Příčinou antropogenní acidifikace, jež vrcholila v 80. letech minulého století, bylo především spalování fosilních paliv, především pak hnědého uhlí. Emise dusíku a síry, jež jsou při spalování uvolňovány, vstupují do atmosféry, kde reagují s vodou za vzniku minerálních kyselin (HNO_3 , H_2SO_4). Vlivem přítomnosti rozpuštěných kyselin dochází k okyselení srážek, které na povrch dopadají jako takzvaný kyselý déšť.

Kyseliny z atmosféry se ukládají na povrchu listů či jehlic stromů, které tvoří opad, jehož prostřednictvím pak dochází k okyselení samotných půd. Na povrchu jehlic a listů mohou být zachyceny také samotné plyny (SO_2 , NO_x), které jsou smývány srážkami, prostřednictvím kterých se dostávají do půdy. To se projevuje poklesem hodnot pH a následným uvolněním určitých forem hliníku, které jsou pro rostliny toxické a jsou tedy zodpovědné za zhoršení zdravotního stavu stromů. Vedle toho dochází také k vyplavování bazických kationtů (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+) z půdy.

Počátkem 90. letch vešel v platnost zákon č. 309/1991 Sb., nařizující odsíření zdrojů hlavních zdrojů SO_2 v České republice. Uplatnění legislativy vedlo ke zlepšení stavu ovzduší, půdy však nejsou vzhledem k přetrvávající zásobě velkého množství síry schopné plnohodnotné regenerace.

Snaha zamezit další degradaci lesních půd okyselením spočívá například v minimalizaci vstupů dusičnanů do půd či ve změně způsobu výroby energie, kdy uhlí může být nahrazeno zemním plynem či může být využito energie z jaderných elektráren. Ke zmírnění projevů acidifikace, jako je například pokles pH bývá využito chemické meliorace dolomitickým vápencem.

2 Hypotéza

Po poklesu emisí v 90. letech minulého století došlo ke znatelnému zlepšení stavu acidifikace v Jizerských horách. Avšak současný stav acidifikace lesních půd je nadále ovlivňován zátěží a je tedy stále nepříznivý.

3 Cíl práce

Určit aktuální stav acidifikace lesních půd v oblasti Jizerských hor.

4 Lesní ekosystém

Ekosystém je komplex interakcí mezi biotickými a abiotickými složkami (Whalen and Sampedro, 2010). Lane (2003) uvádí, že pojmem ekosystém lze souhrnně označit organismy a prostředí, ve kterém žijí. Každý místní ekosystém je pak součástí většího souboru ekosystémů (Hart et al., 2008).

Lesní ekosystémy zabírají přibližně třetinu zemského povrchu (Hart et al., 2008). V České republice podle údajů FAO z roku 2015 pokrývají lesy 34,5 % z celkové rozlohy, přičemž více jak tři čtvrtiny lesních porostů tvoří jehličnaté dřeviny. Převážně se jedná o uměle vytvořené ekosystémy (Hruška a Kopáček, 2005).

Vzhledem k tomu, že lesní vegetace tvoří více než dvě třetiny listové plochy všech rostlin na Zemi, probíhá v lesích většina fotosyntézy (Hart et al., 2008). Lesní ekosystémy mají také významné postavení v globálním cyklu uhlíku, neboť přibližně 50 % pozemských zdrojů organické formy tohoto prvku je uloženo právě v lesích a lesní biomasa je rovna přibližně 80 % suchozemské biomasy (Hassan et al., 2005).

Nepostradatelnou roli mají lesy v koloběhu vody. Vzhledem k vysoké transpiraci se lesní porosty podílí na tvorbě srážek, dále také ovlivňují regulaci proudění a kvalitu vody. Díky tomu mohou mít značný vliv na regionální i globální klima. Vypalování rozlehlých lesních ploch naopak vede ke snížení srážkového úhrnu, neboť při spalování dochází k uvolňování oxidu uhličitého, což přispívá ke skleníkovému efektu (Hart et al., 2008). Lesní porosty mají také ochrannou funkci, dokážou chránit půdu před erozí a vodní zdroje před kontaminací (Hassan et al., 2005).

4.1 Složky lesních ekosystémů

Flora

Hlavní biologickou složkou lesních ekosystémů je vegetace, kterou lze dělit na pozemní vegetaci a stromy (Starlinger et al., 2011; Buriánek et al., 2013).

Pozemní vegetací se rozumí veškeré rostlinné složky ekosystému kromě stromů a přisedle žijících mechů a lišejníků a lze ji dělit do třech vrstev: E0 – mechová vrstva, do které řadíme pozemní mechorosty a lišejníky; E1 – bylinné patro, kam patří veškeré byliny, sazenice stromů do 0,5m a vybrané rody zakrslých keřů (např. rod *Vaccinium*); a keřová vrstva E2, do které náleží keře, malé stromy a popínavé rostliny dosahující výšky max. 5 m (Buriánek et al., 2013).

Přítomnost vegetace má značný vliv na vlhkost půdy (Fisher and Binkley, 2000; Starlinger et al., 2011). Důležitou roli hrají rostliny také v koloběhu živin či při výměně atmosférických plynů a jsou zdrojem primární lesní produkce (Starlinger et al., 2011).

Druhové složení či struktura vegetačního pokryvu jsou důležitými faktory pro hodnocení biologické rozmanitosti lesních ekosystémů a mohou sloužit jakou bioindikátory ekologických změn (Starlinger et al., 2011). Podle stavu vegetace lze také stanovit úroveň kritického zatížení ekosystémů (Starlinger et al., 2011; Buriánek et al., 2013).

Fauna

Organismy žijící v půdě se souhrnně nazývají edafon. Podle velikosti se půdní organismy dělí na makrofaunu (>2 mm), mesofaunu (0,1–2 mm) a mikrofaunu (<0,1 mm).

Zástupci makrofauny (především členovci) jsou zodpovědní nejen za tvorbu makropórů, jejichž prostřednictvím dochází k infiltraci a výměně plynů, ale také za mísení půdy, které je v případě lesních půd obzvláště důležité, neboť se na něm na rozdíl od kultivovaných půd nepodílí člověk. Žížala obecná (*Lumbricus terrestris*) může v některých případech tvořit více než tři čtvrtiny hmotnosti půdní fauny, což z ní dělá nepostradatelnou součást edafonu (Fisher and Binkley, 2000).

Menší členovci, kteří svou velikostí odpovídají zařazení do mesofauny, či mikroskopičtí vířníci a hlístice, se podílejí na mineralizačních a rozkladných procesech. Neméně důležitou rolí půdních organismů a mikroorganismů je aktivní účast na koloběhu živin (Fisher and Binkley, 2000, Osman, 2013a).

Díky příznivým klimatickým podmínkám je fauna i flora v lesních půdách velice aktivní (Fisher and Binkley, 2000). Nejpříznivější prostředí pro výskyt většiny půdních organismů vytváří horizonty O a A (Binkley and Fisher, 2013).

Půda

Půda, jakožto svrchní část litosféry, je neobnovitelným přírodním zdrojem. Více jak polovina objemu veškerých půd je tvořena pevnou složkou, zbývající částí jsou póry, vyplněné buď vodou nebo vzduchem (Fisher and Binkley, 2000). Osman (2013a) definuje půdu jako přírodní nezpevněný materiál na povrchu Země. Půdní vrstvu Země obecně označujeme jako pedosféru.

Jedná se o důležitou součást lesního ekosystému, neboť výrazně ovlivňuje odolnost celého systému, a tím i jeho stabilitu. Samotná půda může být považována za poměrně stabilní

složku lesních ekosystémů s ohledem na dlouhodobý charakter jejího vzniku (Klimo et al., 2006).

Půda slouží jako zásobárna živin a vody (Osman, 2013a) a dovede poutat některé toxické látky (Fisher and Binkley, 2000). Schopnost půdy regulovat a zadržovat vodu závisí na její struktuře a obsahu organických látek (Starlinger et al., 2011). V neposlední řadě je půdní prostředí domovem pro mnoho druhů organismů (Osman, 2013a), slouží tedy také jako rezerva genů (Lal et al., 1998).

Převládajícím půdním typem na území České republiky jsou podle Taxonomického klasifikačního systému půd ČR kambizemě (Němeček a kol., 2011) (viz Příloha č. 6). Tento typ převládá také na většině lesnatých území České republiky, s výjimkou horských jehličnatých lesů, kde se setkáváme především s podzoly či kryptopodzoly. Dalším typem, který se může vyskytovat v lesích je ranker z referenční třídy Leptosoly (Němeček a kol., 2011).

Půdotvorné faktory

Důležitým půdotvorným faktorem je povaha matečné horniny (Jenny, 1995). Vznik půdy pak závisí především na jejím původu, tedy zda je vyvřelá, magmatická či metamorfovaná. Například ke vzniku půdního typu podzol dochází na kyselých vyvřelých horninách (žula), bohatých na jednomocné kationty a vyznačujících se vysokým obsahem křemene (Jenny, 1995; Derome et al., 2008). Od povahy matečné horniny a typu půdy se dále odvíjí také druhové složení lesa (Fisher and Binkley, 2000). Například borovice preferují kyselější půdy vytvořené na pískovci. Naopak tvrdší dřeviny (především listnaté stromy) dávají přednost půdám méně kyselým (Fisher and Binkley, 2000).

Za klíčový faktor při vzniku půdy lze považovat klima, neboť srážky a teplota přímo ovlivňují fyzikální a chemické procesy, které při transformaci probíhají (Whalen and Sampedro, 2010). Jako půdotvorný činitel se při vzniku půdy uplatňuje také nadmořská výška (Borůvka et al., 2009) či edafon, který půdu mísí a má přímý vliv na obsah organické hmoty (Jenny, 1995; Plaster, 2013). Dalšími faktory, které hrají určitou roli při vzniku půdy jsou reliéf a čas (Whalen and Sampedro, 2010).

Půdotvorné procesy

Vznik půdy je výsledkem transformace horniny (Jenny, 1995), při které dochází k syntetickým i destruktivním procesům (Brady and Weil, 2016). Vlivem syntetických procesů pak dochází například k tvorbě jednotlivých půdních vrstev, nazývaných půdní horizonty (Brady and Weil, 2016).

Zvětrávání je destruktivní půdotvorný proces (Bridge and Demicco, 2008), během kterého dochází k rozpadu hornin snižováním velikostí jejich částic nebo ke změně horniny, při které dochází ke vzniku nového materiálu (Tan, 2010). Intenzita zvětrávání je pak řízena především vlhkostí a teplotou (Jenny, 1995; Bridge and Demicco, 2008).

Rozlišujeme několik typů zvětrávání:

1) Fyzikální zvětrávání, při kterém dochází pouze k mechanickým změnám, chemické vlastnosti zůstávají nezměněné (Tan, 2010). Tento typ zvětrávání může být způsoben například prorůstáním kořenů rostlin (Fisher and Binkley, 2000).

2) Chemické zvětrávání, způsobené chemickými reakcemi (např. hydrolyzou, karbonizací, oxidací či redukcí). Produktem tohoto typu zvětrávání jsou horniny či minerály s odlišnými chemickými vlastnostmi (Tan, 2010).

3) Biologické zvětrávání, které zahrnuje biologické procesy, jako jsou např. amonifikace, nitrifikace, respirace či rozklad nebo tvorba organických látek. Biologické zvětrávání lze dělit na biochemické a biologické, často se však od sebe špatně odlišují (Tan, 2010).

Vlivem zvětrávání je do půdy uvolňována řada prvků, např. křemík (Si) a hliník (Al) či železo (Fe) a mangan (Mn), které mají vliv na barvu půdy (Jenny, 1995; Fisher and Binkley, 2000). Dochází také k uvolňování bazických prvků, jako jsou draslík (K), sodík (Na), vápník (Ca), hořčík (Mg) (Jenny, 1995; Fisher and Binkley, 2000). V důsledku vysokého množství dešťových srážek mohou být kationty těchto prvků (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+) ve vysoké míře vyplavovány (Krug and Fink, 1983; Hart et al., 2008). Oproti tomu v aridních oblastech (oblasti se srážkovým úhrnem nižším než evapotranspirace) dochází k akumulaci rozpustných kationtů (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+) v B horizontu, a to ve formě solí chloridů, sulfátů a uhličitanů (Hart et al., 2008).

Jedním z hlavních půdotvorných procesů, který se uplatňuje při vzniku lesních půd je podzolizace (Matějka et al., 2010). Jde o přirozený proces, jehož typickým znakem je translokace kationtů Al, Fe a Mn a organických látek z eluviální do iluviální zóny. Samotné uvolněné kationty (Fe^{3+} a Al^{3+}) jsou nerozpustné, s organickými kyselinami však vytváří rozpustné organominerální komplexy, které se přesouvají do nižších částí půd (Schaetzl and Thompson, 2015). V půdním profilu pak lze pozorovat přítomnost eluviálního ochuzeného horizontu (E) a iluviálního akumulárního horizontu (Bs, Bhs) (Fisher and Binkley, 2000).

Půdní profil

Půdní profil lze definovat jako vertikální řez půdou (Osman, 2013a), který je členěn do horizontálních částí, takzvaných půdních horizontů. Mezi základní horizonty patří organominerální povrchový horizont A, podpovrchový minerální horizont B a horizont C jako půdotvorný substrát (Němeček a kol., 2011). Dalšími součástmi profilu mohou být také horizonty O (nadložní organický), E (eluviální), G (glejový) či R (Němeček a kol., 2011; Plaster, 2013). Podle Osmana (2013a) složku R již nelze považovat za půdní horizont, neboť se jedná o horninovou část (např. žula, čedič, vápenec, křemenec, pískovec).

Lesní půdy se od těch zemědělsky využívaných liší především přítomnosti povrchového organického horizontu (O), jehož vlastnosti úzce souvisí s druhem vegetačního pokryvu (Fisher and Binkley, 2000). Tento horizont je tvořen odumřelými částmi rostlin, jako jsou například kůra, větve či květy. Dominantní zastoupení patří však opadu stromů (van Breemen and Buurman, 2002).

Podle stádia rozkladu odumřelé rostlinné hmoty, tvořící organický horizont, rozlišujeme další tři dílčí horizonty, označované jako L, F a H. Část označovanou písmenem L („litter“) tvoří opadanka, horizont F („fermented“) je tvořen roztržitými organickými zbytky a H („humified“) již humifikovanou organickou hmotou (Fisher and Binkley, 2000; Němeček a kol., 2011).

Vlivem činnosti některých organismů (např., členovci, kroužkovci) je humifikovaná organická hmota transportována z povrchu do půdního profilu, kde dochází ke vzniku organominerálního horizontu A. V některých případech, zvláště u jehličnatých lesů, chudších na organickou hmotu, může být však A horizont velice slabý nebo zcela chybět (Plaster, 2013).

Povrchové horizonty (O, A) jsou citlivé především na vnější vlivy, jako je například depozice kyselin či vápnění. Oproti tomu vlastnosti podpovrchových minerálních horizontů (B) závisí spíše na typu a věku lesa či na půdním typu a mají slabší prostorovou variaci (Borůvka et al., 2007).

B horizonty ve vlhkých oblastech (většina lesních půd) jsou charakteristické akumulací materiálů, vylouhovaných z vyšších vrstev. Jedná se například o křemičitany, kationty hliníku či železa a humus. K částečné akumulaci rozpustných bazických kationtů může docházet i v C horizontu, což je minerální horizont, tvořený mechanicky zvětralými minerály, jejichž chemické vlastnosti se téměř neliší od vlastností matečné horniny (Hart et al., 2008).

Formy humusu

Podle kombinace vlastností humusového profilu (např. mocnost, biologická aktivita, poměr C/N, hodnota pH), který je tvořen humózním horizontem A a dílčími horizonty nadložního horizontu O, rozlišujeme několik základních forem humusu (Němeček a kol., 2011; Blume et al., 2016), a to mul, amphi, moder, tangel a mor (Zanella et al., 2011). V České republice byly klasifikovány pouze tři formy, a to mul, moder a mor (Němeček a kol., 2011).

K tvorbě mulu dochází v mírnějších až teplejších klimatických podmínkách, v půdách bohatých na živiny (Němeček a kol., 2011). Tato forma se vyskytuje především na stanovištích, jako jsou stepi či listnaté lesy s bohatým podrostem, který poskytuje na živiny bohatý a snadno rozložitelný opad (Zanella et al., 2011; Blume et al., 2016). Horizont A je dobře vyvinutý a někdy může vystupovat na povrch. Mocnost horizontů F a H je slabá a přechod mezi organickým a organominerálním horizontem ostrý (Němeček a kol., 2011; Zanella et al., 2011). Vzhledem k vysoké aktivitě půdních organismů a mikroorganismů zde dochází k rychlému rozkladu a transformaci organické hmoty (Němeček a kol., 2011).

Moder se vyznačuje mělkými horizonty F a L a pozvolnějším přechodem do horizontu A (Broll and Keplin, 2005; Zanella et al., 2011). Tato forma humusu vzniká na kyselých substrátech (Zanella et al., 2011) a lze ji vzhledem k jejím vlastnostem považovat za přechod mezi morem a mulem. Z organismů se zde nejčastěji vyskytují členovci (Němeček a kol., 2011).

Globálně nejrozšířenější formou humusu je mor, který se vyznačuje silnou mocností O horizontu a velmi ostrým přechodem nadložních organických horizontů do humózního A horizontu (Zanella et al., 2011; Ferretti and Fischer, 2013; Blume et al., 2016). Podmínky, v jakých dochází ke vzniku moru, jsou nepříznivé pro rozklad a transformaci humusu. Převážně se jedná o oblasti chladného a vlhkého klimatu, kde se nachází kyselá půda chudá na živiny. Vznik moru bývá podpořen přítomností kyselého opadanky z jehličnatých stromů. Hlavní roli při rozkladu organické hmoty hrají u tohoto typu humusu převážně houby a plísňe. Ze zástupců zooedafonu se zde setkáváme převážně jen s roztoči a chvostostoky (Němeček a kol., 2011).

Veškeré formy humusu se mohou vyskytovat také v hydroformách, pro jejichž vznik je podmínkou vysoká hladina podzemní vody (Němeček a kol., 2011; Zanella et al., 2011). Hydroformy mulu a moderu vznikají převážně na glejích; půdními typy, doprovázející hydromor, jsou gleje či organozemě (Němeček a kol., 2011).

Hodnoty pH v případě mulu jsou v porovnání s moderem a morem vyšší, a to u obou forem. pH moderu je <5, u moru jsou hodnoty dokonce nižší než 4,5. Hodnoty pH hydromoru se na rozdíl od moru pohybují v hodnotách <5. Ke vzniku tohoto typu dochází na kyselých substrátech, stejně jako v případě hydromoderu (Zanella et al., 2011).

Organická hmota

Půdní organickou hmotu lze definovat jako veškerý neživý organický materiál v půdě nebo na jejím povrchu (van Breemen and Buurman, 2002; Šarapatka, 2014). Zdrojem půdní organické hmoty mohou být kromě opadanky také rozložené kořeny rostlin, mikrobiální biomasa či živočišné zbytky (Fisher and Binkley, 2000; van Breemen and Buurman, 2002; Whalen and Sampedro, 2010). V některých případech jsou jako součást půdní organické hmoty uváděny i živé organismy (např. roztoči, žížaly) včetně mikroorganismů (Whalen and Sampedro, 2010). Až 80 % organické hmoty tvoří humusové látky, kterými jsou fulvokyseliny, huminové kyseliny a humin (Šarapatka, 2014).

Ačkoliv organická hmota tvoří relativně malý podíl většiny lesních půd (1-12%), má velký vliv na fyzikální, chemické i biologické vlastnosti půdy, podílí se na tvorbě struktury a je hlavním zdrojem živin (Fisher and Binkley, 2000; Hart et al., 2008).

5 Vlastnosti lesních půd

Lesní půdy pod jehličnatým porostem se svými vlastnostmi značně liší od vlastností půd pod porostem listnatých stromů. Opad měkkých dřevin (jehličnanů) je totiž kyselější a odolnější vůči rozkladu, půdy pod jehličnany mají tedy tendenci být kyselější a chudší na organickou hmotu než půdy pod tvrdými dřevinami (listnaté stromy) (Šarapatka, 2014).

Opad spolu s kořeny rostlin má vliv také na vlhkostní podmínky půd, neboť dokáže poutat vodu (Fisher and Binkley, 2000). Určitý vliv na vlhkost půdy má také množství a velikost kamenů v ní obsažených. Čím více skeletu (částice >2 mm) půdní profil obsahuje, tím méně vody se v něm udrží. Přítomnost kamenů (skelet >30 mm) společně například se sklonem terénu jsou důvody, kvůli kterým nejsou lesní půdy využívány k zemědělské činnosti (Fisher and Binkley, 2000).

Hlavní prvky

Jako hlavní jsou označovány všechny prvky, jež se v půdě vyskytují v koncentraci vyšší než $100 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$. Do této skupiny patří především základní živiny: vápník, hořčík, draslík a sodík (Sposito, 2016) a jejichž množství je obvykle nízké ve velmi kyselých půdách (Binkley and Fisher, 2013). Hlavními prvky jsou však také hliník, síra, křemík, kyslík, uhlík, fosfor a železo (Sposito, 2016).

Potenciálně rizikové prvky

Prvky, vyskytující se v půdy v koncentraci nižší než $100 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ jsou označovány jako stopové (Sposito, 2016). Do této skupiny patří potenciálně rizikové prvky, jako jsou např. arsen (As), kadmium (Cd), chrom (Cr), měď (Cu), nikl (Ni), olovo (Pb), zinek (Zn) či mangan (Mn) (Sáňka a Materna, 2004), které se do půdy mohou uvolňovat při zvětrávání matečné horniny nebo antropogenní činností. Nejvýznamnějším antropogenně ovlivněným vstupem potenciálně rizikových prvků do půdy je atmosférická depozice (Rotter et al., 2013).

6 Degradace lesních půd

Pojem degradace lze definovat jako snížení či ztrátu půdní energie. V návaznosti na tuto definici je možné degradaci půdy charakterizovat také jako ztrátu či omezení funkce půdy či jejího využití (Lal et al., 1998). Při degradaci dochází ke změnám vlastností půdy, jako je např. hodnota pH či objemová hmotnost nebo také ke změnám půdního edafonu (Šarapatka, 2014).

Podle původu lze degradaci půdy dělit na přirozenou a antropogenní (Lal et al., 1998). V závislosti na intenzitě pak rozlišujeme degradaci lehkou, mírnou, silnou a extrémní (Oldeman, 1992). Dle charakteru lze degradační procesy půdy dělit do dvou kategorií. První kategorie se týká posunu či přemístování zeminy a spadá do ní vodní a větrná eroze. Do druhé kategorie patří procesy, při kterých dochází ke změnám, resp. ke zhoršení vlastností půdy, a to jak fyzikálních, tak chemických (Oldeman, 1992).

Fyzikální degradace zahrnuje zhutnění půdy, ke kterému dochází především v důsledku užívání těžké těžební mechanizace, dále podmáčení či zamokření půdy a úbytek organického materiálu (Oldeman, 1992).

Acidifikace či ztráta živin nebo organických látek jsou příklady chemické degradace půdy, jejíž příčinou bývá nejčastěji odlesňování pozemků či špatné hospodaření. Do procesů chemické degradace můžeme řadit také znečišťování půdy odpady a nadměrným užíváním pesticidů a hnojiv (Oldeman, 1992; Lal et al., 1998) či salinizaci, což je proces, při kterém se v půdě hromadí rozpustné soli, obsahující draselné, hořečnaté, chloridové, vápenaté, sodné, uhličitánové či hydrogenuhličitánové ionty. Jedná se o světově rozšířenou formu degradace půdy (Evropská společnost, 2009).

Vodní a větrná eroze patří k nejdůležitějším celosvětově významným degradačním procesům (Lal et al., 1998; Hart et al., 2008). K erozi nejčastěji dochází v důsledku snížení nebo úplného odstranění vegetačního pokryvu, který půdu před erozí chrání (Pimentel and

Kounang, 1998; Bridge and Demicco, 2008). Hart et al. (2008) uvádí, že ve světovém měřítku je odlesňování příčinou až 30 % případů degradace lesních půd.

Negativní vlivy eroze se projevují především zhoršením kvality půdy (Pimentel and Kounang, 1998). V důsledku eroze může dojít k degradaci půdní struktury či úbytku organické hmoty a vykořenění rostlin (Evropská společnost, 2009). Výsledkem těchto změn je pak snížení produktivity půdy (Pimentel nad Kounang, 1998).

Odolnost půdy proti erozi je dána její zrnitostí, obsahem organické hmoty (Evropská společnost, 2009) a strukturou. Půdy s jemnější strukturou mají větší schopnost odolávat především větrné erozi (Oldeman, 1992). Náchylnost k erozi je ovlivněna také srážkovým úhrnem v dané oblasti. Pokud množství srážek převyšuje infiltrační schopnost půdy, nastává větší pravděpodobnost projevu eroze (Evropská společnost, 2009).

Škody, způsobené erozí, mohou být v patrné i mimo přímo postižené lokality a projevují se například jako eutrofizace vodních toků nebo povodně (Evropská společnost, 2009).

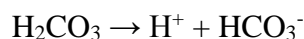
To, že se jedná o globální problém, dokazuje fakt, že celková plocha lesních půd postižená degradací půdy je zhruba 719 milionů hektarů (Oldeman, 1992).

6.1 Acidifikace

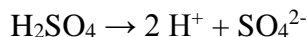
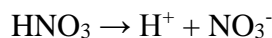
Acidifikace je dlouhodobý přirozený proces degradace půd, který se vyskytuje ve vlhkých oblastech, tedy tam, kde srážky převažují nad evapotranspirací (Fujii et al., 2012). V České republice jde především o oblast horských lesů (Borůvka et al., 2007). Spolu s eutrofizací je acidifikace také jedním z hlavních důsledků antropogenní činnosti, která negativně působí na přírodní ekosystémy (Hruška a Kopáček, 2005; Buriánek et al., 2013).

Jizerské hory jsou vzhledem k vlhkostním místním podmínkám oblastí s přirozeně se vyskytující acidifikací (Drábek et al., 2005), která je však značně ovlivněna lidskou činností (Borůvka et al., 2009).

Stupeň okyselení půdního roztoku vyjadřuje hodnota pH, což je negativní dekadický logaritmus aktivity (či koncentrace) vodíkových iontů v suspenzi půdy (Osman, 2013b). Hodnoty této veličiny se pohybují v rozmezí od 0 do 14 a závisí na rovnováze mezi procesy produkujícími a spotřebovávajícími vodíkové ionty (H^+). Pokles pH, způsobený produkcí H^+ , je nejvýznamnějším projevem acidifikace půdy, při spotřebě H^+ dochází naopak ke zvyšování hodnot pH (Lane, 2003; Hart et al., 2008; Šarapatka, 2014). Přímé vstupy vodíkových iontů jsou zajištěny disociací vody, kyseliny uhličitě (H_2CO_3) a minerálních kyselin (HNO_3 , H_2SO_4) (Robson, 2012).



(Norton et al., 2012)



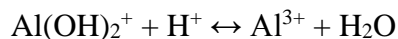
Neutrální pH je definováno na základě rovnovážné disociace vody a jeho hodnota je tedy udávána jako 7 (Bridge and Demicco, 2008). Lane (2003) a Osman (2013b) uvádí, že běžný déšť je mírně kyselý, neboť se do něj rozpouští CO_2 , čímž dochází ke vzniku slabé H_2CO_3 , hodnota pH přirozeného deště je tedy 5–6. Vlivem kyselých dešťů lokálně dochází ke snížení pH dešťových srážek na hodnoty 4-5 (Bridge and Demicco, 2008).

Optimální kyselost půdy pro většinu druhů stromů leží mezi hodnotami pH 5,2 a 6,2. Dolní polovina tohoto rozmezí se jeví jako nejvhodnější pro jehličnaté stromy, naopak mnoho listnatých stromů preferuje rozmezí pH od 5,8 do 6,2 (Binkley and Fisher, 2013).

Hodnota pH ovlivňuje dostupnost živin, aktivitu půdních mikroorganismů, rozpustnost hliníku či zvětrávání (Bridge and Demicco, 2008; Hart et al., 2008; Osman, 2013b).

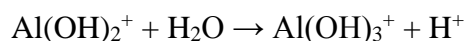
Při poklesu pH dochází v půdě k uvolnění některých forem hliníku (viz kap. 6.1.2 Chování hliníku) a jiných potenciálně rizikových prvků (Borůvka et al., 2007), které se při kyselé půdní reakci stávají mobilnějšími (Šarapatka, 2014). Pokles pH s následným uvolňováním toxických forem hliníku je pak jedním z hlavních faktorů výrazně omezujících růst rostlin (Rengel, 2003).

V důsledku okyselení dochází k poklesu růstu rostlin také vlivem snížení obsahu fosforu či vápníku v půdě (Robson, 2012). Při hodnotách pH <4,5 se půdy přirozeně neutralizují hydrolyzou a srážením některých forem hliníku, přičemž dochází k uvolňování vodíkových iontů H^+ do půdního roztoku (Hart et al., 2008; Osman, 2013b).



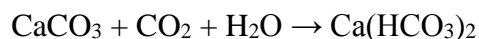
(Osman, 2013b)

$\text{Al}(\text{OH})_2^+$ může být pak dále hydrolyzován za vzniku $\text{Al}(\text{OH})_3^+$ (Osman, 2013b).



(Osman, 2013b)

Při hodnotách pH vyšších než 7,5 jsou půdy pufovány srážkami a rozpouštěním uhličitánů (primárně CaCO_3). CaCO_3 je sám o sobě téměř nerozpustný, pouze za přítomnosti CO_2 dochází k jeho přeměně na rozpustnou formu (Hart et al., 2008).



Během procesu acidifikace je půdní reakce neutralizována uvolňováním kationtů vápníku (Ca^{2+}) a hořčíku (Mg^{2+}) z matečné horniny (Bowman et al., 2008; Norton et al., 2012). Po vyčerpání těchto kationtů dochází také k uvolňování kationtů hliníku (Al^{3+}), a to především při poklesu pH pod 4,5. Při hodnotách pH nižších než 3,2 se jako pufovací proces uplatňuje uvolňování kationtů železa (Fe^{3+}) z matečných materiálů (Bowman et al., 2008).

Na neutralizační schopnost půdy má vliv také množství a typ jílu v půdě a obsah humusu, který je silným puforem (Plaster, 2013).

6.1.1 Příčiny acidifikace

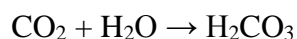
Jak je již uvedeno v předchozí kapitole, jinak přirozený proces acidifikace může být způsoben také antropogenní činností (Šarapatka, 2014).

Přirozená acidifikace

Na acidifikaci jako přirozený proces má vliv především povaha matečné horniny (Borůvka et al., 2005; 2007), ze které může vytvořená půda takzvaně dědit přirozenou kyselost (Osman, 2013b). K přirozené acidifikaci tak dochází zvláště v půdách, které byly vytvořeny na kyselých horninách (žula, rula, ryolit) s nízkým obsahem bazických kationtů (Ca^{2+} , K^+ , Mg^{2+} , Na^{2+}) (Hart et al., 2008).

Důležitou roli při průběhu acidifikace lesních půd hraje také přítomnost rozpustných organických kyselin (např. kyselina mravenčí či kyselina octová), které vznikají v organickém horizontu (O) při rozkladu organické hmoty (Norton et al., 2012; Osman, 2013b). V tomto prostředí může hodnota pH klesnout až pod 3,5 (Norton et al., 2012).

Dalším faktorem, podílejícím se na přirozené acidifikaci, je biologická aktivita půdy. Prostřednictvím respirace kořenů rostlin a veškerých organismů dochází k produkci CO_2 (Osman, 2013b). Ten pak v lesních půdách reaguje s vodou za vzniku kyseliny uhličitě (H_2CO_3), která disociuje na H^+ a HCO_3^- (Hart et al., 2008, Osman, 2013b). Dalším zdrojem CO_2 je také rozklad organické hmoty (Osman, 2013b)



(Norton et al., 2012)

Rychlost, jakou proces acidifikace v půdách probíhá, závisí na neutralizační kapacitě. Čím nižší je neutralizační kapacita matečné horniny, tím rychleji zde proces acidifikace probíhá. Například spraš či vápenec jsou alkalické matečné horniny a mají vysokou neutralizační kapacitu oproti pískovci (Augusto et al., 1998; Lane, 2003; Šarapatka, 2014).

Schopnost lesních půd odolávat acidifikaci nebo ji vyrovnávat závisí také na mocnosti a složení půdy (Lane, 2003). Důležitá je také půdní struktura, neboť hrubé částice mají menší povrch a jsou na okyselení citlivější než jemnozrnný materiál (Derome et al., 2008). Faktorem, který může zvyšovat neutralizační kapacitu půdy je také depozice prachových částic (Norton et al., 2012).

Mezi další faktory, ovlivňující průběh acidifikace, patří také vegetační pokryv, vápnění či nadmořská výška (Borůvka et al., 2005; 2007). Ve vysokohorských oblastech jsou lesy často vystaveny větší zátěži, neboť jsou obklopeny oblaky a mlhou, jejichž kyselost a účinek je vyšší než kyselost srážek (Lane, 2003).

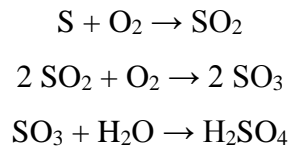
Antropogenní acidifikace

Acidifikace jako přirozený proces může být také podpořena lidskou činností, a to například špatným hospodařením v lesích, které zahrnuje zejména změnu kompozice lesních druhů (Borůvka et al., 2007; 2009; Šarapatka, 2014). Vlivem nešetrného lesního hospodaření (např. pěstování smrkových monokultur) dochází k nadměrnému odebrání živin z půdy, které může být příčinou defoliace (Hruška a Kopáček, 2005). Krátkodobé okyselení půdního roztoku může být způsobeno také vytěžením dané části lesa. Na vzniklých holinách se zvyšuje rychlost koloběhu dusíku a nitrifikace, což vede k uvolňování hliníku (Drábek et al., 2007).

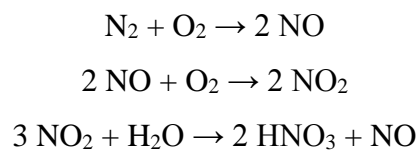
Nejzávažnějším problémem, zodpovědným za rozsáhlý úbytek lesů vlivem acidifikace, je však nadměrná depozice minerálních kyselin (HNO_3 , H_2SO_4), způsobená právě lidskou činností (Moldan and Schnoor, 1992; Borůvka et al., 2007; 2009; Šarapatka, 2014). V jejím důsledku dochází k tvorbě kyselých dešťů, s jejichž intenzitou také vzrůstá rychlost acidifikace (Hart et al., 2008).

Příčinou depozice minerálních kyselin (HNO_3 , H_2SO_4) jsou emise sloučenin dusíku a síry (Rengel, 2003). Oxidy dusíku a síry, které se do atmosféry uvolňují v důsledku lidské činnosti (především spalování fosilních paliv), jsou rozpustné ve vodě, se kterou vedle kyslíku reagují

za vzniku kyseliny dusičné a sírové. Mezi hlavní člověkem produkované oxidy dusíku, souhrnně označované jako NO_x , patří oxid dusný (N_2O) a oxid dusnatý (NO), který je dále oxidován na oxid dusičitý (NO_2) (Rengel, 2003).



(Rengel, 2003)



Okyselená srážková voda pak dopadá na povrch jako takzvaný kyselý déšť (Lane, 2003; Hruška a Kopáček, 2005). Rengel (2003) kyselý déšť stručněji definuje jako proces, při kterém kyseliny, vzniklé vlivem antropogenní činnosti, putují z atmosféry do ekosystémů, zejména pak do půd.

Atmosférická depozice může na zemský povrch dopadat ve dvou podobách. Oxidy dusíku a síry, uvolňované do atmosféry, mohou v kombinaci s vodou tvořit kyselý déšť, mlhu, kroupy, mračka, rosu či sněh. Tyto jevy souhrnně nazýváme jako mokrá depozice. Suchou depozici lze definovat jako transport částic a plynů z atmosféry na povrch bez doprovodu srážek (Lane, 2003; Rengel, 2003). Účinek depozice se liší v závislosti na podmínkách daného stanoviště. Rozhodovat může například nadmořská výška (Borůvka et al., 2009), typ vegetace či matečná hornina, která má vliv na neutralizační kapacitu půdy (Augusto et al., 1998).

Důkazem o vlivu vegetace na účinek depozice a následně okyselení lesních půd je schopnost stromů zachycovat suchou depozici. Některé druhy zachycují podstatně větší množství SO_2 a NO_x z atmosféry. Tyto sloučeniny jsou pak přeměněny na kyseliny a s deštěm spláchnuty do půdy. Jedná se především o jehličnaté stromy, jejichž specifický povrch je podstatně větší než povrch listnatých stromů, které navíc na zimu opadávají (Hruška a Kopáček, 2005).

Minerální kyseliny (HNO_3 , H_2SO_4), pronikající vlivem srážek do půdy, pak způsobují pokles pH, což vede ke zvýšení mobilizace hliníku, která má za následek poškozování lesů (viz kap. 6.1.2 Chování hliníku) (Hruška a Cienciala, 2001; Fujii et al., 2012).

SO₂

Na vysoké koncentraci oxidu siřičitého v atmosféře se před rokem 1870 podílelo především zpracování sirných rud a spalování černého uhlí a dřeva (Kopáček and Veselý, 2005). V následujícím století byl tento problém způsoben zejména spalováním fosilních paliv (Hruška a Kopáček, 2005), především hnědého uhlí. To může obsahovat až 15 % síry (Moldan and Schnoor, 1992), která při spalování ve velkém množství oxiduje na oxid siřičitý (Hruška a Kopáček, 2005). Maximálních hodnot dosahovaly emise SO₂ mezi 60. a 80. lety 20. století (Puhe and Ulrich, 2001).

Jizerské hory byly vzhledem k obrovskému množství emisí síry a prachu, zapříčiněných spalováním fosilních paliv součástí takzvaného Černého trojúhelníku. Šlo o oblast střední Evropy, zahrnující část severních Čech, Dolního Slezska a jižního Saska (Akselsson et al., 2004; Mládková and Bor, 2006; Kváčová et al., 2015).

NO_x

Kopáček and Veselý (2005) uvádí, že v letech 1880–1970 byla téměř veškerá výroba energie (až 97 %) založena na spalování uhlí. Ke zvyšování emisí dusíku pak docházelo nejen v důsledku provozu tepelných elektráren, produkujících velké množství oxidů dusíku, ale také díky prudkému nárůstu provozu motorových vozidel (Moldan and Schnoor, 1992; Hruška a Cienciala, 2001).

NH₃

Vedle NO_x je další emisní dusíkatou látkou amoniak, který má svůj původ především v živočišné výrobě (Hruška a Cienciala, 2001). V letech 1860–1950 bylo do ovzduší nejvíce amoniaku uvolněno díky chovu skotu a prasat. Později k emisím této sloučeniny přispělo nadměrné užívání dusíkatých hnojiv. V 90. letech 20. století byla snížena produkce dobytka i dusíkatých hnojiv, což vedlo k poklesu emisí NH₃ (Kopáček and Veselý, 2005).

6.1.2 Chování hliníku

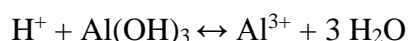
Hliník je přirozenou součástí všech půd a v různých formách se vyskytuje napříč celým půdním profilem (Drábek et al., 2003). Tento prvek může být vázán jak na organickou část půdy, tak na minerální (Drábek et al., 2003), a to především v pevné fázi jako alumosilikáty (hlinítokřemičitany) či oxidy (Borůvka et al., 2009). Za hlavní vnější vstup hliníku do půdy v lesních ekosystémech je považován opad (Rustad and Cronan, 1995).

Vlivem kyselých dešťů a s tím spojeným poklesem hodnoty pH půdního roztoku dochází ke zvýšení rozpustnosti alumosilikátů (Rengel, 2003). Při poklesu pH na hodnotu přibližně 4,4 se pak vodorozpustné formy hliníku (např. Al^{3+}) uvolňují do půdního roztoku, kde se stávají mobilnějšími, a především toxickými pro rostliny (Derome et al., 2008; Borůvka et al., 2009). Vysoká mobilita Al je typická především pro lesní písčité půdy silně ovlivněné kyselými dešti (van Breemen and Buurman, 2002).

Pohyb hliníku v půdě a formy, v jakých se tento prvek v půdním prostředí vyskytuje, ovlivňuje kromě hodnoty pH také kvalita půdní organické hmoty a množství organického uhlíku v ní rozpuštěného (Drábek et al., 2003; Tejnecký et al., 2010). Na distribuci a výskyt některých forem hliníku má vliv také obsah vápníku a hořčíku v půdě (Mládková et al., 2005). Vysoký obsah těchto prvků v půdě vede ke zvýšení koncentrace organicky vázaného hliníku v B horizontu (Mládková et al., 2004).

Některé formy tohoto kovu mohou být silně toxické a tím přímo způsobit rozsáhlé poškození lesních porostů. Nejtoxičtější formou hliníku v půdě je vodorozpustný minerálně vázaný Al^{3+} , jehož výskyt je vzhledem k návaznosti na minerální podíl půdy soustředěn především do minerálních horizontů (Borůvka et al., 2009). Při zvyšování okyselení dochází k rozpouštění této formy hliníku (Derome et al., 2008) a následné tvorbě hydroxidových sloučenin $\text{Al}(\text{OH})^{2+}$ a $\text{Al}(\text{OH})^2$. Ty se vlivem minerálního zvětrávání dostávají do půdního prostředí a způsobují úbytek lesa v důsledku zdravotního poškození (Collignon et al., 2012; Robson, 2012; Šarapatka, 2014; Bradová et al., 2015).

Oproti tomu $\text{Al}(\text{OH})_3$ a organicky vázané formy (např. $\text{AlNa}_4\text{P}_2\text{O}_7$) jsou pro rostliny netoxické (Drábek et al., 2003). Podle Nortona et al. (2012) se pravděpodobně v půdách s pH nižším jak 4,0 hliník v amorfnní formě $\text{Al}(\text{OH})_3$ vůbec nevyskytuje. K navázání hliníku na organický podíl půdy dochází především při přirozené acidifikaci (Borůvka et al., 2009). Organicky vázaný hliník je však zdrojem nestabilních vodorozpustných forem, které jsou pro rostliny velmi nebezpečné (Guo et al., 2006, Drábek et al., 2003).



(Norton et al., 2012)

Zejména za přítomnosti dostatečného množství organické hmoty mohou sloučeniny hliníku reagovat s organickými kyselinami. Produktem této reakce jsou mobilní organominerální komplexy (Šarapatka, 2014), které potlačují toxicitu Al tím, že snižují aktivitu Al^{3+} v povrchových částech půdních profilů.

Chování hliníku se liší také v závislosti na typu vegetace. Collignon et al. (2012) zaznamenali pod smrkovým porostem vyšší toxicitu hliníku než pod porostem bukovým. Tejnecký et al., (2010) se však domnívají, že ačkoliv je vyšší kyselost půd pod porosty smrku, obsah nejtoxičtější trojmocné formy hliníku (Al^{3+}) je vyšší pod bukovým porostem. Tento jev je pravděpodobně způsoben nižším obsahem rozpuštěného organického uhlíku v půdách pod bukovým porostem.

Ke zmírnění toxicity hliníku v oblasti rhizosféry může docházet vlivem kořenové aktivity během vegetačního období (Collignon et al., 2012). Dále může být toxicita hliníku snížena také vápněním, resp. vzrůstem hodnoty pH (Robson, 2012).

Molární poměr Ca/Al

Poměr vápníku a hliníku v půdním roztoku může sloužit k posouzení negativních vlivů depozice kyselin na lesní porosty (Cronan and Grigal, 1995; Rengel, 2003). Důvodem pro využívání poměru Ca/Al je skutečnost, že kyselé srážení vede ke zvýšení koncentrace rozpuštěného Al v půdním roztoku. Zároveň jsou ionty hliníku a výměnné kationty bazických prvků nahrazovány vodíkovými ionty (Tomlinson, 2003), což může vést k vyplavování Ca a Mg (Kinraide, 2003).

Při poměru Ca/Al = 1 je podle Cronan and Grigal (1995) udáváno významné poškození lesních ekosystémů ve více jak 50 % případů. Pokud poměr Ca/Al = 0,5, poškození je patrné téměř ve všech případech (Cronan and Grigal, 1995). V půdách s vyššími vstupy SO_4^{2-} je poměr často nižší než 0,2. V důsledku toho pak dochází k omezení růstu jemných kořenů (Puhe and Ulrich, 2001).

Podobně lze k posouzení stavu okyselení lesních ekosystému využít molárního poměru bazických kationtů (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+) a hliníku. Poškození je udáváno při hodnotách molárního poměru nižších než 1 (Hruška a Kopáček, 2005).

Poměr koncentrací Al/BC

Riziko okyselování v minerální půdě lze posoudit také na základě poměru koncentrace hliníku k součtu koncentrací bazických kationtů ($\text{Al}^{3+}/(\sum\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{K}^+) = \text{Al/BC}$). Čím vyšší poměr, tím větší je riziko okyselení (Derome et al., 2008).

6.1.3 Ozdravení lesních půd z účinků acidifikace

Odhaduje se, že vlivem depozice minerálních kyselin byla v České republice ve druhé polovině 20. století poškozena více jak polovina lesních ekosystémů (Moldan and Schnoor, 1992). Od roku 1989 se emise NO_x snižovaly, a to například díky rostoucímu podílu energie z jaderných elektráren (Kopáček and Veselý, 2005). V 90. letech došlo na našem území vlivem legislativy také k odsíření hlavních zdrojů SO₂. V roce 1991 nabral účinnosti zákon č. 309/1991 Sb. o ochraně ovzduší před znečišťujícími látkami, který kromě jiného nařizoval také zavedení vyspělejších technologií, které snižovaly produkce emisí (Hruška a Cienciala, 2001; 309/1991 Sb. – Zákon o ovzduší, nedat.).

Tento zásah se na kvalitě ovzduší projevil zcela znatelně, neboť v následujících letech došlo k obrovskému poklesu spalování hnědého uhlí (Kopáček, 2005) a emise SO₂ poklesly k pouhým 10 % hodnoty odpovídající počátku 90. let. Postižené lesní ekosystémy však nejsou schopny plnohodnotné regenerace, neboť v půdách je stále uloženo velké množství síry (Hruška a Cienciala, 2001; Novotný et al., 2016) a podle Rengela (2003) je také depozice NO_x stále vysoká.

Většina opatření, která lze praktikovat do budoucna, jsou podle Moldan and Schnoor (1992) založena spíše na prevenci, a to především ve formě právní úpravy. Šarapatka (2014) jako způsob zmírnění projevů acidifikace uvádí například snížení kyselých vstupů do půdy, zavedení vhodnějších osevních postupů či dodávku vápenných hmot. Robson (2012) dodává jako další variantu k minimalizaci acidifikace například užívání organických hnojiv kvůli navrácení organických látek do půdy. Podle Lane (2003) je vhodným způsobem ke snížení emisí například spalování zemního plynu, neboť se při tomto procesu uvolňuje méně SO₂ než při spalování uhlí (Lane, 2003).

7 Materiály a metody

7.1 Popis lokality

Jizerské hory jsou chráněnou krajinnou oblastí v severní části České republiky (viz příloha č. 4 a 5) (AOPK ČR, nedat.). Průměrná roční teplota regionu se pohybuje od 4 °C do 7 °C. Roční úhrn srážek v Jizerských horách dosahuje 800 až 1 700 mm (AOPK ČR, nedat.). Podle údajů CHKO Jizerské hory je 73 % území, které se rozkládá na 368 km², pokryto lesními porosty (AOPK ČR, nedat.). Ačkoliv před zásahem člověka zaujímaly smrčiny prostor především v nejvyšších polohách oblasti, pokrývají dnes až 75 % rozlohy místních lesů. Desetinu zalesněné oblasti pak tvoří bukové porosty (Příroda Jizerských hor, nedat.), které zaujímají především nižší polohy (Borůvka et al., 2007; 2009).

Toto pohoří bylo součástí již zmíněné oblasti Černého trojúhelníku, která se vyznačovala nadměrnou produkcí emisí (Akselsson et al., 2004; Mládková and Bor, 2006). V nejvyšších nadmořských výškách došlo v té době k rozsáhlému úbytku lesů a spolu s mladými smrkem tvoří nyní značnou část vegetačního pokryvu třtina chloupkatá z čeledi Lipnicovité (Borůvka et al., 2007; Nikodem et al., 2013). Zatravnění těchto poškozených oblastí bylo přirozenou reakcí ekosystémů, které takto velmi rychle zahájily obnovu (Mládková and Bor, 2006).

Převažujícím půdním typem v této oblasti je podzol (viz příloha č. 6 a 7), jež je typický pro vyšší polohy, setkat se zde můžeme také s kambizeměmi a kryptopodzoly (Borůvka et al., 2009; Kváčová et al., 2015). V Jizerských horách došlo také k vytvoření leptosolů, glejosolů a regosolů a rašelinových půd (Mládková et al., 2005; Křeček and Haigh, 2006). Pro tyto půdní třídy je typické, že vznikají na kyselých matečných horninách vlivem vysokého množství srážek a jejich převážně většina byla vytvořena na žulovém skalním podloží (Geologická mapa 1:25 000, nedat). Nepatrný zlomek půd v severovýchodní části Jizerských hor se nachází také na horninách metamorfovaných (Pánek and Hradecký, 2016).

7.2 Odběry půdních vzorků

V rámci projektu GS LČR „Jizerské hory“ probíhaly v květnu a červnu roku 2017 odběry půdních vzorků, a to na deseti různých lokalitách Libereckého kraje. Sedlo Holubníku, Jizera a Nebeský žebřík leží v okrese Liberec, ostatní odběrová místa (PR Černá jezírka, Jizerka pod Bukovcem, Promenádní – u bunkru, Protržená přehrada v Desné, Rozmezí nad Kristiánovem a vodní nádrž Bedřichov) v okrese Jablonec nad Nisou (viz Tab. č. 1). Odebírání půdních vzorků bylo prováděno členy KPOP ČZU a VÚLHM.

Tab. č. 1: typy podloží a půd, formy humusu jednotlivých odběrových lokalit

Lokalita	Typ podloží	Půdní typ	Forma humusu
PR Černá jezírka (1)	rašelina, slatina	organozem fibrická	hydromor
PR Černá jezírka (2)	žula, granodiorit	podzol modální	mor
Jizerka pod Bukovcem	hlinitokamenitý, balvanitý až blokový sediment	kambizem dystrická až kryptopodzol	mor
Promenádní – u bunkru	žula až granodiorit	podzol modální	mor
Nebeský žebřík	ortorula	podzol modální	mor
Protržená přehrada	žula	podzol modální	mor
Rozmezí nad Kristiánovem	žula	kambizem modální/dystrická	moder
Jizera	žula	podzol modální	mor
v. n. Bedřichov	žula	glej hydroeluviovaný	mor mělový
Sedlo Holubníku	žula	kambizem modální/dystrická	nor

Veškeré vzorkování probíhalo ve smrkových porostech převážně na žulovém skalním podloží. Výjimkami jsou lokalita Nebeský žebřík, kde půdním substrátem je ortorula, Jizerka pod Bukovcem na sedimentech a rašelina v PR Černá jezírka.

Převažujícím půdním typem sledovaných míst je podzol modální, který byl vysledován v lokalitách PR Černá jezírka, Promenádní, Protržená přehrada a Jizera a Nebeský žebřík. V Sedle Holubníku, u Rozmezí nad Kristiánovem a v Jizerce pod Bukovcem mluvíme o půdním typu kambizem. Půdními typy zbývajících dvou stanovišť jsou fibrická organozem (PR Černá jezírka č.1) a hydroeluviovaný glej (vodní nádrž Bedřichov) (viz Tab. č. 1).

Při odběrech byly sledovány také formy humusů na jednotlivých stanovištích. Vzhledem ke klimatickým podmínkám a povahám matečných hornin byl na převážné většině stanovišť vyvinut mor. V přírodní rezervaci Černá jezírka, kde došlo na rašelinovém podloží k tvorbě organozemě, byla shledána hydroforma moru (hydromor) a u Rozmezí nad Kristiánovem je formou humusu moder.

Odběry půdních vzorků probíhali v lokalitách o nadmořských výškách od 808 m. n. m v případě vodní nádrže Bedřichov až po Jizeru (1010) či Nebeský žebřík (930-1124) (viz Tab. č. 2).

Tab. č. 2: nadmořské výšky jednotlivých odběrových lokalit

Lokalita	Nadmořská výška (m. n. m.)
PR Černá jezírka (1,2)	885–913
Jizerka pod Bukovcem	860
Promenádní – u bunkru	905
Nebeský žebřík	930–1124
Protržená přehrada Desná	855
Rozmezí nad Kristiánovem	958
Jizera	1010
Vodní nádrž Bedřichov	808
Sedlo Holubníku	952

V každé z deseti zkoumaných lokalit byla pro odběr půdního vzorku zavedena půdní sonda, pomocí níž byly zkoumány vlastnosti FH horizontu a několika vrstev půdního horizontu, a to v hloubkách 0–10 cm, 10–20 cm, 20–40 cm a 40–80 cm.

Dále byly podle platné metodiky pro výběr ploch pro chemickou melioraci odebrány směsné vzorky horizontů FH, A a B z třiceti lokalit. V každé odběrové lokalitě byl půdní vzorek vytvořen směsí třech odběrů každého horizontu (FH, A a B) ve vybrané porostní skupině.

7.3 Stanovení pH

7.3.1 Postup

Do lahvíček byly připraveny namleté, vysušené a přes 2 mm síto prosáté vzorky o objemu minimálně 5 ml. Pro stanovení pH/H₂O pak bylo ke každému vzorku přidáno 5 dílů destilované vody. Pro homogenizaci připravených suspenzí byly lahvíčky se vzorky na 60 minut vloženy (± 10 min) do třepačky a poté na 1 až 3 hodiny odstaveny v uzavřených nádobách tak, aby nedošlo k přívodu vzduchu. Před samotným měřením byla provedena kalibrace pH metru pomocí kalibračního pufru. K vlastnímu měření bylo přistoupeno ihned po ukončení homogenizace, při teplotě 20 °C (± 2 °C).

Pro stanovení pH/KCl byly suspenze vytvořeny přidáním 5 dílů KCl o koncentraci 1 mol/l ke každému vzorku. Následující postup byl stejný jako u stanovení pH/H₂O. Příprava vzorků ke stanovení půdní reakce a samotná měření probíhala v laboratořích VÚLHM podle platné metodiky (Cools and De Vos, 2016).

7.4 Pseudototální obsah prvků

Pro stanovení pseudototálního obsahu potenciálně rizikových prvků v půdě je využívána metoda extrakce lučavkou královskou za horka (Vyhláška č. 153/2016 Sb.). Takzvaný pseudototální obsah prvků slouží jako ukazatel zatížení dané lokality potenciálně rizikovými prvky, jako jsou např. zinek (Zn), kadmium (Cd), měď (Cu), olovo (Pb), chrom (Cr), arsen (As), mangan (Mn), nikl (Ni) či kobalt (Co) (Borůvka et al., 2013). Principem rozkladu je rozpouštění minerálních vazeb při varu ve směsi kyseliny chlorovodíkové o koncentraci 36 % a kyseliny dusičné o koncentraci 65 % (v poměru 3:1), nazývané jako lučavka královská (Borůvka et al., 2013).

7.4.1 Postup

1 ± 0,005 g každého odebraného vzorku půdy bylo naváženo na analytické váze do uzavíratelných teflonových lahvíček Savillex. Následně bylo přidáno 7 ml HCl a 2,3 ml HNO₃ o daných koncentracích. Víčkem přikryté lahvičky se nechaly 16 hodin stát při laboratorní teplotě v digestoři. Následující den byly baňky překryty hodinovými sklíčky a při teplotě 140-150 °C 2 hodiny zahřívány na topné desce. Po zchladnutí na laboratorní teplotu byl kvantitativně převeden obsah každé varné baňky do odměrných baněk o objemu 50 cm³ a doplněn po rysku deionizovanou vodou. Po promíchání byl obsah jednotlivých baněk pomocí suchého filtračního papíru filtrován do PE lahvíček o objemu 50 cm³. Zfiltrované vzorky byly tímto připraveny ke stanovení pseudototálního obsahu prvků metodou AAS či ICP-OES (Borůvka et al., 2013). V našem případě byla použita metoda ICP-OES, a to za pomoci přístroje DUO i Cap 7000 od společnosti Thermo Scientific. Vzorky byly před analýzou 10x nebo 101x ředěny a filtrovány přes stříkačkový nylonový membránový filtr o velikosti pórů 0,45 μm.

7.5 Výpočty

Molární poměr Ca/Al

Pro shromáždění dat, potřebných pro výpočet průměrných molárních poměrů Ca/Al v různých vrstvách půdních profilů, byl použit program Microsoft Excel. Následně bylo tohoto programu využito i pro samotné výpočty, a to podle vzorce:

$$n_{Ca/nAl}$$

n = látkové množství daného prvku

$$n = m/M$$

Poměr koncentrací Al/BC

Ke shromáždění a úpravě potřebných dat byl využit Microsoft Excel. V tomto programu byly podle vzorce $Al / (\sum Ca + Mg + K)$ také vypočítány průměrné poměry koncentrací Al/BC. Se vzniklými hodnotami se dále pracovalo za pomoci softwaru STATISTICA 12 (TIBCO Software Inc.), v němž byly vytvořeny grafy, znázorňující průměrné poměry koncentrací Al/BC v rámci půdních profilů.

7.6 Zpracování dat

pH

Změřené hodnoty byly v obou případech zaznamenány na dvě desetinná místa a shromážděny pomocí programu Microsoft Excel. K vytvoření grafů, znázorňujících změny pH napříč půdními profily, bylo využito programu STATISTICA 12 (TIBCO Software Inc.). Výstupem jsou grafy č. 1-4 (viz podkapitola 8.1)

Pseudototální obsah prvků

Vzniklá data byla následně zpracována za pomoci programu Microsoft Excel. Tato data byla statisticky vyhodnocena a graficky vyobrazena pomocí programu STATISTICA 12 (TIBCO Software Inc.). Vliv půdních horizontů byl testován pomocí analýzy rozptylu (ANOVA). Výstupem jsou přiložené grafy č. 5-28 (viz podkapitola č. 8.2 a 8.3).

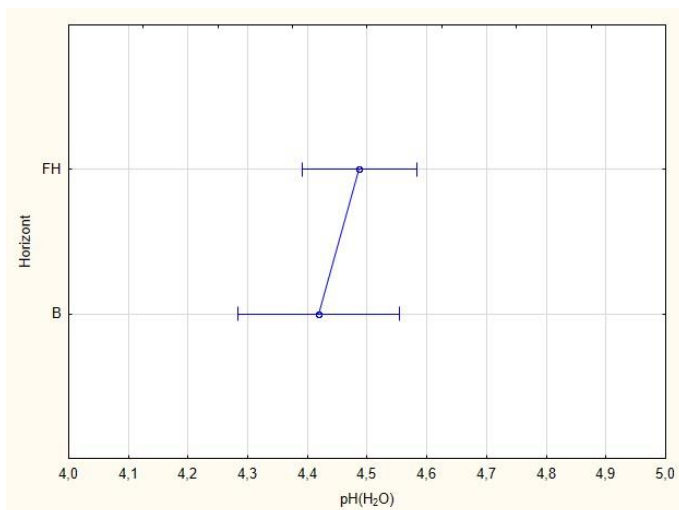
8 Výsledky

8.1 Stanovení pH

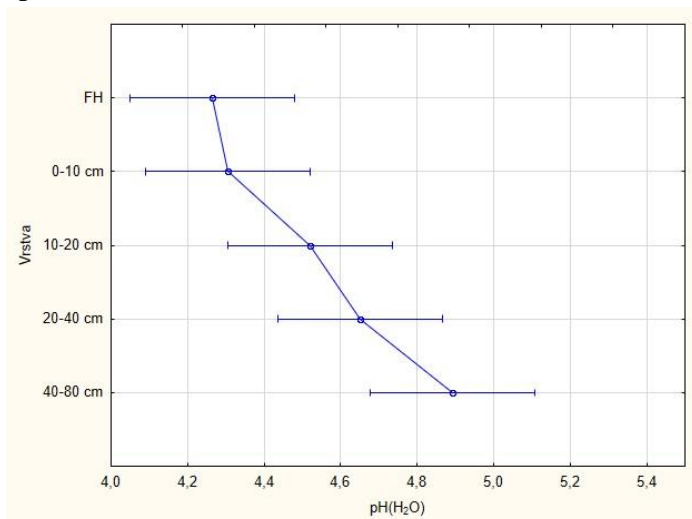
8.1.1 pH/H₂O

Jak je patrné z grafu č. 1, průměrné hodnoty pH/H₂O ve směsných vzorcích se pohybují v rozmezí 4,4–4,5. Pro vytvoření tohoto grafu byla dostupná pouze data z horizontů FH a B. Graf č. 2 dokládá změny napříč půdními profily. Nejnižší průměrné hodnoty (± 4.3) byly naměřeny v FH horizontech, směrem do hloubky se pH/H₂O významně zvyšuje. Nejvyšší hodnoty pH (± 4.9) byly stanoveny v nejnižše uložené vrstvě 40-80 cm.

Graf č. 1: hodnoty aktivního pH (pH/H₂O) ve směsných vzorcích (průměr a 95% interval spolehlivosti)



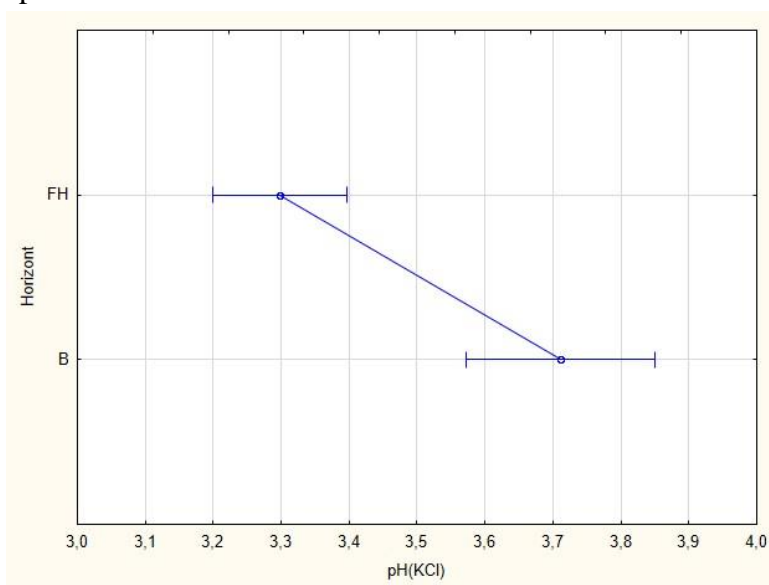
Graf č. 2: hodnoty aktivního pH (pH/H₂O) ve vzorcích z půdních sond (průměr a 95% interval spolehlivosti)



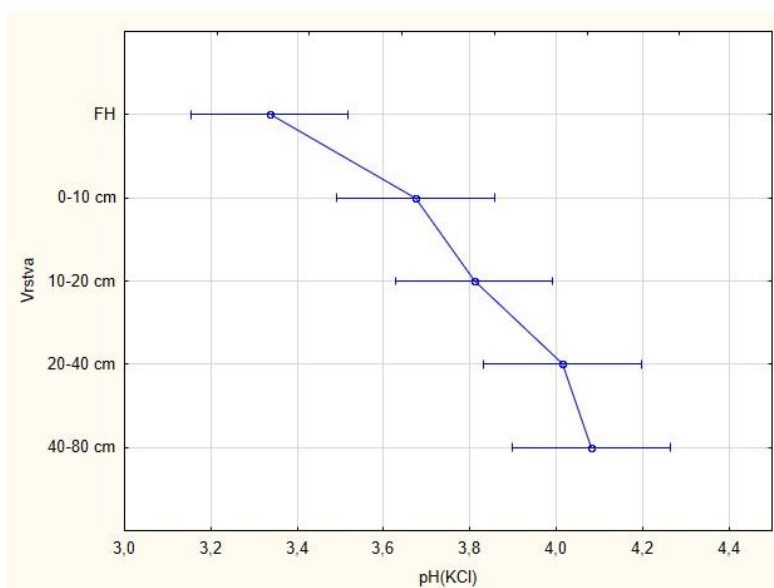
8.1.2 pH/KCl

Výměnnou půdní reakci (pH/KCl) ve směsných vzorcích dokládá přiložený graf č. 3. I v tomto případě nebyla dostupná data z horizontů A, podle průměrných hodnot pH/KCl u horizontů FH a B je však patrná tendence zvyšujícího se pH směrem do hloubky půdních profilů. Z výsledků stanovení výměnné půdní acidity ve vzorcích z půdních sond je patrné, že nejnižší průměrné hodnoty pH figurují v FH horizontech, nejvyšší pak v hloubkách 40-80 cm (viz graf č. 4).

Graf č. 3: hodnoty výměnného pH (pH/KCl) ve směsných vzorcích (průměr a 95% interval spolehlivosti)



Graf č. 4: hodnoty výměnného pH (pH/KCl) ve vzorcích z půdních sond (průměr a 95% interval spolehlivosti)



8.2 Pseudototální obsah hlavních prvků v půdě

Vápník

Pseudototální obsah vápníku ve sledovaných půdních profilech dokládají grafy č. 5 a 6. První graf zobrazuje průměrné hodnoty naměřené na základě odběrů směsných vzorků. Je zde patrné, že nejvyšší obsah vápníku je v horizontech FH, kde dosahuje průměrných hodnot vyšších než $700 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$. Oproti tomu nejnižší hodnoty byly shledány v horizontech B.

Výsledky odběrů půdními sondami, které jsou vyhodnoceny v grafu č. 6, dokladují nejvyšší koncentraci vápníku ve vrstvách 40–80 cm. V těchto hloubkách se průměrná hodnota blíží $900 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$. Poměrně vysoké průměrné hodnoty byly naměřeny také v horizontech FH. Ve zbývajících vrstvách je pseudototální obsah Ca znatelně nižší.

Hořčík

Pseudototální obsah hořčíku ve směsných vzorcích byl v případě horizontů FH a A prakticky shodný, oproti tomu v horizontech B byla naměřena koncentrace vyšší (viz graf č. 7). Graf č. 8 potvrzuje, že se koncentrace hořčíku v půdních profilech zvyšuje s jeho rostoucí hloubkou.

Draslík

Z grafu č. 9 je patrné, že koncentrace draslíku v horizontech FH, A a B se mezi sebou nijak významně neliší. Přesto lze konstatovat nejvyšší koncentraci tohoto prvku v horizontech B a nejnižší v horizontech A. Výsledky měření půdních vzorků, získaných odběry za pomoci půdních sond, dokazují nárůst koncentrace draslíku směrem do hloubky půdních profilů. Horizonty FH vykazují nejnižší koncentrace tohoto prvku, oproti tomu pseudototální obsah draslíku v hloubce 40–80 cm přesahuje $2\,000 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (viz graf č. 10).

Fosfor

Několikanásobně vyšší koncentraci fosforu v horizontech FH oproti zbytku půdních profilů dokladují grafy č. 11 a 12. Průměrné hodnoty v povrchových částech horizontů dosahují téměř $1000 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$. Nejnižší hodnoty byly, v případě směsných vzorků, zaznamenány v horizontech B. Oproti tomu vzorky odebrané půdními sondami vykazují nepatrný výkyv v nejhlubších vrstvách, kdy dochází opět ke vzrůstu průměrných hodnot ve srovnání s vrstvami v hloubce 10–20 cm a 20–40 cm.

Železo

Nejvyšší koncentrace, jejichž hodnoty se v půdních profilech pohybují v řádech několika tisíc $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, byly naměřeny v horizontech B, nejnižší pak v horizontech A (viz graf č. 13). Průměrné hodnoty pseudototálního obsahu železa v jednotlivých vrstvách půdních profilů dokladuje graf č. 14, ze kterého je patrná nejvyšší koncentrace Fe v hloubce 10–20 cm. V této části půdních profilů dosahuje průměrná hodnota koncentrace železa téměř $16\,000\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, přičemž v horizontech FH je to přibližně polovina.

Hliník

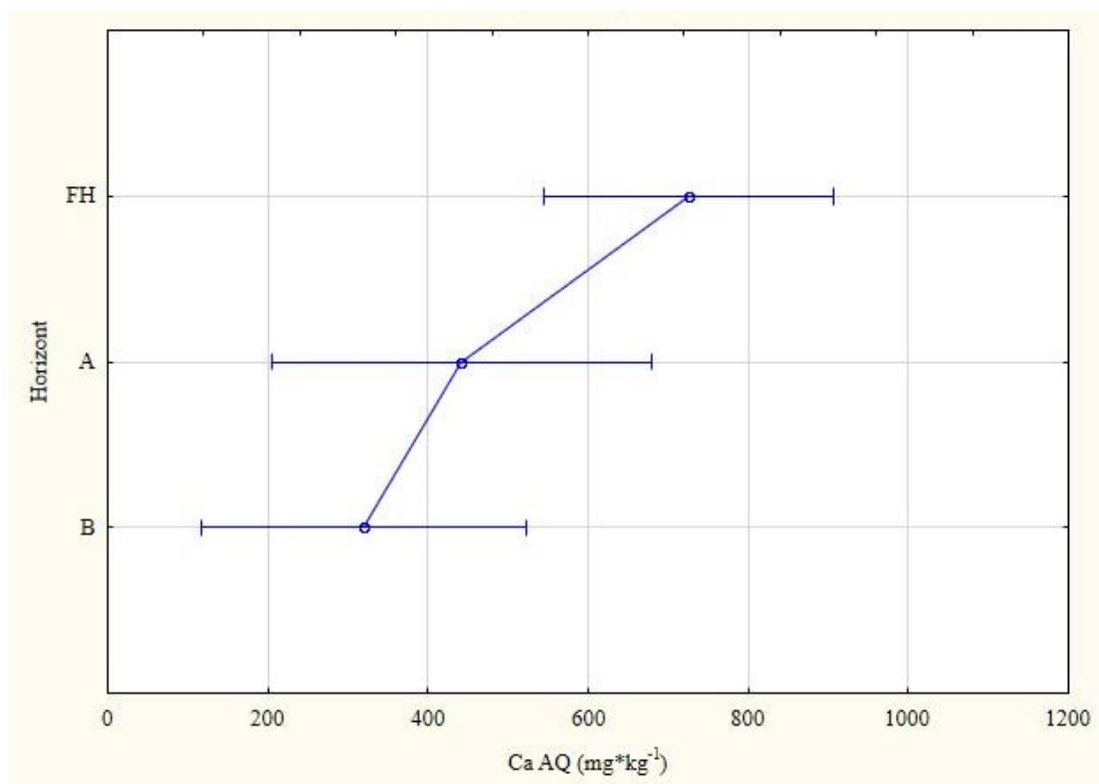
U směsných vzorků byly nejnižší koncentrace hliníku naměřeny v horizontech A, nejvyšší pak v horizontech FH (viz graf č. 15). Jak dokládá graf č. 16, nejnižší pseudototální obsah hliníku v půdních vzorcích odebraných půdními sondami, je v povrchových FH horizontech a nejvyšší pak v hloubce 40–80 cm, což vykazuje nárůst průměrné koncentrace hliníku v půdních profilech s rostoucí hloubkou. V nejhlubších vrstvách půdního profilu pak průměrná hodnota pseudototálního obsahu hliníku dosahuje až $20\,000\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$.

Síra

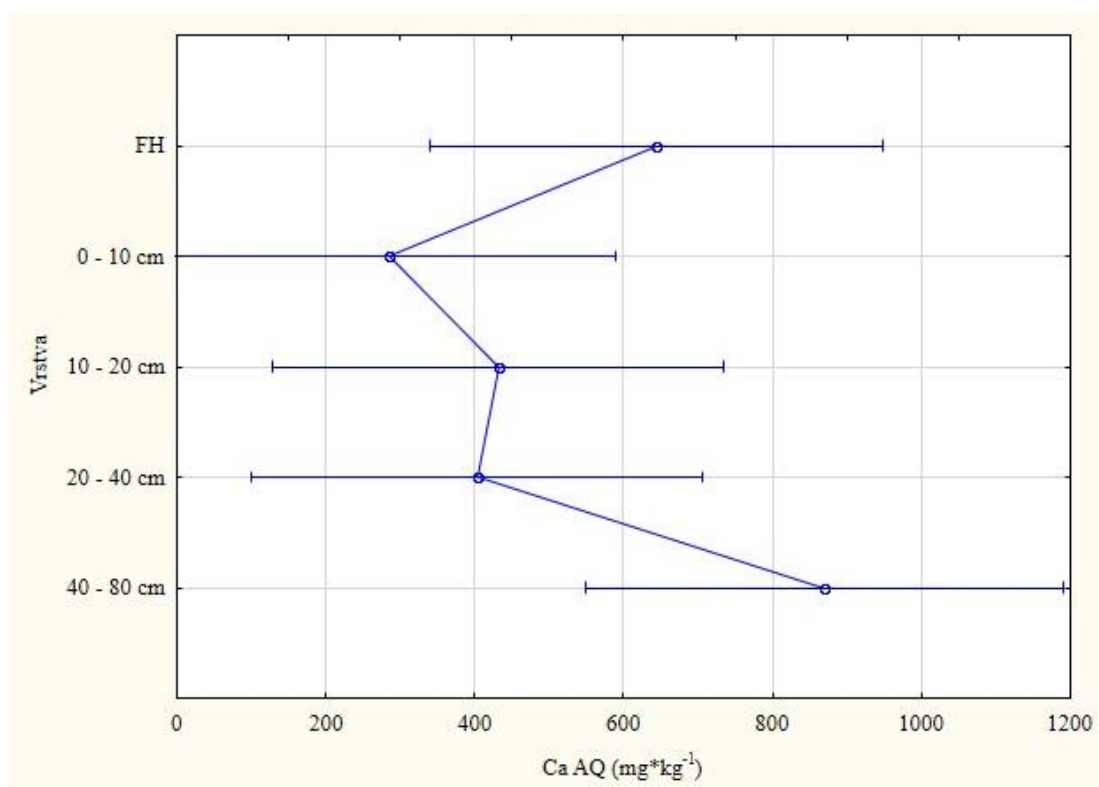
Oproti horizontům B jsou hodnoty koncentrace v horizontech A podstatně vyšší. K ještě výraznějšímu nárůstu průměrného obsahu síry oproti oběma těmto horizontům však dochází v prostředí horizontů FH, kde hodnoty neklesají pod $1\,500\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (viz graf č. 17).

Koncentrace síry v organických FH horizontech jsou podstatně vyšší než ve zbývajících částech půdních profilů, kde dle grafu č. 18 průměrné hodnoty nepřekračují $500\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Nejnižší obsah síry byl naměřen v hloubce 20–40 cm.

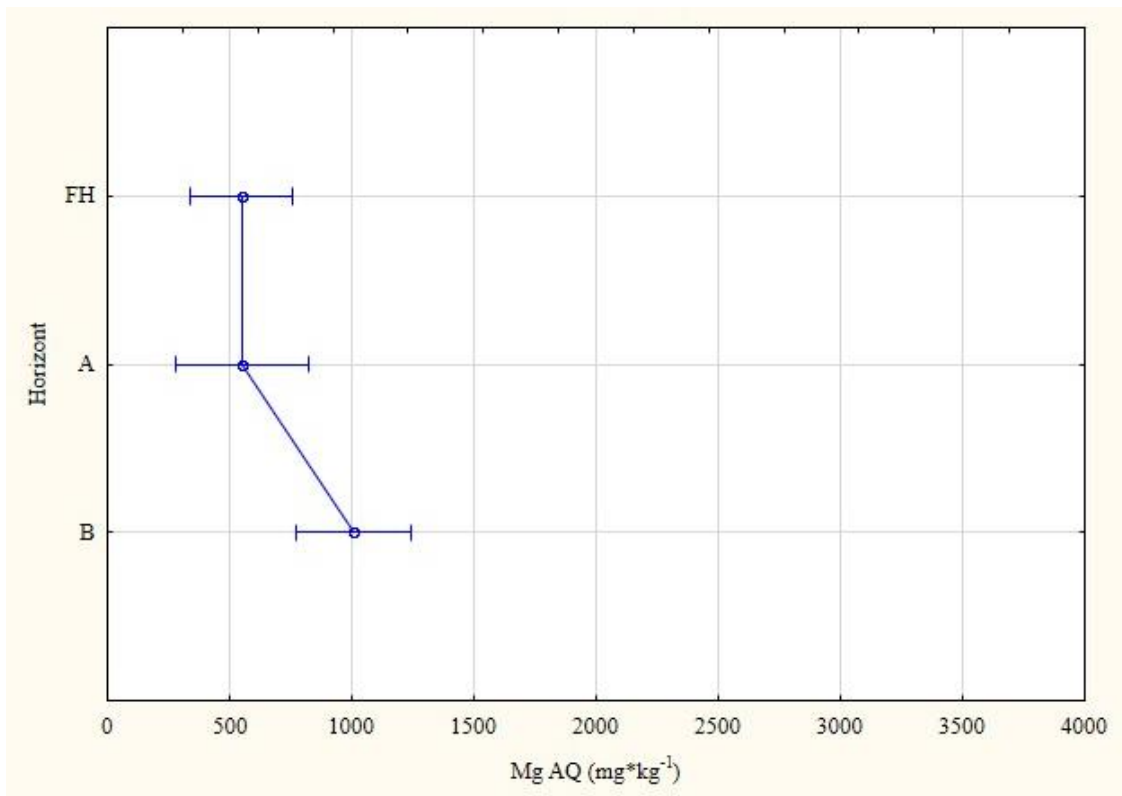
Graf č. 5: hodnoty pseudototálního obsahu Ca ve směsných vzorcích (průměr a 95% interval spolehlivosti)



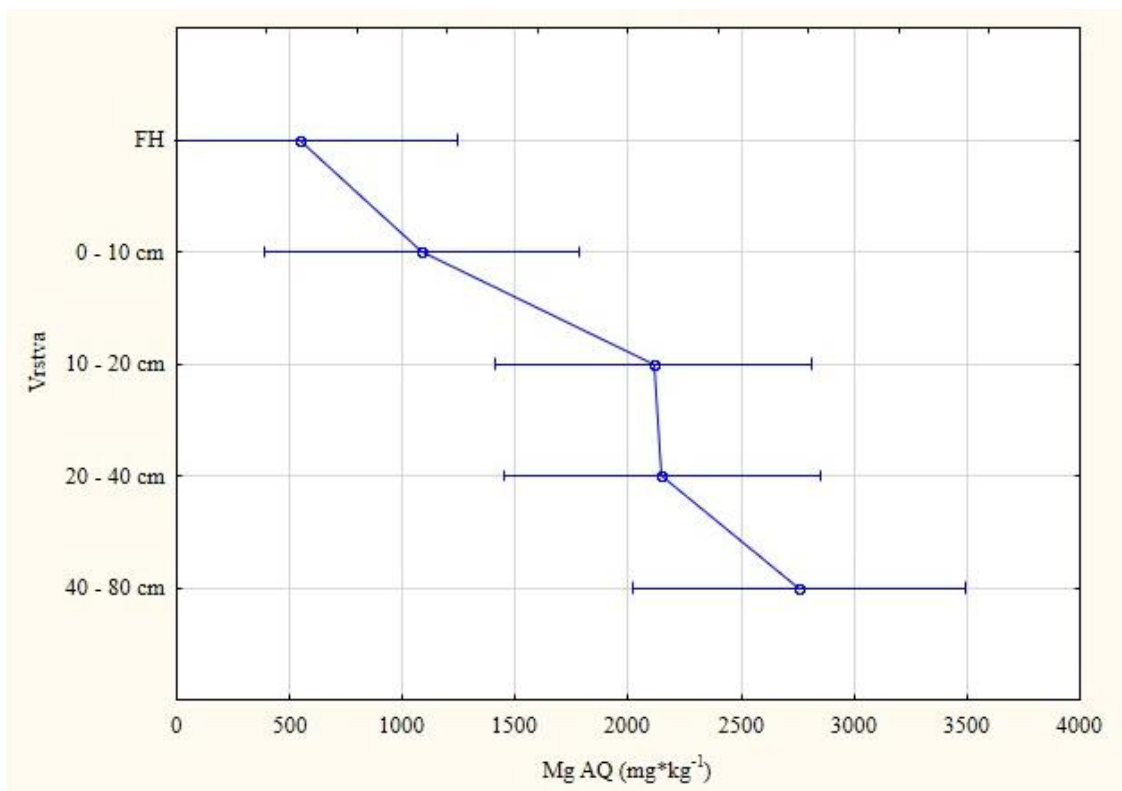
Graf č. 6: hodnoty pseudototálního obsahu Ca ve vzorcích z půdních sond (průměr a 95% interval spolehlivosti)



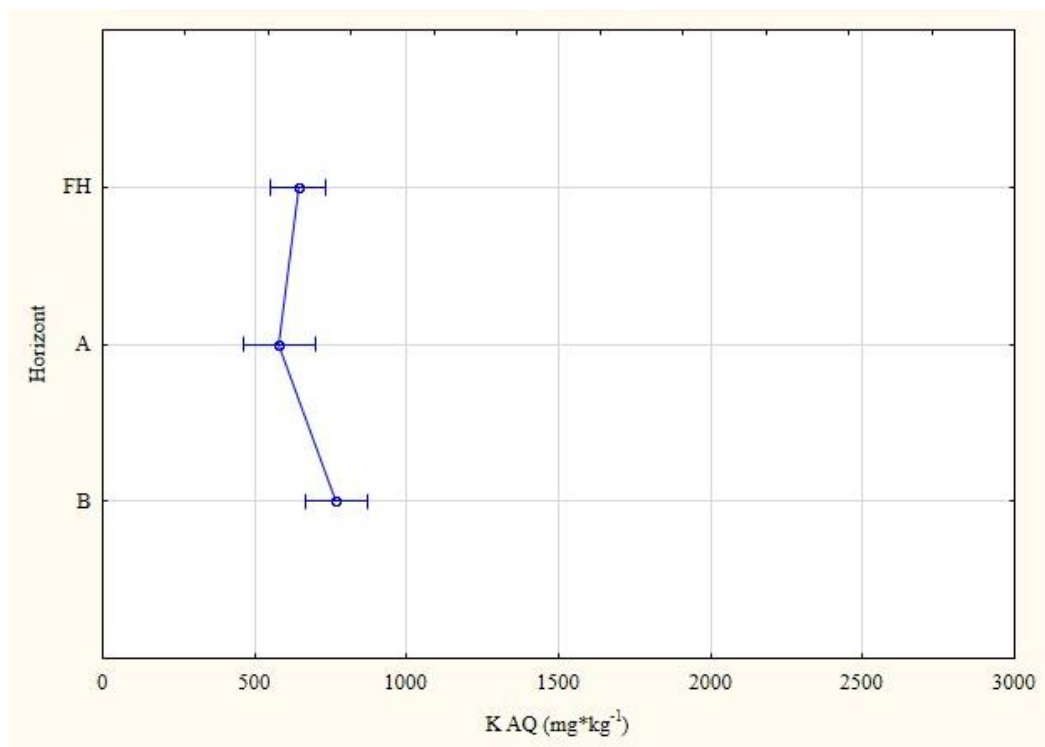
Graf č. 7: hodnoty pseudototálního obsahu Mg ve směsných vzorcích (průměr a 95% interval spolehlivosti)



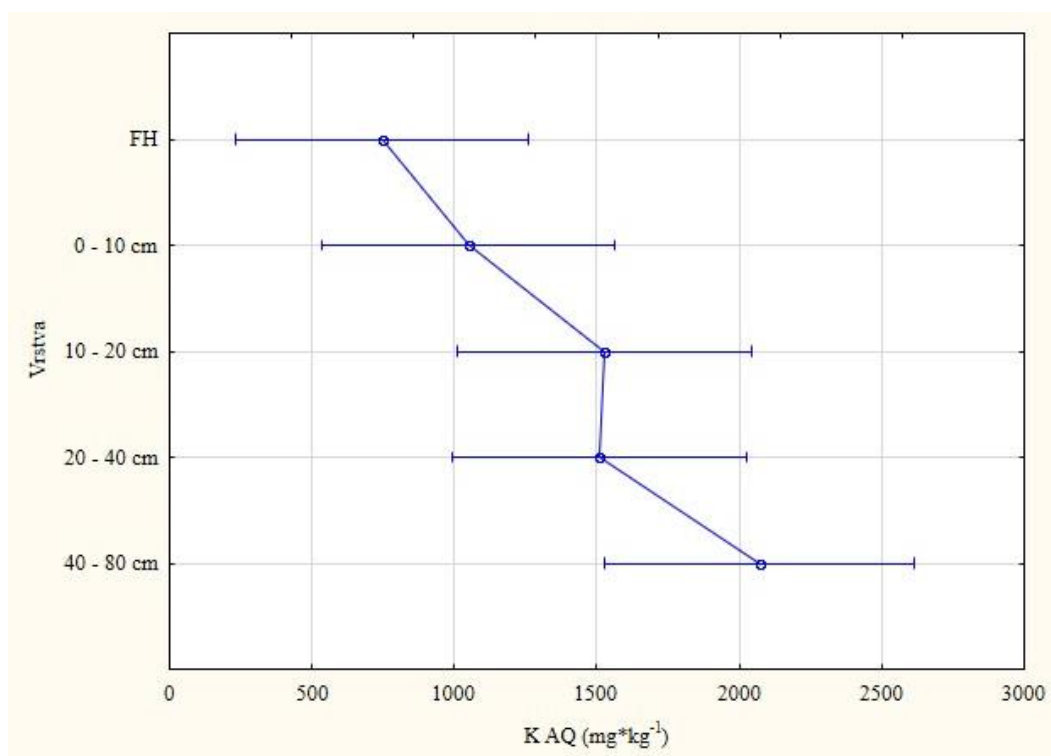
Graf č. 8: hodnoty pseudototálního obsahu Mg ve vzorcích z půdních sond (průměr a 95% interval spolehlivosti)



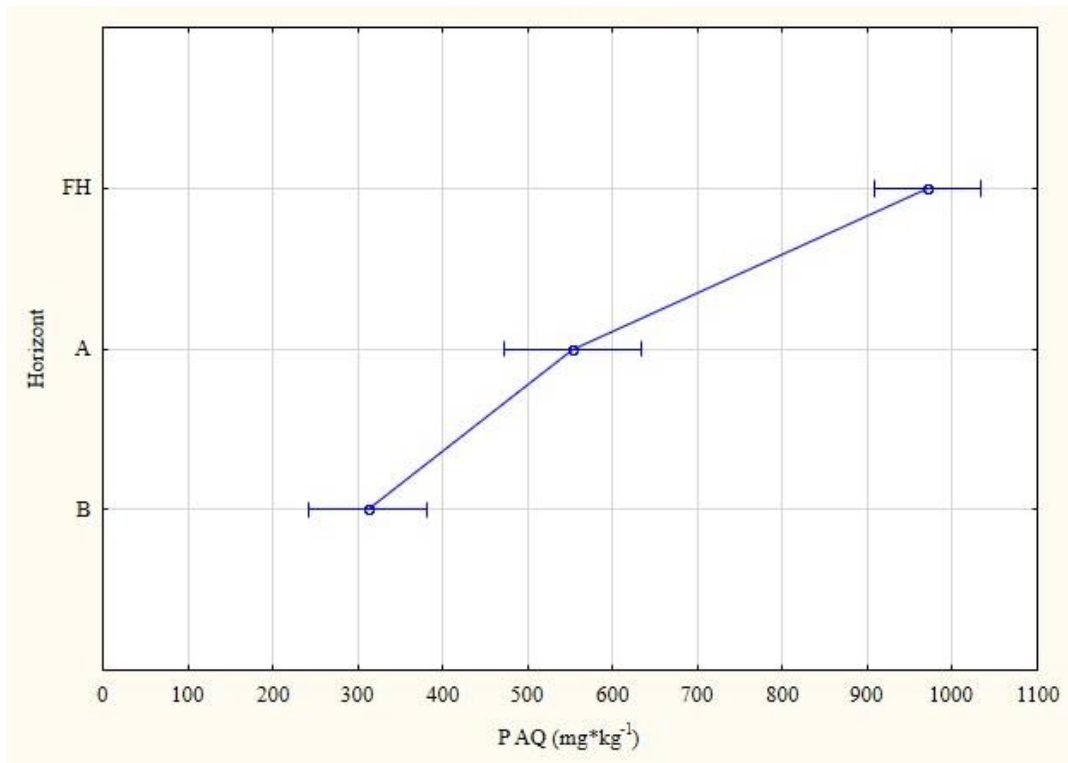
Graf č. 9: hodnoty pseudototálního obsahu K ve směsných vzorcích (průměr a 95% interval spolehlivosti)



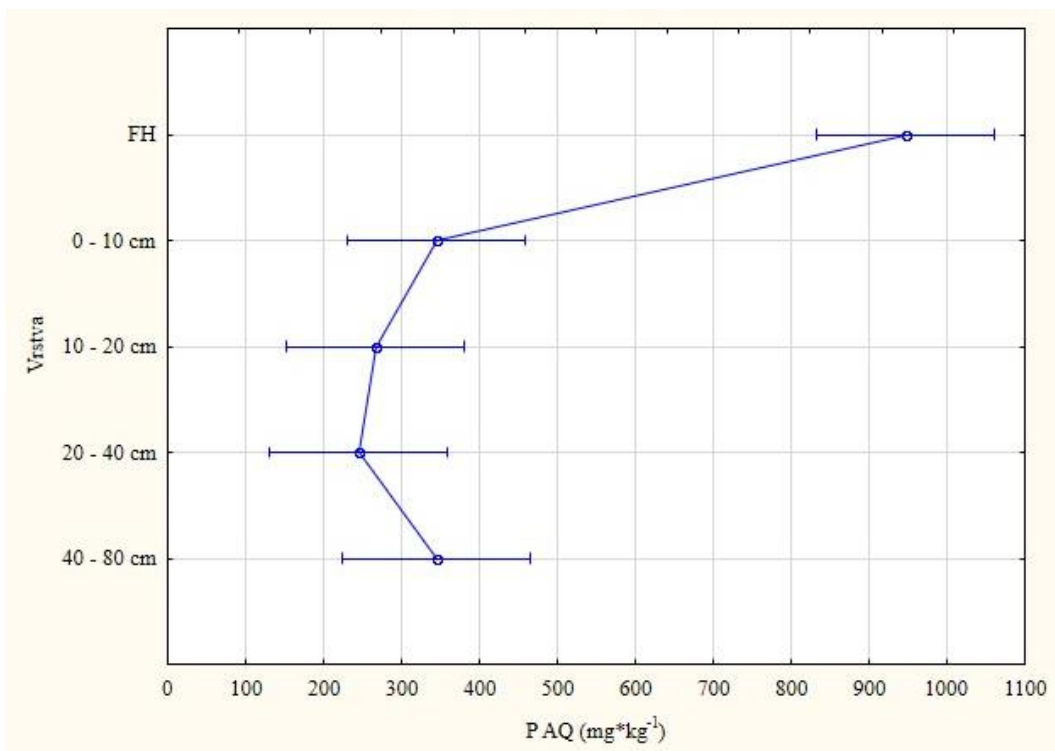
Graf č. 10: hodnoty pseudototálního obsahu K ve vzorcích z půdních sond (průměr a 95% interval spolehlivosti)



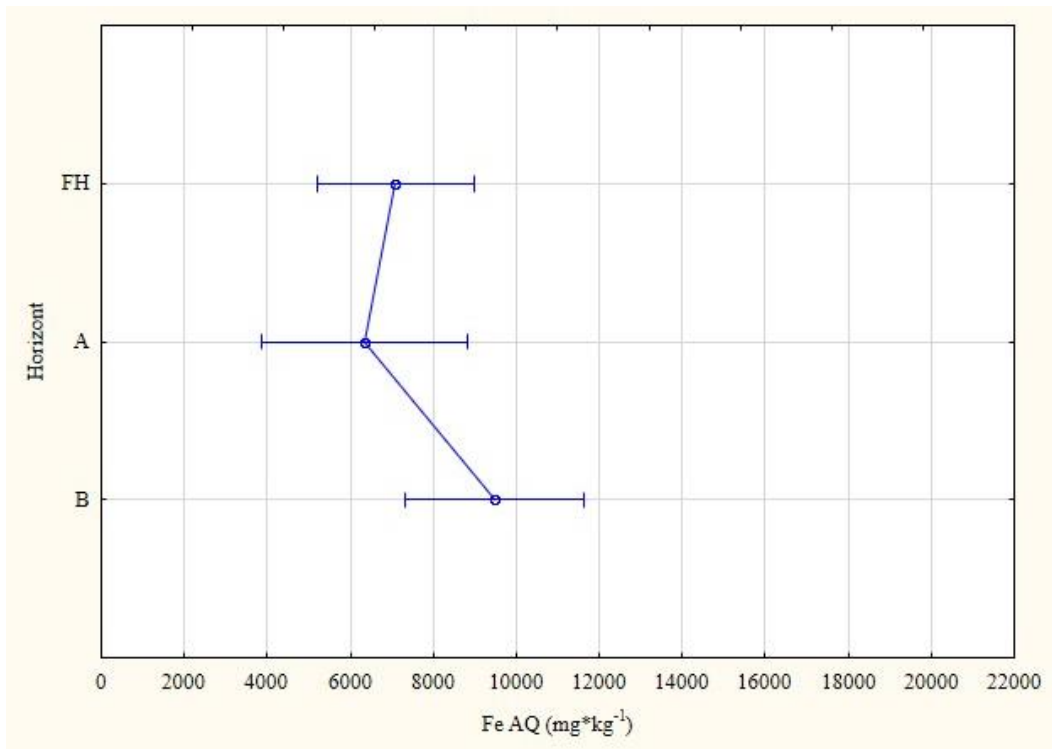
Graf č. 11: hodnoty pseudototálního obsahu P ve směsných vzorcích (průměr a 95% interval spolehlivosti)



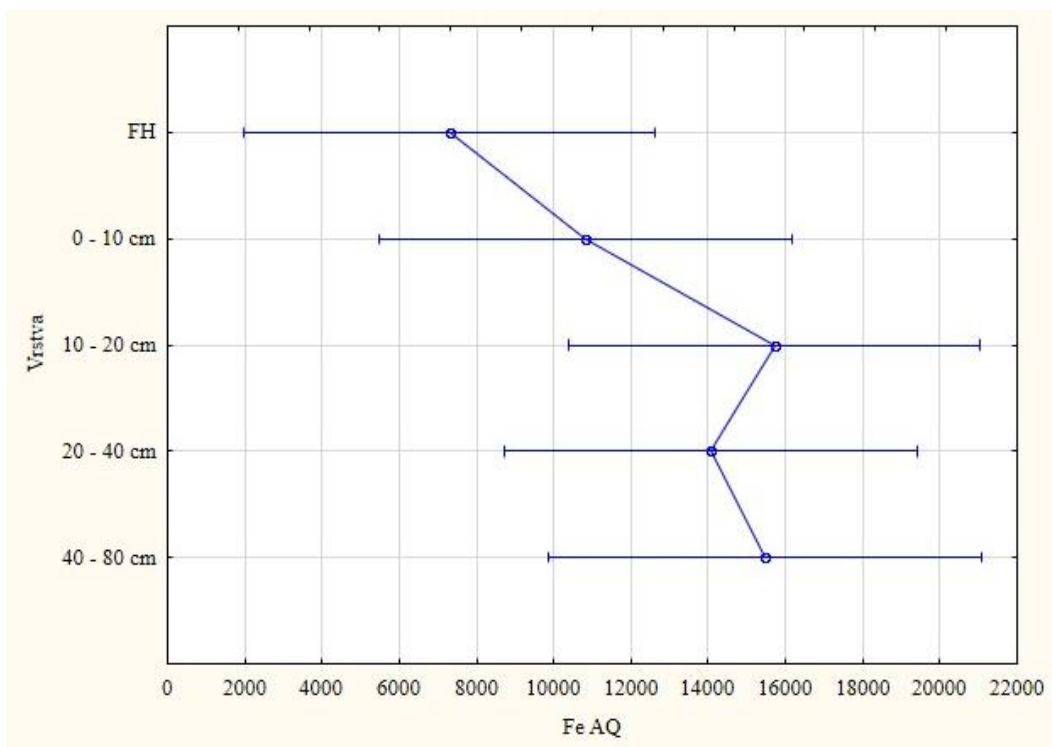
Graf č. 12: hodnoty pseudototálního obsahu P ve vzorcích z půdních sond (průměr a 95% interval spolehlivosti)



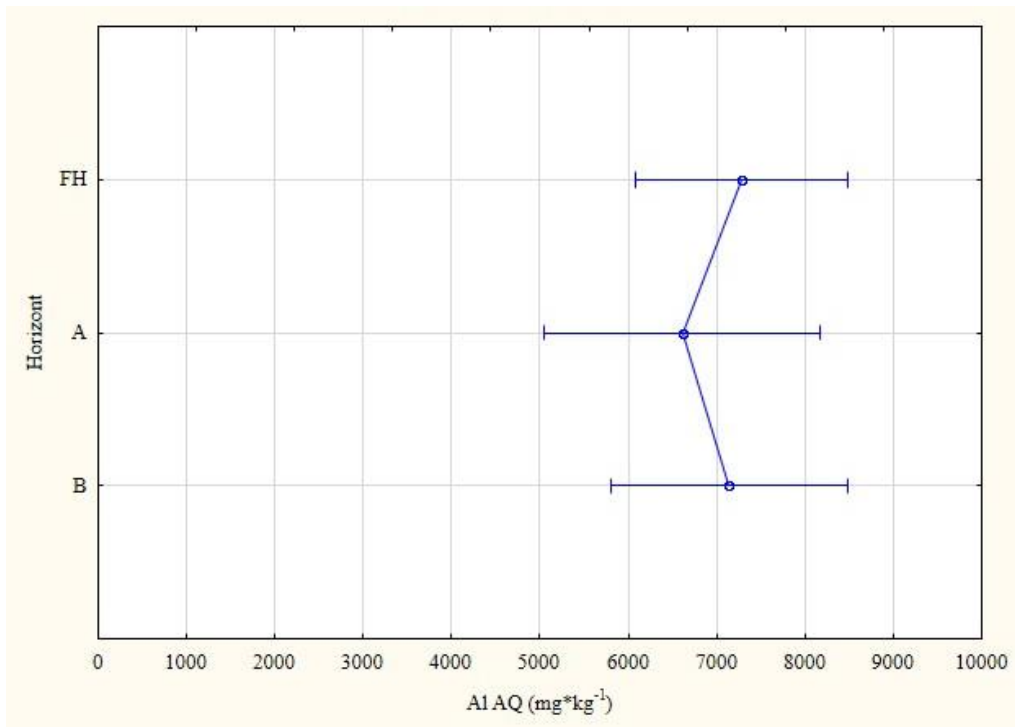
Graf č. 13: hodnoty pseudototálního obsahu Fe ve směsných vzorcích (průměr a 95% interval spolehlivosti)



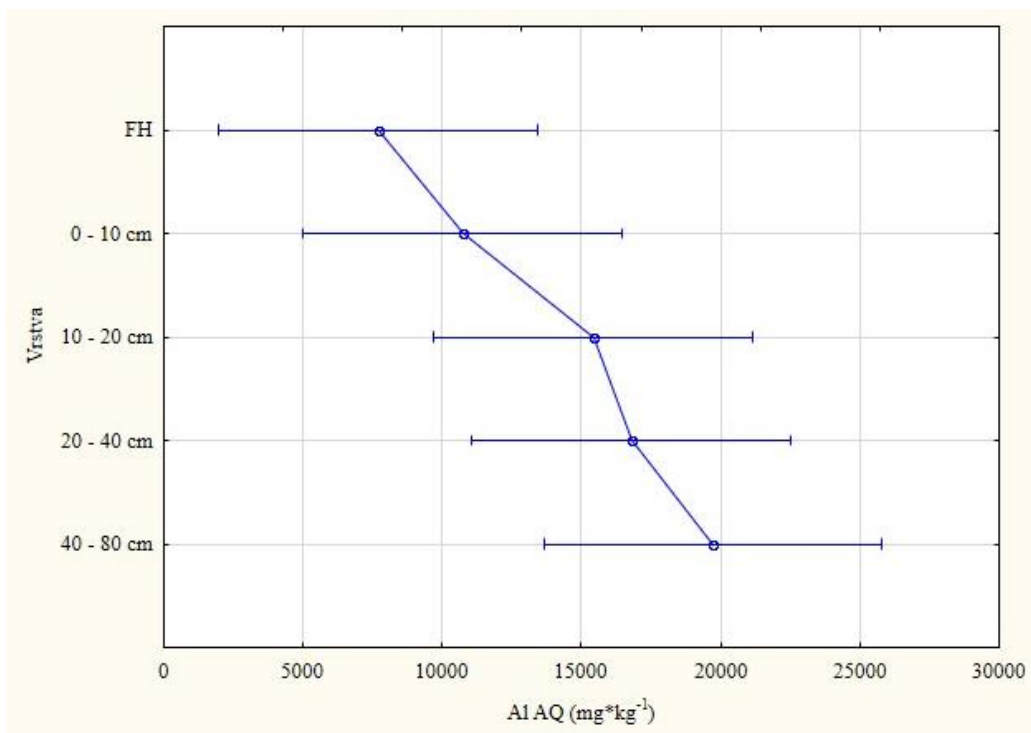
Graf č. 14: hodnoty pseudototálního obsahu Fe ve vzorcích z půdních sond (průměr a 95% interval spolehlivosti)



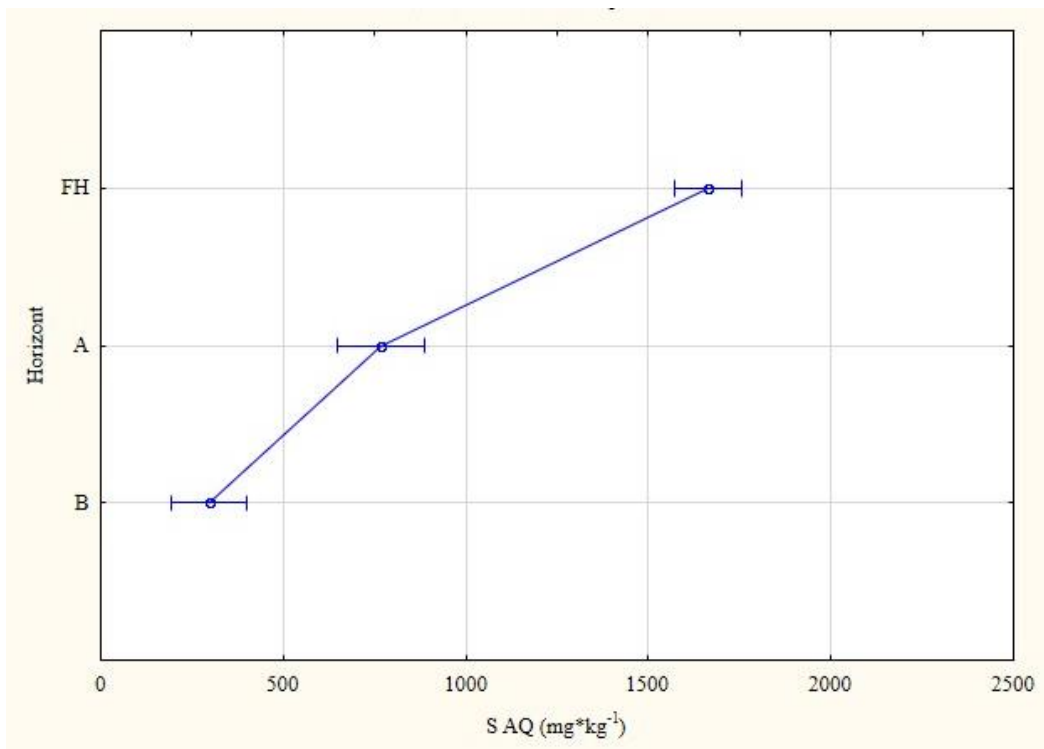
Graf č. 15: hodnoty pseudototálního obsahu Al ve směsných vzorcích (průměr a 95% interval spolehlivosti)



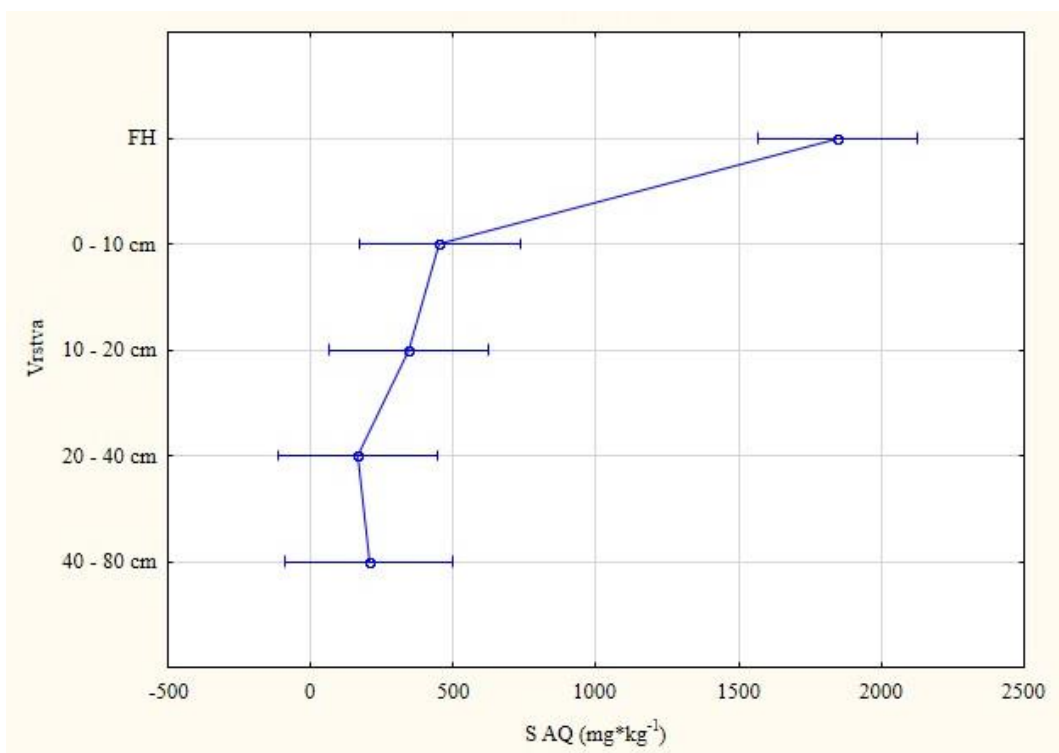
Graf č. 16: hodnoty pseudototálního obsahu Al ve vzorcích z půdních sond (průměr a 95% interval spolehlivosti)



Graf č. 17: hodnoty pseudototálního obsahu S ve směsných vzorcích (průměr a 95% interval spolehlivosti)



Graf č. 18: hodnoty pseudototálního obsahu S ve vzorcích z půdních sond (průměr a 95% interval spolehlivosti)



8.3 Pseudototální obsah potenciálně rizikových prvků v půdě

Arsen

Jak je patrné z grafu č. 19, nejvyšší koncentrace arsenu byly naměřeny v horizontech A. Naopak nejnižší množství tohoto potenciálně rizikového prvku bylo měřením shledáno v horizontech B. V rámci sledovaných půdních profilů dochází ke snižování průměrného obsahu arsenu od povrchu směrem do hloubky. V hloubkách vyšších jak 20 cm pak průměrné hodnoty klesají pod $5\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (viz graf č. 20).

Měď

Nejvyšší hodnoty pseudototálního obsahu mědi ve směsných vzorcích byly zjištěny v horizontech FH. Směrem do hloubky se pak obsah Cu snižuje. Podle grafu č. 21 je tedy průměrná hodnota nejnižší u horizontů B. Z grafu č. 22 je patrné, že ve vzorcích, odebraných půdními sondami, byly nejvyšší hodnoty naměřeny také u horizontů FH. Směrem od povrchových horizontů do hloubky 10 cm dochází k prudkému poklesu. Od hloubek 20 cm níž se průměrné hodnoty opět zvyšují.

Mangan

Pseudototální obsah manganu ve směsných vzorcích prezentuje graf č. 23. Z něj je patrné, že nejnižší hodnoty byly naměřeny v horizontech FH. Obsah manganu v horizontech A je vyšší jen nepatrně, oproti tomu nárůst průměrných hodnot v horizontech B je znatelný. Vyhodnocení výsledků měření půdních sond dokládá graf č. 24, ze kterého je patrné, že pseudototální obsah manganu se v půdních profilech zvyšuje s narůstající hloubkou. Nejnižší hodnoty byly tedy naměřeny v horizontech FH, nejvyšší pak v hloubce 40–80 cm, kde je průměrná koncentrace manganu vyšší než $250\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$.

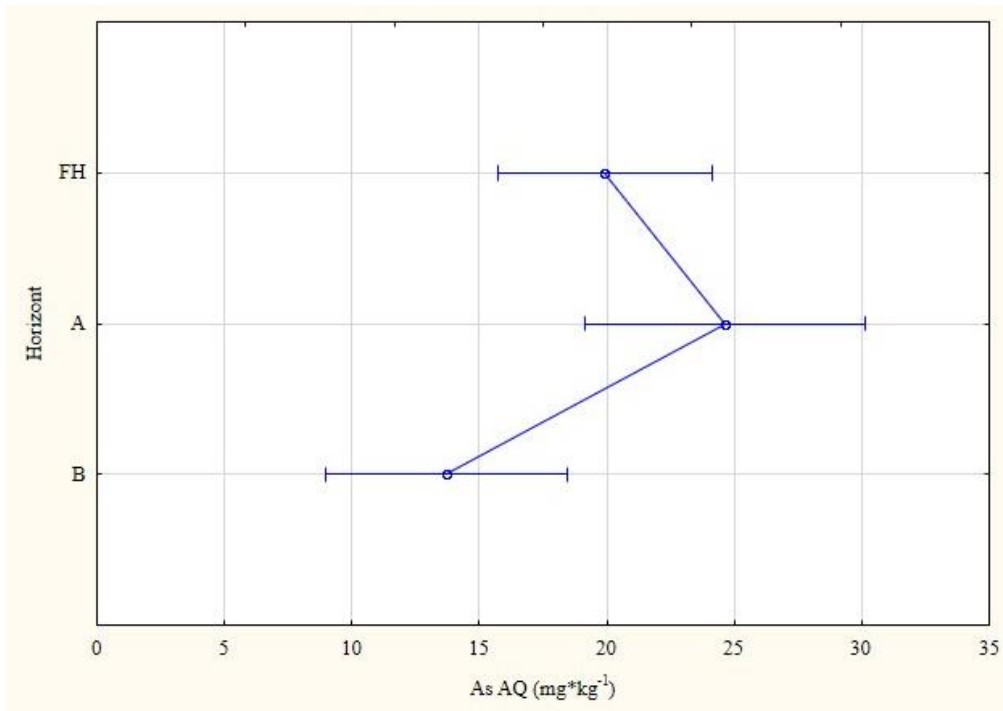
Olovo

Nejnižší koncentrace olova ve směsných vzorcích byly naměřeny v B horizontech. Směrem k povrchu se pak průměrné hodnoty značně zvyšují. V horizontech FH se průměrné hodnoty blíží $150\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (viz graf č. 25). Pseudototální obsah olova napříč půdním profilem dokladuje graf č. 26. Od povrchu směrem do hloubky 40 cm se hodnoty prudce snižují, v nejhlubších vrstvách pak nedochází k pozorovatelným změnám vzhledem k vrstvám předchozím.

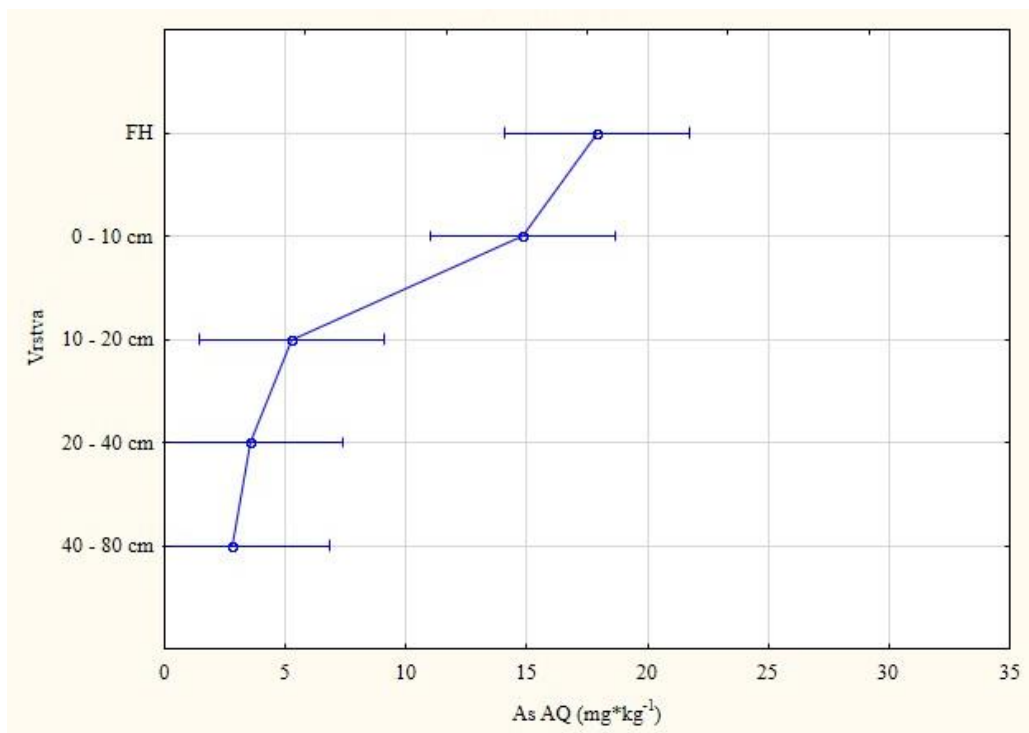
Zinek

Pseudototální obsah zinku ve sledovaných půdách, jehož hodnoty se v tomto případě pohybují v řádech několika desítek $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, dokládá graf č. 27. Nejnižší koncentrace byly naměřeny v horizontech A. Směrem do hloubky dochází k nepatrnému zvyšování, směrem k povrchu je pak nárůst vyšší. Podle grafu č. 28, který znázorňuje průměrný obsah Zn v půdních vzorcích, je zřejmé, že nejnižší koncentrace v porovnání se zbytkem půdního profilu byly naměřeny ve vrstvách 0-10 cm. Oproti tomu nejvyšší průměrné hodnoty byly naměřeny v hloubce 40–80 cm.

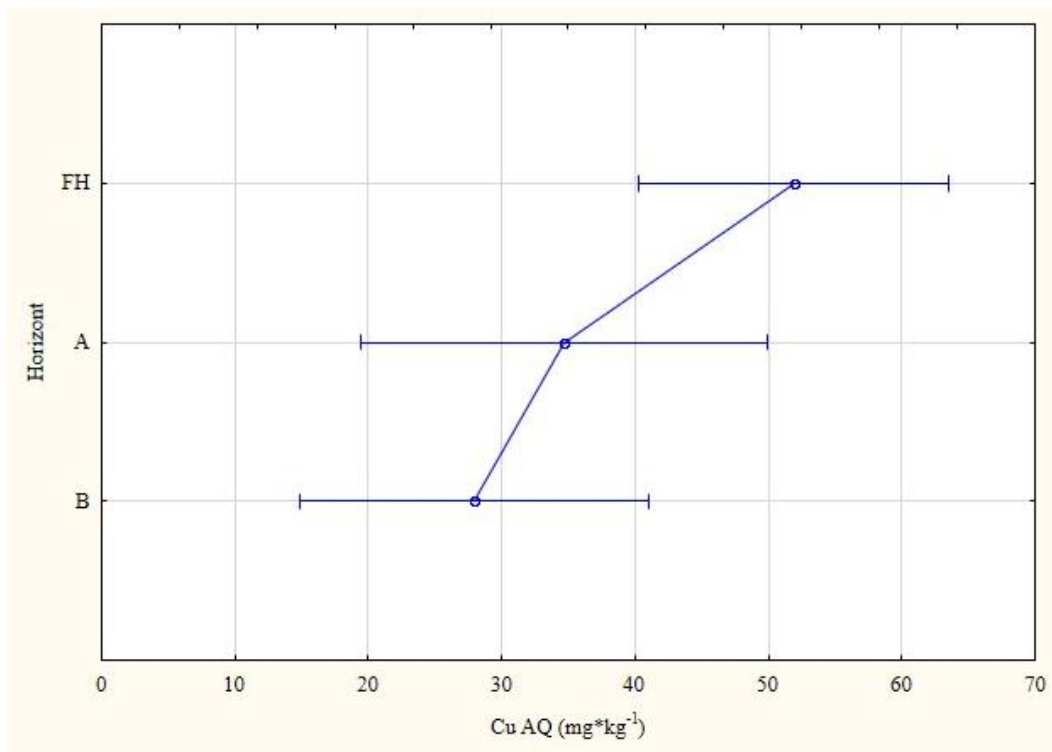
Graf č. 19: hodnoty pseudototálního obsahu As ve směsných vzorcích (průměr a 95% interval spolehlivosti)



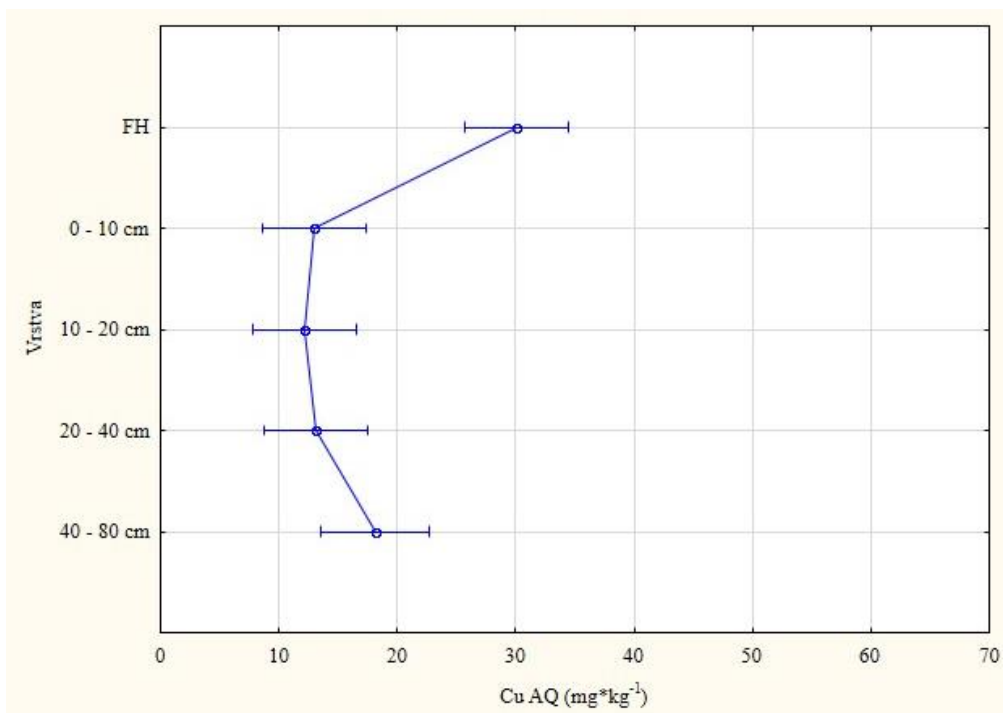
Graf č. 20: hodnoty pseudototálního obsahu As ve vzorcích z půdních sond (průměr a 95% interval spolehlivosti)



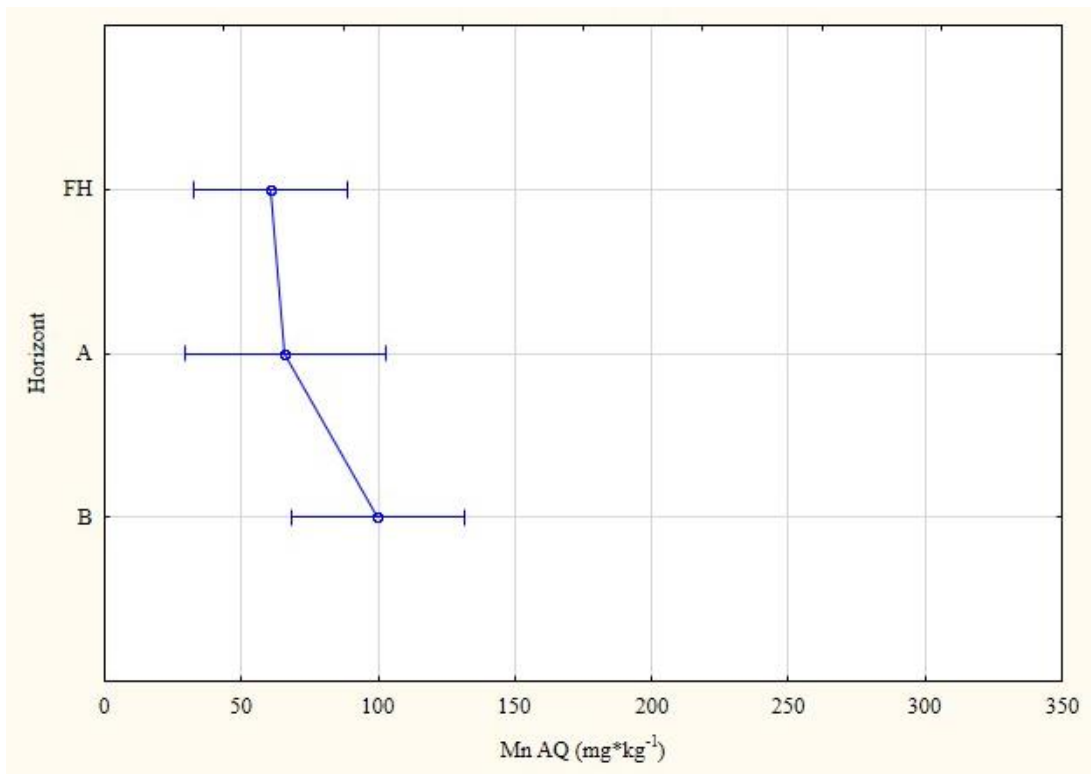
Graf č. 21: hodnoty pseudototálního obsahu Cu ve směsných vzorcích (průměr a 95% interval spolehlivosti)



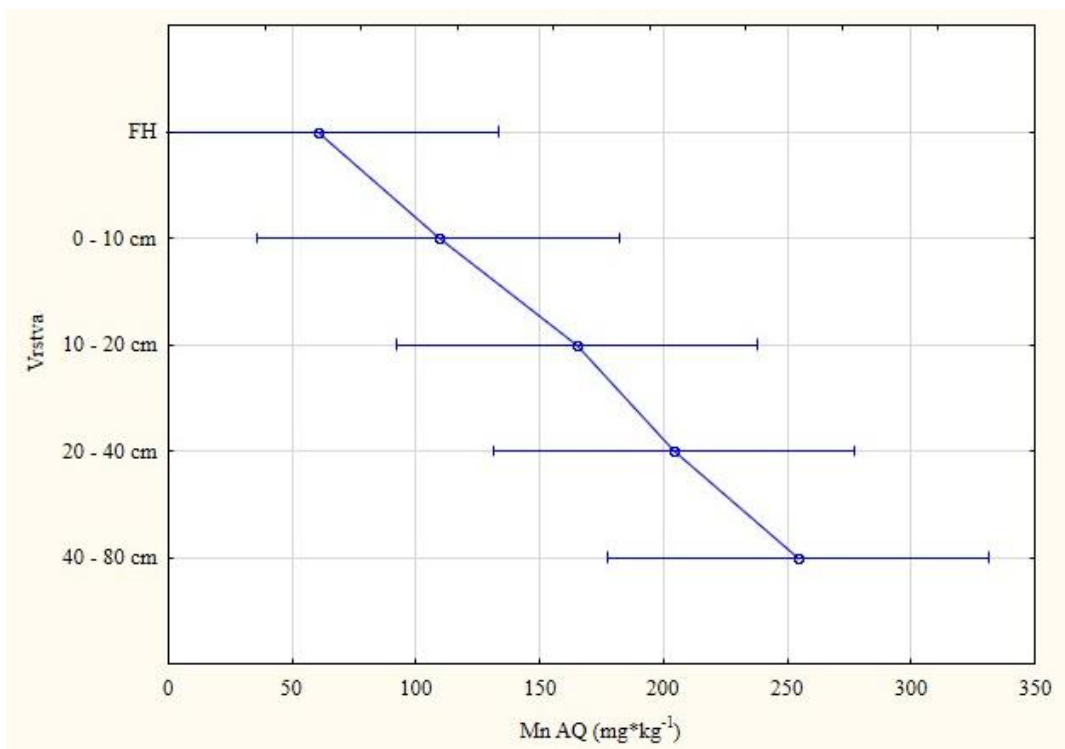
Graf č. 22: hodnoty pseudototálního obsahu Cu ve vzorcích z půdních sond (průměr a 95% interval spolehlivosti)



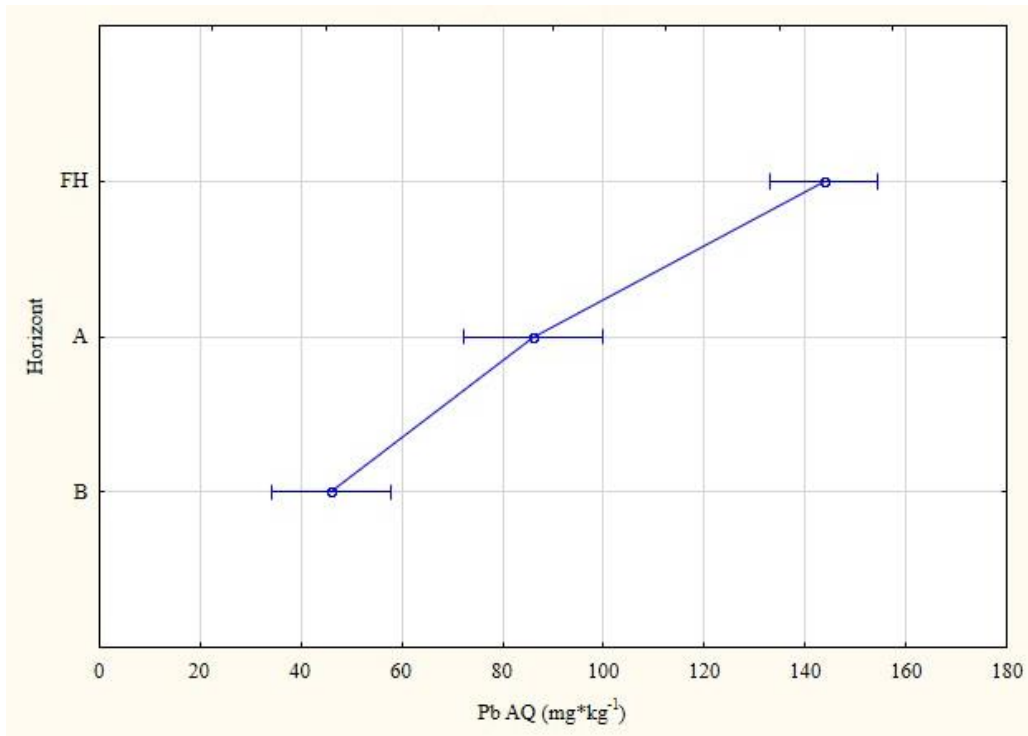
Graf č. 23: hodnoty pseudototálního obsahu Mn ve směsných vzorcích (průměr a 95% interval spolehlivosti)



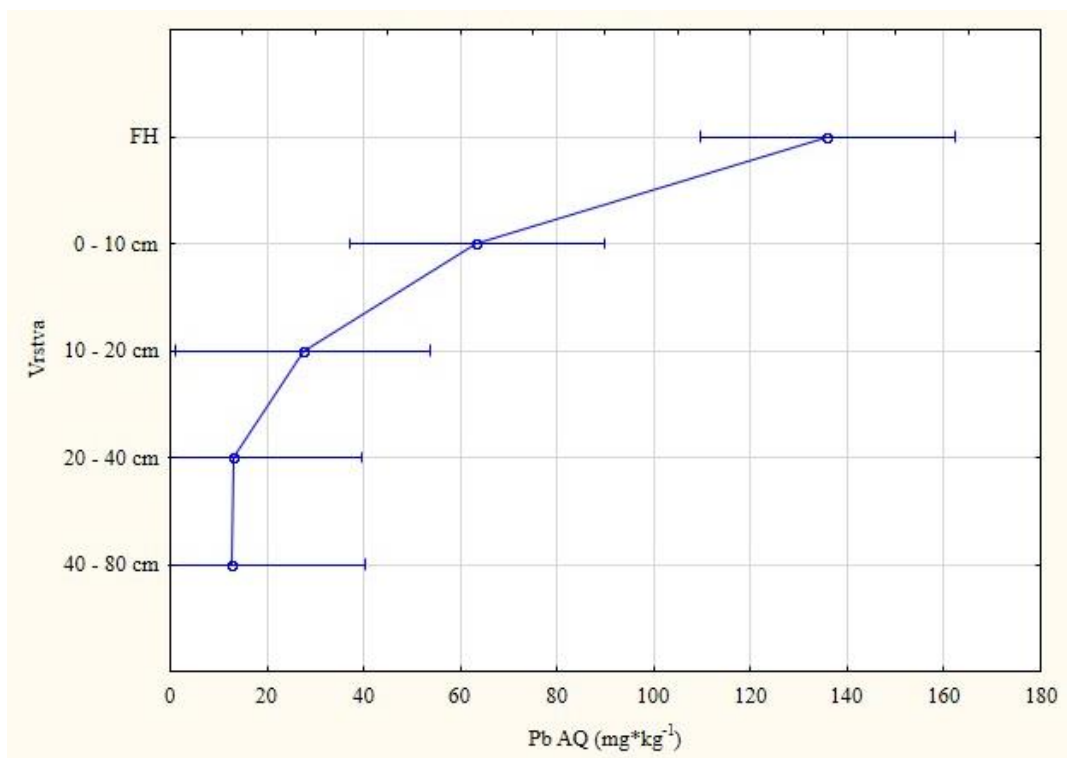
Graf č. 24: hodnoty pseudototálního obsahu Mn ve vzorcích z půdních sond (průměr a 95% interval spolehlivosti)



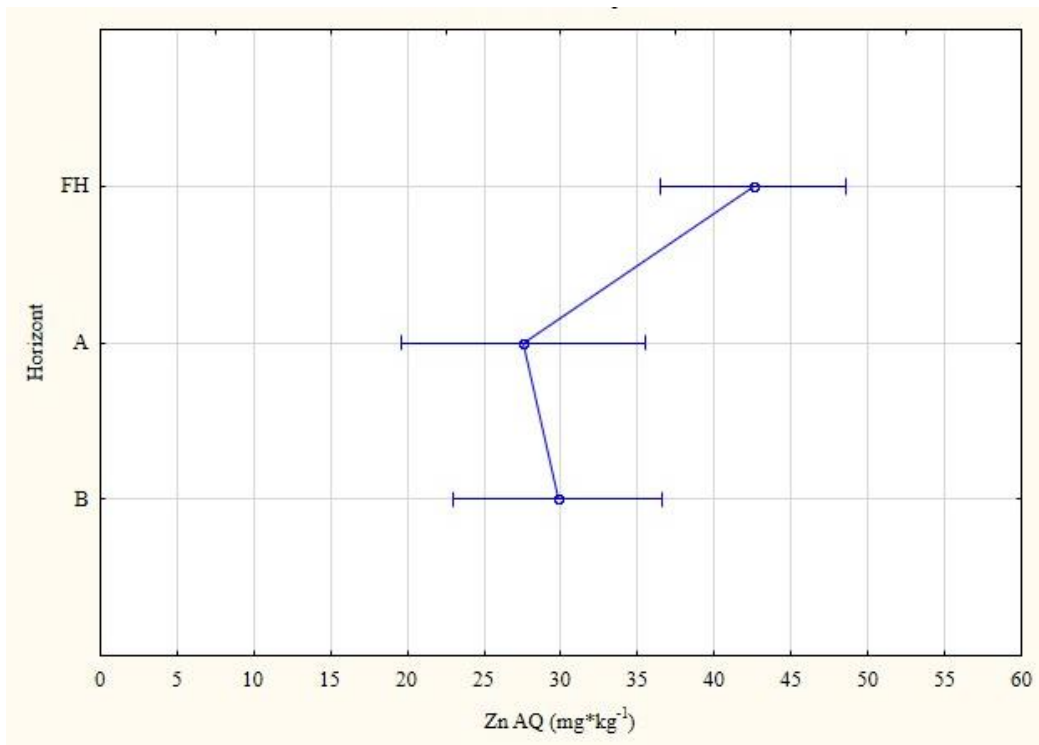
Graf č. 25: hodnoty pseudototálního obsahu Pb ve směsných vzorcích (průměr a 95% interval spolehlivosti)



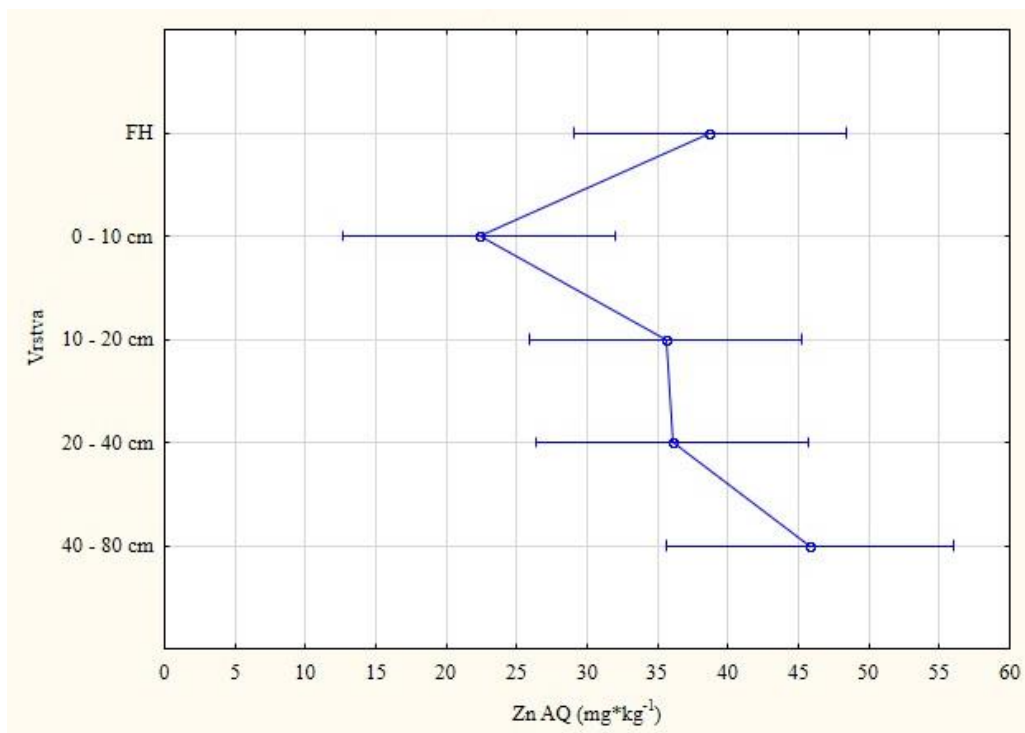
Graf č. 26: hodnoty pseudototálního obsahu Pb ve vzorcích z půdních sond (průměr a 95% interval spolehlivosti)



Graf č. 27: hodnoty pseudototálního obsahu Zn ve směsných vzorcích (průměr a 95% interval spolehlivosti)



Graf č. 28: hodnoty pseudototálního obsahu Zn ve vzorcích z půdních sond (průměr a 95% interval spolehlivosti)



8.4 Molární poměr Ca/Al

Výsledky průměrných molárních poměrů Ca/Al ve směsných vzorcích jsou uvedeny v tabulce č. 3. Nejnižší poměry byly zjištěny u FH horizontů, nejvyšší u horizontů B. Hodnoty se od sebe však významně neliší. Molární poměry Ca/Al v různých hloubkách půdních u vzorků z půdních sond dokladuje tabulka č. 4. Nejvyšší molární poměry Ca/Al byly zjištěny v nadložních FH horizontech, nejnižší pak v hloubkách 40–80 cm.

Vzhledem k tomu, že bylo počítáno s hodnotami pseudototálních obsahů daných prvků v půdě, jsou hodnocení molárních poměrů Ca/Al pouze orientační.

Tab. č. 3: průměrné molární poměry Ca/Al ve směsných vzorcích

Horizont	Molární poměr Ca/Al
FH	0,056
A	0,058
B	0,059

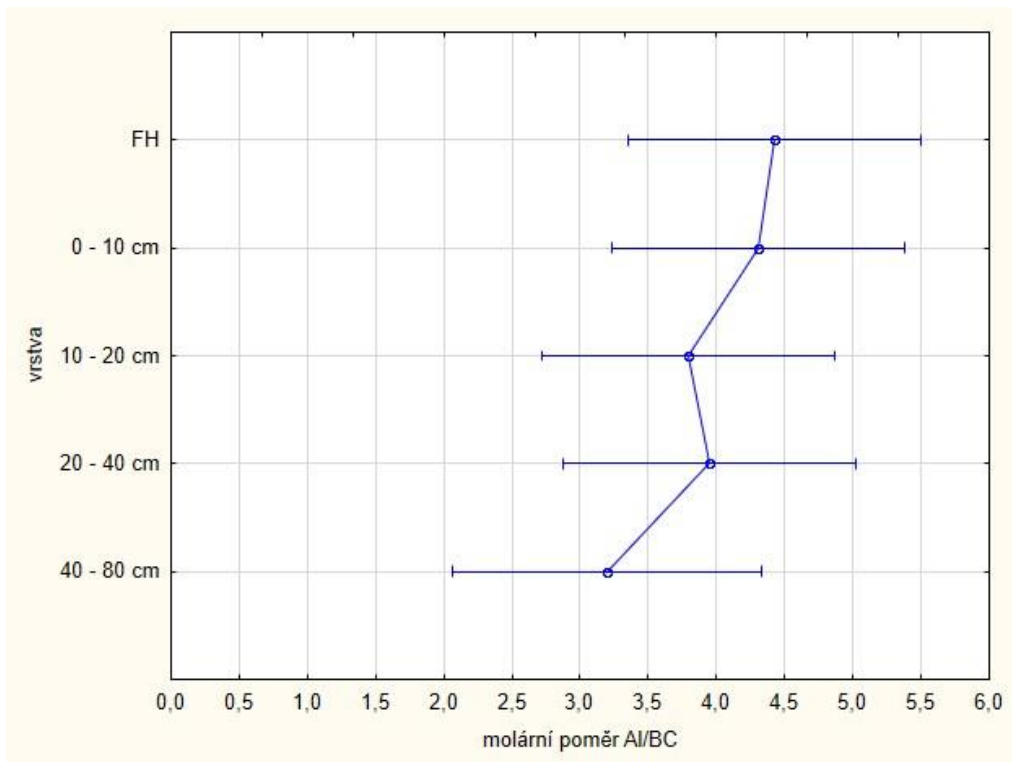
Tab. č. 4: průměrné molární poměry Ca/Al ve vzorcích z půdních sond

Vrstva	Molární poměr Ca/Al
FH	0,109
0–10 cm	0,077
10–20 cm	0,076
20–40 cm	0,070
40–80 cm	0,054

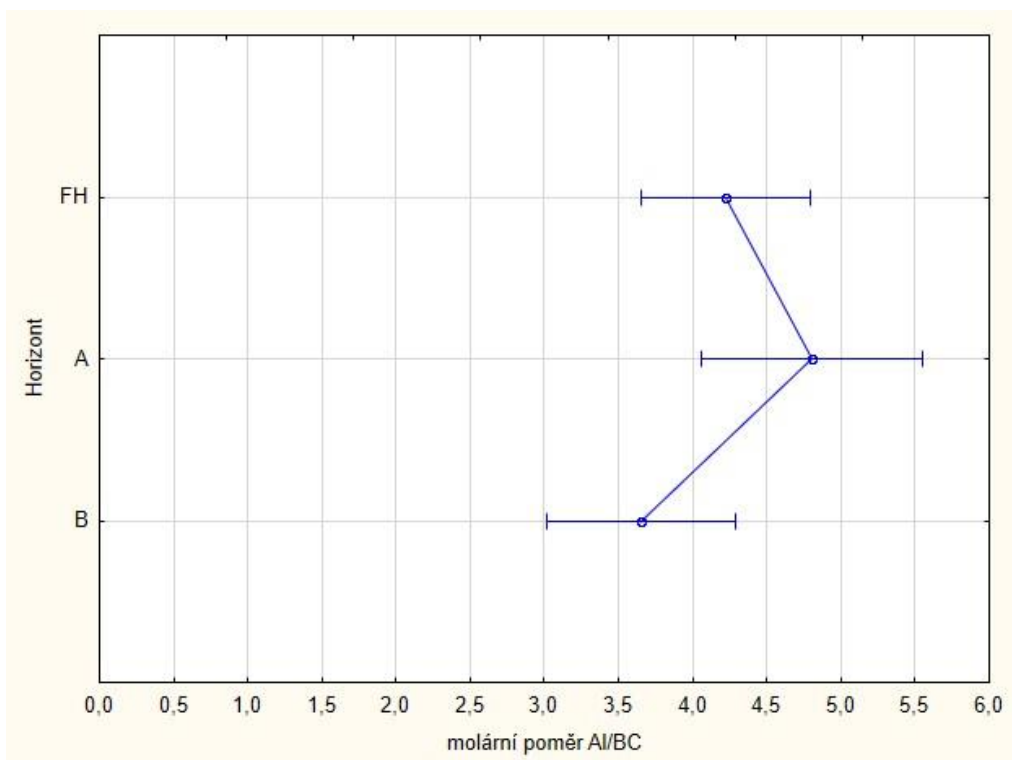
8.5 Poměr průměrných koncentrací Al/BC

Poměr průměrných koncentrací Al ke koncentraci bazických prvků (Ca, Mg, K) ve vzorcích odebraných půdními sondami dokladuje přiložený graf č. 29. Z něj je patrné, že nejvyšší poměr průměrných koncentrací Al/BC ve sledovaných vzorcích byl v horizontech FH. Nejnižší průměrné hodnoty pak náleží vrstvám v hloubce 40–80 cm. Ve směsných vzorcích byl nejvyšší poměr průměrných koncentrací zjištěn v A horizontech a nejnižší v horizontech B (viz graf č. 30).

Graf č. 29: poměr koncentrací hliníku a bazických prvků (Ca, Mg, K) ve vzorcích z půdních sond (průměr a 95% interval spolehlivosti)



Graf č. 30: poměr koncentrací hliníku a bazických prvků (Ca, Mg, K) ve směsných vzorcích (průměr a 95% interval spolehlivosti)



9 Diskuze

9.1 Stanovení pH

Optimální hodnoty pH půdy pro jehličnaté porosty se podle Binkley and Fisher (2013) pohybují okolo 5,5. Odebrané vzorky prokazovali však nižší hodnoty, a to ve všech vrstvách půdních horizontů. Nízké hodnoty pH v nižších hloubkách mohou být způsobeny povahou matečné horniny (Hart et al., 2008). pH povrchových vrstev je pak ovlivňováno tvorbou organických kyselin při rozkladu organické hmoty. V tomto prostředí může pH klesat pod 3,5, (Norton et al., 2012), což odpovídá (v případě pH /KCl) situaci FH horizontů odběrových lokalit v Jizerských horách.

Sáňka a Materna (2004) dělí půdní reakci podle rozmezí hodnot pH na extrémně kyselou, velmi silně kyselou, silně kyselou, kyselou, slabě kyselou – neutrální a alkalickou (viz Příloha č. 8). Na základě tohoto hodnocení lze půdní reakci ve sledovaných půdách Jizerských hor označit jako silně kyselou až velmi silně kyselou. Nízké hodnoty pH jsou známkou dlouhotrvající zátěže lesních půd v podobě kyselé depozice, druhu vegetačního pokryvu (v tomto případě smrkový porost) a kyselé matečné horniny (Hruška a Cienciala, 2001).

Podle modelů, týkajících se předpokladů ozdravení lesních půd z účinků acidifikace, by k navrácení lesních půd do půdního stavu mělo docházet v závěru druhé poloviny 21. století. V roce 2094 se pak při udržení stávajících stanovištních podmínek (např. vegetační pokryv) předpokládá zvýšení pH lesních půd pod smrkovými porosty na 4,57 a pod bukovými na 4,69 (Navrátil et al., 2007; Oulehle et al., 2007).

9.2 Pseudototální obsah prvků

Nejvyšší pseudototální obsah hlavních živin (Ca, Mg, K) byl zjištěn ve spodních vrstvách půdních horizontů, tedy v hloubce 40–80 cm. Tento jev je pravděpodobně způsoben minerálním zvětráváním primárních silikátů, při kterém dochází k uvolňování kationtů Ca^{2+} , Mg^{2+} a K^+ do půdy (Sposito, 2016). Draslík je přirozenou součástí minerálů, jako jsou např. muskovit či ortoklas (draselný živec). V závislosti na druhu a věku půd pak může být zvětráváním uvolněno až 10 kg/ha/rok draslíku (Derome et al., 2008; Binkley and Fisher, 2013).

Vysoký obsah vápníku byl naměřen také v povrchových FH horizontech. Příčinou je vysoký obsah vápníku v opadu (Likens and Bormann, 1995).

V důsledku povrchové eroze a vyplavování může docházet ke ztrátě některých kationtů, uvolněných při minerálním zvětrávání (např. Ca^{2+} , Mg^{2+}). Tato ztráta se projevuje relativně nízkými koncentracemi těchto prvků v FH horizontech (Hart et al., 2008). V případě hořčíku je tento případ slučitelný se situací sledovaných lokalit v Jizerských horách.

Průměrné hodnoty pseudototálního obsahu fosforu v organických FH horizontech dosahují téměř k 1000 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, což je nejspíše způsobeno přítomností sloučenin fosforu v opadu stromů. Vlivem mikrobiálního rozkladu opadanky pak dochází k uvolnění fosforu do půdy (Sposito, 2016). Ačkoliv je napříč půdními profily znatelný nápadný pokles P oproti povrchovým FH horizontům, v hloubkách 40–80 cm dochází opět ke zvýšení průměrných hodnot. Příčinou je pravděpodobně zvětrávání matečné horniny. V žulových podložích je totiž běžně přítomen apatit ($\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$), který fosfor obsahuje (Binkley and Fisher, 2013). V krkonoško-jizerském žulovém masivu je součástí hornin také oxid fosforečný (P_2O_5) (Chaloupský et al., 1989).

Nejvyšší koncentrace Fe v rámci půdních profilů byly naměřeny v B horizontech a v hloubkách 40–80 cm. Průměrný pseudototální obsah železa naměřený v nejnižších částech půdních horizontů byl vyšší než 15 000 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Příčinou vysoké koncentrace Fe v těchto částech půdních profilů je pravděpodobně uvolňování kationtů Fe^{2+} při minerálním zvětrávání hornin s vysokým obsahem slídy (Derome et al., 2008; Sposito, 2016). Vysoký obsah Fe v B horizontech je způsoben akumulací kationtů a oxidů tohoto prvku, vylouhovaného z vyšších vrstev. Tento jev je typický pro lesní půdy, vzniklé procesem podzolizace (Hart et al., 2008).

Síra dopadá na povrch v doprovodu atmosférické depozice a do půdy se pak uvolňuje při mikrobiálním rozkladu opadanky (Sposito, 2016). Více než 90 % síry v půdách je navázáno na organické sloučeniny (Likens et al., 2002). Hanousek et al. (2017) uvádí, že množství organicky vázané síry vzrůstá se snižujícím se pH, protože kyselé podmínky podporují akumulaci

organické hmoty, která vede k produkci organických kyselin. V závislosti na mikrobiální aktivitě může být pak organicky vázaná síra mineralizována na SO_4^{2-} (Morche, 2008).

U kyselých matečných hornin, obsahujících velké množství alumosilikátů, dochází při minerálním zvětrávání také k uvolňování hliníku (Rustad and Cronan, 1995; Derome et al., 2008), což je příčinou jeho vysokých koncentrací v hloubkách 40–80 cm.

Puhe and Ulrich (2001) uvádí, že ukládání těžkých kovů dosahuje nejvyšších hodnot v oblasti střední Evropy. Vzhledem k akumulaci potenciálně rizikových prvků (především Pb) v nadložních organických horizontech byly právě v těchto částech půdních profilů naměřeny nejvyšší koncentrace olova.

Kationty zinku, mědi a manganu (Zn^{2+} , Cu^{2+} , Mn^{2+}) se vyskytují jako stopové prvky v primárních silikátech (Sposito, 2016), vyšší koncentrace těchto prvků oproti ostatním částem půdních profilů mohou být způsobeny minerálním zvětráváním, při kterém k uvolňování kationtů Zn^{2+} , Cu^{2+} a Mn^{2+} dochází. Zinek je mikroživina, jejíž dostupnost se zvyšuje s klesající hodnotou pH (Plaster, 2013). Stejně tak mangan, uvolněný při minerálním zvětrávání, je rozpustný a způsobuje zvýšení koncentrace Mn^{2+} v půdním roztoku. (Puhe and Ulrich, 2001). Koncentrace mědi, jež je v porovnání se zbytkem půdního profilu nejvyšší v FH horizontech, je pravděpodobně důsledkem antropogenní činnosti. V půdě se následně tento stopový prvek může hromadit ve formě organických komplexů, kterou mohou být transportovány půdní vodou (Puhe and Ulrich, 2001).

Použití výsledků poměrů průměrných koncentrací Al/BC je pouze orientační vzhledem ke skutečnosti, že se jedná o pseudototální obsahy prvků. Běžně se pro stanovení poměrů Al/BC používají hodnoty koncentrací daných prvků v půdním roztoku či sorpčním komplexu (Kämäri et al., 2012). Stejně tak hodnocení molárních poměrů Ca/Al.

9.3 Porovnání výsledků s předchozími studii

Podle dat projektu BioSoil je průměrná koncentrace mědi v FH horizontech lesních půd v ČR po rozkladu lučavkou královskou $16,2 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$. Ve směsných vzorcích, odebraných na několika lokalitách v oblasti Jizerských hor, byl naměřen pseudototální obsah Cu v těchto horizontech vyšší než $50 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, ve vzorcích z půdních sond pak okolo $30 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (De Vos and Cools, 2011). Nutno však vzít v úvahu měření pseudototálního obsahu, který může být vyšší než skutečně dostupné množství prvku v půdě. Yelpatyevsky et al. (1995) uvádí, že koncentrace mědi u znečištěných lesních půd mohou v FH horizontech být vyšší než $150 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$.

V hloubkách do 10 cm je podle projekt BioSoil udávána průměrná hodnota $11,6 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (De Vos and Cools, 2011). Vzorky z půdních sond se od této hodnoty nijak významně

neodchylují, oproti tomu směsné vzorky vykazují v horizontech A a B koncentrace pohybující se okolo $30\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Podle Yelptayevsky et al. (1995), který v horizontech A udává průměrné hodnoty $10 - 14\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ u neznečištěných a $11-107\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ u znečištěných půd, by odebrané půdní vzorky odpovídaly zařazení do kategorie znečištěné půdy.

Kváčová et al. (2015) uvádí ve své publikaci průměrný obsah Cu, zkoumaný v organických O horizontech pod smrkovými porosty v Jizerských horách, $15,90\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Jako extrakční činidlo byla v tomto případě použita 2M HNO_3 .

Obsah Mn napříč půdním profilem se pohybuje v průměrných hodnotách okolo $60-250\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Kváčová et al. (2015) prezentují průměrný obsah manganu v O horizontech jako $10,76\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$.

Projekt BioSoil uvádí průměrné koncentrace Pb v FH horizontech hodnotou $90,8\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (De Vos and Cools, 2011). Koncentrace tohoto prvku v odebraných vzorcích se pohybují okolo hodnoty $140\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, což je více než udávaný průměr. Podle Yelptayevsky et al. (1995) se však jedná o neznečištěné půdy, neboť při znečištění se koncentrace olova v humusových FH horizontech pohybují až v řádech několika tisíců $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$.

Podobná situace nastává i u většiny ostatních vrstev půdních profilů, kdy se naměřené hodnoty pohybují lehce nad průměrem a neprokazují kontaminaci olovem.

Veškeré průměrné hodnoty koncentrace Zn ve sledovaných půdních profilech jsou nižší, než uvádí projekt BioSoil (De Vos and Cools, 2011) a Yelptayevsky et al. (1995).

Tato práce byla součástí prvotního výzkumu, na který bude navázáno v diplomové práci, která bude zaměřena také na speciaci některých forem hliníku. Dále se předpokládá podrobnější hodnocení a diskutování molárního poměru Ca/Al v půdě a poměru koncentrací hliníku a bazických prvků.

10 Závěr

Vzhledem k cíli této práce, určit aktuální stav acidifikace lesních půd v Jizerských horách, byly stanoveny hodnoty pH/H₂O a pH/KCl. Dle výsledků měření byly půdní reakce sledovaných půd označeny jako silně kyselé až velmi silně kyselé.

V rámci bakalářské práce byl dále ve výluhu lučavkou královskou stanovován pseudototální obsah hlavních a potenciálně rizikových prvků pro posouzení aktuálního stavu zátěže lokality a míry acidifikace. Vzhledem k potvrzení vysoké koncentrace S v nadložních horizontech sledovaných lesních půd lze konstatovat přetrvávající problém zatížení půd acidifikací.

Nebyla však zjištěna významná zátěž potenciálně rizikovými prvky, která by měla vliv na kontaminaci lesních porostů.

Cílem společnosti by do budoucna měla být prevence ve formě správného lesního hospodaření a omezená produkce emisí dusíku a síry.

11 Seznam literatury

- Akselsson, C., Ardö, J., Sverdrup, H. 2004. Critical loads of acidity for forest soils and relationship to forest decline in the Northern Czech Republic. *Environmental Monitoring and Assessment*. 98 (1–3). 363–379. Dostupné také z <https://doi.org/10.1023/B:EMAS.0000038196.53204.ab>
- Augusto, L., Bonnaud, P., Ranger, J. 1998. Impact of tree species on forest soil acidification. *Forest Ecology and Management*. 105 (1–3). 67–78. Dostupné také z [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(97\)00270-3](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(97)00270-3)
- Binkley, D., Fisher, R. 2013. *Ecology and Management of Forest Soils*. 4th ed. John Wiley and Sons, Ltd. p. 362. ISBN: 9780470979471.
- Blume, H. P., Brümmer, G. W., Fleige, H., Horn, R., Kandeler, E., Knabner, I. K., Kretschmar, R., Stahr, K., Wilke, B. K. 2016. *Scheffer/Schachtschabel Soil Science*. Springer. Berlin. p. 618. ISBN: 9783642309410.
- Borůvka, L., Mládková, L., Drábek, O. 2005. Factors controlling spatial distribution of soil acidification and Al forms in forest soils. *Journal of Inorganic Biochemistry*. 99 (9 SPEC. ISS.). 1796–1806. Dostupné také z: <https://doi.org/10.1016/j.jinorgbio.2005.06.028>
- Borůvka, L., Mládková, L., Penížek, V., Drábek, O., Vašát, R. 2007. Forest soil acidification assessment using principal component analysis and geostatistics. *Geoderma*. 140 (4). 374–382. Dostupné také z: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2007.04.018>
- Borůvka, L., Nikodem, A., Drábek, O., Vokurková, P., Tejnecký, V., Pavlů, L. 2009. Assessment of soil aluminium pools along three mountainous elevation gradients. *Journal of Inorganic Biochemistry*. 103 (11). 1449–1458. Dostupné také z: <https://doi.org/10.1016/j.jinorgbio.2009.07.022>
- Borůvka, L., Sáníka, M., Šrámek, V., Vácha, R., Čechmánková, J., Čupr, P., Drábek, O., Fadrhonsová, V., Fraňková, A., Hofman, J., Houška, J., Horváthová, V., Rotter, P., Sáníka, O., Skála, J., Šindelářová, L., Tejnecký, V., Vašíčková, J., Vortelová, L. 2013. *Metodika hodnocení kontaminace lesních půd*. Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti. Praha. 63 s. ISBN: 9788074171000.

- Bowman, W. D., Cleveland, C. C., Halada, L., Hreško, J., Baron, J. S. 2008. Negative impact of nitrogen deposition on soil buffering capacity. *Nature Geoscience*. 1 (11). 767–770. doi: 10.1038/ngeo339.
- Bradová, M., Tejnecký, V., Borůvka, L., Němeček, K., Ash, C., Šebek, O., Svoboda, M., Zenáhlíková, J., Drábek, O. 2015. The variations of aluminium species in mountainous forest soils and its implications to soil acidification. *Environmental Science and Pollution Research*. 22 (21). 16676–16687. Dostupné také z: <https://doi.org/10.1007/s11356-015-4855-2>
- Brady, N. C., Weil, R. R. 2016. *The Nature and Properties of Soils*. 15th ed. Pearson. p. 1104. ISBN 9780133254488.
- Bridge, J. S., Demicco, R. V. 2008. *Earth Surface Processes Landforms and Sediment Deposits*. Cambridge University Press. p. 815. ISBN: 9780521857802.
- Broll, G., Keplin, B. 2005. *Mountain Ecosystems: Studies in Treeline Ecology*. Springer – Verlag Berlin Heidelberg. p. 354. ISBN: 9783540273653.
- Buriánek, V., Novotný, R., Hellebrandová, K., Šrámek, V. 2013. Ground vegetation as an important factor in the biodiversity of forest ecosystems and its evaluation in regard to nitrogen deposition. *Journal of Forest Science*. 59 (6). 238–252.
- Chaloupský, J., Červenka, J., Jetel, J., Králík, F., Líbalová, J., Píchová, E., Pokorný, J., Pošmourný, K., Sekyra, J., Shrbený, O., Šalanský, K., Šrámek, J., Václ, J. 1989. *Geologie Krkonoš a Jizerských hor*. Academia. Praha. 288 s.
- Collignon, C., Boudot, J. P., Turpault, M. P. 2012. Time change of aluminium toxicity in the acid bulk soil and the rhizosphere in Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) and beech (*Fagus sylvatica* L.) stands. *Plant and Soil*. 357 (1). 259–274. Dostupné také z: <https://doi.org/10.1007/s11104-012-1154-2>.

- Cools, N., De Vos, B. 2016. Sampling and analysis of soil. Manual part X, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests UNECE ICP Forests Programme Coordinating Centre, Thünen Institute of Forest Ecosystems. p. 1-115. ISBN: 9783865761620. Retrieved from https://www.icp-forests.org/pdf/manual/2016/Manual_Part_X.pdf.
- Cronan, C. S., Grigal, D. F. 1995. Use of Calcium/Aluminum Ratios as Indicators of Stress in Forest Ecosystems. *Journal of Environmental Quality*. 24. 209–226.
- De Vos, B., Cools, N. 2011. Second European Forest Soil Condition Report—Volume I: Results of the Biosoil Soil Survey. INBO. Geraardsbergen. 2011.
- Derome, J., Myking, T., Aarrestad, P. A. (eds.). 2008. Current State of Terrestrial Ecosystems in the Joint Norwegian, Russian and Finnish Border Area in Northern Fennoscandia. Working Papers of the Finnish Forest Research Institute 85. 1-98.
- Drábek, O., Borůvka, L., Mládková, L., Kočárek, M. 2003. Possible method of aluminium speciation in forest soils. *Journal of Inorganic Biochemistry*. 97 (1). 8–15. Dostupné také z: [https://doi.org/10.1016/S0162-0134\(03\)00259-9](https://doi.org/10.1016/S0162-0134(03)00259-9).
- Drábek, O., Mládková, L., Borůvka, L., Száková, J., Nikodem, A., Němeček, K. 2005. Comparison of water-soluble and exchangeable forms of Al in acid forest soils. *Journal of Inorganic Biochemistry*. 99 (9 SPEC. ISS.). 1788–1795. Dostupné také z: <https://doi.org/10.1016/j.jinorgbio.2005.06.024>.
- Drábek, O., Borůvka, L., Pavlů, L., Nikodem, A., Pírková, I., Vacek, O. 2007. Grass cover on forest clear-cut areas ameliorates some soil chemical properties. *Journal of Inorganic Biochemistry*. 101 (9 SPEC. ISS.). 1224–1233. Dostupné také z: <https://doi.org/10.1016/j.jinorgbio.2007.06.011>
- Evropská společenství. 2009. Souvislost mezi procesy degradace půdy, zemědělskými postupy šetrnými k půdě a politickými opatřeními s významem pro půdu. Dostupné také z: <http://eussoils.jrc.ec.europa.eu/projects/SOCO/FactSheets/CZ%20Fact%20Sheet.pdf>.
- FAO. 2015. Global Forest Resources Assessment 2015: Desk Reference. ISBN 9789251088265. Dostupné také z: <https://doi:10.1002/2014GB005021>.

- Ferretti, M., Fischer, R. 2013. Forest Monitoring. Elsevier Ltd. p. 536. ISBN: 9780080982229.
- Fisher, R. F., Binkley, D. 2000. Ecology and management of forest soils. 3rd ed. John Wiley and Sons, Inc. p. 489. ISBN: 0471194263.
- Fujii, K., Funakawa, S., Kosaki, T. 2012. Soil Acidification : Natural Processes and Human Impact. *Pedologist*. (January). 415–425.
- Guo, J., Vogt, R.D., Zhang, X. et al. *Arch Environ Contam Toxicol*. 2006. 51. 321. Dostupné také z: <https://doi.org/10.1007/s00244-003-0151-0>.
- Hanousek, O., Prohaska, T., Kulhanek, M., Balik, J., Tejnecky, V., Berger, T. W. 2017. Fractionation of sulfur (S) in beech (*Fagus sylvatica*) forest soils in relation to distance from the stem base as useful tool for modeling S biogeochemistry. *Modeling Earth Systems and Environment*. 3 (3). 1065–1079. doi: 10.1007/s40808-017-0353-5.
- Hart, S. C., Oren, R., Perry, D. A. 2008. Forest Ecosystems. 2nd ed. The Johns Hopkins University Press. p. 632. ISBN: 0801888409.
- Hassan, R. M., Scholes, R., Ash, N. 2005. Ecosystems and Human Well-being - Current State and Trends: Findings of the Condition and Trends Working Group of the Millennium Ecosystem Assessment. The Millennium Ecosystem Assessment Series. (v. 1). xxi. 917. Dostupné také z: <https://doi.org/10.1016/j.fm.2010.10.016>.
- Hruška, J., Cienciala, E. (eds.). 2001. Dlouhodobá acidifikace a nutriční degradace lesních půd – limitující faktor současného lesnictví. Ministerstvo životního prostředí. Praha. 159 s. ISBN: 8072121901.
- Hruška, J., Kopáček, J. 2005. Kyselý déšť stále s námi-zdroje, mechanismy, účinky, minulost a budoucnost. *Planeta*. 12 (5). ISSN 1213-3393. Dostupné také z: <<http://scholar.google.com/scholar?hl=en&btnG=Search&q=intitle:Kyselý+déšť+stále+s+námi+zdroje,+mechanismy,+účinky,+minulost+a+budoucnost#0>>.
- Jenny, H. 1995. Factors of soil formation. A system of quantitative pedology. Geoderma. New York. p. 335. ISBN: 0486681289.

- Kämäri, J., Brakke, D. F., Jenkins, A., Norton, S. A., Wright, R. F. 2012. Regional Acidification Models: Geographic Extent and Time Development. Springer Berlin Heidelberg. p. 306. ISBN: 9783642839948. Retrieved from <https://books.google.cz/books?id=wprzCAAAQBAJ>
- Kinraide, T. 2003. Toxicity factors in acidic forest soils: Attempts to evaluate separately the toxic effects of excessive Al^{3+} and H^+ and insufficient Ca^{2+} and Mg^{2+} upon root elongation. European Journal of Soil Science. 54. 323–333.
- Klimo, E., Materna, J., Lochman, V., Kulhavý, J. 2006. Forest soil acidification in the Czech Republic. Horizon. 2006. 14–22.
- Kopáček, J., Veselý, J. 2005. Sulfur and nitrogen emissions in the Czech Republic and Slovakia from 1850 till 2000. Atmospheric Environment. 39 (12). 2179–2188. Dostupné také z: <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2005.01.002>.
- Krug, E. C., Frink, C. R. 1983. Acid rain on Acid soil: a new perspective. Science (New York, N.Y.). 221 (4610). 520–525. Dostupné také z: <https://doi.org/10.1126/science.221.4610.520>.
- Křeček, J., Haigh, M. 2006. Environmental Role of Wetlands in Headwaters. Springer. NATO science series: Earth and environmental sciences. p. 354. ISBN 9781402042263. Dostupné také z: <https://books.google.cz/books?id=4ZeTAt5LXUoC>.
- Kváčová, M., Ash, C., Borůvka, L., Pavlů, L., Nikodem, A., Němeček, K., Tejnecký, V., Drábek, O. 2015. Contents of Potentially Toxic Elements in Forest Soils of the Jizera Mountains Region. Environmental Modeling and Assessment. 20 (3). 183–195. Dostupné také z: <https://doi.org/10.1007/s10666-014-9425-3>.
- Lal, R., Blum, W. H., Valentine, C., Steward, B. A. 1998. Methods for assessment of soil degradation. CRC Press. p. 576. ISBN: 0849374432.
- Lane, C. N. 2003. Acid Rain: Overview and Abstracts. Nova Science Publishers. p. 167. ISBN: 9781590334614.
- Likens, G. E., Bormann, F. H. 1995. Biochemistry of a Forested Ecosystem, 2nd ed. Springer. New York. p. 159. ISBN: 038794351X.

- Likens, G. E., Driscoll, C. T., Buso, D. C., Mitchell, M. J., Lovett, G. M., Bailey, S. W., Siccama, T. G., Reiners, W. A., Alewell, C. 2002. The biogeochemistry of sulfur at Hubbard Brook. *Biogeochemistry* 60. 235–316.
- Matějka, K., Vacek, S., Podrázský, V. 2010. Development of forest soils in the Krkonoše Mts. in the period 1980-2009. *Journal of Forest Science*. 56 (11). 485–504.
- Mládková, L., Borůvka, L., Drábek, O. 2004. Distribution of aluminium among its mobilizable forms in soils of the Jizera Mountains region. *Plant, Soil and Environment*. 50 (8). 346–351.
- Mládková, L., Borůvka, L., Drábek, O. 2005. Soil properties and selected aluminium forms in acid forest soils as influenced by the type of stand factors. *Soil Science and Plant Nutrition*. 51 (5). 741–744. Dostupné také z: <https://doi.org/10.1111/j.1747-0765.2005.tb00104.x>.
- Mládková, L., Bor, L. 2006. Human impact on selected soil chemical characteristics in the Jizera Mountains region. 8 (1). 57073.
- Moldan, B., Schnoor, J. L. 1992. Czechoslovakia: examining a critically ill environment. *Environmental Science & Technology* [online]. B.m.: American Chemical Society. 26 (1). 14–21. ISSN 0013-936X. Dostupné z: <https://doi:10.1021/es00025a001>.
- Morche, L. 2008. S-fluxes and spatial alterations of inorganic and organic sulphur fractions in soil as well as their accumulation and depletion in the rhizosphere of agricultural crops by partial use of the radioisotope ³⁵S. PhD thesis, Rheinische Friedrich-Wilhelms Universität Bonn, Germany
- Navrátil, T., Kurz, D., Krám, P., Hofmeister, J., Hruška, J. 2007. Acidification and recovery of soil at a heavily impacted forest catchment (Lysina, Czech Republic)-SAFE modeling and field results. *Ecological Modelling*. 205 (3–4). 464–474. doi: 10.1016/j.ecolmodel.2007.03.008.
- Němeček, J., Mühlhanslová, M., Macků, J., Vokoun, J., Vavříček, D., Novák, P. 2011. Taxonomický klasifikační systém půd České republiky, 2. vydání. ČZU Praha. 94 s. ISBN: 9788021321557.

- Nikodem, A., Pavlů, L., Kodešová, R., Borůvka, L., Drábek, O. 2013. Study of podzolization process under different vegetation cover in the jizerske hory mts. Region. *Soil and Water Research*. 8 (1). 1–12.
- Norton, S. A., Lindberg, S. E., Page, A. L. 2012. *Acidic Precipitation: Soils, Aquatic Processes, and Lake Acidification*. Springer New York. p. 294. ISBN: 1461244560.
- Novotný, R., Buriánek, V., Šrámek, V., Hunová, I., Skořepová, I., Zapletal, M., Lomský, B. 2016. Nitrogen deposition and its impact on forest ecosystems in the Czech Republic - change in soil chemistry and ground vegetation. *Http://Www.Sisef.It/Iforest*. 10 (1). 48. <https://doi.org/10.3832/IFOR1847-009>
- Oldeman, L. R. 1992. *Global Extent of Soil Degradation*. 19–36.
- Osman, K. T. 2013a. *Forest Soils – Properties and Management*. Springer International Publisher Switzerland. p. 217. ISBN: 9783319025407.
- Osman, K. T. 2013b. *Soils: Principles, Properties and Management*. Springer Science and Business Media. Dordrecht. p. 274. ISBN: 9789400756625.
- Oulehle, F., Hofmeister, J., Hruška, J. 2007. Modeling of the long-term effect of tree species (Norway spruce and European beech) on soil acidification in the Ore Mountains. *Ecological Modelling*. 204 (3–4). 359–371. doi: 10.1016/j.ecolmodel.2007.01.012.
- Pánek, T., Hradecký, J. 2016. *Landscapes and Landforms of the Czech Republic*. Springer International Publisher Switzerland. p. 422. ISBN: 9783319275376.
- Pimentel, D., Kounang, N. 1998. Ecology of Soil Erosion in Ecosystems. *Ecosystems*. 1 (5). 416–426. Dostupné také z: <https://doi.org/10.1007/s100219900035>.
- Plaster, E. J. 2013. *Soil Science and Management*. 6th ed. Delmar, Cengage Learning. p. 544. ISBN: 0840024320.
- Puhe, J., Ulrich, B. 2001. *Global Climate Change and Human Impacts on Forest Ecosystems: Postglacial Development, Present Situation and Future Trends in Central Europe*. Springer Berlin Heidelberg. p. 592. ISBN: 3540671277.

- Rengel, Z. 2003. Handbook of Soil Acidity. Taylor & Francis. p. 512. ISBN: 0824747399.
- Robson, A. 2012. Soil Acidity and Plant Growth. Elsevier Science. p. 318. ISBN: 0323156223.
- Rotter, P., Šrámek, V., Vácha, R., Borůvka, L., Fadrhonsová, V., Saňka, M., Drábek, O., Vortelová, L. 2013. Rizikové prvky v lesních půdách: review. Zprávy Lesnického Výzkumu. 58 (1). 17–27.
- Rustad, L. E., Cronan, C. S. 1995. Biogeochemical controls on aluminum chemistry in the O horizon of a red spruce (*Picea rubens* Sarg.) stand in central Maine, USA. 29. 107. <https://doi.org/10.1007/BF00000228>
- Saňka, M., Materna, J. 2004. Indikátory kvality zemědělských a lesních půd ČR. Planeta. 11 . 84. Retrieved from [http://www.mzp.cz/web/edice.nsf/CEFFC9BDDDD360E2EC1256FAF0040EEF6/\\$file/indikatory_el.pdf](http://www.mzp.cz/web/edice.nsf/CEFFC9BDDDD360E2EC1256FAF0040EEF6/$file/indikatory_el.pdf)
- Schaetzl, R. J., Thompson, M. L. 2015. Soils. Cambridge University Press. p. 795. ISBN: 9781107016934.
- Sposito, G. 2016. The Chemistry of Soils. 3rd ed. Oxford University Press. p. 253. ISBN: 9780190630881.
- Starlinger, F., Centre, T., Granke, O., Th, R. F. 2011. Assessment of Ground Vegetation. Manual Part VII-SP1, 19 pp. In: ICP Forests (2011), Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests. (May 2014).
- Šarapatka, B. 2014. Pedologie a ochrana půdy. Univerzita Palackého v Olomouci. 232 s. ISBN: 9788024437361.
- Tan, K. H. 2010. Principles of Soil Chemistry. 4th ed. CRC Press. p. 390. ISBN: 9781439813928.
- Tejnecký, V., Drábek, O., Borůvka, L., Nikodem, A., Kopáč, J., Vokurková, P., Šebek, O. 2010. Seasonal variation of water extractable aluminium forms in acidified forest organic soils

- under different vegetation cover. *Biogeochemistry*. 101 (1). 151–163.
<https://doi.org/10.1007/s10533-010-9450-5>
- Tomlinson G. H. 2003. Acidic deposition, nutrient leaching and forest growth. *Biogeochemistry*. 65. 51 – 81. <<https://doi.org/10.1023/A:1026069927380>>.
- Van Breemen, N., Buurman, P. 2002. *Soil Formation*. 2nd ed. Kluwer Academic Publishers. p. 404. ISBN: 1402007671.
- Whalen, J. K., Sampedro, L. 2010. *Soil Economy and Management*. CAB International. Cambridge p. 296. ISBN: 9781845935634.
- Yelptayevsky, P. V., Arghanova, V. S., Lutsenko, T. N. 1995. Heavy metals in polluted ecosystem of an oak forest. *The Science of the Total Environment*. 162. 13-18.
- Zanella, A., Jabiol, B., Ponge, J. F., Sartori, G., Waal, R., Delft, B., Graefe, U., Cools, N., Katzensteiner, K., Hager, H., Englisch, M., Brêthes, A., Broll, G., Gobat, J. M., Brun, J. J., Milbert, G., Kolb, E., Wolf, U., Frizzera, L., Langohr, R. 2011. *European Humus Forms Reference Base*. Dostupné také z: <<https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-00541496/document>>.
- Anonym. nedatováno. Geologická mapa 1:25 000 [online] [cit. 2018-04-13]. Dostupné z: http://mapy.geology.cz/geocr_25/.
- Anonym. nedatováno. Příroda Jizerských hor [online]. [cit. 2018-03-21]. Dostupné z: http://www.jizerske-hory.cz/cs/poznej-jizerky_o-regionu_priroda.
- Anonym. nedatováno. 309/1991 Sb. Zákon o ovzduší [online]. [cit. 2018-03-23]. Dostupné z: <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/1991-309>
- AOPK ČR., nedatováno. Flóra [online]. [cit. 2018-03-21]. Dostupné z: <http://jizerskehory.ochranaprirody.cz/zakladni-udaje-o-chko/flora/>.
- AOPK ČR., nedatováno. Klimatické poměry [online]. [cit. 2018-03-21]. Dostupné z: <http://jizerskehory.ochranaprirody.cz/zakladni-udaje-o-chko/klimaticke-pomery/>.
- AOPK ČR., nedatováno. Základní údaje o CHKO [online]. [cit. 2018-03-21]. Dostupné z: <http://jizerskehory.ochranaprirody.cz/zakladni-udaje-o-chko/>.

eAGRI. nedatováno. Vyhláška č. 153/2016 Sb., o stanovení podrobností ochrany kvality zemědělské půdy a o změně vyhlášky č. 13/1994 Sb., kterou se upravují některé podrobnosti ochrany zemědělského půdního fondu [online]. [cit. 2018-04-16]. Dostupné z: http://eagri.cz/public/web/mze/legislativa/pravni-predpisy-mze/chronologicky-prehled/Legislativa-ostatni_puvodni-zneni_vyhlaska-2016-153-novela-13-1994.html

12 Samostatné přílohy

Příloha č. 1: půdní profil v lokalitě Rozmezí nad Kristiánovem (půdní typ: kambizem modální/dystrická)



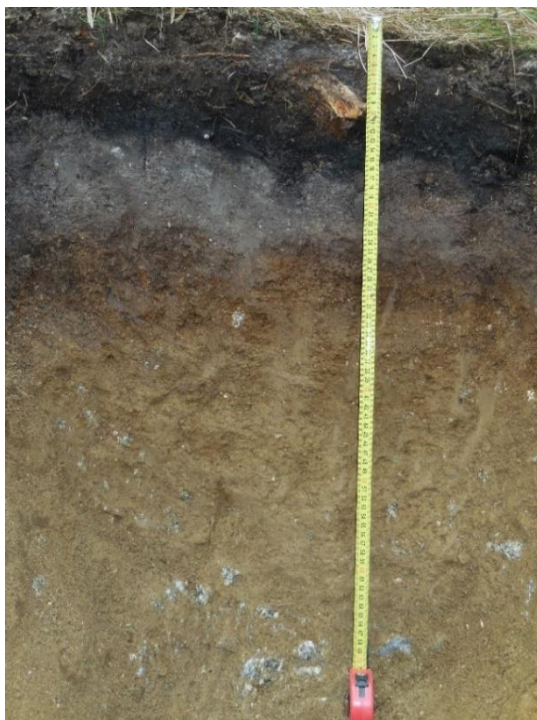
Q

Ahe

Bv

CR

Příloha č. 2: půdní profil v lokalitě Promenádní – u bunkru (půdní typ: podzol modální)



Q

Ahe

Ep

Bs

BC

Příloha č. 3: půdní profil v lokalitě vodní nádrž Bedřichov (půdní typ: glej hydroeluviovaný)



O

Ahe

Ew

Gor

Gr

Příloha č. 4: umístění CHKO Jizerské hory na mapě České republiky



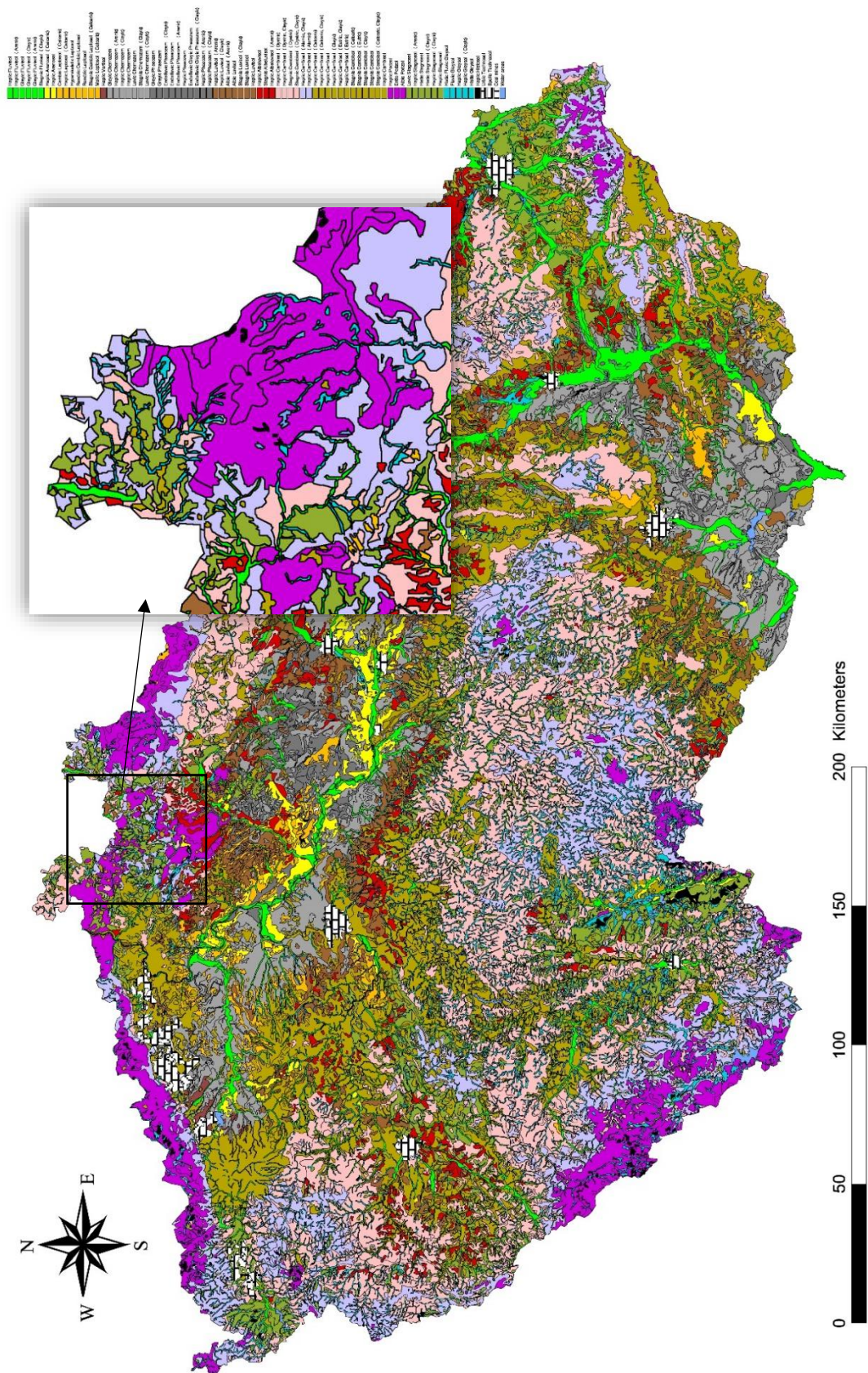
<https://mapy.cz/letecka?x=15.0420902&y=50.0471698&z=7&q=chko%20jizerské%20hory>

Příloha č. 5: oblast CHKO Jizerské hory



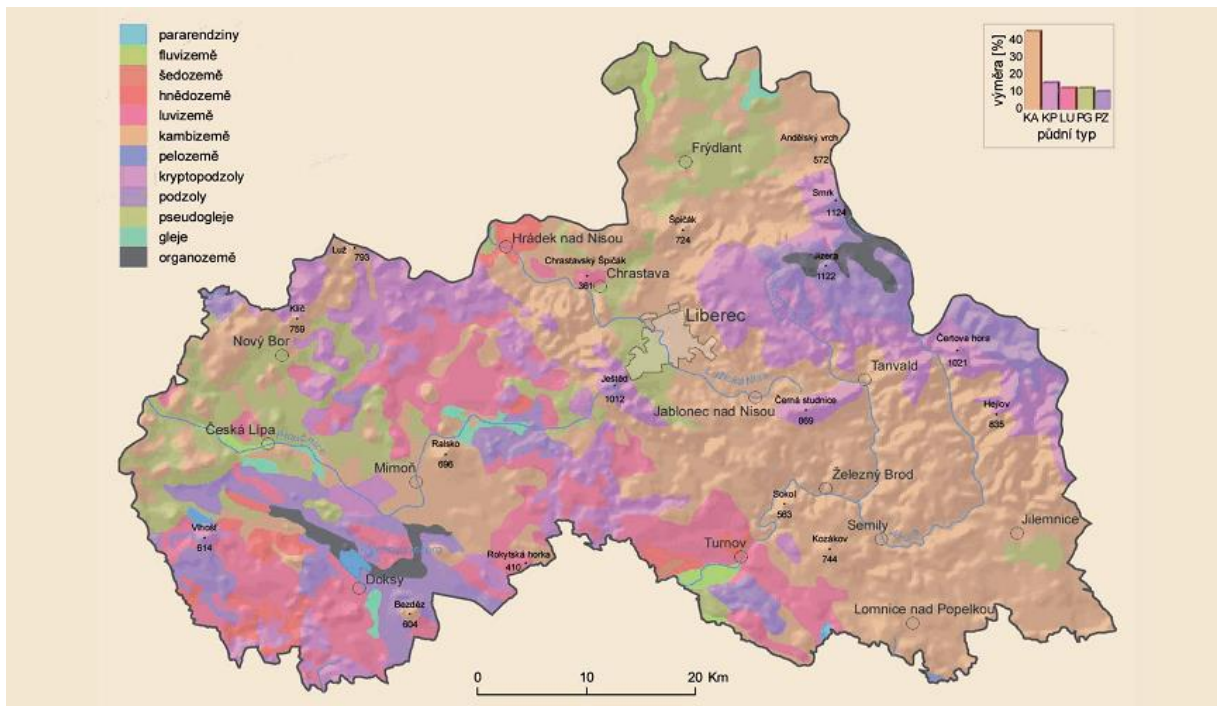
<https://mapy.cz/letecka?x=15.2251860&y=50.8179972&z=11&source=area&id=26563&q=chko%20jizerské%20hory>

Příloha č. 6: půdní mapa ČR s detailnějším pohledem na Jizerské hory



<http://eussoils.jrc.ec.europa.eu/Library/Data/250000/Czech/Czech.jpg>

Příloha č. 7: mapa půdních typů v Libereckém kraji



[https://www.mzp.cz/C1257458002F0DC7/cz/pudni_mapy/\\$FILE/OOOPK-Liberecky_%20kraj-20131128.gif](https://www.mzp.cz/C1257458002F0DC7/cz/pudni_mapy/$FILE/OOOPK-Liberecky_%20kraj-20131128.gif)

Příloha č. 8: kritéria pro hodnocení půdní reakce lesních půd (Sánka a Materna, 2004)

Rozpětí pH/KCl	Rozpětí pH/H₂O	Označení
<3	<3,5	extrémně kyselá
3–4	3,5 - 4,5	velmi silně kyselá
4–5	4,5 - 5,5	silně kyselá
5–6	5,5 - 6,5	kyselá
6 - 7,1	6,5 - 7,2	slabě kyselá – neutrální
>7,1	>7,2	alkalická