

**UNIVERZITA KARLOVA V PRAZE**

**Přírodovědecká fakulta**

katedra fyzické geografie a geoekologie



**ACIDIFIKACE LESNÍCH PŮD V ČESKÉ REPUBLICE A ANALÝZA  
ROZÍDLŮ MEZI SMRKOVÝMI A BUKOVÝMI POROSTY**

FOREST SOIL ACIDIFICATION IN THE CZECH REPUBLIC AND  
ANALYSIS OF DIFFERENCES BETWEEN SPRUCE AND BEECH  
STANDS

Bakalářská práce

Michal Růžek

Praha 2013

Vedoucí bakalářské práce: RNDr. Tomáš Chuman, PhD

Prohlašuji, že jsem předkládanou bakalářskou práci vypracoval samostatně a použil jen uvedené prameny a literaturu.

Svoluji k zapůjčení této práce pro studijní účely a souhlasím s tím, aby byla řádně vedena v evidenci vypůjčovatelů.

V Praze dne 20. května 2013

.....

Michal Růžek

Zde bych chtěl poděkovat svému školiteli RNDr. Tomáši Chumanovi, PhD. za cenné rady, připomínky a trpělivost, kterou mi věnoval. V neposlední řadě děkuji také své rodině za podporu v průběhu celého studia.

## **Zadání bakalářské práce**

### **Název práce**

Acidifikace lesních půd v České republice a analýza rozdílů mezi smrkovými a bukovými porosty

Forest soil acidification in the Czech Republic and analysis of differences between spruce and beech stands

### **Cíle práce**

*Stručná definice hlavního a případných dílčích cílů práce v rozsahu maximálně 3 řádky textu*

Cílem bakalářské práce je vypracování rešerše na téma acidifikace lesních půd: mechanismy, příčiny, následky, role lesního hospodaření.

Na vlastních datech je cílem srovnání rozdílů mezi bukovými a smrkovými porosty v míře acidifikace.

### **Použité pracovní metody, zájmové území, datové zdroje**

*Výčet základních metodických přístupů, použitých pro úspěšné naplnění cílů, vymezení zájmového území, případně stanovení hlavních datových zdrojů, v rozsahu maximálně 10 řádek textu.*

Těžiště bakalářské práce bude spočívat v rešerši literatury zaměřené na acidifikaci půd. Na modelových datech bude provedeno srovnání chemismu půd ze smrkových a bukových porostů.

Datum zadání:

Jméno studenta: Michal Růžek

Podpis studenta:.....

Jméno vedoucího práce: RNDr. Tomáš Chuman, Ph.D.

Podpis vedoucího práce: .....

## **Acidifikace lesních půd v České republice a analýza rozdílů mezi smrkovými a bukovými porosty**

### **Abstrakt**

Acidifikace lesních půd je proces, jenž ve druhé polovině minulého století značně ovlivnil půdní chemismus. Cílem této práce je podat ucelený přehled o půdní acidifikaci, zvláště pak s důrazem na rozdíly mezi lesními druhy bukem lesním (*Fagus sylvatica*) a smrkem ztepilým (*Picea abies*). Dále podává informace o mechanismech acidifikace a jejím historickém vývoji na území České republiky. V praktické části jsou porovnávány půdní podmínky pod bukovými a smrkovými porosty z pěti lokalit rozmístěných v horských a vrchovinných oblastech.

Výsledky prokázaly lepší půdní vlastnosti pod bukovým porostem, kde byly naměřeny vyšší hodnoty pH a koncentrace bazických kationtů, nicméně pod smrkovým porostem, ačkoli nevýznamně, byly v hlubších horizontech zaznamenány nižší koncentrace toxického  $Al^{3+}$ .

klíčová slova: acidifikace půd, smrkové porosty, bukové porosty, Česká republika

## **Forest soil acidification in the Czech republic and analysis of differences between spruce and beech stands**

### **Abstract**

Acidification of forest soils is the process which considerably affected soil chemistry in the 2<sup>nd</sup> half of the last century. The aim of this paper is to give comprehensive review about the soil acidification, especially with focus on differences between forest species Norway spruce (*Picea abies*) and beech (*Fagus sylvatica*). The work also provides information about acidification mechanisms and its historical development in the Czech Republic. In the practical part the soil conditions under the beech and spruce stands from 5 mountainous and upland sites are compared.

The results showed better soil conditions under the beech stands, where higher pH values and concentrations of base cations were measured. However there were observed lower concentrations of toxic  $Al^{3+}$  in deeper horizons under the spruce stands, although the difference was insignificant.

key words: soil acidification, spruce stands, beech stands, Czech Republic

## Obsah

1	Úvod.....	9
2	Acidifikace půd.....	10
2.1	Pojem acidifikace .....	10
2.1.1	Způsoby acidifikace půd .....	11
2.1.2	Mechanismus acidifikace půd.....	12
2.1.3	Acidifikace přirozená.....	14
2.1.4	Acidifikace antropogenní.....	15
2.2	Faktory ovlivňující acidifikaci půd .....	16
2.2.1	Klima .....	17
2.2.2	Geologie.....	17
2.2.3	Biota.....	18
2.2.4	Atmosférické proudění .....	19
2.2.5	Podmínky .....	19
2.2.6	Antropogenní ovlivnění .....	20
2.3	Proces acidifikace půd.....	21
2.3.1	Atmosférické vstupy kyselin do půdy .....	21
2.3.2	Chování S a N v půdě .....	23
2.3.3	Role Al v půdě .....	24
2.3.4	Přímé antropogenní zásahy do ekosystémů .....	27
2.4	Následky acidifikace půd .....	27
2.5	Vývoj acidifikace v čase .....	29
2.5.1	Vývoj přirozené acidifikace v holocénu .....	29
2.5.2	Antropogenní zatížení.....	31
2.5.3	Vývoj půdních ekosystémů v ČR od 20. století.....	35
2.6	Rozdíly mezi bukovými a smrkovými porosty v míře acidifikace půd .....	36
2.6.1	Toky látek v půdě .....	36
2.6.2	Organická vrstva .....	40
2.6.3	Vývoj bukových a smrkových lesů.....	41
3	Materiál a metody .....	42
3.1	Popis míst.....	42
3.2	Metodika .....	44
4	Výsledky .....	45
4.1	Obecné zákonitosti jednotlivých prvků.....	45
4.2	Rozdíly mezi bukovými a smrkovými porosty v jednotlivých lokalitách .....	46
4.3	Porovnání bukových a smrkových porostů mezi lokalitami .....	50

4.4	Porovnání půdních vlastností pod bukovým a smrkovým porostem .....	54
5	DISKUZE .....	57
6	ZÁVĚR .....	59
7	POUŽITÁ LITERATURA .....	61
8	PŘÍLOHY .....	73

## Seznam tabulek

Tabulka č. 1: <i>Rekonstruovaná přirozená a současná skladba lesů v ČR</i> .....	32
Tabulka č. 2: <i>Základní fyzickogeografické charakteristiky zkoumaných ploch</i> .....	43
Tabulka č. 3: <i>Průměrné hodnoty a směrodatné odchylky pH(H<sub>2</sub>O) a pH (KCl) ve zkoumaných lokalitách</i> .....	52
Tabulka č. 4: <i>Průměrné koncentrace a směrodatné odchylky Al<sup>3+</sup> ve zkoumaných lokalitách</i> .....	53

## Seznam obrázků

Obrázek č. 1: <i>Změna pH ve směru půdní acidifikace</i> .....	14
Obrázek č. 2: <i>Závislost koncentrace Al na pH půdního roztoku</i> .....	25
Obrázek č. 3: <i>Účinky glaciálně-interglaciálního modelu na změny půd</i> .....	30
Obrázek č. 4: <i>Vývoj emisí na území ČR</i> .....	34
Obrázek č. 5: <i>Schématické vyjádření rozdílu celkové depozice ve smrkovém a bukovém porostu</i> .....	38
Obrázek č. 6: <i>Rozmístění míst odběru</i> .....	42
Obrázek č. 7: <i>Průměrné pH(H<sub>2</sub>O) na lokalitě Načetín</i> .....	46
Obrázek č. 8: <i>Průměrná kationtová výměnná kapacita na lokalitě Načetín</i> .....	46
Obrázek č. 9: <i>Průměrná koncentrace Al<sup>3+</sup> na lokalitě Bílé buky</i> .....	47
Obrázek č. 10: <i>Průměrná koncentrace Ca<sup>2+</sup> na lokalitě Bílé buky</i> .....	47
Obrázek č. 11: <i>Průměrné hodnoty bazické saturace na lokalitě Bukačka</i> .....	48
Obrázek č. 12: <i>Průměrné hodnoty celkové výměnné acidity na lokalitě Bukačka</i> .....	48
Obrázek č. 13: <i>Průměrné hodnoty bazické saturace na lokalitě Jelení bučina</i> .....	49
Obrázek č. 14: <i>Průměrná kationtová výměnná kapacita na lokalitě Jelení bučina</i> .....	49
Obrázek č. 15: <i>Průměrné pH(KCl) na lokalitě Štoky</i> .....	50
Obrázek č. 16: <i>Průměrné koncentrace Al<sup>3+</sup> na lokalitě Štoky</i> .....	50
Obrázek č. 17: <i>Průměrné pH(KCl) ze všech lokalit</i> .....	54
Obrázek č. 18: <i>Průměrné koncentrace Al<sup>3+</sup> ze všech lokalit</i> .....	55
Obrázek č. 19: <i>Průměrná celková výměnná acidita ze všech lokalit</i> .....	55
Obrázek č. 20: <i>Průměrné koncentrace Ca<sup>2+</sup> ze všech lokalit</i> .....	56
Obrázek č. 21: <i>Průměrná bazická saturace ze všech lokalit</i> .....	56



# 1 ÚVOD

Ochrana životního prostředí patří v dnešní době k jednomu z velmi diskutovaných témat v naší společnosti. Půda je přírodním bohatstvím každého národa a je jakousi spojkou mezi prvotním počínáním člověka v krajině a samotnou přírodou. Péče o půdu pod toto téma proto nepochybně patří. Od poloviny 19. století byla nejen naše krajina vystavena mnohým tlakům člověka, který začal nadměrně využívat veškeré dostupné zdroje a přetvářet krajinu po svém. Pedosféra nebyla od tohoto tlaku ušetřena.

Acidifikace je jeden z důsledků. Proces okyselování (acidifikace) půd není jen procesem antropogenně podmíněným. Je to přirozeně vyskytující se děj závislý na půdotvorných faktorech. Člověk však do tohoto procesu významně vstupuje svými aktivitami a značně ji tak zintenzivnit. Acidifikace může probíhat jak na zemědělských, tak i na lesních půdách. V níže položených oblastech, kde úrodná půda je intenzivně obhospodařována a meliorována pomocí umělých hnojiv, se může, při jejich nadměrném dodávání, kyselost zvýšit.

Jedním z výrazných lidských projevů bylo spalování fosilních paliv, kdy produkované emise oxidů síry a dusíku působily jak na lesní vegetaci, tak posléze, po následném přesunu do půdy, na půdní chemismus, kde vyvolaly snížení pH a další změny v půdních podmínkách. Ty se pak zpětně mohly projevit na nadzemní vegetaci, postupným chřadnutím porostů až jejich úhynu. Depozice okyselujících částic vrcholila v průběhu 80. let 20. století a způsobila, že se území České republiky stalo jedno z nejvíce postižených kyselou depozicí v Evropě. Ačkoliv na začátku 90. let byly emise SO<sub>2</sub> a NO<sub>x</sub> rapidně sníženy, nepříznivý trend nadále pokračuje a vyhlídky na navrácení původního stavu jsou stále v nedohlednu.

Během mnoha výzkumů, které byly provedeny nejen v Česku ale i v zahraničí, se potvrdil fakt, že půdy, které jsou pokryty smrkovými monokulturami, trpí acidifikací daleko více, než například listnaté porosty. A to nejen větší záchytnou plochou na níž se usazuje jak mokrá, tak i suchá depozice, ale i nepříznivou formou humusu, která znemožňuje rozklad organické hmoty a tedy dostupnost živin zpět do půdy. Svoji nezanedbatelnou roli také hraje lesnický management, který nevyhovující porosty vysazuje. Rovněž působí nepříznivě odnosem biomasy ve formě pokácených stromů, čímž je půda opět ochuzována o živiny.

Tato práce je právě zaměřena na porovnání acidifikace půd, které se nacházejí pod smrkovými a bukovými porosty. Buk lesní (*Fagus sylvatica*) je na rozdíl od smrku

ztepilého (*Picea abies*) považován za dřevinu, která by na českém území měla mít největší přirozené zastoupení. Pomocí půdních dat, která byla získána v rámci výzkumů ČGS na různých lokalitách republiky, demonstrují znatelné rozdíly v půdních vlastnostech mezi půdami pod bukovými a smrkovými porosty.

Cílem mé práce je v první řadě shrnutí dosavadní poznatků na téma acidifikace lesních půd, se zvláštním zaměřením na rozdíl mezi již zmíněnými typy porostů. Dále pak zpracování a analýza měřených dat z výzkumných ploch. Hodnoceny budou rozdíly v acidifikaci mezi půdami pod bukovými a smrkovými porosty.

## 2 ACIDIFIKACE PŮD

### 2.1 POJEM ACIDIFIKACE

Existuje velké množství definic, co je acidifikace. Bedrna (2002) uvádí, že acidifikace znamená posun půdní reakce směrem od alkalické ke kyselé a je provázena snížením schopnosti půdy neutralizovat protonové ionty. Nezáleží přitom na hodnotě pH, acidifikace probíhá jak při pH 8 (dealkalizace), tak i při pH 4. Ulrich (1991) píše, že „acidifikace půd je definována jako pokles kyselinové neutralizační kapacity půd (ANC) a/nebo nárůst bazické neutralizační kapacity (BNC) a/nebo zvýšení iontového napětí (indikovaného snížením pH)“. Nakonec vede k vyčerpání bazických kationtů, poklesu pH, vyvinutí humusu nižší kvality a mobilizaci Al (Borůvka et al. 2005).

Acidifikace tedy závisí na obsahu  $H^+$  v půdním tělese. Čím více vodíkových kationtů je přítomno, tím větší je míra okyselení. Kationty  $H^+$  jsou do půdy dodávány několika procesy, o kterých bude pojednáno dále. Acidifikace je vyjádřením dvou faktorů: kapacity a intenzity. Faktor kapacity vyjadřuje množství přidané silné kyseliny. Je vyjádřen buď jako (záporná) změna ANC nebo přidání  $H^+$ . Udává, kolik je potřeba přidat  $H^+$ , aby se pH změnilo. Tento faktor je ovlivněn především vstupy kyselin do půdního ekosystému. Intenzita je vyjádřena půdní aciditou (pH) a to buď aktivní nebo výměnnou. Ovšem nemění se lineárně vůči přidávání  $H^+$ . Je to způsobeno pufrovacími systémy půdy, které dokáží pH udržovat na stejné hodnotě. Vliv má také rychlost přidávání kyselin do půd. Při rychlém přidávání klesá pH rychleji, než při pomalém. Je to způsobeno především mírou zvětrávání pufrovacích materiálů (Hruška et Cienciala 2001, van Breemen 1991).

### 2.1.1 Způsoby acidifikace půd

Jak již bylo řečeno, acidifikace je proces, jehož výsledkem je snížení pH. Způsobů dosažení snížené hodnoty pH je několik (van Breemen 1991; Hruška et Cienciala 2001):

- Produkce kyselin v půdě

V půdě se různými procesy (humifikace, mineralizace, nitrifikace,...) tvoří velké množství kyselin, z velké části organických. Tyto kyseliny pak dávají vzniknout pohyblivým sloučeninám. To ještě samotnou acidifikaci nezpůsobuje, pouze vyplavením těchto sloučenin z půdy dochází ke snižování ANC i pH. Tento způsob je přirozeným a probíhá dlouhodobě. U vysokého pH, kde dochází k pufování karbonáty, je vyluhování  $\text{CO}_2$  s bazickými kationty. Až u nižšího pH (4-5) dochází k pufování organickými kyselinami. Také tvorba  $\text{HNO}_3$  z nitrifikace či mineralizace má podstatný vliv.

- Asimilace minerálů biotou

Organismy potřebují ke svému růstu přijímat živiny. Ovšem z půdy odebírají více bazických kationtů než kyselých, protože jsou pro ně živinovými prvky. Relativně tak roste poměr kyselých kationtů vůči bazickým, které v konečném důsledku mohou pH snižovat a rostlinám škodit. Tento proces je za normálních podmínek vratný, jelikož největší množství prvků je uloženo ve větvích a listech. Po jejich opadu a rozložení jsou opět navráceny do ekosystémů. Za předpokladu vyvážené mineralizace a asimilace prvků, nakonec k acidifikaci nedochází. Pokud ale člověk svými zásahy biomasu odebírá (kácení, hrabání steliva), dochází k narušení vyrovnaného cyklu látek a acidifikaci.

- Přísun rozpuštěných silných kyselin a bází

Silné kyseliny, které vstupují do půdy ( $\text{H}_2\text{SO}_4$ ,  $\text{HNO}_3$ ) jsou v dnešní době jedním z nejdůležitějších přispěvatelů k půdní acidifikaci. Deponované plyny  $\text{SO}_2$  a  $\text{NO}_2$  jsou rychle oxidovány na silné kyseliny. Ty pak většinou snižují neutralizační kapacitu půd tak, že uvolní bazický kationt ze sorpčního komplexu, který neutralizuje přicházející kyselinu a je vyplaven z půdy. Z  $\text{H}_2\text{SO}_4$  se ještě může adsorbovat sulfát na částicích, přičemž se zvýší obsah  $\text{SO}_3$ . Molekula  $\text{NO}_3^-$  je velmi mobilní, a proto nedochází k jejímu delšímu zadržování.

- Procesy oxidace a redukce v půdě

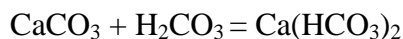
V půdě probíhají procesy oxidace, které mohou ovlivnit neutralizační kapacitu půd. Samotná oxidace látek jako  $\text{H}_2\text{S}$ ,  $\text{CaO}$ ,  $\text{FeO}$  okyseluje půdu. Redukčně-oxidační procesy vytváří látky, které mají rozdílný transport. Tyto procesy jsou vratné, ale pokud je mobilnější látka odstraněna, dochází k okyselení půdy, které je trvalé. Vzniklé sloučeniny mohou být lépe transportovatelné půdou a může tak dojít k jejich vymytí. Dalším procesem je také ferolýza, kdy je železo, které se vyskytuje v sezónně zamokřeném území, redukováno na  $\text{Fe}^{2+}$ . Při prosychání je opět oxidováno za vzniku  $\text{Fe}^{3+}$  a uvolnění jednoho  $\text{H}^+$ .

### 2.1.2 Mechanismus acidifikace půd

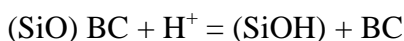
Způsobů, jak probíhá acidifikace, je hned několik. Z velké části je proces acidifikace řízen přítomností kyselin v půdním tělese. Kyseliny se v půdním roztoku disociují a roste tak koncentrace  $\text{H}^+$  v půdním roztoku. Nicméně, půda disponuje vlastností udržovat si stálé půdní prostředí a neměnit tak svoji reakci. Tento zmírňující účinek půd se nazývá pufrční (ústojný) systém. Ten funguje na principu neutralizace kyselin za vzniku solí. Kyseliny, které jsou protonovým donátorem, se disociují a vkládají do půdního prostředí kationty  $\text{H}^+$ . Báze pak přijímají bazické kationty ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ), čímž vznikne sůl a ta je pak spolu s vodou putující půdním profilem vymyta z minerální vrstvy půdy. Pufrčních systémů v půdě je hned několik a jsou schématicky vyjádřeny v obr. 1. Každý systém je účinný pro jinou hladinu pH a sekvenčně na sebe navazují. Když je vyčerpán, tedy jsou spotřebovány všechny látky podporující konkrétní pufrční mechanismus, poklesne hladina pH a začne pufrce dalším systémem. Půda je tak postupně o živiny ochuzována, klesá koncentrace bazických kationtů (BC) a bazická saturace (BS), čímž se snižuje ANC půdy, roste koncentrace  $\text{H}^+$  a dochází ke snížení pH. Půda se dostává do stádií, kdy neutralizujícími prvky jsou kationty Al a Fe (Ulrich 1991). Tyto prvky a jejich formy bývají pro vegetaci velmi toxické, což v důsledku omezuje podmínky k životu půdních organismů a ovlivňuje půdní prostředí, kdy se mohou snížit dekompoziční procesy. Ulrich (1991) rozlišil pufrční systémy podle pH intervalů, ve kterých jsou nejvíce účinné, takto:

- uhličitanový ( $8,6 > \text{pH} > 6,2$ ) – doprovázený vznikem  $(\text{HCO}_3)_2^{2-}$  a vyluhováním  $\text{Ca}^{2+}$ . Probíhá pouze v půdách s přítomností  $\text{CaCO}_3$ . Kyselinou způsobující

okyselování je  $\text{H}_2\text{CO}_3$  pocházející z  $\text{CO}_2$ , který je výsledkem dýchání půdních mikroorganismů.



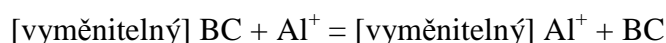
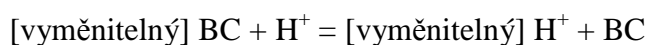
- silikátový ( $\text{pH} > 5,0$ ) – při spotřebování  $\text{CaCO}_3$  se neutralizujícími kationty stávají všechny ostatní BC pocházející ze silikátového zvětrávání. Tímto zvětráváním se narušují v mřížce vázané kationty, které jsou pak uvolněny do roztoku. Produktem tohoto zvětrávání jsou i jílové minerály. Proto během zvětrávání vzrůstá kationtová výměnná kapacita:



Bazické kationty, které se uvolnily silikátovým zvětráváním se mohou buď adsorbovat na jílový minerál a nebo neutralizovat kyselinový anion, který byl zdrojem  $\text{H}^+$ .

Tato pufrace probíhá také v uhličitanovém pufracím systému, ale není tak účinná. Je dominantní především v nekarbonátových půdách. Čím více se snižuje  $\text{pH}$  půdy, tím méně je disociace  $\text{H}^+$  z kyseliny účinná. Při  $\text{pH} > 5$  je okyselování půdy  $\text{H}_2\text{CO}_3$  zanedbatelné a uplatňují se jiné kyseliny.

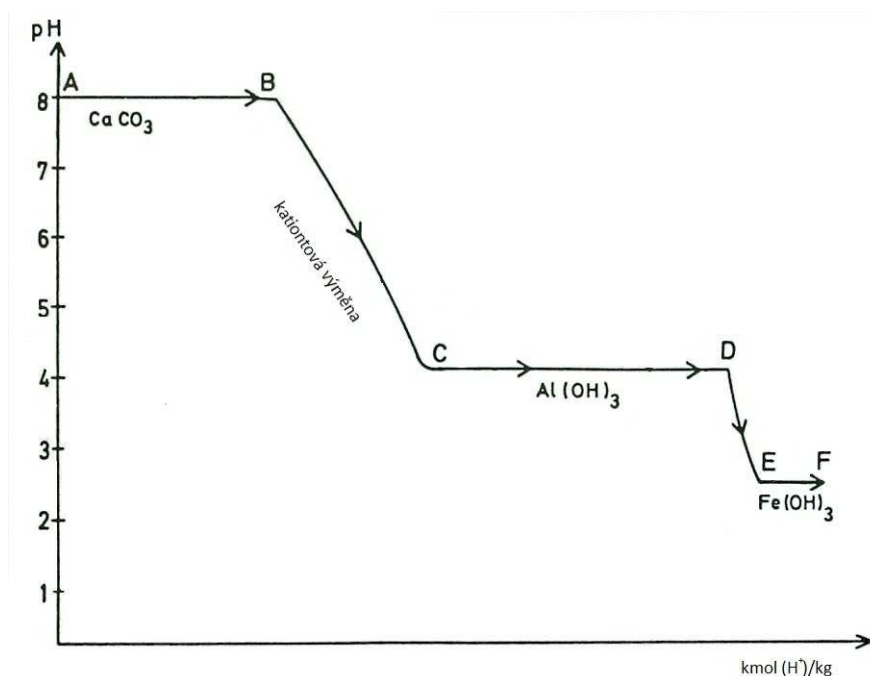
- kationtové výměnné kapacity ( $5,0 > \text{pH} > 4,2$ ) – bazické kationty jsou uvolňovány z vyměnitelných míst jílových minerálů do půdního roztoku, kde neutralizují kyselinové anionty. Ty jsou pak vymyty pryč z půdního tělesa.



Dochází k mobilizaci Al za vzniku dvou typů kationtů: vzniku nevyměnitelného  $\text{Al}(\text{OH})^+$ , který blokuje náboj sorpčního komplexu a  $\text{Al}^{3+}$  kationtu, což má za následek redukci bazické saturace ( $< 5\%$ ). Výrazně tak roste koncentrace Al kationtů v půdě. Při tomto pufracím rozhraní se rozpouštějí oxidy Mn. Roste tak jejich koncentrace v půdním roztoku a v sorpčním komplexu. Jsou proto často čerpány rostlinami. Při depozici  $\text{H}_2\text{SO}_4$  dochází ke vzniku Al-

hydroxysulfátů. Tyto hliníkové sloučeniny zůstávají v půdě akumulovány (Ulrich 1991).

- hliníkový ( $4,2 > \text{pH}$ ) - hliník a jeho sloučeniny se stávají převládajícími kationty v půdě. Při tomto pH rozpětí je Al rozpouštěn a vyluhován v půdní vodě. Spolu s ním jsou vyplavovány i Al-hydroxysulfáty, které byly do té doby nerozpustné a zadržovány v půdě.
- železa a hliníku ( $3,8 > \text{pH}$ ) – jak Al tak i oxidy Fe fungují jako pufrovací sloučeniny. Dochází k rozpadu oxidů železa, uvolnění kationtu  $\text{Fe}^{2+}$  a dalšímu vyplavení látek do spodních pater půdního profilu.
- železa ( $3,0 > \text{pH}$ ) – výrazně se uplatňuje pouze pufrování oxidy Fe.



**Obrázek č. 1:** Změna pH ve směru půdní acidifikace (upraveno podle Ulrich 1991)

**Pozn.:** Plocha A-B vyjadřuje pufrovací uhličitanový systém, plocha C-D systém hliníku a plocha E-F představuje pufrování železitými sloučeninami.

### 2.1.3 Acidifikace přirozená

Proces acidifikace je v přírodě přirozeným jevem, který se běžně vyskytuje a v příhodných podmínkách samovolně probíhá. Při klimatických podmínkách kdy srážky dlouhodobě převažují nad výparem, jsou látky z půdy vymývány. Těmi jsou rozpustné půdní minerály a báze (Bohn 1985). Acidifikace často nastává v nehostinných

oblastech, kde je chladné a vlhké klima a minerálně chudý substrát, který není schopen dodávat dostatek živin.

Z výše popsaných procesů se uplatňuje především produkce kyselin v půdě. Probíhá v ní řada biochemických pochodů, které jsou spojeny s rozkladem organické hmoty (humifikací, mineralizací), uvolňováním  $H^+$  v rhizosféře nebo dýcháním půdních organismů. Výsledkem jsou tzv. huminové látky (huminové kyseliny a fulvokyseliny), které vznikají složitými procesy při dekompozici organické hmoty a nebo třeba kyselina uhličitá ( $H_2CO_3$ ), která vzniká oxidací  $CO_2$ . Dále má však i podíl přísun kyselin z atmosféry, kde se rovněž uplatňuje  $CO_2$ . Rozpustné organické a anorganické kyseliny, které se vyskytují v půdě, se podílejí na pomalém okyselování. U půd s vysokým pH ( $pH > 6$ ), se na okyselování podílí z velké části  $H_2CO_3$ . Ta se disociuje a uhličitanový anion  $HCO_3^-$  reaguje s bazickými kationty za vzniku hydrogenuhličitanů, které jsou pak dále proplaveny do spodních hladin půdního tělesa. Jak ale kyselost půdy vzrůstá (pH klesá), na okyselování se začínají podílet jiné kyseliny, především ty organické. Je to pomalý proces, který je dobře pufován rozpouštěním  $CaCO_3$  ve vápnatých půdách do té doby, dokud jeho zásoba není vyčerpána. V nevápнатých půdách jsou kyseliny neutralizovány v menší míře pomalým zvětráváním primárních silikátových minerálů (Sumner 2000). Může se stát, že acidita klesne pod úroveň pH 5. To je stav, kdy se začínají z alumosilikátových hornin uvolňovat formy hliníku. Zde je pak důležitý poměr mezi bazickými kationty a uvolněným hliníkem  $BC/Al$  (Hruška et Cienciala 2001). Samozřejmě posledním faktorem je i biota, která ovlivňuje půdní vlastnosti, především příjmem prvků z půdy a pak také jejich návratem skrze opad. Ten je velmi důležitý, protože například opad z jehličnatých stromů je obtížně rozkládán, přičemž produktem rozkladu jsou nízkomolekulární kyseliny, které jsou mobilní a v půdních horizontech způsobují ochuzování o bazické kationty. Tento jev v dlouhém časovém měřítku vede k vytvoření podzolovitých půd.

#### **2.1.4 Acidifikace antropogenní**

Člověk výrazně zasahuje do vyrovnaného cyklu prvků a to jak na půdách lesních, tak i na intenzivně zemědělsky obhospodařovaných. Nicméně, způsoby, jak dochází k acidifikaci pod jednotlivými typy využívání krajiny, se liší.

Lesní porosty jsou ovlivněny především emisemi plynů, zejména oxidy síry a dusíku. Jde tedy o proces přísunu silných kyselin. Když se oba plyny ( $SO_2$  a  $NO_2$ ) deponují, tak při vstupu do půdy mohou způsobit okyselení. Ulrich (1991) dodává, že

díky dlouhodobé kyselé depozici byly půdní systémy v celé Evropě převedeny do hliníkového pufručního systému. Dalším procesem, který vede k antropogenní acidifikaci v rámci lesních ekosystémů, je borealizace. Emmer (1997) takto nazývá následky vyvolané lesnickým managementem. Ta je dána pěstováním rozsáhlých smrkových stejnověkových monokultur, které sjednocují půdní podmínky a snižují tak biodiverzitu. Hlavně ale půdní vlastnosti zhoršují, zvyšují akumulaci opadu, zpomalují koloběh živin v ekosystému a zvyšují acidifikaci půd. Do borealizace není započítána jakákoliv antropogenní depozice vyvolaná člověkem. Proto by se dalo říci, že se jedná o přirozený proces, ale právě lidská kultivace ekosystému je příčinou změny půdních vlastností.

Navazujícím procesem jsou pak zásahy člověka do takto pozměněného ekosystému. Jde především o odběr biomasy, ve které jsou akumulovány živiny, které by se za normálních okolností běžně vrátily rozkladem do půdy a uzavřely tak koloběh prvků. Jedná se o procesy hrabání opadu, holosečného kácení i odebrání větví. Takto zůstává koloběh prvků nedokončen a bazické kationty jsou do půdy dodávány pouze zvětráváním. Při nízkém stupni zvětrávání, které se vyskytuje především na chudých půdách a ve vysokých nadmořských výškách, je jejich dodávání z podloží nedostatečné a dochází k okyselení. Poslední možností je přítomnost pyritu ( $\text{FeS}_2$ ), který bývá obsažen ve vytěžené zemině. Jedním z jeho oxidačních produktů může být  $\text{H}_2\text{SO}_4$  (Bohn 1985).

Na zemědělských půdách okyselování probíhá odlišným způsobem. Půdy, které jsou pravidelně obhospodařované a je od nich čekán výnos, jsou náročnější na dodávky živin. Ty jsou jim dodávány formou hnojiv. I když je dusík nejvíce zastoupeným plynem ve vzduchu (78%), tak rostliny nejsou schopny jej přijímat jinak, než ve formě nitrátů nebo amonných iontů. Jejich nadměrnou aplikací v různé formě, například solí ( $\text{NH}_4\text{NO}_3$ ,  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ ), může snadno dojít k přesycení půd dusíkem, který pak jako  $\text{HNO}_3$  může acidifikaci způsobit. Na druhou stranu byly zaznamenány i dlouhodobé růsty v pH, což by mohlo být způsobeno vápněním, či „*snižováním mocnosti ornice erozí a přiorávání zásaditějšího podorníčí, bohatšího na karbonáty*“ (Eckertová 2006).

## **2.2 FAKTORY OVLIVŇUJÍCÍ ACIDIFIKACI PŮD**

Okyselování lesních půd neprobíhá ve všech oblastech se stejnou intenzitou. Zranitelnost/odolnost půd je závislá na faktorech, které půdu tvoří. Dokučajelem rozpracovaný faktorový přístup vyděluje hlavní půdotvorné faktory - substrát, klima a



biologický faktor. K nim se přidávají podmínky čas, reliéf a činnost člověka (Němeček et al. 1990). Nicméně, právě člověk je v současnosti nejvýraznějším hybatelem půdních charakteristik. Do antropogenního ovlivňování lze zařadit lesnický management a adici látek. Velká část těchto faktorů nepůsobí přímo sama. Jedná se vždy o kombinaci s dalšími faktory.

### **2.2.1 Klima**

Klima působí jak přímo (teplota a srážky), tak nepřímo (podnebím ovlivněnou vegetací) (Smolíková 1988). Srážky určují jaké půdní režimy se budou v půdě vyskytovat a jaké pohyby budou převládat. Při větším výparu než jsou srážky budou v půdě převažovat výstupné pohyby, kationty a soli se pohybují směrem k povrchu a půda se tak zasoluje. Při srážkách, které převažují nad výparem, probíhá vyluhování, ochuzování půd o koloidní částice a podzolizace, což je posun seskvioxidů do spodních půdních pater. Teplota ovlivňuje především rozklad organické hmoty a to přímo úměrně. Obecně však podporuje jakoukoliv chemickou reakci, nejen dekompoziční. I rychlost zvětrávání je závislá na teplotě. Při vyšší teplotě se rychlost zvětrávání horniny zvyšuje. Intenzita vyluhování proto závisí na teplotě a množství prostupující vody, tj. srážek (Smolíková, 1988). Pro acidifikaci je nutné klima humidní, tedy chladné a bohaté na srážky, aby se tvořily organické kyseliny z nerozložené organické hmoty a míra zvětrávání byla co nejnižší.

### **2.2.2 Geologie**

Matečná hornina je velice důležitým činitelem, jenž ovlivňuje složení půd. Zvětrávacími procesy dodává do půdy prvky, které pak půdu tvoří. Nicméně, díky zvýšeným erozně-sedimentačním procesům v glaciálu, se přemístilo velké množství materiálu, které se usadilo v říčních údolích (fluviální sedimenty) nebo jako svahoviny na úpatí svahů a nebo také sedimentací větrem přenášených materiálů (spraš). Proto velké množství půd vzniká z geneticky odlišného materiálu, než je matečná hornina (Šarapatka 1997). Nejchudšími půdami, tj. s nejmenším množstvím bazických kationtů, jsou půdy písčité. Především díky složení (písčité půdy tvořeny převážně  $\text{SiO}_2$ ) a zrnitosti. Půdy jsou tak dobře provzdušněné, což umožňuje rychlejší mineralizaci organické hmoty. Jsou tak potenciálně acidifikací velice zranitelné.

Podle obsahu  $\text{SiO}_2$  lze rozeznat, zda-li jsou horniny kyselé, intermediální, bazické či ultrabazické. Čím větší obsah křemene, tím méně jsou zastoupeny další prvky, především bazické (Mg, Ca, K, Na). Mezi kyselé horniny se řadí žuly, ruly, svory,

ryolity, fylity. Do hornin intermediálních patří diority, andezity, dacity, trachyt. V horninách bazických najdeme bazalty, gabra, dunity (Kachlík 2011). Vliv litologie na míru poškození nadzemní vegetace při kyselé depozici byl prokázán. Purdon et al. (2004) uvádějí, že míra poškození v oblasti na flyšových souvrstvích s vyšším obsahem Ca (Beskydy) je menší v porovnání s granitickými a metamorfovanými horninami (Krkonoše a Šumava).

Při acidifikaci, kdy jsou vyplavovány bazické kationty z půdního profilu, nedokáží kyselé horniny dostatečně doplňovat množství těchto kationtů zvětráváním. Výsledkem je nenasycený sorpční komplex a tedy vysoká koncentrace nepříznivých kationtů  $H^+$  a  $Al^{3+}$ . To samozřejmě představuje problém pro rostliny, které trpí nedostatkem živinových kationtů. Proto půdy náchylnější k acidifikaci jsou takové, které obsahují nejmenší množství přístupných živin.

### 2.2.3 Biota

Jak organismy, především ty půdní, tak i vegetace mají vliv na změnu půdních podmínek. Otázka vlivu vegetace je častým předmětem výzkumů (Binkley et Giardina 1998). Ta ovlivňuje pH půdy a skrze něj pak další půdní charakteristiky. Vliv vegetace by se dal dělit do několika úrovní. Tím nejobecnějším je typ vegetace. Typ vegetace může ovlivnit koloběh prvků, jejich uskladnění v biomase či míru zachytávání polutantů z atmosféry. V lese bude depozice daleko větší než na loukách či pastvinách, protože v lese se významně uplatňuje suchá složka depozice (ApSimon et Warren 1996). Další hierarchickou úrovní je rozdíl ve vlivu druhů stromů.

Druhovú skladbu stromů v dlouhodobém měřítku podstatně ovlivňuje vývoj půd (Binkley et Giardina 1998), především v jejich vrchních vrstvách (Augusto et al. 2002). Pro krátké období však vliv skladby nemusí být příliš patrný (Augusto et al. 1998). Půda je ovlivňována stromy velkým množstvím mechanismů, které Binkley a Giardina (1998) shrnují: atmosférická depozice, fixace N, minerální zvětrávání, kvalita opadu, pedogeneze či mikroklima. Nicméně, účinky nemusí být vždy příznivé. Jako třeba mechanismy vedoucí k okyselování. Finzi et al. (1998) definují vlivy stromových druhů na rozdíly v pH a koncentracích vyměnitelných kationtů v neporušených lesních porostech. Jsou jimi: 1) produkce organických kyselin z dekompozice opadu, které mění poměry bazických a kyselých prvků v půdě, 2) rozdílný příjem kationtů do biomasy a 3) změny v obsahu minerálů v původním podložním materiálu.

Tvorba organických kyselin souvisí s typem opadu. Zde je zřejmý rozdíl především mezi jehličnatými a listnatými stromy. Jehličnaté lesy mají hůře rozložitelný opad, který tak produkuje organické kyseliny (Nykvist 1963). Tvoří se silný humusový horizont, kde je zpomalený rozklad, živiny jsou zachyceny v organické hmotě a nejsou tak přístupné kořenům rostlin. Opad pod jehličnany má také vyšší poměr C/N, což znamená, že je odolnější vůči biologickému rozkladu než listnatý opad (Augusto et al. 1998).

Především v ekosystémech postižených emisemi N a S, ovlivňuje vegetace depozici. Zřetelně se uplatňuje vliv jehličnatých a listnatých stromů. Bylo prokázáno, že jehličnany jsou efektivnější ve vychytávání suché depozice. Díky jehlicím mají daleko větší povrch v listové ploše než listnáče. Navíc jehlice zůstávají na stromech po celý rok, což rozdíl ještě umocňuje. Proto je podkorunová depozice pod jehličnatým lesem u většiny prvků vyšší, než pod listnatými stromy. Z toho vyplývá i fakt, že koncentrace látek v průsakové vodě bude vyšší pod jehličnatým porostem (De Schrijver et al. 2007). To činí půdy pod jehličnatými lesy náchylnější k acidifikaci než půdy, na kterých rostou listnaté stromy.

#### **2.2.4 Atmosférické proudění**

Ačkoliv by se tento činitel dal zařadit pod klimatický faktor, uvádím ho zvlášť a to především z pohledu antropogenního ovlivnění. Má tu úlohu, že odnáší polutanty z místa zdroje do oblastí, která mohou být i velmi vzdálena od ohniska znečištění. Znečišťující látky v atmosféře setrvávají až několik dnů, přičemž transportní vzdálenost je až ve stovkách km za den. Proto polutanty mohou překonat velké vzdálenosti, než se deponují, a zasáhnout tak oblasti, kde k žádnému znečištění atmosféry nedochází. Takto byly například postiženy skandinávské státy, kde díky dlouhodobému převládajícímu proudění z oblastí britských ostrovů, Německa i Beneluxu byly výrazně okyseleny tamní ekosystémy (ApSimon et Warren 1996).

#### **2.2.5 Podmínky**

- Čas

Čas je základní fyzikální veličinou, díky ní mohou působit všechny ostatní faktory. Čím delší dobu má možnost daný faktor působit, tím více ovlivní půdní vlastnosti. Na to se váže délka působení jednotlivých faktorů. Ta je určena v našem středoevropském prostoru dlouhodobými klimatickými cykly, střídáním

ledových a meziledových dob. Pouze v interglaciálech jsou půdotvorné faktory natolik příznivé, že umožňují vývoj půd.

- Reliéf

Nadmořská výška má vliv nepřímý, ovlivňuje faktory jako klimatické podmínky, mocnost sněhové pokrývky či typ přirozené vegetace (Penížek et Zádorová 2012). Dále pak sklon či orientace terénu určuje návětrnost oblastí. Právě v oblastech vysoké nadmořské výšky, které jsou vhodně exponovány, probíhá vyšší mokrá depozice (ApSimon et Warren 1996). Bylo prokázáno, že s rostoucí nadmořskou výškou klesají koncentrace bazických kationtů i kyselinová neutralizační kapacita (ANC) (Lawrence et al. 1999).

### 2.2.6 Antropogenní ovlivnění

Sám o sobě, by člověk mohl být řazen do faktoru bioty, protože je živočišný tvor a všechno jeho počínání se dá považovat za činnost organismu. Tomu tak sice bylo, ale pouze do té doby, než začal aktivně zasahovat do ekosystémů a přetvářet je ke svým potřebám. Tyto zásahy, na rozdíl od ostatních organismů, dělá člověk racionálně a vědomě a svou intenzitou je proto v současné době nejaktivnějším faktorem ze všech zde uvedených. Proto je uváděn zvlášť. Člověk působí na půdu ve smyslu okyselování skrze změnu struktury krajiny, přidáváním látek do půdního tělesa či jejím odebráním. Nutno ovšem podotknout, že ne všechny procesy, kterými je půda člověkem ovlivňována, jsou vědomé ba dokonce chtěné. Proto o všech důsledcích svého počínání člověk nemusí ihned vědět, mohou se projevit až po nějakém čase. To je i případ acidifikace.

Půda je ovlivněna zásahem člověka do struktury lesa. Za účelem větších výnosů dřeva jsou úmyslně produkovány stejnověké monokultury jehličnanů. Především smrkové monokultury (*Picea abies*), které mají svůj běžný areál rozšíření v montánním a supramontánním vegetačním stupni jsou preferovány na úkor přirozených smíšených lesů. Jsou sázeny i do míst, kde nemají svůj přirozený výskyt. Takovýto lesnický management pak může změnit koloběh živin v půdě a ovlivnit produkci organických kyselin, což vede ke zhoršení půdních podmínek.

Dalším způsobem je přidávání látek po půdy. V lesních porostech je vápnění půd činností, kdy člověk úmyslně přidává do půd látky, za účelem zlepšení půdních vlastností. Avšak i nadměrné hnojení může vést k pochodům, které vyústí v okyselení

půd. Mezi nechtěné vstupy patří dálková depozice anorganických sloučenin, vzniklá průmyslovou a dopravní činností.

Poslední oblastí je odstraňování živin z ekosystémů (hrabání steliva, odběr dřeva), čímž je půda ochuzena o bazické kationty vázané v biomase, které posléze chybí při neutralizaci kyselin v půdě. Bylo prokázáno, že kácení způsobem takovým, kdy je odebrána celá nadzemní biomasa, způsobuje větší okyselení půd (nižší zásoby vyměnitelných bazických kationtů a nižší kationtovou výměnnou kapacitu) než při ponechání větví či jehlic na pasece (Olsson et al. 1996).

Souhrnně by se dalo říci, že půdy náchylnější pro acidifikaci jsou takové, které leží ve vysokých nadmořských výškách, v drsném klimatu s vysokými úhrny srážek a na chudém geologickém substrátě.

## **2.3 PROCES ACIDIFIKACE PŮD**

### **2.3.1 Atmosférické vstupy kyselin do půdy**

Jak již bylo řečeno, kyseliny jsou jedním z hlavních zdrojů acidifikace půd. Ty se do půdy mohou dostat několika způsoby.

Jednak se mohou přímo v půdě vytvořit, nebo se mohou do půdy dostat depozicí. V půdě vytvořené kyseliny mohou být organické (fulvokyseliny, huminové kyseliny), které vznikají při rozkladu organické hmoty, i anorganické, které mohou vzniknout také rozkladnými procesy nebo i dalšími procesy probíhajícími v půdě (nitrifikace). Kyseliny, které vznikly jinde, mají svůj zdroj většinou antropogenní. Lidské příspěvky jsou tedy tím hlavním, co se týče tohoto typu vstupu kyselin. Jedná se především o oxidy síry a dusíku, které jsou produkovány lidskou činností. Oxidy síry unikají do ovzduší spalováním nekvalitního uhlí v elektrárnách a lidských obydlích, oxidy dusíku zase především automobilovou činností a také vysokoteplotním spalováním (Vitousek et al. 1997). Dále je důležitý ještě  $\text{NH}_3$ , ten je ovšem nepřímo ovlivněn činností člověka. Souvisí se zemědělskou činností, především chovem dobytka (prasat a skotu) a hnojením půdy. Vypouštěné látky jsou v atmosféře oxidovány ( $\text{SO}_2$  přes  $\text{SO}_3$  a  $\text{NO}$  přes  $\text{NO}_2$ ) a takto se pak pohybují v atmosféře, kde jsou schopny urazit značné vzdálenosti (Hruška et Kopáček 2005; ApSimon et Warren 1996), dokud nejsou deponovány. Nutno říci, že rozdíl mezi emitovaným množstvím polutantů a deponovaným není stejný. V době, kdy ještě nebyly v elektrárnách instalovány čistící technologie, tak jedním z produktů vypouštěných do ovzduší byl prach. Ten obsahoval bazické kationty (Ca, Mg), které již v atmosféře zčásti neutralizovaly vzniklé kyseliny. Proto množství

deponovaných látek je menší než emitovaných.  $\text{NH}_3$  v atmosféře významně snižuje kyselost srážek, jelikož tvoří s  $\text{H}^+$  amonný kationt  $\text{NH}_4^+$  (Hruška et Kopáček 2005).

Dále se tyto kyseliny mohou dostat do půdy dvěma cestami. Buď přímo spadem na povrch půdy a dále průsakem do větších hloubek nebo skrze rostliny a to v případě, že nejsou smyty s mokrou depozicí. Přímá cesta je určena přímým spadem kyselin do půdy, v čemž je obsažena jak přímá depozice na půdu samotnou, tak smytí srážkami z vegetace a stékání vody po kůře stromů (mokrá + suchá depozice). Tento proces je převládajícím a při něm se kyselost s rostoucí hloubkou půdy snižuje. Při vstupu kyselin do půdy nastává řetězec reakcí, který vede v samotné okyselení půdy.

Suchá depozice se skládá z depozice tuhých částic a absorpce plyných složek. Jde o prosté usazování látek ( $\text{SO}_2$  a  $\text{NO}_x$ ) z atmosféry na povrchy těles. Mohou se usazovat jak přímo na povrch půdy tak i na vegetaci. Stromy mají díky olistění velký povrch, a proto ze vzduchu tyto látky „vyčesávají“. Mokrá depozice je proces vymývání látek z atmosféry se srážkovou vodou. Má složky vertikální (děšť, sníh, mrholení) a horizontální, což jsou usazené srážky (rosa, námraza, jinovatka, mlha). Převažuje v oblastech, které jsou v blízkosti zdrojů deponovaných látek. Velký vliv má v horských oblastech depozice horizontální (Moldan 1992). Při mokré depozici se plyny dále oxidují na kyseliny  $\text{H}_2\text{SO}_4$  a  $\text{HNO}_3$ . Ovšem například  $\text{SO}_2$  je relativně nerozpustným plynem, proto se často ukládá formou suché depozice (ApSimon et Warren 1996). Při kontaktu s vegetací a dalšími objekty tak smývá i látky, které se usadily suchou cestou. Suchá depozice byla v dobách silného znečištění daleko významnější než depozice mokrá, podílela se asi z 2/3 na celkové depozici (Hruška et Cienciala 2001). Nicméně Maznová et Hůnová (2010) tvrdí, že od roku 1999 tvoří v ČR mokrá depozice S větší podíl na celkové depozici. U depozice  $\text{NO}_x$  tento přelom nastal v roce 1996.

Existuje ještě druhý způsob vniku látek související s rostlinami, a to když deponované látky přímo reagují s jejich nadzemními orgány. Tento případ nastává u síry. Při méně intenzivní depozici  $\text{SO}_2$  bývá část látek zabudována do rostlinné biomasy jako  $-\text{SH}$  skupina. Při déle trvajících vstupech jsou pak neutralizovány. Spotřebují při tom bazický kationt, který rostlina přijímá z půdy. Tam jsou naopak uvolňovány  $\text{H}^+$ . Proto v rhizosféře kořenů se vyskytuje snížené pH. Po odumření a rozkladu rostliny jsou zabudované prvky do půdy uvolněny (Puhe et Ulrich 2001; Reuss et Johnsonn 1986).

### 2.3.2 Chování S a N v půdě

V člověkem nezasážených oblastech je vstup podobný výstupu. Existuje tak rovnováha, která je při vyšších vstupech narušena. Nicméně, půda disponuje různými mechanismy, které dokáží vstupy kyselin zadržet na různě dlouhou dobu, či je třeba neutralizovat. Proto může v půdách docházet k akumulaci vstupujících látek. To platí i pro tyto 2 prvky, které při nerovnovážném toku dokáží zásadně ovlivnit půdní stav.

#### S

Síra se do půdy dostává buď přímo depozicí nebo skrze rostliny. Po příchodu do půdy se oddělují 2 vodíkové protony od síranových aniontů. Další osud  $\text{SO}_4^{2-}$  je dvojitý. Buď jsou vyluhovány z půdy ve formě solí nebo fyzikálně adsorbovány na půdní částice. Síra je tak v půdě částečně zadržována. Při rostoucí koncentraci aniontů  $\text{SO}_4^{2-}$  v půdě, roste i podíl aniontů vázaných na půdní částice. Ty se po poklesu vstupu mohou později desorbovat. Míra desorpce síranových aniontů závisí na tom, v jakém rozsahu byly anionty adsorbovány. (Reuss et Johnson 1986). Nejvyšší koncentrace jsou zaznamenány v B horizontu, kde je nejvyšší adsorpční kapacita půdy a  $\text{SO}_4^{2-}$  je zde adsorbováno a zadržováno (Berger et al. 2009). Velké množství S je akumulováno v organické hmotě. Ta je dalším zdrojem vyluhování S z půdy skrze mineralizaci organické hmoty. Síra byla dříve asimilována povrchy rostlin, ale po jejich odumření a spadu, jsou rozloženy za vzniku  $\text{SO}_4^{2-}$ . Tento proces probíhá v horních horizontech půdy, především v organickém (Likens et al. 2002).

#### N

Dusík je pro organismy jedním z nejdůležitějších prvků. Ale jeho nadměrné koncentrace v půdě mohou rovněž přispět k acidifikaci. Díky jeho využitelnosti organismy jsou jeho cesty složitější než v případě síry. Dusík je přijímán půdními organismy a vegetací. Ačkoliv je dusík v atmosféře nejpočetnějším prvkem, tak je díky své trojné vazbě velmi inertním plynem. Organismy umí dusík přijímat pouze ve formě iontů. Ty jsou půdě dodány nebo v ní musí být vytvořeny. N se do půdy dostává depozicí ve formě  $\text{HNO}_3$  a  $\text{NH}_4^+$  nebo rozkladem z organické hmoty. Vstup dusíku pak ještě může představovat dodávka hnojiv. Vytvoření pro organismy přijatelného dusíku z atmosféry je pomocí nitrifikačních a amonifikačních bakterií, které umí tyto vazby rozbít. Po vstupu  $\text{HNO}_3$  disociuje svůj vodíkový kationt. Vzniklý aniont  $\text{NO}_3^-$  je na rozdíl od síranového aniontu slabě adsorbovatelný, a proto se snadno vyluhuje. Na

druhou stranu  $\text{NH}_4^+$  v půdě je udržitelné lépe. Nevyskytuje se však příliš ve velkém množství, poněvadž je hojně přijímán rostlinami a půdními mikroorganismy. Při příjmu tohoto kationtu je  $\text{H}^+$ , který se navázal v atmosféře uvolněn z molekuly do půdy (Reuss et Johnson 1986). Pokud není  $\text{NH}_4^+$  rostlinami využit, tak je nitrifikován na  $\text{NO}_3^-$ , a pak může být opět vyluhován. Výsledkem této rovnice je uvolnění 2 kationtů  $\text{H}^+$  (Hruška et Kopáček 2005). Organická hmota po rozkladných procesech je transformována do již uvedených  $\text{NH}_3$  a  $\text{NO}_3^-$ , které se pak chovají podle již zmíněných pravidel (Reuss et Johnson 1986). Koncentrace N v půdě klesají s hloubkou. N je totiž dodáváno jednak mokrou a suchou depozicí a pak také rozkladem z organické hmoty.

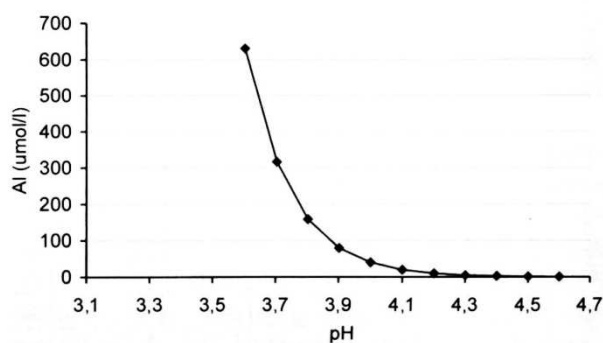
Významná část dusíku ve formě  $\text{NO}_3^-$  je produkována v organickém horizontu při dekompozici organické hmoty. V nijak neovlivněných půdách je dusík limitujícím prvkem, který je nutný k dekompozici a o který i další organismy v půdě soutěží. Zde je dobrým indikátorem poměr C/N. V půdách, kde je jeho poměr vysoký, je mineralizace dusíku pomalejší než v půdách s nižším poměrem (Finzi et al. 1998). V oblastech s vyšším podílem C/N, kde je dusíku nedostatek, je veškerý dusík hned imobilizován organismy, které jej potřebují k další dekompozici. Při dlouhotrvajícím nadměrném dodávání dusíku, se jím může půda nasytit, rostliny i půdní organismy ho mají dostatek a pak je z půdy uvolňován (Aber et al. 1989). Gundersen et al. (1998) našli korelaci mezi poměrem C/N v organickém horizontu a mírou vyluhování. Čím bude poměr nižší, tím bude rychlejší dekompozice. Poměr C/N v organickém horizontu se dá použít jako indikátor vyluhování  $\text{NO}_3^-$  z půdy. Při poměru C/N větším než 30 je riziko malé, v intervalu 30-25 je střední a při menším než 25 je riziko velké. Toto potvrzují i Dise et al. (1998). Zároveň ale dodává, že při příliš velkých depozicích N (více než 30 kg/ha/rok) tento poměr není tak přesným a dochází k velké variabilitě vyluhování.

### 2.3.3 Role Al v půdě

Hliník má při acidifikaci půd zásadní roli. Při snižování pH se chová specificky, kdy nejdříve ke snižování acidity přispívá, posléze pak při velmi nízkém pH funguje také jako pufrční prvek (van Breemen 1991). Jeho zásadní význam při klesajícím pH je ve vlivu na vegetaci, pro kterou je toxický a znemožňuje jí příjem živin. Hliník je prvek, který se v půdách vyskytuje pravidelně. Je obsažen téměř ve všech horninách, v zemské kůře je to 3. nejhojněji zastoupený prvek, jeho obsah je 7% (Bohn 1985). Je obsažen především v živcích (ortoklasy, plagioklasy), slídách, půdních minerálech, oxidech.



Při snižování pH ( $\text{pH} < 5$ ) se hliník začíná uvolňovat do půdního roztoku z nezhvětralých materiálů (viz obr. 2), především ze sekundárních jílových minerálů. Hlavním sekundárním minerálem, který se vyskytuje v půdách je gibsit  $\text{Al}(\text{OH})_3$ . Rychlost růstu koncentrací Al v půdním roztoku je skutečně velmi významná, jak je ukázáno na obrázku č.2 (Hruška et Cienciala 2001).



**Obrázek č. 2:** Závislost koncentrace Al na pH půdního roztoku (Hruška et Cienciala 2001)

Hliník se uvolňuje jak ve formě kationtů  $\text{Al}^+$ , tak Al - hydroxidových kationtů  $\text{Al}(\text{OH})_x^{(3-x)}$ . Jeho forma je závislá na pH půdního roztoku. Se snižujícím se pH ztrácí ionty oxonionové části a získává tedy kladný náboj  $\text{Al}(\text{OH})_2^+$ ,  $\text{Al}(\text{OH})^{2+}$ , který se stává více a více toxičtější. Nejvíce toxická je forma  $\text{Al}^{3+}$ , která se vyskytuje při nejnižším možném pH (Ulrich 1991). Speciací hliníku na kyselých půdách se u nás zabývali Drábek et al. (2003).  $\text{H}_2\text{SO}_4$  vstupující do půdy reaguje s Al sloučeninami:  $\text{Al}(\text{OH})_3 + \text{H}_2\text{SO}_4 = \text{AlOHSO}_4 + 2 \text{H}_2\text{O}$ . Tvoří tak nerozpustné sloučeniny  $\text{AlOHSO}_4$  a způsobuje, že anionty  $\text{SO}_4^{2-}$  jsou zachycovány v půdě. Při pH menším než 4,2 už jsou tyto sloučeniny rozpustné a Al tak plní roli jedné z několika pufracích zón a přispívá k odstraňování kyselinových bází z půdy:  $\text{AlOHSO}_4 + \text{H}^+ = \text{Al}^{3+} + \text{SO}_4^{2-} + \text{H}_2\text{O}$  (Ulrich 1991).

Hliník je toxický především pro vegetaci. Nejde však tolik o samotnou koncentraci Al v půdním roztoku jako o poměr bazických kationtů vůči hliníku. Při nízkém pH půdy, které vyvolá vysoké koncentrace Al vůči bazickým kationtům, je hliník úspěšnější v obsazování buněčných membrán kořenových systémů a zabraňuje tak průchodu iontů skrze membránu (Hruška et Cienciala 2001). Al vytěsňuje Ca a Mg z kořenového mezibuněčného prostoru sloužícího k transportu látek (apoplastu), což vede k nižším koncentracím na membránách buňky. Výsledkem je pokles v příjmu Mg. Vázání Al na membráně buňky mění její vlastnosti a omezuje příjem živin a vody.

Nahrazení hlíníku na místo vápníku omezuje příjem živin, růst jemných kořenů a způsobuje rostlině stres (Puhe et Ulrich 2001). Poškozeným rostlinám následně odumírají takto silně poškozené kořeny a celkově se rostlina stává oslabenou. Dalším způsobem jak hliník může rostlině škodit je blokování enzymatických reakcí. A to, když v enzymu obsadí místo, které je původně určeno pro jiný prvek (Hruška et Cienciala 2001). Důležitou roli hrají ukazatele poměru prvků BC/Al a Ca/Al. Vyjadřují poměr mezi bazickými kationty (BC, Ca) a hliníkem (Al). Jak již bylo řečeno, zvýšené koncentrace Al poškozují kořenové systémy. Ovšem zvýšený obsah bazických kationtů může tento stav vylepšit. Pokud je poměr nižší než 1, tak je takovýto stav kritický pro vegetaci, která je nedostatečně vyživována. Nad touto hranicí rostlina má dostatečný příjem bazických kationtů. Cronan a Grigal (1995) hodnotili, při jakém poměru Ca/Al se vyskytne poškození porostu. Závěrem bylo, že při poměru Ca/Al = 1 vykazovalo 50% případů odezvu na růst nebo koncentrace živin v tkáních. Také Hruška et Cienciala (2001) se zabývali vztahem mezi smrkem a poměrem BC/Al na území Česka. Došli k závěru, že nízký poměr BC/Al má vliv na zhoršený stav porostu, což se projevuje změnami relokací kořenů, defoliací a přeměnou koruny stromu. Závislost našli ale jen pro organický horizont. Nicméně tyto poměry nejsou tak jednoznačně uznávány. Argumentem je, že ne všechny formy Al jsou toxické, a proto by se měl poměr sestávat pouze z anorganického  $Al^{3+}$  (Augusto et Ranger 2001).

Borůvka et al. (2005) popisovali faktory, které ovlivňují Al formy v lesní acidifikované půdě. Logicky koncentrace Al jsou nejvyšší v oblastech s nejvyšším obsahem S, tedy tam, kde atmosférická depozice byla nejúčinnější. Tam se také vyskytoval zvýšený obsah toxické formy Al. Faktorem ovlivňující obsah Al je také půdní typ. V kambizemích je v B horizontu vyšší obsah Al než v podzolech. To je vysvětleno půdotvornými procesy uvnitř jednotlivých půdních typů (Borůvka et al. 2005).

Al v přirozeně acidifikovaných půdách není pro rostliny tolik škodlivý jako pro půdy, které jsou okyseleny depozicí. Při přirozené acidifikaci okyselení způsobují pouze kyseliny organické (humínové kyseliny, fulvokyseliny), které mají komplexační vlastnosti a dokáží navázat Al, který tak není pro rostliny nebezpečný. Na rozdíl od anorganických kyselin  $HNO_3$  a  $H_2SO_4$ , které tyto komplexační vlastnosti nemají (Hruška et Cienciala 2001).

### 2.3.4 Přímé antropogenní zásahy do ekosystémů

Zlepšení stavu kyselých půd je řešeno velkoplošným vápněním. Dodávání vápence či dolomitu způsobuje jak zvýšení pH, tak i nárůst koncentrací bazických kationtů. Změna nastává pouze ve svrchní vrstvě půdy. Poměr C/N se s rostoucí hloubkou snižuje, což je dáno vysokým podílem  $\text{NH}_4^+$  mimo kořenovou zónu. Pokud se přeci jen pH v hloubce zvýší, tak dojde k nitrifikaci  $\text{NH}_4^+$  na  $\text{NO}_3^-$ . Pokud je C/N vysoký, je  $\text{NO}_3^-$  imobilizován, při nízkém poměru hrozí vyplavování. Proto se při vápnění, díky růstu pH, může zvýšit vyplavování dusíku. Náhlé zvýšení pH, způsobené dodávkou bazických kationtů, může působit pro organismy i jako stresový faktor (Hruška et Cienciala 2001). Vysoká míra mobilizace dusíku a zvýšené vyluhování bylo popsáno i při vykácení lesa (von Wilpert et al. 2000).

## 2.4 NÁSLEDKY ACIDIFIKACE PŮD

Proměny půdních vlastností během acidifikačního procesu jsou nezpochybnitelné. Změna půdních charakteristik má i své důsledky na ostatní ekosystémy různých měřítek.

### Vliv na půdu

Zásah člověka do přirozeného vegetačního složení pěstováním smrkových monokultur vyvolal změnu půdního typu. V toposekvenci se vzrůstající nadmořskou výškou je upřednostňován půdní typ běžnější pro vyšší nadmořské výšky (Penížek et Zádorová 2012). V Krkonoších jsou takto kryptopodzoly nahrazeny podzoly, které jsou běžnější pro vyšší nadmořské výšky (Penížek et Zádorová 2012).

### Vliv na půdní biotu

Půdní živočichové jsou sníženým pH značně ovlivněni. Při změně půdní reakce ke kyselému, přežijí pouze ti, kteří jsou schopni snášet kyselé podmínky. Větším problémem je vápnění, které má za cíl půdní podmínky zlepšit. Druhy vyselektované snížením pH projdou dalším sítím, protože většina druhů, která přežila, se nedokáže vypořádat se zvýšením pH. Půdní fauna je tak po acidifikaci a vápnění ještě více zredukována (Rusek 2001). Na druhou stranu, existují studie, ve kterých byla zaznamenána vyšší abundance některých živočišných druhů v porostech s vyšší aplikací vápence než v plochách vápněných málo či vůbec (Kula et Matějková 2007).

## Vliv na vodní ekosystémy

Ovlivnění je patrné tam, kde jsou půdy zasaženy acidifikací. Voda prošlá půdním profilem je zachycena říční sítí a dále vodními toky odtéká pryč. Tato voda obsahuje půdou propuštěné látky, především takové, které byly neutralizovány pufracním procesem. Takovýto problém se vyskytl na všech šumavských jezerech. Tamní prostředí je velmi citlivé na jakékoliv změny v chemismu vody. Samotné snížení pH je už pro vodní organismy problematické, k tomu však je ještě nutno přičíst rozpuštěný Al. Ten je pro organismy toxický a navíc ovlivňuje přístupnost fosforu, který je pro organismy nezbytným prvkem (Vrba et al. 2000).

## Vliv na vegetaci

V půdě dochází ke snížení pH, vyluhování bází (Mg, Ca, K) a růstu koncentrací Al v půdě. Tyto procesy musí mít i své projevy. Nejvíce jsou patrné pro smrkové porosty. Hruška et Cienciala (2001) jich uvádí hned několik. Tou hlavní je pravděpodobně nedostatek živin v půdě, které byly spotřebovány na neutralizaci aniontů. Pak je tedy omezen přísun živin a rostlina nemá dostatečný příjem. Navíc vysoké koncentrace Al ještě zabraňují příjmu prvků (Ca, Mg) a rostliny se ocitají ve stresu. Disproporce v dodávkách živin jsou dalším z důvodů úhynu. Zvýšené dodávky N podporují růst biomasy. Na druhou stranu se rostlině nedostává vyluhovaného Mg, který je nezbytnou součástí chlorofylu. Zároveň Al blokuje příjem Mg do těl rostlin. Vzniká tak zvýšený přírůstek, kdy dřevo je řídké a náchylnější k mechanickému poškození. Tvorba nových jehlic je limitována nedostatkem Mg, takže se musí dodávat do nových jehlic relokací ze starých, které následně žloutnou a opadávají (defoliace). Smrk, jakožto nejrozšířenější druh, má kořenový systém velmi mělce položen. Na koncentrace Al se pak snaží reagovat relokací kořenů do vyšších půdních horizontů, kde Al není přítomen v takovém množství. Navíc je tam dostupné větší množství živin, z rozkládajícího se opadu. Důsledkem však je, že stromy jsou pak více vystaveny klimatickým podmínkám, snižuje se příjem vody a krátkodobé období sucha pro ně může mít nepříznivé následky (Schultze 1989; Hruška et Cienciala 2001).

Byl také prokázán vliv na biodiverzitu podrostu. Ačkoliv na některých místech byl zaznamenán pokles biodiverzity v důsledku snížení pH, tak bylo pozorováno i její zvýšení. A to především nitrofilními druhy, kterým se na dusíkem zasažených plochách daří (Falkengren-Grerup 1989).

## 2.5 VÝVOJ ACIDIFIKACE V ČASE

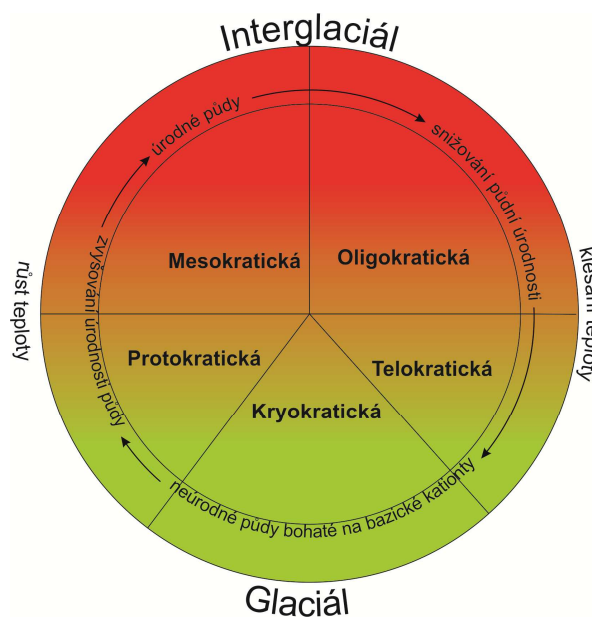
Acidifikace půd má počátky v době, kdy se samotné půdy začaly utvářet. Zde hraje hlavní roli dlouhodobé klimatické změny, střídání glaciálů a interglaciálů.

### 2.5.1 Vývoj přirozené acidifikace v holocénu

Oblast střední Evropy byla v glaciálu významně ovlivněna pevninským ledovcem, který se rozprostíral na Baltském štítě. V té době panovalo ve střední Evropě drsné podnebí, kdy vegetace nebyla příliš rozšířena a hlavní úlohu hrály procesy zvětrávací. To vedlo k tvorbě prachových částic, které pak byly eolickou činností rozšířeny po rozsáhlém okolí. Tyto sedimenty překryly původní zvětralé horniny. Zde následně vedly k půdotvornému procesu zesprašnění (Němeček et al. 1990). Samotný proces vzniku spraše není přesně znám, ovšem je velmi důležitým pro další vývoj půd. Také soliflukce v periglaciální oblasti hrála svoji roli a vytvořila surové, bazické až neutrální půdy (Iversen 1964).

Vývoj půd v rámci interglaciálu musí být hodnocen z širšího, ekosystémového hlediska. Protože spolu s vývojem půd probíhá i vývoj vegetace, který na ni roste. Půda je ze své definice průmětem třech oblastí, které ji vytvářejí (matečná hornina, klima a biota). Ale pouze po biotě (vegetaci) máme záznamy, se kterými se můžeme pokusit zpětně určit, jak vývoj půd probíhal. Právě vegetace vyjadřuje klimatické a půdní podmínky místa v dané době. Například tam, kde se vyskytovaly vřesoviště, byly půdy kyselé a chudé s vlhkým klimatem (Iversen 1964).

Nicméně, tomuto tématu nebyla věnována až taková pozornost. Většinou to byli palynologové, kteří zkoumali spíše vývoj vegetace než půdy samotné. Proto byl paleoekology sestaven cyklus, který charakterizuje vývoj celých ekosystémů během střídání glaciálů s interglaciály. Prvním byl dánský palynolog Iversen. Časem byl upraven dalšími vědci a dnes se skládá z pěti fází (Obr.č.3): V kryokratické fázi, která nastává v glaciálu, se vyskytují půdy nevyvinuté, ale na bazické kationty bohaté. Pak přecházejí do interglaciální protokratické fáze, která je charakteristická růstem teplot a vývojem surových půd. Následují mesokratická fáze (s vysokými teplotami a vývojem uzavřeného lesa a výživných půd), oligokratická (s upadajícím lesem a zhoršujícím se stavem půd – nižší úživnost, vyluhování), a poslední telokratická fáze (s poklesem teplot, více a více otevřené vegetace a nevýživných půd) (Birks et Birks 2004).



**Obrázek č. 3:** Účinky glaciálně-interglaciálního modelu na změny půd (zjednodušeno podle Birks et Birks 2004)

Také Puhe a Ulrich (2001) předkládají ekosystémový model. Je složitější než výše popsaný, ale je mu v zásadě podobný. Má několik stupňů, kterými ekosystém při svém vývoji prochází. Na rozdíl od Iversenova se však může navrátit do některého z předešlých stavů. Vývoj celých ekosystémů závisí na dvou procesech: 1) příjmu dusíku a uhlíku do biomasy a organické hmoty a 2) zvětrávání půdních silikátů.

První fází je Agradace, kdy dochází k akumulaci organické hmoty jako biomasy a humusu v půdě. Je to počáteční proces, kdy je půda utvářena, není v ní zatím dostatek živin a jílové minerály začínají teprve vznikat. V důsledku nedostatku základních živin (dusíku) se uplatňují pionýrské dřeviny jako bříza, borovice či líska, kterým taková stanoviště nevdají. Tato fáze trvala od začátku holocénu v preboreálu a v boreálu, kdy se postupně půdní podmínky zlepšovaly, a na jejímž konci se ekosystémy dostávaly do Stabilní fáze. Je definována jako vrcholné období ekosystémů s vysokou diverzitou, u půd se projevuje nasyceným sorpčním komplexem a uhličitanovou zónou pufrování. Vyskytovaly se smíšené lesy s druhy požadujícími kvalitní půdní podmínky (vysoká bazická saturace) jako dub, lípa či jilm. Tento stav trval zhruba 5000 let do subatlantiku. Během tohoto období byly báze pomalu vyluhovány z půdy. Dále došlo k poklesu zvětratelných silikátů, tedy nedocházelo k tvorbě nových půdních minerálů. Půdní mineralizace byla zvýšená, což vedlo k vyluhování N z půdy v podobě kyselin a docházelo k acidifikaci. V subatlantiku došlo ke změně druhové skladby, dominantním druhem se stal buk. Tyto procesy začaly ve vyšších nadmořských výškách, kde díky vyšším úhrnům srážek a větším mírám vyluhování, probíhal vývoj půd v tomto směru

daleko rychleji. Pod těmito podmínkami, půdní acidifikace mohla pokračovat do fáze podzolizace (Al/Fe pufovací zóna v A horizontu, vyluhování rozloženého organického uhlíku a Fe iontů, tvoření B<sub>h</sub> a B<sub>s</sub> horizontů) v půdách chudých na jílu (Puhe et Ulrich 2001).

### 2.5.2 Antropogenní zatížení

Oba popsané modely jsou přiblížením toho, jak by se půdy vyvíjely v níkterak ovlivněném prostředí. Ale už zhruba od poloviny holocénu (začátku neolitu - 6000 př.n.l.) začal do krajiny významně promlouvat člověk. Zprvu poměrně nenápadně, bral si pouze dřevo na spalování. V době bronzové se jeho vliv podepsal na písčitéch půdách severní a střední Evropy, kde došlo k vyčerpání živin, což vedlo k fázi podzolizace a k tvorbě kyselých stepí. Pouze dlouhodobý odchod tamních obyvatel zlepšil půdní vlastnosti. V raném středověku (pozdním Subatlantiku), se lidská činnost rozšířila do vyšších nadmořských výšek, například do sudetských pohoří. Ovšem jen do doby, než se tamní půdy vyčerpaly a lidé pak byli nuceni opět tato místa opustit (Puhe et Ulrich 2001).

#### Vývoj v ČR

Antropogenní zásahy do druhového složení lesů na území ČR byly důležitým faktorem. Ty se začaly výrazně projevovat již ve středověku, kdy začalo být těženo dřevo, především buk jakožto nejhojněji zastoupená dřevina (viz tabulka), pro výrobu dřevěného uhlí a potaše (Klím et al. 2006). Od 15. století se pak zásahy do lesa stále zintenzivňovaly a těžba probíhala ve velkém (těžba dřeva pro provoz stříbrných dolů) (Emmer et al. 1998). Počátek lesnictví se datuje na přelomu 17. a 18. století. Bylo potřeba nahradit nadměrné využívání lesů systematickým managementem. Po vykácení původních lesů byly plochy znovu osázeny. Za účelem maximalizovat produkci a výnosy ze vzrostlého dřeva, byl pěstován monokulturní les. Právě v tomto období proběhla největší změna v druhovém složení lesa. Hlavní dřevinou byl smrk (*Picea abies*), který splňuje představy o hospodářsky využitelné dřevině. To vedlo k významným změnám v druhovém složení lesů, ve kterých byl zvýhodněn smrk na úkor původních listnatých stromů.

**Tabulka č. 1:** Rekonstruovaná přirozená a současná skladba lesů v ČR (ÚHUL 2011)

Druhové složení (%)	Smrk	Jedle	Borovice	Modřín	Dub	Buk
Přirozené	11,2	19,8	3,4	0,0	19,4	40,2
Současné	51,7	1,0	16,7	3,9	7,0	7,5

Velmi významným faktorem, rozšířeným v 19. a na počátku 20. století, snižující obsah bazických kationtů v půdě bylo hrabání lesního opadu, který byl používán jako stelivo pro dobytek. Hofmeister et al. (2008) na základě výzkumů ve smrkových porostech uvádějí, že důsledky hrabání steliva měly stejný účinek jako kyselá depozice, která probíhala ve 20. století. Od 19. století začal rychle růst počet obyvatel, což neslo sebou zvýšené nároky na produkci energie a jídla. Při výrobě energie vznikají plyny SO<sub>2</sub> a NO<sub>x</sub>, které po oxidaci tvoří kyseliny. Produkce potravin je závislá na aplikaci umělých hnojiv. Zde byl zásadním přelomem umělá produkce NH<sub>3</sub> objevem Haber-Boschovy syntézy, která umožnila větší produkci potravin. Nicméně až 90% NH<sub>3</sub> dodané do půdy je ztraceno. Buď do atmosféry nebo se z ní stane kyselina, která pak způsobuje acidifikaci (Galloway 2001).

#### Kyselá depozice S a N

Od počátku průmyslové revoluce, kdy začal rozmach techniky, začaly být do atmosféry vypouštěny emise S a N způsobené spalováním uhlí, provozem těžkých průmyslových podniků a zvyšující se dopravou. Tak se postupně začaly do atmosféry dostávat látky, které byly hlavním hybatelem půdního chemismu v posledním století a jejichž následky jsou patrné dodnes. Stále vyšší koncentrace těchto látek začaly způsobovat poškození ekosystémů, především díky tzv. kyselým dešťům.

Celý problém s atmosférickým znečištěním postihuje relativně velkou oblast, především díky tomu, že polutanty dokáží urazit značné vzdálenosti. Transportní doba se liší v závislosti na druhu látky. Průměrná vzdálenost, jakou jsou schopny látky urazit klesá v tomto pořadí NO<sub>x</sub> > SO<sub>2</sub> > NH<sub>3</sub> (ApSimon et Warren 1996; Berge et al 1999).



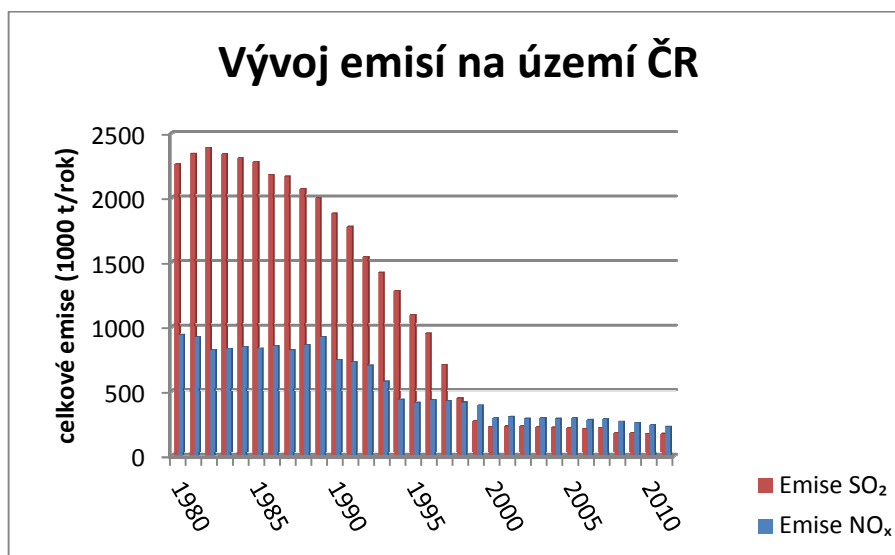
## Vývoj emisí v Evropě

Problémy s atmosférickými polutanty se jako první vyskytly v Evropě a na severovýchodě USA. Zvýšené koncentrace byly popsány i v dalších oblastech jako JV Asie a Čína (Galloway 2001). Zprávy o nepříznivých účincích síry byly známy už v polovině 19. století. Prvním velkým mementem bylo prokázání vlivu emisí síry a dusíku vypouštěných ve Velké Británii a střední Evropě na ekosystémy ve Skandinávii v období na přelomu 60. a 70. let 20. století. Do té doby byly koncentrace SO<sub>2</sub> na okraji zájmu. Až od 70. let byla tomuto problému věnována větší pozornost. Prvním dokumentem zabývajícím se řešením problému acidifikace a jejím přeshraničním transportem je rámcová úmluva O dálkovém znečišťování ovzduší CLRTAP, která byla podepsána v roce 1979. Na tuto obecnou úmluvu, navazují další smlouvy, zabývající se jednotlivými limity omezení vzdušného znečištění (Menz, Seip 2004). V důsledku těchto omezení a politicko-hospodářského vývoje v Evropě, poklesly emise všech znečišťujících látek. Emise SO<sub>2</sub> mezi lety 1980 – 2001 o 61% a NO<sub>x</sub> ve stejném období o 25% a amoniak mezi lety 1990 – 2001 o 24 % (Vestreng 2003).

## Vývoj emisí v ČR

Tématu znečištění ovzduší a životního prostředí se začala věnovat zvýšená pozornost až v 70. letech 20. století, kdy začalo rozsáhlé odumírání stromů ve vyšších polohách, způsobené průmyslovými emisemi. Emise znečišťujících látek v ČR mají podobné vývojové trendy. Množství emisí SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub> a NH<sub>3</sub> od počátku 20. století na území ČR rostlo. Největší podíl měl SO<sub>2</sub>, který se dostával do ovzduší spalováním nekvalitního uhlí. Nejvážnější situace byla v oblasti tzv. Černého trojúhelníku na pomezí ČR, Německa a Polska. Emise NO<sub>x</sub> nebyly tak významné, pocházely především z průmyslových podniků a hlavně v poslední době z automobilové dopravy. Hlavními dodavateli NH<sub>3</sub> jsou hnojiva a dobytek (skot a prasata). Emise kulminovaly v polovině 80. let. Svůj vliv však měl i přísun látek z okolních států a pak významně poklesly po roce 1989. A to z důvodu (1) restrukturalizace průmyslu a zemědělství, (2) kontroly emisí síry, (3) změn v dodávkách paliva (plynofikace) a (4) optimalizace spalovacích režimů u stacionárních zdrojů NO<sub>x</sub> (Kopáček, Veselý 2005). Došlo tak k velkým redukcím v emisích síry. Nicméně, zřetelný trend v poklesu emisí NO<sub>x</sub> nebyl zaznamenán (Hůnová et al. 2004). Spíše naopak, v souvislosti s rozvíjející se automobilovou dopravou emise rostou. Díky výrazné redukci emisí síry na přelomu

tisíciletí a růstu  $\text{NO}_x$ , přispívá v současné době  $\text{NO}_3^-$  k acidifikaci více než  $\text{SO}_4^{2-}$  (Hůnová et al.2003).



**Obrázek č. 4:** Vývoj emisí na území ČR (Zdroj: ISKO; Vestreng 2003)

#### Depozice

Prostorové rozdělení mokré depozice látek, mající vliv na půdy a ekosystémy v České republice souvisí s rozdělením srážek, které vymývají z atmosféry polutanty. Nejvíce jsou zasaženy horské oblasti Krušných hor, Šumavy, Jizerských hor, Orlických hor a Beskyd (Hůnová 2001). Celková atmosférická depozice poklesla více na západě ČR, na východě je pokles menší (Hruška et Cienciala 2001). Od začátku nového tisíciletí začala převažovat mokrá depozice látek nad suchou (Maznová et Hůnová 2010).

#### Obnova půd

Po redukci emisí plynů poklesly také koncentrace prašných částic, které byly pro půdy zdrojem bazických kationtů a částečně tak zmírňovaly acidifikaci (Hedin et al. 1994). Od doby, kdy se provedla redukce emisí, nejsou půdy vystaveny již tak vysokým depozicím. Nicméně, dosažení stavu půd, jaké bylo před acidifikačním obdobím trvá dlouhou dobu. Je podmíněno dlouhodobým snížením vstupů okyselujících látek. Doba, kdy ANC bude opět v kladných hodnotách potrvá dlouhou dobu. U obnovy je patrná hystereze, kdy nejprve dojde k vyčerpání bazických kationtů z půdy a jejich obsah v půdní vodě skokově poklesne. Anionty kyselin, které jsou v půdě zadrženy, se uvolňují postupně, proto jejich koncentrace pomaleji klesají (Likens et al. 1996).

### 2.5.3 Vývoj půdních ekosystémů v ČR od 20. století

Zvýšené depozice antropogenních polutantů, změna druhového porostu či zavodnění přispěly ke změně půdních vlastností. Tyto změny se týkaly především horských oblastí. Ty jsou díky dalším fyzickogeografickým faktorům velmi zranitelné. Ovšem i další oblasti na území ČR jsou velmi citlivé ke změnám, například pískovcové oblasti (Podrázský et Vacek 1994). Od poloviny 20. století se již dochovaly informace o tehdejších horských půdách. Údajů však není mnoho, a když už, tak většinou pouze o půdním pH. Zprávy o tom, že pH v horských oblastech na celém území ČR od 50. let až do poloviny 80. pokleslo, uvádí všichni autoři. Pelíšek (1984) popisuje vývoj pro Orlické hory mezi lety 1953–1981, kde za toto období pH pokleslo 0,7. Z Beskyd byl zaznamenán pokles půdního pH v letech 1952 - 1983 o 0,5 (Klimo et Kulhavý 1984). Porovnání hodnot mezi roky 1941 a 2003 z oblasti Jeseníků provedl Hédl et al. (2011). Materna a Lochaman (1988) ve svém článku souhrnně popisují vývoj pH v Krušných horách, na Šumavě a v Beskydech. pH v organickém horizontu se v 60. letech pohybovalo rozmezí hodnot 3,5 až 4. V roce 1983 se však už pohybovalo mezi 2,9 až 3,5. U minerálního horizontu byl rozdíl mezi lety ještě výraznější. Údaje o vývoji půd v Krkonoších uvádí Emmer (1997). Tyto dlouhodobé záznamy nesou rizika, která vyplývají z časového rozsahu takovýchto výzkumů: původní data jsou často převzata ze starších zdrojů, nebyla nalezena původní místa odběru, došlo ke změně metodiky či změně porostu. Proto tyto dlouhodobé záznamy mohou obsahovat nepřesnosti a být i nadhodnocené (Hruška et Cienciala 2001). V oblasti Šumavy situace nikdy nebyla tak kritická jako v ostatních pohořích. Šumavské půdy mají vysokou schopnost retence síry, síru tak akumulují a dále nepropouštějí. Proto je zde situace lepší než v ostatních pohořích (Hruška et Majer 1996).

Po snížení emisí v 2. polovině 80. let, které bylo pozvolné, a obzvláště po roce 1989, došlo k pomalému vylepšování půdních podmínek a místy byl zaznamenán v půdách příznivější vývoj například v Krkonoších (Vacek et al. 1994; Podrázský 1996) či v Jeseníkách (Reininger et al. 2011) a to zejména ve vyšších půdních horizontech. Na některých místech (Orlické hory) však do roku 2000 vůbec nedošlo k poklesům kyselé depozice, což je základní předpoklad pro zlepšení půdního chemismu (Hruška et al. 2000). Vývoj bukových, smíšených a smrkových půd od 80. let do současnosti v Krkonoších zachycují Matějka et al. (2010). V období 1980-1998 je zaznamenán významný vzrůst pH, který je však způsoben vápněním probíhající v letech 1982-1990. V dalším období je zaznamenán mírný pokles.

Vývoj do budoucna

Jedním z nástrojů, jak se pokusit předpovědět budoucí vývoj, je modelování. V České republice je hojně užívaný biogeochemický model MAGIC (Model for Acidification of Groundwater In Catchments) (Cosby et al. 1985). Nicméně, modelovaný vývoj již nevykazuje tak razantní zlepšení acidifikačních parametrů, jak by se dalo očekávat při míře omezení emisí. Sice koncentrace síry po roce 1990 prudce klesly, ale na hodnoty před rok 1950 se tak brzy nevrátí. Důvodem je, že emise síry a dusíku se již dále nebudou snižovat. Naopak emise N budou v budoucnu růst. Pomalá desorpce síry ze smrkových půd bude ještě dlouho způsobovat, že pH v silně postižených oblastech se bude jen velmi pomalu zvyšovat. Koncentrace síranů pod smrkem bude dvojnásobná oproti koncentracím pod bukem (Oulehle et al 2006).

## **2.6 ROZDÍLY MEZI BUKOVÝMI A SMRKOVÝMI POROSTY V MÍŘE ACIDIFIKACE PŮD**

Jak již bylo poznamenáno, vegetace má výrazný vliv na acidifikaci půd. Byly popsány rozdílné vlivy jehličnatých a listnatých stromů na okyselování. Proto bude provedeno srovnání dvou hlavních dřevin buku lesního (*Fagus sylvatica*) a smrku ztepilého (*Picea abies*). Buk lesní by v oblasti střední Evropy měl být hlavní přirozeně se vyskytující dřevinou. Nicméně od 18. století byl široce nahrazován smrkem ztepilým. To vedlo ke změně stanovištních podmínek, změně půdních vlastností a podrostu (Puhe et Ulrich 2001). 20. století bylo postiženo depozicí látek, která půdy okyselila ještě více.

### **2.6.1 Toky látek v půdě**

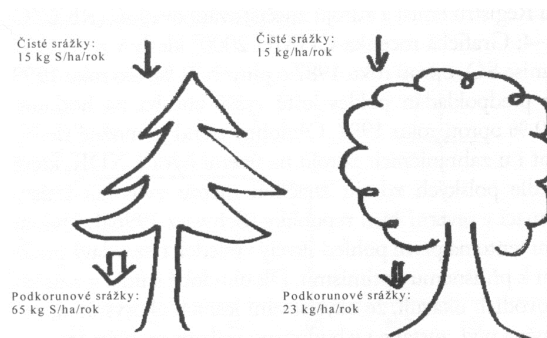
Rozdíl mezi oběma druhy se dá zobecnit na vliv listnatého a jehličnatého porostu. A to díky typu olistění, který predisponuje míru a typ depozice. Vstup prvků do lesní půdy je uskutečňován třemi způsoby: podkorunovými srážkami, stokem po kmeni a opadem (Pedersen et Bille-Hansen 1999).

Vstup látek z atmosféry

Vstup atmosférických látek do porostů se děje především prostřednictvím srážek. Jak srážky prochází korunami stromů, smývají látky z listů, které se usadily suchou depozicí. Suchá depozice je na smrku 2x účinnější než na buku Rothe et al. (2002a). Oulehle et Hruška (2005) uvádějí dokonce trojnásobnou intenzitu. Je to způsobeno větší listovou plochou smrku, která vyčesává z atmosféry částice. Buk je také olistěn jen

během vegetačního období, proto schopnost depozice na něm je omezena. Tento typ depozice je velmi důležitý pro vstup S do půdy (Bergkvist et Folkenson 1995). Z listů jsou také smývány látky vyluhované z listů. Jedná se především o bazické kationty Mg, Ca a K (Rothe et al. 2002a). To potvrzují i Bergkvist et Folkenson (1995), kteří uvádějí míru listového vyluhování pro oba druhy stejnou. Výsledkem jsou podkorunové srážky, které obsahují látky pocházející jak přímo z atmosféry, tak z listů. Podkorunové srážky mají rozdílný obsah látek v závislosti na druhu stromu, který určuje míru depozice. Proto, jak je patrné i z obrázku č. 5, přinášejí podkorunové srážky pod smrkem celkově větší obsah látek než pod bukem (Augusto et al. 2002). Úhrn srážek je však pod bukovým porostem vyšší, především díky období bez olistění (Rothe et al. 2002a). Ovšem například v Krušných horách byly podkorunové srážky v letech 2003-2004 mírně vyšší pod smrkem (Oulehle et Hruška 2005). Dalším vstupem jsou pak srážky kmenové. Představují stok vody po kmeni do půdy. Množství dodávaných látek je však menší než 10% vstupu podkorunových srážek (Christiansen et al. 2006). Stok po kmeni je výraznější především u buku, díky období, kdy je strom zbaven listů (Rothe et al. 2002a). Rothe et al. (2002a) srovnávali provedené výzkumy zabývající se účinky acidifikace pod smrkem a bukem. Uvádějí, že celkový vstup S a N z depozic do půdy je v průměru 1,8x a 1,6x vyšší pod smrkem než pod bukem. Rovněž depozice Ca, Mg a K je průměrně 1,3x vyšší pod smrkem. pH podkorunových srážek je vyšší pod bukem. Posledním vstupem je opad z korun stromů. Pedersen et Bille-Hansen (1999) uvádějí průměrné množství opadu, které přibude za rok pod jednotlivými druhy. Množství opadu je pod smrkem mírně vyšší než pod bukem (342 x 311 g/m<sup>2</sup>/rok). Nicméně jeho hmotnost pod smrkem ztepilým je až 2x větší než pod bukem lesním (Augusto et al. 2002). Z čehož vyplývá horší rozklad pod smrkovým porostem. Koncentrace látek v opadu je pro oba druhy podobná (Pedersen et Bille-Hansen 1999).

Míra depozice se dokonce liší v rámci porostů. Byla popsána vyšší depozice na okraji lesních porostů než v jejich centrálních částech. Tento efekt je výrazněji uplatňován ve smrkovém porostu, kde byla zaznamenána vyšší depozice N a S. Dochází tak ke zintenzivnění toků látek v půdě a i jejich následnému vyluhování. Naopak tento efekt u buku nebyl zaznamenán (Pahlsson et Bergkvist 1995).



**Obrázek č. 5:** Schématické vyjádření rozdílu celkové depozice ve smrkovém a bukovém porostu (Hruška et Cienciala 2001 podle Havel et al. 1996).

### Vstup látek zvětráváním

Zvětrávání hornin je v přirozených ekosystémech nejběžnější způsob, jak se živiny dostávají do půdy. Ty jsou pak přijímány rostlinami. Při kyselé depozici jsou však součástí pufrčních mechanismů a mohou být z půdy vyluhovány. Druhá skladba však může mít vliv na zvětrávání a tím ovlivnit jak pufrční mechanismy, tak i zlepšit svoji výživu. Augusto et al. (2000) při pokusu s mírou zvětrávání pod oběma druhy stromů došli k výsledku, že větší míra zvětrávání byla zjištěna pod smrkem. Účinek druhů stromů na půdní zvětrávání je dán výhradně ve vrchní vrstvě půdy a v blízkosti kořenů (Augusto et al. 2002).

### Koncentrace látek v půdě a jejich vyluhování

Další osudy látek přicházející z atmosféry jsou odrazem jejich depoziční míry. Proto se dá předpokládat, že horší podmínky bude mít půda pod smrkem, díky větším množstvím vstupům N a S. A Rothe et al. (2002a) potvrzují, že vyluhování prvků pod smrkem je skutečně vyšší.

Oproti buku jsou koncentrace S pod smrkem vyšší (Augusto et Ranger 2001; Christiansen et al. 2006; Oulehle et Hruška 2005; Tejnecký et al. 2013). Ale relativní rozdíly mezi horizonty pod jednotlivými druhy se moc neliší. Tejnecký et al. (2013) ve studii z Jizerských hor uvádí, že koncentrace S je v organickém horizontu pro oba porosty nejvyšší v horizontu F, v horizontu H jsou pak nižší. Vysoké koncentrace v organické vrstvě jsou dány především rozkladem organicky vázané S. V minerálních horizontech jsou pak pod bukem koncentrace nejnižší v A horizontu a v B horizontu pak rostou. Stejný trend platí i pro půdu pod smrkem, ale koncentrace v B horizontu jsou zde nejvyšší. Následné vyluhování S je zaznamenáno opět vyšší pod smrkovým

porostem. A to především z důvodů dřívější depozice, která se u smrku pro síru uplatňuje významněji. Anionty  $\text{SO}_4^{2-}$  se při pohybu půdním tělesem adsorbovaly na půdní částice v B horizontu, který má největší adsorpční kapacitu. Dnes jsou po jejím poklesu vyluhovány. Proto výstupy překračují vstupy a smrkové porosty se stávají čistým zdrojem síry (Rothe et al. 2002a). Nicméně Christiansen et al. (2006) uvádí vyšší vyluhování pod bukem.

Naopak v případě  $\text{NO}_3^-$  autoři udávají rozdílné hodnoty. Zatímco Oulehle et Hruška (2005) a von Wilpert et al. (2000) uvádějí vyšší koncentrace  $\text{NO}_3^-$  pod smrkem, tak ostatní autoři připisují maxima  $\text{NO}_3^-$  půdě pod bukem. Christiansen et al. (2006) uvádí, že naměřená hodnota  $\text{NO}_3^-$  je 10x větší než depozice. Proto musí existovat další zdroj, který vysvětluje takto vysoké koncentrace. Ten by měl být dán lepšími půdními podmínkami pod bukem (lepší poměr C/N) což vede k dekompozici  $\text{NO}_3^-$  z organické hmoty. U smrku takovéto podmínky nejsou, veškerý uvolněný  $\text{NO}_3^-$  je přijat organismy. Směrem do hloubky koncentrace  $\text{NO}_3^-$  klesají. Vyluhování dusíku, stejně tak jako jeho koncentrace v půdě, je mezi porosty proměnlivé. Některé studie (Bergkvist et Folkenson 1995 ; Rothe et al. 2002a) popisují zvýšené vyluhování N pod smrkovými porosty. Rothe et al. (2002a) tvrdí, že vyluhování probíhá především díky vyšší nitrifikaci  $\text{NH}_4^+$  pod smrkovým porostem. U buku navíc část dusíku uniká z půdy v plynné formě. Von Wilpert et al. (2000) uvádí, že toky  $\text{NO}_3^-$  se s rostoucí hloubkou snižují pod oběma porosty, to autor vysvětluje příjmem půdními organismy a denitrifikací. Větší příjem  $\text{NO}_3^-$  byl zaznamenán pod bukovým porostem, což vedlo ke snížené míře vyluhování. Nicméně jsou i studie, které uvádí větší vyluhování pod bukem. Důvody pro jeho zvýšenou koncentraci v půdě a následné vyluhování popisuje Christiansen et al. (2006) tak, že půda pod bukem je dusíkem nasycena, není třeba žádný další příjem, a proto je z půdy vyluhován. Tyto podmínky se u smrku nevyskytují, dusík je přijímán a nedochází tak k jeho vyluhování. Proto musí být pod porosty odlišné složení půdní bioty, které má za následek odlišný rozklad látek. Především nitrifikační bakterie pod bukovým lesem, které by měli zvyšovat koncentrace  $\text{NO}_3^-$ . Tuto teorii podporují výsledky dalších prací (Tejnecký et al. 2013). Rovněž Binkley et Giardina (1998) tvrdí, že dusík je dostupnější pod bukovým lesem díky vyšší mineralizaci.

Koncentrace bazických kationtů v organických horizontech se mezi porosty nijak zvlášť neliší. Bazické kationty vykazují spíše ztráty než zisky (Bergkvist et Folkenson 1995), přičemž vyšší ztráty jsou dokládány pro smrkový porost. Což pravděpodobně souvisí s vyšší mírou vyluhování síranových a dusičnanových aniontů. Koncentrace Mn

byly vyšší ve smrkovém lese (Augusto et Ranger 2001). A to především proto, že Mn se s vyšší kyselostí stává rozpustnější, proto je i více vyluhován pod smrkem (Bergkvist et Folkenson 1995).

Informace o hliníku v půdě podávají Oulehle et Hruška (2005) z Krušných hor. Celkové koncentrace Al v půdě jsou vyšší ve smrkovém porostu než bukovém. Důležité však také je, zda-li se Al vyskytuje ve formě organické či anorganické. Jak v organickém, tak v minerálním porostu byly jeho koncentrace vyšší pod smrkem, přičemž převažovala koncentrace anorganického Al. Pod bukovým porostem převažuje organicky vázaný hliník. V minerální půdě se vyskytovaly koncentrace Al 5x vyšší pod smrkovým porostem než pod bukovým (Oulehle et Hruška 2005).

Celková míra toků látek pod porosty se velmi liší. Byly zaznamenány až 3 vyšší toky látek pod smrkovým porostem oproti bukovému. To je způsobeno toky sulfátů a nitrátů, spolu s nimi je ještě zaznamenán zvýšený tok Al a Mg. Mezi anionty pohybující se půdním profilem jsou pod smrkem až z 1/3 organické kyseliny, u buku je podíl organických kyselin minimální (von Wilpert et al. 2000).

### **2.6.2 Organická vrstva**

Forma humusu pod jednotlivými druhy je ovlivňována především kvalitou opadu. Strobel (1999) prokázal vyšší kyselost půdního opadu u smrkového jehličí, které obsahuje daleko více různých kyselin na rozdíl od ostatních druhů. Podrázský et Viewegh (2005) ve svých datech ukazují, že smrkový porost v porovnání s bukem má nižší výměnné pH, bazickou saturaci či obsah bazických kationtů. Mocnost organického horizontu je pod smrkovým porostem větší. Rothe et al. (2002b) popisují zvyšující se mocnost organického horizontu se zvyšujícím se podílem smrku v druhovém složení porostu. Podrázský et Viewegh (2005) tak shrnují, že forma humusu pod smrkovým porostem je nepříznivá, přispívá k extrémnějšímu stavu půdního chemismu, vede k akumulaci povrchového horizontu a zvýšení acidity.

Rychlost rozkladu pod smrkovým a bukovým porostem je často zmiňována jako klíčový rozdíl. Albers et al. (2004) se touto diferencí zabývali. Celkově rozklad opadu trval rychleji pod bukovým lesem než pod smrkovým. Rozklad organické hmoty je řízen půdními mikroorganismy na něž působí i další faktory (pH, vlhkost). Obsah dusíku při dekompozici více stoupal pod bukem. To vedlo k nižšímu poměru C/N. Smrkový opad se překvapivě rozkládal 1,8x rychleji v bukovém porostu než ve svém původním smrkovém. Smrkový les tak zřejmě zpomaluje dekompoziční procesy. Jehličí



a organická vrstva smrku obsahují polyfenoly, které váží N do komplexních sloučenin a zpomalují tak rozkladné procesy. Existují hypotézy, že vysoká produkce polyfenolů rostlinami na neúživných půdách může představovat mechanismus, který omezuje obsah dostupného N a tím tak mít kompetiční výhodu vůči ostatním rostlinám, pro které je N limitujícím prvkem (Hättenschwiler et Vitousek 2000).

### **2.6.3 Vývoj bukových a smrkových lesů**

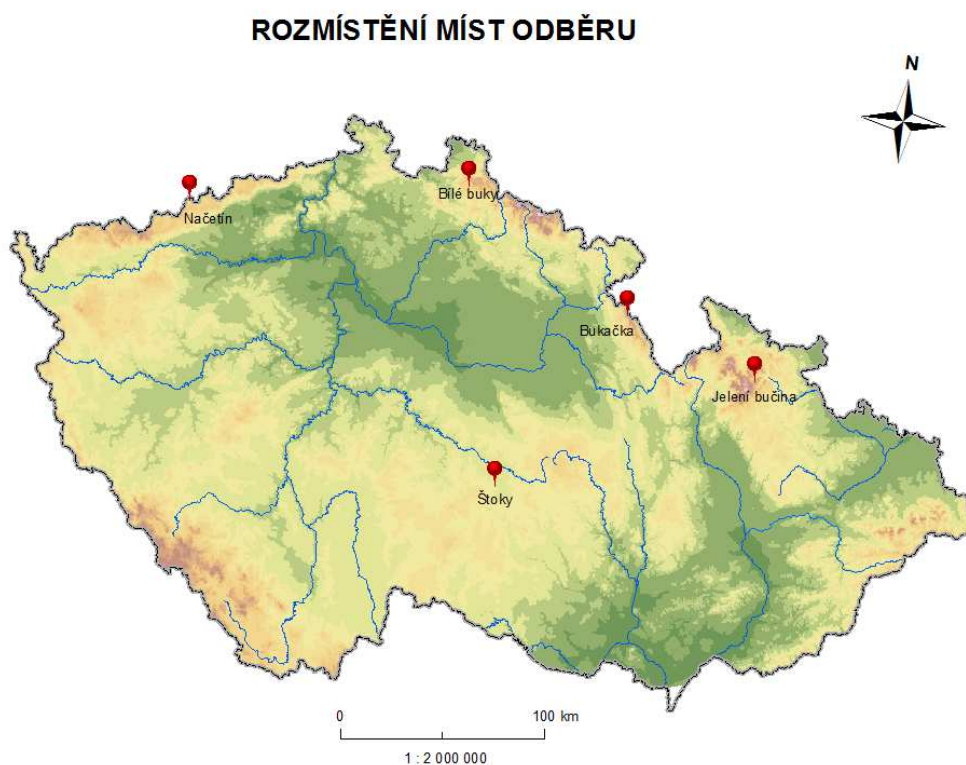
Vývoj bukových a smrkových porostů na území ČR byl předmětem velkého počtu studií (Podrázský et al. 1994; Vacek et al. 1994; Podrázský 1996). Obecně vykazovaly plochy pod bukem lepší půdní podmínky než pod smrkem (Vacek et al. 1994, Matějka et al. 2010). U obou porostů byl zaznamenán pokles v pH. Vyšší obsah nitrátů byl zaznamenán v bukovém lese, což svědčí o vyšší mineralizaci a humifikaci (Vacek et al. 1994). Nicméně, ačkoliv jsou popsány příznivější půdní podmínky pod bukovým porostem, tak i půdy ve velmi extrémních polohách pod bukem vykazují extrémní charakteristiky (Matějka et al. 2010).

Oulehle et al. (2007) se snažili modelovat dynamiku acidifikací poškozených oblastí pod bukovým a smrkovým porostem. Paradoxně nejpříznivějším scénářem by mělo být pokácení porostu bez nové výsadby. Ačkoliv vykácení vede ke zvýšené mineralizaci, tak poté je plocha díky absenci stromů zbavena suché depozice, která má významný vliv na stav vývoj půdy. Takovýto scénář je však nereálný, a proto druhým nejpříznivějším vývojem by bylo plochy pokácet a osázet je bukem lesním.

## 3 MATERIÁL A METODY

### 3.1 POPIS MÍST

Vzorky byly odebrány z 5 různých lokalit, v horských oblastech či vrchovinách, po celé republice (viz obr. č.6). Jsou to místa, která byla v minulých letech různě intenzivně postižena kyselou depozicí. Na každém místě byly odebrány půdní vzorky pod bukovým i smrkovým lesem. Záměrně byly vybírány takové plochy, kde je v sousedství bukový porost se smrkovým. Bukové porosty jsou ve 2 případech typem chráněného území (Bukačka a Jelení bučina) a jeden bukový porost byl součástí dnes již zrušené Přírodní rezervace (Bučina na Kienhaidě). Proto je v některých případech jejich název použit pro celou lokalitu. Díky sousedství porostů můžeme zanedbat ostatní fyzickogeografické činitele, které jsou tak pro oba porosty stejné, a pozorovat pouze vliv druhové skladby. Základní přehled fyzickogeografických činitelů jednotlivých míst zobrazuje Tabulka č. 2.



**Obrázek č. 6:** Rozmístění míst odběru  
Zdroj: ArcČR 500

**Tabulka č. 2: Základní fyzickogeografické charakteristiky zkoumaných ploch**

Název	Nadmořská výška <sup>1)</sup> (m.n.m.)	Orientace <sup>1</sup> (°)	Geologické podloží <sup>2)</sup>	Klimatická oblast <sup>3)</sup> (1901 –2000)	Průměrná teplota <sup>4)</sup> (°C)	Srážky <sup>4)</sup> (mm)	Půdní typ	Lesní typ <sup>9)</sup>
Krušné hory - Načetín	800	315	rula	Chladná	5 - 6	800 - 1000	Kryptopodzol modální <sup>5)</sup>	Kyselá smrková bučina
Jizerské hory - Bílé buky	900	180 - 225	granit	Velmi chladná na srážky bohatá	3 - 4	>1200	Kryptopodzol oglejený <sup>6)</sup>	Svěží smrková bučina
Orlické hory - Bukačka	990	315 - 360	rula, svor	Velmi chladná na srážky bohatá	3 - 4	>1200	Podzol extrémní s ortštejnem <sup>7)</sup>	Kyselá buková smrčina
Jeseníky - Jelení bučina	880	315 - 360	mylonit	Velmi chladná na srážky bohatá	4 - 5	1000 - 1200	Kambizem dystrická <sup>5)</sup>	Klenosmrková bučina Kamenitá kyselá smrková bučina
Českomoravská vrchovina - Štoky	590	135	migmatit	Mírně teplá	6 - 7	650 - 700	Kambizem dystrická <sup>8)</sup>	Svěží jedlová bučina

Zdroj: <sup>1)</sup> Mapy.cz, <sup>2)</sup> ČGS1, <sup>3)</sup> Quitt 2009, <sup>4)</sup> Tolasz 2007, <sup>5)</sup> ČGS2, <sup>6)</sup> Tomášek 1992, <sup>7)</sup> Tomášek 1995, <sup>8)</sup> Dubec 1995, <sup>9)</sup> ÚHULI

Všechny plochy leží na kyselých horninách a až na jednu lokalitu mají podobné charakteristiky. Leží v nadmořské výšce mezi 800 – 1000 m.n.m. Jsou význačné chladnějším klimatem s vyššími úhrny srážek. Plochy v horských oblastech náleží do 6. a 7. lvs, které jsou kombinací bukových a smrkových porostů. Vyjímkou je lokalita z Českomoravské vrchoviny, která se nachází v 600 m.n.m. Právě díky nižší nadmořské výšce má lokalita mírnější klima (vyšší průměrná teplota, nižší úhrny srážek) a leží v nižším lesním vegetačním stupni.

### 3.2 METODIKA

Srovnání rozdílů v chemismu půd pod bukovým a smrkovým porostem bylo provedeno na datech poskytnutých Českou geologickou službou. Půdní vzorky byly odebrány podle modifikované metodiky ICP Forests. Tato metodika pevně stanovuje, jakým způsobem se mají půdní vzorky odebírat. Plochy, ze kterých pocházejí tyto vzorky, jsou dlouhodobě sledovány, a proto jsou řazeny do kategorie Level II. Metodika ICP Forests je charakteristická několika aspekty. Není v ní zahrnuta tzv. opadanka (OL), která je uváděna pouze jako volitelná, a navíc se v minerální půdě zanedbávají genetické horizonty. Rozsahy měřených vrstev jsou tak určeny vzdáleností. Pro organický horizont se vzorky udávají pro vrstvu OF+OH, od povrchu minerální půdy jsou odebírány vzorky v oblastech vymezené intervaly: 0-10 cm, 10-20 cm, 20-40 cm, 40-80 cm (Cools et De Vos 2010). Pod každým porostem byly odebrány 4 sondy, pouze pod smrkovým porostem na Českomoravské vrchovině byly sondy pouze 2. Modifikace metodiky ICP Forest spočívala v odběru nadložního humusu. Ten byl odebírán včetně opadanky pro vrstvy OL+OF a samostatně OH.

Půdní vzorky dále prošly zpracováním v laboratořích České geologické služby. Byly určeny mimo jiné hodnoty pro pH aktivní a výměnné ( $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ ,  $\text{pH}(\text{KCl})$ ), koncentrace hliníku (Al), celková výměnná acidita (TEA) a koncentrace vyměnitelných bazických kationtů ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Na}^+$ ). Nakonec byly ze vzorků půd dopočítány údaje pro kationtovou výměnnou kapacitu (KVK), bazickou saturaci (BS).

Dále byla data statisticky zpracována, v jednotlivých horizontech pod jedním druhem porostu zprůměrována a určena směrodatná odchylka. A to jak v rámci jednotlivých lokalit, tak i souhrnně. Testovány byly rozdíly mezi bukovými a smrkovými plochami po jednotlivých horizontech a dále mezi bukovými a smrkovými horizonty na každé lokalitě samostatně. Data byla statisticky zpracována v programu R (R verze 2.11.1). Provedeny byly testy na zjištění normality dat ( $p < 0,05$ ), na shodnost

rozptylů ( $p < 0,05$ ) a nakonec dvouvýběrový t-test ( $p < 0,05$ ) pro zjištění významnosti rozdílů mezi bukovým a smrkovým porostem.

## 4 VÝSLEDKY

### 4.1 OBECNÉ ZÁKONISTOSTI JEDNOTLIVÝCH PRVKŮ

Z grafů jsou patrné rozdíly jednotlivých znaků mezi porosty. Jelikož jsou výsledky v zásadě podobné, popíší nejdříve obecné vlastnosti výskytu prvků v půdě bez vlivu porostů a až poté jednotlivé rozdíly v rámci ploch.

#### pH

pH v půdě má s rostoucí hloubkou obdobný průběh. Ve svrchním horizontu je pH zpravidla vysoké, ovšem v horizontu humifikačním je zaznamenán výrazný pokles, ten je s rostoucí hloubkou postupně stírán, pH roste až k či mírně nad úroveň pH svrchního horizontu opadu a fermentačního (OL+OF). Rozdíl mezi aktivním pH ( $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ ) a výměnným ( $\text{pH}(\text{KCl})$ ) je vždy z principu vyšší pro pH aktivní.

#### Al

Hliník je charakteristický tím, že jeho koncentrace jsou v nejsvrchnějším horizontu velmi nízké a až v hlubších horizontech jsou koncentrace vyšší, poté opět klesají. Nejvyšší hodnoty na těchto plochách byly naměřeny v horizontech humifikačním, 0-10 cm a 10–20 cm.

#### Bazické kationty (Ca, Mg, K, Na) a bazická saturace (BS)

Všechny koncentrace naměřené pro tyto prvky vykazují podobný trend. Nejvíce jsou zastoupeny v organických horizontech a směrem do hloubky jejich výskyt výrazně klesají. Bazické kationty byly zastoupeny v koncentracích dle pořadí  $\text{Ca} > \text{K} \geq \text{Mg} > \text{Na}$ . Koncentrace Na byly naměřeny jako nejnižší, a proto pravděpodobně nevykazují stejnou zákonitost jako ostatní prvky. Ani na jedné ploše nebyl rozdíl pod porosty v případě Na průkazný. Bazická saturace je odrazem množství bazických kationtů v půdách, proto má podobné chování.

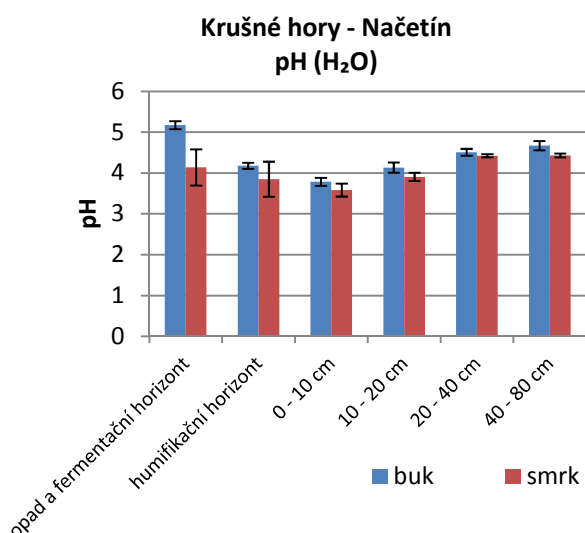
## KVK a TEA

Kationtová výměnná kapacita (KVK) směrem do hloubky klesá. Celková výměnná acidita do hloubky klesá a má nejvyšší hodnoty v horizontech humifikačním a 0-10 cm.

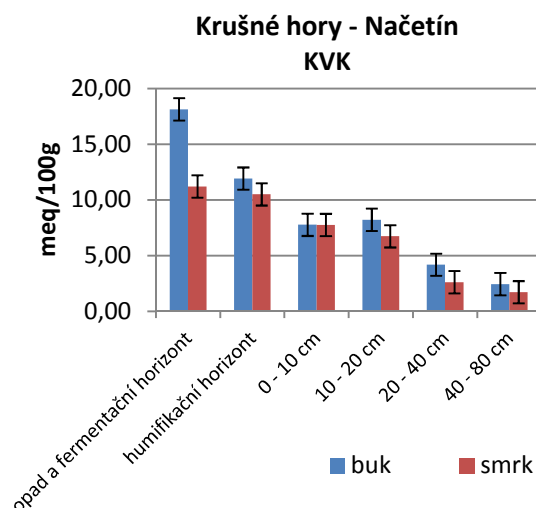
### 4.2 ROZDÍLY MEZI BUKOVÝMI A SMRKOVÝMI POROSTY NA JEDNOTLIVÝCH LOKALITÁCH

#### Načetín

Téměř ve všech případech bylo naměřeno vyšší pH pod bukem (viz obr.č.7). Nicméně průkazné rozdíly byly naměřeny pro pH (H<sub>2</sub>O) v horizontech OL+OF, 10-20cm a 40-80 cm. U pH(KCl) je rozdíl statisticky významný pro horizonty OL+OF, OH, 10-20cm a 20-40cm. Směrem do hloubky se rozdíl zmenšuje, přesto si bukové plochy udržují vyšší hodnotu pH. Koncentrace hliníku jsou pro smrk v prvních dvou horizontech výrazně vyšší (Příloha č.1), tento rozdíl byl i statisticky průkazný. Ovšem od horizontu 0–10 cm vykazuje vyšší hodnoty buk, až 650 mg/kg. Rozdíl v tomto a následujícím horizontu byl průkazný. Koncentrace Ca jsou pod bukovým porostem velmi vysoké (7300 mg/kg) a to jak absolutně, tak i v poměru ke smrkovému porostu (1500 mg/kg) (Příloha č.2). Koncentrace Mg a K jsou vyšší opět pod bukem a mají i podobné hodnoty (Příloha č.3 a č.4). Rozdíl byl v případě Mg statisticky významný u všech horizontů, u Ca rovněž, kromě nejhlubšího 40-80 cm, a u K bez dvou nejhlubších horizontů.



Obrázek č. 7: Průměrné pH(H<sub>2</sub>O) na lokalitě Načetín

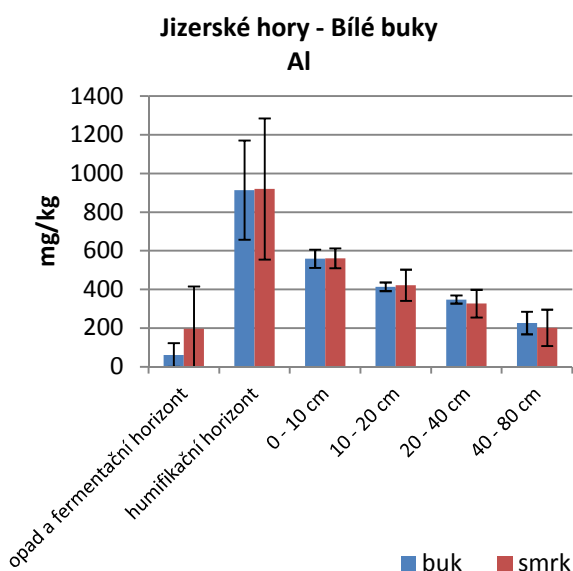


Obrázek č. 8: Průměrná kationtová výměnná kapacita na lokalitě Načetín

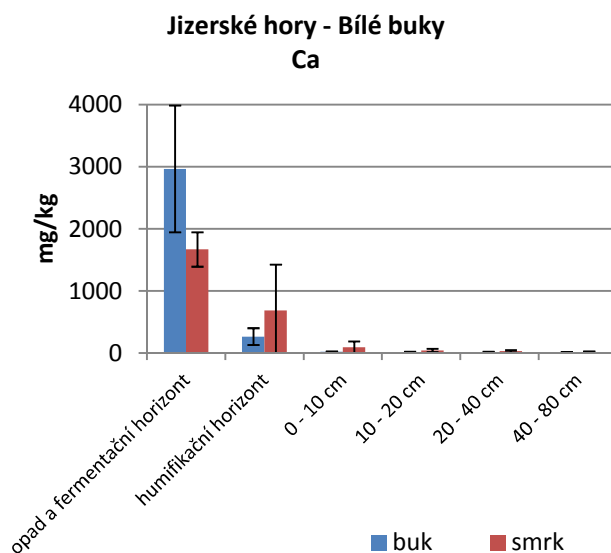
Obrázek č.8 ukazuje, že KVK pod oběma porosty klesá, pod bukem jsou zaznamenány vyšší hodnoty. Nicméně rozdíly jsou pro všechny horizonty průkazné. V organických horizontech je výměnná acidita (TEA) významně vyšší u smrkových porostů. S rostoucí hloubkou je však TEA pod bukem vyšší (Příloha č.5), v horizontu 20-40 cm dokonce průkazně.

### Bílé buky

pH je pod oběma porosty podobné, u pH(KCl) je vidět mírně vyšší pH pod smrkem (Příloha č.6). Ovšem, nikde nebyl rozdíl průkazný. Rozdíly v koncentraci  $Al^{3+}$  jsou minimální, nicméně v horních horizontech jsou mírně vyšší koncentrace pod smrkem (obrázek č. 9). Nejvyšší koncentrace byly naměřeny v humifikačním horizontu (900 mg/kg). Koncentrace Ca (obr. č.10) a Mg (Příloha č.7) klesají rychleji pod bukovým porostem než pod smrkovým a v některých případech má smrk v humifikačním horizontu dokonce vyšší hodnoty pro bazické kationty než buk. To všechno je odraženo i v bazické saturaci, kdy humifikační horizont pod smrkem má vyšší stupeň nasycení než buk (Příloha č.8). U KVK je zaznamenán nárůst pod oběma porosty, přičemž vyšší hodnoty jsou pod smrkem (Příloha č.9). V lokalitě Bílé buky jsou všechny rozdíly mezi porosty kromě rozdílu Mg v OL+OF horizontu ( $p=0,01$ ) neprůkazné.



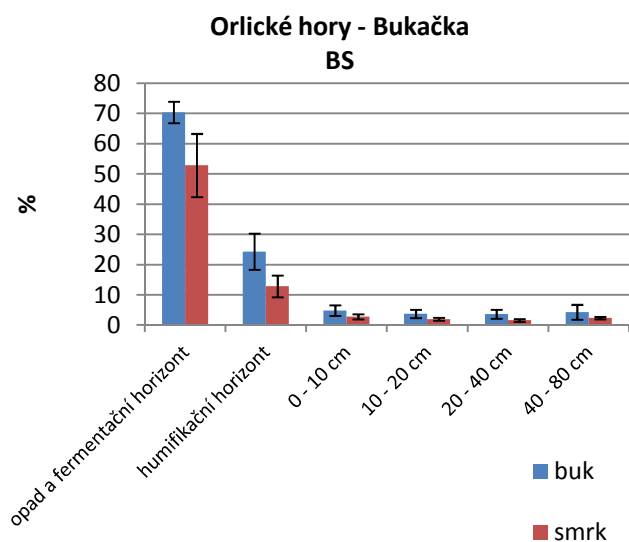
**Obrázek č. 9:** Průměrná koncentrace  $Al^{3+}$  na lokalitě Bílé buky



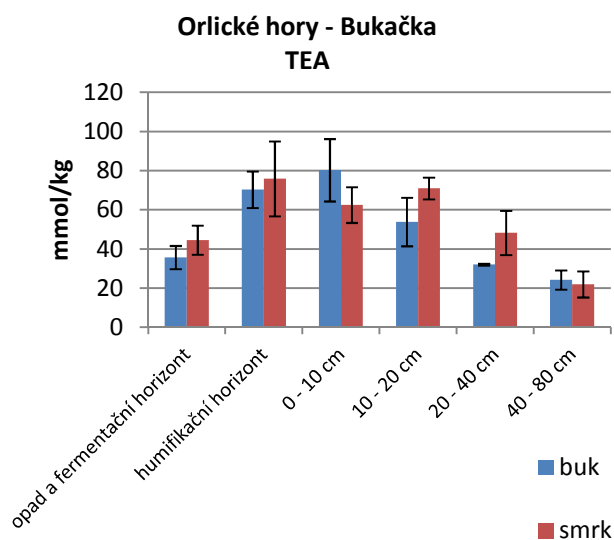
**Obrázek č. 10:** Průměrná koncentrace  $Ca^{2+}$  na lokalitě Bílé buky

## Bukačka

Rozdíl v  $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$  není příliš velký, ale lépe vyznívá pro buk (Příloha č.10). Naopak u  $\text{pH}(\text{KCl})$  je rozdíl signifikantní ve všech horizontech, kromě nejhlubšího 40-80 cm (Příloha č. 11). Ve vrchním horizontu je rozdíl mezi porosty v  $\text{pH}$  až 1,1. Maximální koncentrace hliníku (Příloha č. 12) pod bukem a smrkem si jsou podobné (600 mg/kg), ale pod bukem je průkazné maximum v horizontu 0–10 cm ( $p=0,005$ ), zatímco pod smrkem až v horizontu 10–20 cm, které není navíc statisticky významné. Průkazně vyšší koncentrace Ca pod bukem jsou v horizontech OL+OF, OH, 0-10 cm a 10-20 cm, zatímco v případě Mg pouze v horizontech OL+OF a 0-10 cm. Koncentrace K jsou pod oběma porosty dvojnásobné než koncentrace Mg (Příloha č.13 a č.14). KVK je v bukových plochách vyšší, nicméně klesá s hloubkou rychleji než ve smrkových. Statisticky významný rozdíl je pouze ve svrchním organickém horizontu.



**Obrázek č. 11:** Průměrné hodnoty bazické saturace na lokalitě Bukačka



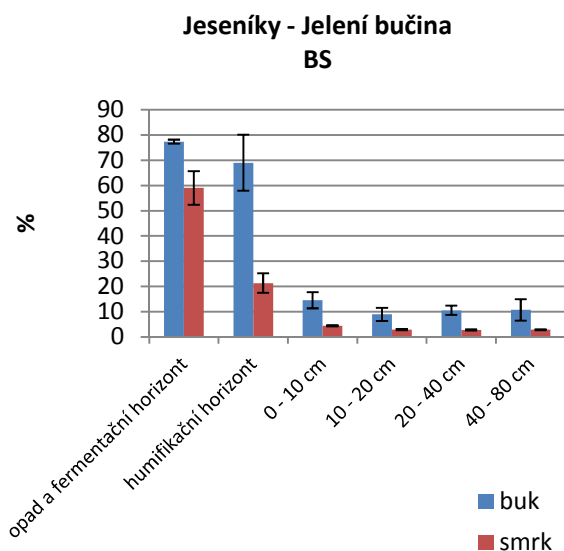
**Obrázek č. 12:** Průměrné hodnoty celkové výměnné acidity na lokalitě Bukačka

V případě bazické saturace (obr. č.11) byly statisticky významné rozdíly zaznamenány ve všech horizontech s tím, že všechny hodnoty byly pro buk vždy vyšší. TEA je nejvyšší u bukového porostu v horizontu 0-10 cm (obr. č. 12). Signifikantní rozdíly byly zaznamenány pro horizonty OL+OF a 10-20 cm, kde byly ale hodnoty vyšší pod smrkem.

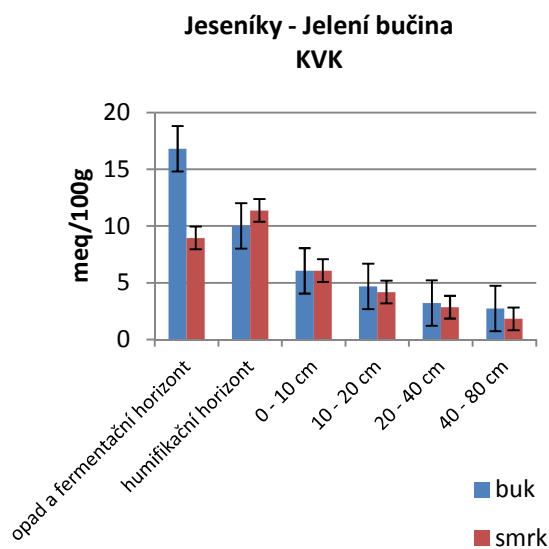


## Jelení bučina

Ve všech horizontech má bukový porost vyšší pH(H<sub>2</sub>O) (Příloha č.15). Statisticky průkazné rozdíly jsou u všech horizontů s výjimkou horizontů 0-10 cm a 10-20 cm. pH(KCl) je také vyšší u bukového porostu (rozdíl je průkazný pro organické horizonty), přičemž s rostoucí hloubkou dochází k vyrovnání hodnot (Příloha č.16). U Al<sup>3+</sup> pod smrkovým porostem byly naměřeny nejvyšší koncentrace v humifikačním horizontu, které byly 6x vyšší než v bukovém humifikačním horizontu (Příloha č.17). Koncentrace bazických kationtů, především Ca (Příloha č.18), pod bukem jsou i v humifikačním horizontu dosti vysoké (4000 mg/kg), což se v důsledku projeví i na bazické saturaci, která má v humifikačním horizontu 69% (obr.č. 13). V horizontu OL+OF je KVK významně vyšší pod bukovým porostem a zatímco s hloubkou kapacita postupně klesá, tak pod smrkovým porostem má KVK maximum v horizontu OH (obr.č 14). Rozdíly v celkové výměnné aciditě jsou zanedbatelné (Příloha č.19) s výjimkou horizontu OH, kde je TEA pod smrkem významně vyšší (p=0,0005).



**Obrázek č. 13:** Průměrné hodnoty bazické saturace na lokalitě Jelení bučina

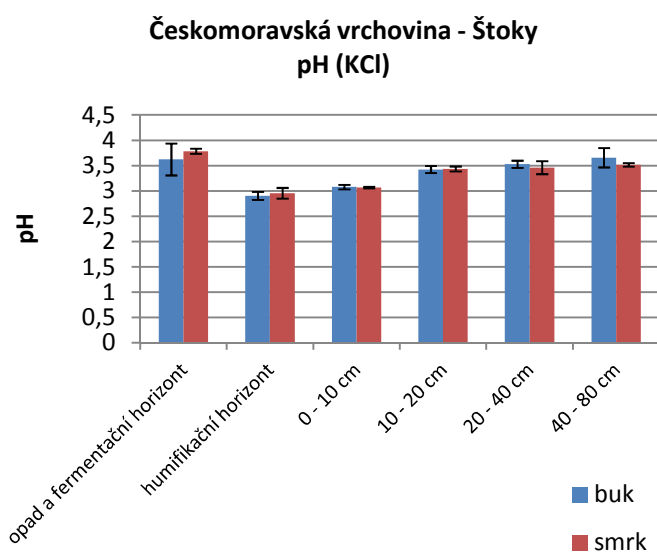


**Obrázek č. 14:** Průměrná kationtová výměnná kapacita na lokalitě Jelení bučina

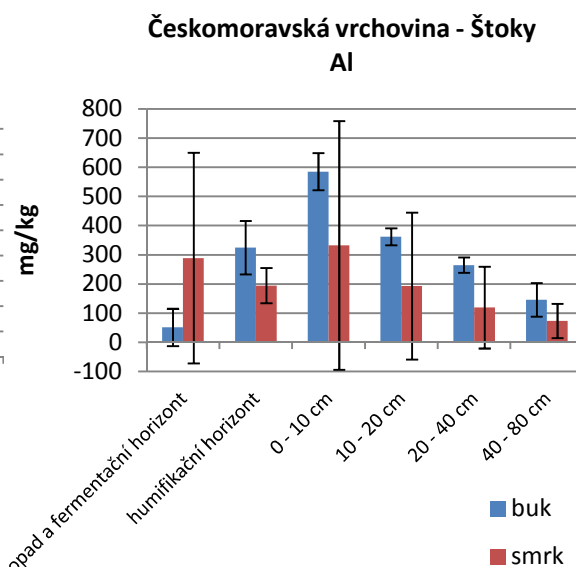
## Štoky

Žádný z rozdílů mezi bukovými a smrkovými plochami není průkazný. Což je pravděpodobně způsobeno malým počtem odběrů pod smrkovým porostem. To naznačují i velké směrodatné odchylky. Nicméně v pH zde rozdíl není výrazný, a v

případě pH (H<sub>2</sub>O) (Příloha č.20) i pH KCl (obr. č.15) je statisticky neprůkazný. Data dále ukazují, že koncentrace Al jsou vyšší pod bukovým lesem než pod smrkovým (obr. č.16). Koncentrace všech bazických kationtů ve svrchním horizontu OL+OF jsou vyšší pod smrkem. To platí i v případě Ca a Mg pro humifikační horizont (Příloha č.21 a č.22). Poté je ještě u Mg zaznamenána vyšší hodnota v posledním horizontu 40–80 cm. Výše uvedené jevy jsou odraženy i v bazické saturaci, kde ve smrkovém porostu je vyšší stupeň nasycení pro horní opadový a fermentační horizont. Navíc se bazická saturace v horizontu 40–80 cm pod oběma porosty skokově zvedne na 20 % (Příloha č.23). Rozdíly v TEA jsou zanedbatelné, maximální celková výměnná acidita je pro oba porosty v horizontu 0-10 cm (Příloha č. 24).



**Obrázek č. 15:** Průměrné pH(KCl) na lokalitě Štoky



**Obrázek č. 16:** Průměrné koncentrace Al<sup>3+</sup> na lokalitě Štoky

### 4.3 POROVNÁNÍ ROZDÍLŮ BUKOVÝCH A SMRKOVÝCH POROSTŮ MEZI LOKALITAMI

Jak ukazuje tabulka č.3, má lokalita Jelení bučina ze všech stanovišť pod bukovým porostem nejvyšší pH(H<sub>2</sub>O) ve všech horizontech. Naopak nejnižší pH(H<sub>2</sub>O) mají v organických horizontech Bílé buky. V minerální vrstvě už žádná lokalita s nejnižším pH nedominuje. Pod smrkovým porostem jsou nejvyšší hodnoty pH(H<sub>2</sub>O) v organických horizontech na Bukačce, ale v minerálních horizontech v lokalitě Bílé buky. Největší rozdíl mezi porosty v pH je v horizontu OL+OF v Načetíně a v horizontu OH v Jelení bučině. V minerálních horizontech nejvyšší rozdíly panují v lokalitách

Jelení bučina a Bukačka. Nejmenší rozdíly mezi porosty byly zaznamenány z ploch Bílé buky a Štoky.

V případě pH(KCl) pod bukovým porostem bylo nejvyšší pH pro organické horizonty naměřeno na Jelení bučině. V hlubších horizontech bylo nejvyšší výměnné pH zaznamenáno v lokalitách Bílé buky a Načetín. Nejnížší pH(KCl) bylo změřeno na Českomoravské vrchovině (Štoky). Pod smrkovým porostem byla nejnižší výměnná acidita pro jednotlivé horizonty nejčastěji zaznamenána na Bukačce. V Jizerských horách (Bílé buky) bylo jako na jediné lokalitě naměřeno ve všech horizontech (kromě OL+OF) vyšší pH pod smrkovým porostem. Nejvyšší rozdíly byly popsány v horních horizontech na plochách Načetín, Bukačka a Jelení bučina.

Nejmenší koncentrace Al pod bukovým porostem byly zaznamenány v Jelení bučině (viz tabulka č. 4). V organickém horizontu byly nejvyšší hodnoty naměřeny v lokalitě Bílé buky. V minerálních horizontech pak byly vysoké koncentrace v Načetíně a na Bukačce. Nejnižší koncentrace pod smrkem byly na lokalitě Štoky a Jelení bučina, nejvyšší na plochách Bílé buky a Bukačka. Nejvyšší rozdíly mezi porosty byly zaznamenány pro horizont OL+OF z Načetína a Štoků, pro horizont OH je nejvyšší rozdíl v Jeseníkách (Jelení bučina). Vysoký rozdíl je ještě popsán z horizontu 0-10 cm v lokalitě Bukačka. Lokalita Štoky má jako jediná ve všech horizontech, s výjimkou OL+OF, vyšší koncentrace Al pod bukovým lesem. Podobný trend vykazují i rozdíly v Načetíně.

U bazických kationtů Ca a Mg (Příloha č. 25) byly pod bukem zaznamenány nejvyšší koncentrace v lokalitách Načetín a v Jelení bučina. Naopak nejmenší byly na lokalitách Bílé buky a Štoky. Pod smrkovými porosty byly koncentrace Ca nejvyšší na Českomoravské vrchovině (Štoky), koncentrace Mg jsou na všech místech podobné. Ve většině horizontů jsou nejnižší koncentrace Ca na Bukačce. Ve Štokách jsou nejnižší hodnoty pro Mg. Největší rozdíly mezi porosty jsou v případě Ca zaznamenány na Načetíně i Jelení bučině. Stejně tomu tak je i u Mg. Rovněž u K jsou pod bukovým porostem nejvyšší koncentrace na plochách Načetín a Jelení bučina. Pod smrkem jsou hodnoty K nejvyšší opět na lokalitě Jelení bučina, ale také na lokalitě Bílé buky. Nejmenší koncentrace K jsou pod oběma porosty na lokalitě Štoky. V hlubších horizontech jsou hodnoty tak nízké, že zde není patrný rozdíl mezi plochami. Nejvyšší rozdíl mezi porosty je pozorován na Načetíně, v Jizerských horách (Bílé buky) jsou koncentrace K v horizontu OL+OF vyšší pod smrkem. Koncentrace Na jsou v půdách velice nízké, a proto není pozorován zřejmý trend mezi plochami. Pouze v Krušných

horách (Načetín) jsou pod bukovým porostem zaznamenány vysoké koncentrace Na ve všech horizontech (Příloha č. 26).

Rozdíl v kationtové výměnné kapacitě mezi plochami není zcela jasně viditelný. Ale vyšší kationtová kapacita je zaznamenána na lokalitách Načetín a Bílé buky, zatímco na lokalitách Jelení bučina, popřípadě Štoky, byly pozorovány nižší hodnoty v KVK (Příloha č. 27).

**Tabulka č. 3:** Průměrné hodnoty a směrodatné odchylky pH(H<sub>2</sub>O) a pH (KCl) ve zkoumaných lokalitách

			pH (H <sub>2</sub> O)						pH (KCl)					
			OL+OF	OH	0-10 cm	10-20 cm	20-40 cm	40-80 cm	OL+OF	OH	0-10 cm	10-20 cm	20-40 cm	40-80 cm
Načetín	buk	průměr	5,17	4,17	<b>3,78</b>	4,13	4,50	4,67	4,53	3,39	<b>3,02</b>	3,54	<b>4,05</b>	<b>4,67</b>
		std	0,09	0,07	0,09	0,12	0,08	0,11	0,04	0,21	0,06	0,18	0,10	0,11
	smrk	průměr	<b>4,13</b>	3,85	<b>3,58</b>	<b>3,90</b>	4,42	4,43	<b>3,08</b>	2,81	2,90	3,41	<b>4,09</b>	4,19
		std	0,44	0,42	0,15	0,10	0,04	0,04	0,27	0,10	0,10	0,03	0,01	0,06
Bílé buky	buk	průměr	<b>4,45</b>	<b>3,72</b>	4,11	4,42	4,58	4,65	3,73	3,09	<b>3,46</b>	<b>3,82</b>	3,99	4,15
		std	0,22	0,12	0,13	0,21	0,10	0,08	0,14	0,07	0,14	0,18	0,11	0,11
	smrk	průměr	4,55	3,81	<b>4,06</b>	<b>4,41</b>	<b>4,62</b>	4,68	3,52	<b>3,63</b>	<b>3,63</b>	<b>4,00</b>	4,00	4,17
		std	0,24	0,23	0,28	0,14	0,08	0,10	0,21	1,08	0,23	0,44	0,14	0,18
Bukačka	buk	průměr	5,21	4,10	<b>3,78</b>	4,25	4,58	<b>4,58</b>	4,53	2,98	<b>3,02</b>	3,56	3,90	3,99
		std	0,88	0,18	0,18	0,17	0,22	0,03	0,51	0,06	0,20	0,11	0,04	0,05
	smrk	průměr	<b>4,83</b>	<b>4,02</b>	3,81	3,93	4,28	4,55	3,39	<b>2,62</b>	<b>2,69</b>	<b>3,09</b>	3,62	3,96
		std	0,29	0,18	0,09	0,10	0,13	0,11	0,39	0,06	0,07	0,13	0,17	0,17
Jelení bučina	buk	průměr	<b>5,49</b>	<b>4,32</b>	<b>4,15</b>	<b>4,46</b>	<b>4,77</b>	<b>5,01</b>	<b>4,94</b>	<b>3,75</b>	3,41	3,68	3,90	4,01
		std	0,14	0,10	0,18	0,14	0,08	0,11	0,09	0,17	0,11	0,14	0,13	0,02
	smrk	průměr	4,81	<b>3,66</b>	3,79	4,26	4,54	4,68	<b>3,83</b>	2,89	3,17	3,67	4,02	<b>4,27</b>
		std	0,36	0,14	0,18	0,22	0,15	0,07	0,19	0,09	0,21	0,29	0,19	0,08
Štoky	buk	průměr	4,60	3,98	3,9	<b>4,09</b>	<b>4,24</b>	4,83	<b>3,62</b>	<b>2,90</b>	3,07	<b>3,4</b>	<b>3,52</b>	<b>3,65</b>
		std	0,42	0,01	0,09	0,08	0,07	0,22	0,31	0,07	0,04	0,07	0,07	0,19
	smrk	průměr	4,56	3,95	3,89	4,09	<b>4,34</b>	<b>4,82</b>	3,78	2,95	3,07	3,43	<b>3,46</b>	<b>3,51</b>
		std	0,24	0	0,04	0,09	0,02	0,19	0,04	0,10	0,01	0,04	0,12	0,03

**zeleně** – nejvyšší hodnota ze všech lokalit pod bukem /smrkem v daném horizontu

**červeně** – nejnižší hodnota ze všech lokalit pod bukem/smrkem v daném horizontu

**Tabulka č. 4:** Průměrné koncentrace a směrodatné odchyly Al<sup>3+</sup> ve zkoumaných lokalitách

Al <sup>3+</sup> (mg/kg)			OL+OF	OH	0-10 cm	10-20 cm	20-40 cm	40-80 cm
Načetín	buk	průměr	5	124	460	<b>652</b>	<b>354</b>	204
		std	2	84	70	86	71	71
	smrk	průměr	271	527	440	529	214	133
		std	154	101	155	28	50	18
Bílé buky	buk	průměr	<b>61</b>	<b>914</b>	558	414	347	<b>226</b>
		std	61	257	47	22	20	58
	smrk	průměr	197	<b>920</b>	<b>561</b>	421	326	<b>201</b>
		std	218	365	51	80	71	94
Bukačka	buk	průměr	7	404	<b>608</b>	455	286	210
		std	2	123	86	95	9	44
	smrk	průměr	52	373	360	<b>573</b>	<b>351</b>	192
		std	53	108	79	67	65	61
Jelení bučina	buk	průměr	<b>4</b>	<b>65</b>	<b>367</b>	<b>320</b>	<b>209</b>	<b>133</b>
		std	2	53	53	59	38	31
	smrk	průměr	<b>19</b>	438	391	302	208	116
		std	11	113	33	78	67	27
Štoky	buk	průměr	51	324	585	361	264	145
		std	63	91	63	28	26	57
	smrk	průměr	<b>289</b>	<b>194</b>	<b>332</b>	<b>193</b>	<b>119</b>	<b>73</b>
		std	360	60	426	251	140	58

**zeleně** – nejnižší hodnota ze všech lokalit pod bukem /smrkem v daném horizontu

**červeně** – nejvyšší hodnota ze všech lokalit pod bukem/smrkem v daném horizontu

Bazická saturace reflektuje koncentrace bazických kationtů v půdách. Nejvyšší procenta nasycení mají pod bukem plochy Načetín a Jelení bučina (Příloha č. 27). Nejnižší stupeň nasycení mají plochy Bukačka a v hlubších horizontech i Bílé buky. Pod smrkem má bazická saturace nejvyšší hodnoty na lokalitě Štoky. Půda pod smrkovým porostem na lokalitě Bukačka v organických horizontech vykazuje nejnižší hodnoty nasycení, ale s hloubkou se stupeň saturace příliš nemění, a proto v minerálních horizontech má hodnoty nejvyšší. Nejvyšší rozdíl mezi bukovým a smrkovým porostem je zaznamenán v Načetíně.

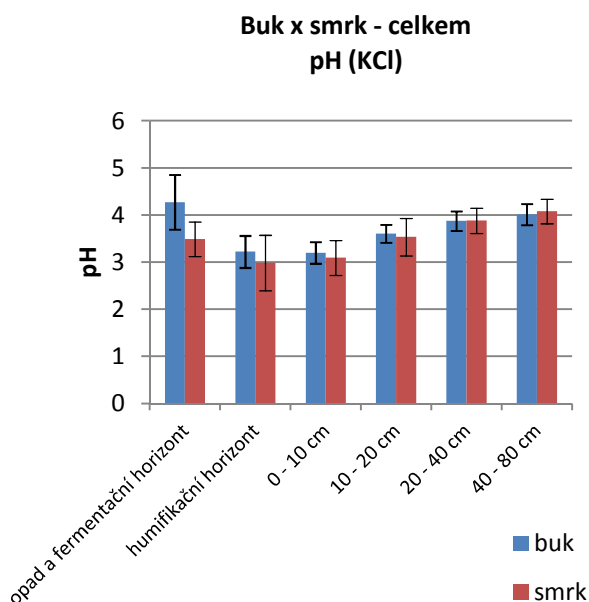
Jelení bučina má téměř ve všech horizontech pod bukem nejnižší hodnoty výměnné acidity (Příloha č. 28). Také Načetín má v organických horizontech nízké hodnoty TEA. Nejvyšší hodnoty byly změřeny u buku na lokalitě Bílé buky. Pod smrkovým porostem jsou hodnoty nejnižší pro organické horizonty ve Štokách, pro horizonty 0-10 cm a 10-20 cm v Jelení bučině a v horizontech 20-40 cm a 40-80 cm na Načetíně. Vysoké hodnoty TEA pod smrkovým porostem vykazují plochy Bílé buky a Bukačka.

#### 4.4 POROVNÁNÍ PŮDNÍCH VLASTNOSTÍ POD BUKOVÝM A SMRKOVÝM POROSTEM

Půdní vlastnosti jednotlivých sond byly pro horizonty podle druhu porostu zprůměrovány tak, aby bylo možno poměřit jednotlivé znaky v závislosti na druhové skladbě.

pH

pH(H<sub>2</sub>O) pod bukovým porostem je ve všech horizontech vyšší než pod smrkovými porosty (Příloha č.29). I u výměnného pH (KCl) jsou hodnoty vyšší pod bukovým porostem, kromě spodních horizontů 20-40 cm a 40-80 cm (obr.č.17).

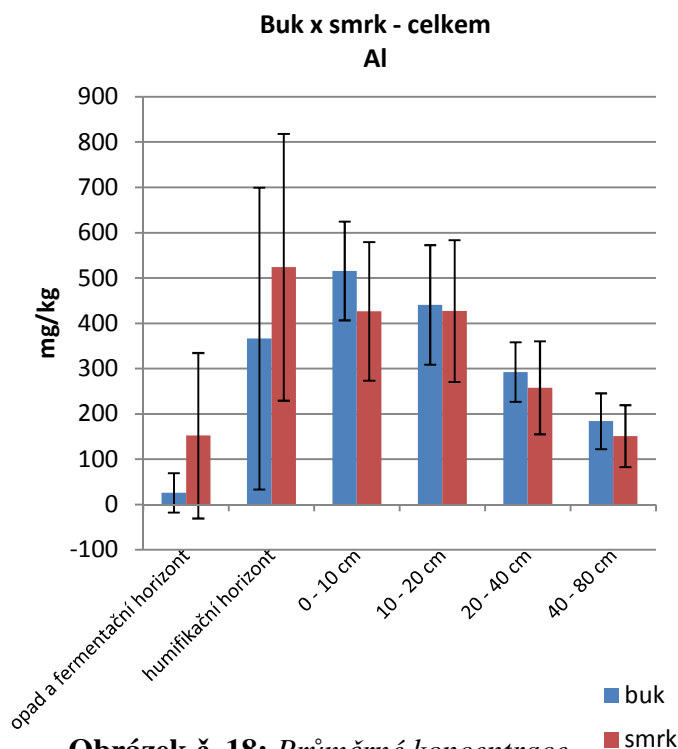


**Obrázek č. 17:** Průměrné pH(KCl) ze všech lokalit

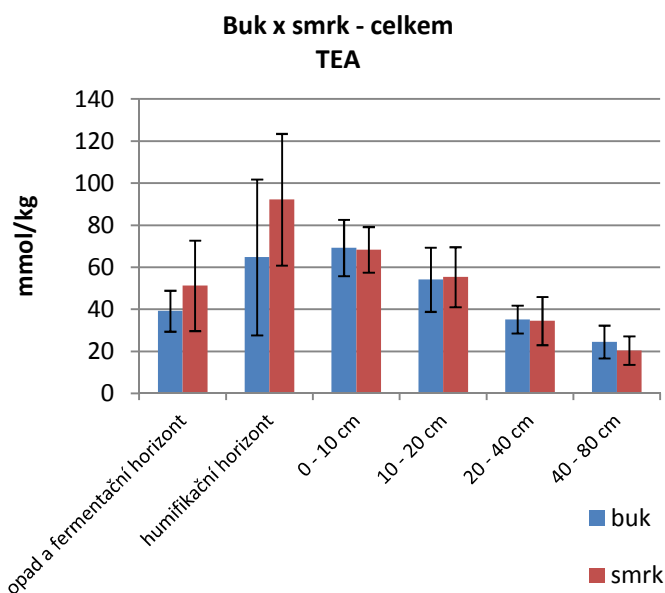
Avšak průkazné rozdíly mezi bukovými a smrkovými porosty v pH byly nalezeny jen u některých horizontů. Rozdíl byl průkazný u obou typů pH v organických horizontech OL+OF a OH. Navíc u pH (H<sub>2</sub>O) je ještě průkazný rozdíl v horizontu 10-20 cm.

Al

Koncentrace Al jsou v organických horizontech vyšší pod smrkovým porostem (viz obr. č.18). Nicméně ve všech dalších minerálních horizontech jsou koncentrace vyšší pod bukem. Statisticky průkazné rozdíly byly popsány z organických horizontů OL+OF a OH a z horizontu 10-20 cm.



**Obrázek č. 18:** Průměrné koncentrace Al<sup>3+</sup> ze všech lokalit



**Obrázek č. 19:** Průměrná celková výměnná acidita ze všech lokalit

KVK

Kationtová výměnná kapacita v průměru klesá s rostoucí hloubkou (Příloha č.30). A to pod oběma porosty podobně. Pouze pod smrkovým porostem je zaznamenán nárůst v horizontu OH. Průkazné rozdíly v kationtové výměnné kapacitě byly prokázány pouze pro horizonty OL+OF a 40-80cm.

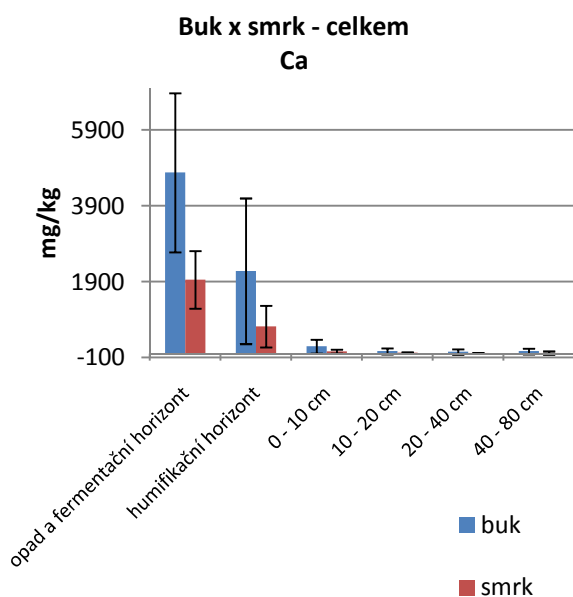
TEA

V organických horizontech jsou hodnoty TEA vyšší pod smrkovým porostem (viz obr. č.19). S rostoucí hloubkou se rozdíl snižuje.

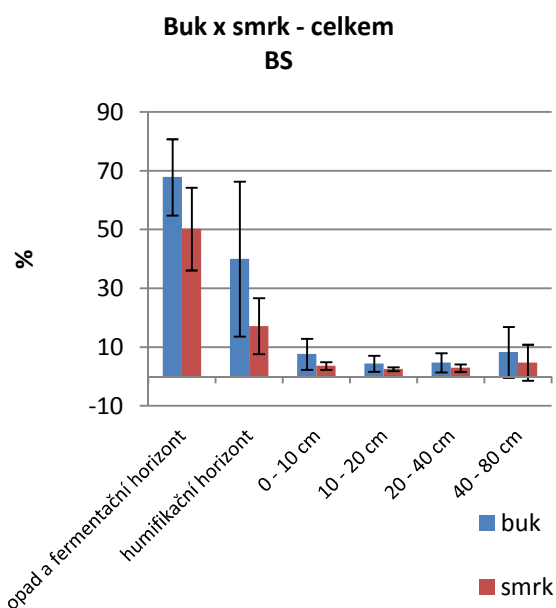
Mezi bukovými a smrkovými plochami existuje statisticky významný rozdíl v organických horizontech OL+OF a OH.

### Bazické kationty

Koncentrace bazických kationtů (Ca viz obr. 20) klesají s rostoucí hloubkou. Všechny prvky mimo Na jsou více zastoupeny pod bukovým porostem. Koncentrace Na jsou oproti koncentracím ostatních prvků nepoměrně menší, a proto jsou snadno ovlivnitelné (Příloha č.31). Statisticky významný rozdíl byl prokázán u Ca v horizontech OL+OF, OH, 0-10 cm a 40-80 cm. U Mg byl prokázán rozdíl pouze v horizontu OL+OF a pak v hlubokých minerálních horizontech 20–40 cm a 40–80 cm (Příloha č.32). V případě K byl statisticky významný rozdíl ve všech horizontech kromě svrchního OL+OF a nejhlubšího 40–80 cm (Příloha č.33). U sodíku se nepodařilo v žádném z horizontů rozdíl prokázat.



**Obrázek č. 20:** Průměrné koncentrace Ca<sup>2+</sup> ze všech lokalit



**Obrázek č. 21:** Průměrná bazická saturace ze všech lokalit

### Bazická saturace

Stupeň nasycení s hloubkou klesá. Půda pod bukovým porostem má ve všech horizontech vyšší stupeň nasycení (obr. č. 21). Zajímavý je nárůst hodnot v horizontu 40–80 cm, který pod bukem dosahuje až 8 %. Rozdíl byl statisticky průkazný pro horní 4 horizonty.



## 5 DISKUZE

Výsledky dokumentují významné rozdíly v chemismu půd pod bukovými a smrkovými porosty napříč celou Českou republikou.

Většina autorů uvádí, že pH pod bukem je ve většině případů vyšší než pod smrkem (Augusto et Ranger 2001, Rothe et al. 2002a). Tento výsledek byl prokázán i na většině studovaných ploch, kdy jak aktivní  $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ , tak výměnné  $\text{pH}(\text{KCl})$  vykazovalo vyšší hodnoty pro bukový porost. Rozdíl je patrný především ve vrchních horizontech půdy, kdy v organických horizontech byl zaznamenán signifikantní rozdíl. V hlubších horizontech je rozdíl stále ještě pozorovatelný, buk si ve většině případů stále zachovává vyšší a nebo alespoň stejné pH, nicméně rozdíl není tak výrazný jako při povrchu. S tím souhlasí i tvrzení Augusta et al. (2002), že vliv druhů na pH je největší v horních 10 cm. Podrázský (1996) uvádí, že rozdíl je patrný pouze v horizontech A a do jisté míry i B. Co se týče velikosti rozdílů v pH mezi plochami pod bukem a smrkem, Augusto et al. (2002) udávají, že rozdíl mezi druhy na stejném podloží v kyselosti bývá okolo 0,2 - 0,4 pH. Zpracované výsledky v organických horizontech vykazují v průměru vyšší rozdíly. U hodnoty výměnného  $\text{pH}(\text{KCl})$ , která je získána zprůměrováním všech ploch, je rozdíl pod porosty v horizontu OL+OF 0,7. To by mohlo být způsobeno vyšší mírou zatížení depozicemi na území ČR, než je tomu v dalších oblastech Evropy.

Koncentrace  $\text{Al}^{3+}$  v jednotlivých horizontech jsou svázány s pH půd a pufracími mechanismy (Oulehle et al. 2006, Reiningger et al. 2011). Čím nižší bude pH půdy, tím vyšší budou koncentrace  $\text{Al}^{3+}$ . Hruška et Cienciala (2001) tvrdí, že „*při změně pH půdního roztoku z hodnoty 3,9 na 3,7 se zvýší koncentrace Al zhruba 4x*“. Toto tvrzení potvrzují i zde uvedené výsledky. Kupříkladu lokalita Jelení bučina vykazuje pod bukovým porostem nejvyšší hodnoty pH a zároveň nejnižší koncentrace  $\text{Al}^{3+}$ . Celkově jsou koncentrace anorganického  $\text{Al}^{3+}$  nejvyšší v horizontech OH, 0-10 cm a 10-20 cm, kde bylo zaznamenáno nejnižší pH. Nicméně, patrný rozdíl mezi půdami pod porosty v koncentracích  $\text{Al}^{3+}$  není zřejmý. Snad jen, že nejvyšší koncentrace  $\text{Al}^{3+}$  pod smrkovými porosty jsou ve vyšších horizontech (OH), než koncentrace pod porosty bukovými (0-10 cm).

Koncentrace bazických kationtů  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  a  $\text{K}^+$  do hloubky prudce klesají. To naznačuje, že vstupují do půdy od povrchu. Je tomu tak především díky rozkladu

organického materiálu, který je na povrchu akumulován. V dobách vyšších emisí byl značný vstup i bazických kationtů z atmosféry. Uvolňování ve větších hloubkách skrze zvětrávání není tak rychlé, navíc jsou živiny spotřebovány na neutralizaci kyselin. Výsledky ukazují, že koncentrace bazických kationtů (Ca, Mg, K) v organických horizontech jsou několikanásobně vyšší pod bukem. Podobné výsledky prezentují Hofmeister et Hruška (2009) při porovnání bukových a smrkových ploch v Žofínském pralese. Tento rozdíl mezi porosty připisují vymývání kationtů ze svrchních do hlubších částí horizontů. Jandl et al. (2004) poskytuje důvody, proč půdy pod smrkovým porostem mají nižší obsah Ca: 1) mělký kořenový systém smrku odnímá živiny pouze z vyšších půdních horizontů, 2) těžce rozložitelný opad dlouho zadržuje živiny a 3) zachycení vzdušných polutantů je vyšší v jehličnatých porostech. Rovněž Berger et al. (2006) potvrzují, že zatímco smrk čerpá živiny z vrchních pater půdy, tak buk je přijímá z pater hlubších. Bukový porost tak má příznivější vliv na půdy. V případě smíšených buko-smrkových porostů pak dochází ke zmírňování acidifikace, kdy vyložené látky ve spodních patrech ještě dokáže přijmout buk a znovu je „vynést“ na povrch (Berger et al. 2006). Dalšími odlišnostmi mezi porosty je například odnímání látek z půdy, především Ca a Mg. Dalším rozdílem by mohla být míra přijímání živin z půdy. Matzner et Ulrich (1983) teoreticky vypočítali, že příjem živinových kationtů (Ca, Mg) kořeny je pod smrkem vyšší než pod bukem. To v konečném důsledku vyvolává větší množství uvolněného  $H^+$ , což vede k okyselení. Poslední bazický kationt  $Na^+$  je zastoupen v půdě ve velice malých koncentracích. Je považován za inertní prvek, tedy není přijímán rostlinami a nezúčastňuje se koloběhu v ekosystémech (Rothe et al. 2002a). V souladu s těmito trendy vykazuje bazická saturace stejný průběh, kdy procenta nasycení jsou nejvyšší v organických horizontech. To se shoduje s výsledky z Krkonoš, kdy obsah bází napříč všemi horizonty byl největší v bukových porostech a nejmenší ve smrkových (Matějka et al. 2010).

Navíc je nutné si uvědomit, že bukové porosty, na kterých byla prováděna měření, jsou nebo byly ve většině případů v různém stupni ochrany (PR, NPR). Nebyly tedy hospodářsky využívány a nemůže u nich být patrná ztráta bazických kationtů, tak jako ve smrkových porostech. I přes skutečnost, že smrkové dřevo i listy mají menší koncentrace živin (s výjimkou Ca v kmeni) než bukové dřevo (Hagen-Thorn et al. 2004), je smrkový porost skrze kácení dlouhodobě připravován o živiny.

Celková výměnná acidita (TEA) představuje nasycení kationty nebazickými, především  $H^+$ ,  $Al^{3+}$ , v některých případech i  $Fe^{2+}$  a  $Mn^{2+}$ . Pod smrkem má TEA vyšší

hodnoty. Což by mohlo být způsobeno nižším podílem bazických kationtů v horizontech OH a 0-10 cm, kde je pH pod smrkovým porostem nižší.

Souhrnný obsah iontů vázaný na půdní částice je vyjádřen kationtovou výměnnou kapacitou. Ta do hloubky klesá pod oběma porosty současně. Pravděpodobně to je způsobeno ubývajícím podílem organické hmoty v hloubce, která má vysokou sorpční kapacitu. Pod smrkovým porostem je v OH horizontu zaznamenán nárůst. To by mohlo mít souvislost s rozkladem organických látek pod smrky, kdy dekompozice je pomalejší než pod bukovým porostem a dochází tak k tvorbě organických látek, které mají vlastnosti půdních koloidů s vysokou sorpční kapacitou.

Z výsledků se můžeme pokusit určit míru postižení ploch acidifikací. Nejpriznivější hodnoty vykazuje lokalita Jelení bučina. Má nejvyšší hodnoty pH, koncentrací Ca, K a bazické saturace. Naopak má nejnižší hodnoty pro koncentrace  $Al^{3+}$  i celkové výměnné acidity. Hledání nejvíce postižené lokality už tak snadné není. Načetín vykazuje nejnižší hodnoty pH pod smrkovým, Bílé buky zase pod bukovým porostem. I v otázkách koncentrací Ca a Mg pod bukovým porostem jsou Bílé buky na posledním místě. Nicméně také Štoky na Českomoravské vrchovině prokazují v řadě zkoumaných znaků nejméně příznivé hodnoty. Je však nutné znovu připomenout, že pod smrkovým porostem na Českomoravské vrchovině nebyl odebrán stejný počet vzorků jako v ostatních lokalitách a výsledky mohou být tak zkreslené.

Co se týče velikostí rozdílů mezi porosty v rámci ploch, je zde možné vysledovat trend, který byl již zmíněn. Lokality, na kterých ani jeden z porostů není ani nebyl chráněn (Bílé buky a Štoky), se vyznačují nižšími rozdíly. To by mohlo být připsáno těžbě obou typů porostů a odnímání živinových kationtů.

## 6 ZÁVĚR

Předložená práce shrnuje dosavadní poznatky o acidifikaci lesních půd. Zvláštní zřetel byl přitom brán na rozdíl mezi bukovými a smrkovými porosty. Na toto téma bylo provedeno velmi mnoho odborných prací, jelikož procesy acidifikace byly v nedávné minulosti velice aktuální a jejich následky jsou patrné dodnes. Smrkové porosty mají vyšší okyselující efekt na půdu než porosty bukové díky několika zásadním faktorům: 1) vyšší schopnost zachytit atmosférickou depozici, 2) kyselost opadu, 3) vyšší množství uvolněných kyselin, 4) množství protonů uvolněných při

příjmu kationtů, 5) odstranění biomasy, 6) méně příznivé půdní mikroklima pro půdní mikroorganismy (Augusto et al. 2002).

Praktická část si kladla za cíl zhodnotit rozdíl ve vlivu porostů na míru půdní acidity. Tento rozdíl se prokázal, ve prospěch vyššího stupně acidifikace pod smrkovým porostem, kdy byly zaznamenány znaky nižšího pH, nižší koncentrace bazických kationtů (Ca, Mg, K) i bazické saturace. Naopak bylo nalezeno vyšší množství celkové výměnné acidity. A to jak na většině zkoumaných míst, tak i v celkovém souhrnu. Zkoumané plochy jsou (s výjimkou lokality Štoky) položeny v horských oblastech, které byly dlouhodobě vystaveny nepříznivým klimatickým i emisním podmínkám. Dalo by se očekávat, že nejvíce postižené plochy budou v severní části Čech, které se nachází v blízkosti tzv. Černého trojúhelníku. Pravdou však je, že například lokalita Načetín nevykazovala jasně nejvyšší stupeň acidity. Na druhou stranu plocha v Jeseníkách (Jelení bučina), která je od této oblasti nejvzdálenější, vykazuje nejpříznivější hodnoty.

Pro lepší rozlišení by bylo nutné znát údaje o dalších znacích, jako například: míra depozice S a N či poměr C/N v organickém horizontu. Rovněž dlouhodobé sledování lokalit či detailnější informace o historii porostů by jistě odhalilo více neznámých.

## 7 POUŽITÁ LITERATURA

- ABER, J.D., NADELHOFFER, K.J., STEUDLER, P., MELILLO, J.M. (1989): Nitrogen saturation in northern forest ecosystems. *Bioscience*, 39, č. 6, s. 378-386.
- ALBERS, D., MIGGE, S., SCHAEFER, M., SCHEU, S. (2004): Decomposition of beech leaves (*Fagus sylvatica*) and spruce needles (*Picea abies*) in pure and mixed stands of beech and spruce. *Soil Biology & Biochemistry*, 36, č. 1, s. 155-164.
- AUGUSTO, L., BONNAUD, P., RANGER, J. (1998): Impact of the tree species on forest soil acidification. *Forest Ecology and Management*, 105, č. 1.s. 67-78.
- AUGUSTO, L., RANGER, J., PONETTE, Q., RAPP, M. (2000): Relationships between forest tree species, stand production and stand nutrient amount. *Annals of Forest Science*, 57, č. 4, s. 313-324.
- AUGUSTO, L., RANGER, J. (2001): Impact of the tree species on soil solutions in acidic conditions. *Annals of Forest Science*, 58, č. 1, s. 47-58.
- AUGUSTO, L., RANGER, J., BINKLEY, D., ROTHE, A. (2002): Impact of several common tree species of European temperate forests on soil fertility. *Annals of Forest Science*, 59, č. 3, s. 233-253.
- APSIMON, H.M., WARREN, R.F. (1996): Transboundary air pollution in Europe. *Energy Policy*, 24, č. 7, s. 631-640.
- BEDRNA, Z. (2002): Environmentálne pôdoznanectvo. 1. vydání, VEDA, Bratislava, 352 s.
- BERGKVIST, B., FOLKENSON, L. (1995): The influence of tree species on acid deposition, proton budgets and element fluxes in south Swedish forest ecosystems. *Ecological Bulletins*, 44, s. 90-99.
- BINKLEY, D., GIARDINA, C. (1998): Why do tree species affect soils? The Warp and Woof of tree-soil interactions. *Biogeochemistry*, 42, č. 1-2, s. 89-106.
- 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, č. 9, s. 1796-1806.
- BERGE, E., BARTNICKI, J., OLENDRZYNSKI, K., TSYRO, S.G. (1999): Long-term trends in emissions and transboundary transport of acidifying air pollution in Europe. *Journal of Environmental Management*, 57, č. 1, s. 31-50.
- BERGER, T.W., SWOBODA, S., PROHASKA, T., GLATZEL, G. (2006): The role of calcium uptake from deep soils for spruce (*Picea abies*) and beech (*Fagus sylvatica*). *Forest Ecology and Management*, 229, č. 1-3, s. 234-246.

- BERGER, T.W., INSELSBACHER, E., MUTSCH, F., PFEFFER M. (2009): Nutrient cycling and soil leaching in eighteen pure and mixed stands of beech (*Fagus sylvatica*) and spruce (*Picea abies*). *Forest Ecology and Management*, 258, č. 11, s. 2578-2592.
- BIRKS, H.J.B., BIRKS, H.H. (2004): The rise and fall of forests. *Science*, 305, s. 484-485.
- BOHN, H.L., McNEAL, B.L., O'CONNOR, G.A. (1985): *Soil chemistry*. 2. vydání. Wiley, New York, 341s.
- COSBY, B.J., HORNBERGER, G.M., GALLOWAY, J.N., WRIGHT, R.F. (1985): Modeling the effects of acid deposition: assessment of a lumped parameter model of soil water and streamwater chemistry. *Water resources research*, 21, č. 1, s. 51-63.
- CRONAN, CH.S., GRIGAL, D.F. (1995): Use of calcium/aluminium ratios as indicators of stress in forest ecosystems. *Journal of environmental quality*, 24, č. 2, s. 209-226.
- CHRISTIANSEN, J.R., ELBERLING, B., JANSSON, P.-E. (2006): Modelling water balance and nitrate leaching in temperate Norway spruce and beech forests located on the same soil type with the CoupModel. *Forest Ecology and Management*, 237, č. 3, s. 545-556.
- DE SCHRIJVER, A., GEUDENS, G., AUGUSTO, L., STAELENS, J., MERTENS, J., WUYTS, K., GIELIS, L., VERHEYEN, K. (2007): The effect of forest type on throughfall deposition and seepage flux: a review. *Oecologia*, 153, č. 3, s. 663-674.
- DISE, N.B., MATZNER, E., FORSIUS, M. (1998): Evaluation of organic horizon C:N ratio as an indicator of nitrate leaching in conifer forests across Europe. *Environmental Pollution*, 102, č. 1, s. 453-456.
- DRÁBEK, O., BORŮVKA, L., MLÁDKOVÁ, L., KOCÁREK, M. (2003): Possible method of aluminium speciation in forest soils. *Journal of Inorganic Biochemistry*, 97, č. 1, s. 8-15.
- DRÁBEK, O., MLÁDKOVÁ, L., BORŮVKA, L., SZAKOVÁ, J., NIKODÉM, A., NĚMEČEK, K. (2005): Comparison of water-soluble and exchangeable forms of Al in acid forest soils. *Journal of Inorganic Biochemistry*, 99, č. 9, s. 1788-1795.
- DUBEC, O (ed)(1995): *Půdní mapa ČR. Měřítko 1:50 000: list 23-23 Jihlava*. 1. vydání. Český geologický ústav, Praha, 1 list.
- ECKERTOVÁ, S. (2006): *Acidifikace půd na vybraných územích v Itálii a v Česku*. Diplomová práce. Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta, katedra fyzické geografie a geoekologie, Praha, 104 s.

- EMMER, I.M. (1997): Forest soils and humus forms of the Krkonoše Mts. – a review. *Opera Corcontica*, 34, s. 35-58.
- EMMER, I.M., FANTA, J., KOBUS, A.T., KOOIJMAN, A., SEVINK, J. (1998): Reversing borealization as a means to restore biodiversity in Central-European mountain forests – an example from the Krkonoše Mountains, Czech Republic. *Biodiversity and Conservation*, 7, s. 229-247.
- FALKENGREN-GRERUP, U. (1989): Soil Acidification and Its Impact on Ground Vegetation. *Ambio*, 18, č. 3, s. 179-183.
- FINZI, A.C., CANHAM, C.D., van BREEMEN, N. (1998): Canopy tree-soil interactions within temperate forests: species effects on pH and cations. *Ecological Applications*, 8, č. 2, s. 447-454.
- GALLOWAY, J.N. (2001): Acidification of the world: natural and anthropogenic. *Water, Air and Soil Pollution*, 130, č.1, s. 17-24.
- GUNDERSEN, P., CALLESEN, I., DE VRIES, W. (1998): Nitrate leaching in forest ecosystems is related to forest floor C/N ratios. *Environmental Pollution*, 102, č. 1, d. 1, s. 403-407.
- HAGEN-THORN, A., ARMOLAITIS, K., CALLESEN, I., STJERNQUIST, I. (2004): Macronutrients in tree stems and foliage: a comparative study of six temperate forest species planted at the same sites. *Annals of Forest Science*, 61, č. 6, s. 498-498.
- HÄTTENSCHWILER, S., VITOUSEK, P.M. (2000): The role of polyphenols in terrestrial ecosystem nutrient cycling. *Trends in Ecology & Evolution*, 15, č.6, s. 238-243.
- HAVEL, M., KREJČÍ, R., ČERNÝ, J. (1996): Pokles kyselých atmosférických depozic v Krušných horách. Závěrečná zpráva grantu GAČR 205/93/0675. Český geologický ústav, 176 s.
- HÉDL, R., PETŘÍK, P., BOUBLÍK, K. (2011): Long-term patterns in soil acidification due to pollution in forests of the Eastern Sudetes Mountains. *Environmental Pollution*, 159, č. 10, s. 2586-2593.
- HEDIN, L.O., GRANAT, L., LIKENS, G.E., BUIHAND, T.A., GALLOWAY, J.N., BUTLER, T.J., RODHE, H. (1994): Steep declines in atmospheric base cations in regions of Europe and North America. *Nature*, 367, č. 6461, s. 351-354.
- HOFMEISTER, J., HRUŠKA, J. (2009): Srovnání chemismu půd v NPR Žofínský prales s přílehlými hospodářskými smrčínami. *Silva Gabreta*, 15, č. 2, s. 87-96.

- HOFMEISTER, J., OULEHLE, F., KRÁM, P., HRUŠKA, J. (2008): Loss of nutrients due to litter ranking compared effect of acidic deposition in two spruce stands. *Biogeochemistry*, 88, č. 2, s. 139-151.
- HRUŠKA, J., FOTTOVÁ, D., ŠACH, F., ČERNOHOUS, V. (2000): Změny chemismu půd a povrchových vod v důsledku dlouhodobé acidifikace Orlických hor. In: *Lesnické hospodaření v imisní oblasti Orlických hor. Sborník referátů z celostátního semináře. Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti Opočno, Opočno, s. 13-24.*
- HRUŠKA, J., CIENCIALA, E. (2005): Dlouhodobá acidifikace a nutriční degradace lesních půd – limitující faktor současného lesnictví. *Česká geologická služba. 2. vydání, Praha, 153 s.*
- HRUŠKA, J., MAJER, V. (1996): Retence antropogenní síry v půdách : faktor bránící okyselení šumavských povrchových vod. *Silva Gabreta*, 1, s. 143-149.
- HRUŠKA, J., KOPÁČEK, J. (2005): Kyselá dešť stále s námi – zdroje, mechanismy, účinky, minulost a budoucnost. *Planeta*, 12, č. 5, s. 24.
- HŮNOVÁ, I. (2001): Spatial interpretation of ambient air quality for territory of the Czech Republic. *Environmental Pollution*, 112, č. 2, s. 107-119.
- HŮNOVÁ, I., ŠANTROCH, J., OSTATNICKÁ, J. (2004): Ambient air quality and deposition trends at rural stations in the Czech Republic during 1993-2001. *Atmospheric Environment*, 38, č. 6, s. 887-898.
- COOLS, N., DE VOS, B. (2010): Sampling and analysis soil. Manual part X. In: *Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests. UNECE, ICP Forests, 208 s.*
- IVERSEN, J. (1964): Plant indicators of climate, soil, and other factors during the Quaternary. *INQUA V* 1th international Congress on the Quaternary, Warszawa 1961, č. 2, s. 421-428.
- JANDL, R., ALEWELL, C., PRIETZEL, J. (2004): Calcium loss in Central european forest soils. *Soil Science Society of America Journal*, 68, č. 2, s. 588-595.
- KACHLÍK, V. (2011): *Základy geologie. Karolinum, 3. vydání, Praha, 342 s.*
- KLIMO, E., KULHAVÝ, J. (1985): Acidification of forest soils in region of the Moravskoslezské Beskydy Mountains. In: *Klimo, E., Šály, R. (eds): Air pollution and stability of coniferous forest ecosystems, October 1-5, 1984, Institute of Forest Ecology, Faculty of Forestry, University of Agriculture, Czechoslovakia. University of Agriculture, Brno, s. 93-98.*



- KLIMO, E., MATERNA, J., LOCHMAN, V., KULHAVÝ, J. (2006): Forest soil acidification in the Czech Republic. *Journal of Forest Science*, 52, Special issue, s. 14-22.
- KOPÁČEK, J., VESELÝ, J. (2005): Sulfur and nitrogen emissions in Czech Republic and Slovakia from 1850 till 2000. *Atmospheric Environment*, 39, č. 12, s. 2179-2188.
- KULA, E., MATĚJKOVÁ, R. (2007): Soil fauna and its response to liming. Reviewed Proceedings from the National Scientific Workshop Forestry Research in the Ore Mts., Teplice 19.4.2007. Brno, Ediční středisko MZLU, s. 26-36.
- LAWRENCE, G.B., DAVID, M.B., LOVETT, G.M., MURDOCH, P.S., BURNS, D.A., STODDARD, J.L., BALDIGO, B.P., PORTER, J.H., THOMPSON, A.W. (1999): Soil calcium status and response of stream chemistry to changing acidic deposition rates. *Ecological Applications*, 9, č. 3, s. 1059-1072.
- LIKENS, G.E., DRISCOLL, C.T., BUSO, D.C. (1996): Long-Term Effects of Acid Rain: Response and Recovery of a Forest Ecosystem. *Science*, 272, č. 5259, s. 244-246.
- LIKENS, G.E., DRISCOLL, C.T., BUSO, D.C., MITCHELL, M.J., LOVETT, G.M., BAILEY, S.W., SICCAMI, T.G., REINERS, W.A., ALEWELL, C. (2002): The biogeochemistry of sulfur at Hubbard Brook. *Biogeochemistry*, 60, č. 3, s. 235-316.
- MATERNA, J., LOCHMAN, V. (1988): Vliv znečištěného ovzduší na půdu. *Lesnická práce*, 6, s. 248-255.
- 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, č. 11, s. 485-504.
- MATZNER, E., ULRICH B. (1983): The turnover of protons by mineralization and ion uptake in a beech (*Fagus sylvatica*) and norway spruce ecosystem. In: Ulrich, B., Pankrath J. (eds): Effects of accumulation of air pollutants in forest ecosystem. Dordrecht: D. Reidel Publishing Company, London, s. 93-103.
- MAZNOVÁ, J., HŮNOVÁ, I. (2010): Trendy atmosférické depozice síry, dusíku a vodíkových iontů v České republice. *Meteorologické zprávy*, 63, č. 3, s. 91-98.
- MENZ, F.C., SEIP, H.M. (2004): Acid rain in Europe and United States: an update. *Environmental Science & Policy*, 7, č. 4, s. 253-265.
- MOLDAN, B. (1992): Atmosférická depozice na území Československa v letech 1976 – 1987. *Český hydrometeorologický ústav*, 1. vydání, Praha, 46 s.

- NĚMEČEK, J., SMOLÍKOVÁ, L., KUTÍLEK, M. (1990): Pedologie a paleopedologie. Academia, Praha, s. 552.
- NYKVIST, N. (1963): Leaching and decomposition of water-soluble organic substances from different types of leaf and needle litter. *Studia forestalia suecica*, 3, 31 s.
- OLSSON, B.A., BENGTSSON, J., LUNDKVIST, H. (1996): Effects of different forest harvest intensities on the pools of exchangeable cations in coniferous forest soils. *Forest Ecology and Management*, 84, č. 1-3, s. 135-147.
- OULEHLE, F., HRUŠKA, J. (2005): Tree species (*Picea abies* and *Fagus sylvatica*) effects on soil water acidification and aluminium chemistry at sites subjected to long-term acidification in Ore Mts., Czech Republic. *Journal of Inorganic Biochemistry*, 99, č. 9, s. 1822-1829.
- OULEHLE, F., HRUŠKA, J., HOFMEISTER, J. (2006): Vliv druhové skladby (*Picea abies* a *Fagus sylvatica*) na dlouhodobou acidifikaci lesních půd. In: Slodičák, M., Novák, J. (eds): *Lesnický výzkum v Krušných horách. Recenzovaný sborník z celostátní vědecké konference, Teplice 20.04. 2006. VÚLHM VS Opočno*, s. 359-365.
- 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, č. 3, s. 359-371.
- PÅHLSSON, A. B., BERGKVIST, B. (1995): Acid deposition and soil acidification at a southwest facing edge of Norway spruce and European beech in south Sweden. *Ecological Bulletins*, 44, s. 43-53.
- PEDERSEN, L.B., HANSEN, J.B. (1999): A comparison of litterfall and element fluxes in even aged Norway spruce, sitka spruce and beech stands in Denmark. *Forest Ecology and Management*, 114, č. 1, s. 55-70.
- PELÍŠEK, J. (1984): Změny kyselosti lesních půd Orlických hor působením kyselých dešťů. *Lesnictví*, 30, č. 11, s. 955-962.
- PENÍŽEK, V., ZÁDOROVÁ, T. (2012): Soil Toposequence under Man-Planted Vegetation in the Krkonoše Mts., Czech Republic. *Soil & Water Research*, 7, č. 4, s.138-150.
- PODRÁZSKÝ, V. (1996): Vývoj půdního chemismu v bukových, smíšených a smrkových porostech Krkonoš. *Lesnictví*. s. 92-99.

- PODRÁZSKÝ, V., VACEK, S. (1994): Ohrožení lesních ekosystémů na pískovcových útvarech CHKO Broumovsko. II. Stav výživy borovice lesní a smrku ztepilého. In: Příroda. Sborník prací z ochrany přírody. Sv.1. Monitoring vybraných přirozených společenstev a populací rostlinných indikátorů v České republice. Český ústav ochrany přírody, Praha, s. 145-152.
- PODRÁZSKÝ, V., VIEWEGH, J. (2005): Comparison of humus form state in the beech and spruce parts of the Žákova hora National Nature Reserve. *Journal of Forest Science*, 51, Special Issue, s. 29-37.
- PUHE, J., ULRICH, B. (2001): Global climate change and human impacts on forest ecosystems. *Ecological studies*, 143, Springer, New York, 593 s.
- PURDON, M., CIENCIALA, E., METELKA, V., BERANOVÁ, J., HŮNOVÁ, I., ČERNÝ, M. (2004): Regional variation in forest health under long-term air pollutin mitigated by lithological conditions. *Forest Ecology and Management*, 195, č. 3, s. 355-371.
- QUITT, E. (2009): Klimatické oblasti (1901-2000). Mapa měřítko 1: 1 000 000. In: Atlas krajiny České republiky. Ministerstvo životního prostředí České republiky/ Výzkumný ústav Sylva Taroucy pro krajinu a okrasné zahradnictví, v.v.i., Praha/Průhonice, s. 104-105.
- REININGER, D., FIALA, P., SAMEK, T. (2011): Acidification of forest soils in the Hrubý Jeseník region. *Soil & Water Research*, 11, č. 2, s. 83-90.
- ROTHER, A., HUBER, C., KREUTZER, K., WEIS, W. (2002): Deposition and soil leaching in stands of Norway spruce and European beech: results from Höglwald in comparison with other European case studies. *Plant and Soil*, 240, č. 1, s. 33-45.
- ROTHER, A., KREUTZNER, K., KÜCHENHOFF, H. (2002): Influence of tree species composition on soil and soil properties in two mixed spruce-beech stands with contrasting history in Southern Germany. *Plant and Soil*, 240, č. 1, s. 47-56.
- REUSS, J.O., JOHNSON, D.W. (1986): Acid deposition and the acidification of soils and waters. *Ecological Studies*, 59, Springer, New York, 119 s.
- RUSEK, J. (2005): Vliv acidifikace, eutrofizace, lesního hospodaření s vápnění lesních půd na půdní faunu. In: Hruška, J., Cienciala, E.: Dlouhodobá acidifikace a nutriční degradace lesních půd – limitující faktor současného zemědělství. Česká geologická služba. 2. vydání, Praha, s. 139-146.
- SCHULZE, E.D. (1989): Air pollution and forest decline in a spruce (*Picea abies*) forest. *Science*, 244, s. 776-783.

- SMOLÍKOVÁ, L. (1988): Pedologie I. 2. vydání, Státní pedagogické nakladatelství, Praha, 129s .
- STROBEL, B.W., BERNHOFT, I., BORGGGAARD, O.K. (1999): Low-molecular-weight aliphatic carboxylic acids in soil solutions under different vegetations determined by capillary zone electrophoresis. *Plant and Soil*, 212, č. 2, s. 115-121.
- SUMNER, M.E. (ed) (2000): Handbook of soil science. Boca Raton: CRC Press, 2111 s.
- ŠARAPATKA, B. (1996): Pedologie. Vydavatelství Univerzity Palackého, Olomouc, 235 s.
- TEJNECKÝ, V., BRADOVÁ, M., BORŮVKA, L., NĚMEČEK, K., ŠEBEK, O., NIKODEM, A., ZENÁHLÍKOVÁ, J., REJZEK, J., DRÁBEK, O. (2013): Profile distribution and temporal changes of sulphate and nitrate contents and related soil properties under beech and spruce forests. *Science of the Total Environment*, 442, s. 165-171.
- TOMÁŠEK, M. (ed) (1992): Půdní mapa ČR. Měřítko 1:50 000: list 14-12 Deštné v Orlických horách. 1. vydání. Ústřední ústav geologický, Praha, 1 list.
- TOMÁŠEK, M. (ed) (1995): Půdní mapa ČR. Měřítko 1:50 000: list 03-14 Liberec. 1. vydání. Český geologický ústav, Praha, 1 list.
- TOLASZ, R. (2007): Atlas podnebí Česka. 1. vydání. Praha: Český hydrometeorologický ústav, 256 s.
- ÚHUL (2011): Zpráva o stavu lesa a lesního hospodářství České republiky v roce 2011 [online]. [cit. 2013-04-13]. Dostupné z: <<http://www.uhul.cz/zelenazprava/2011/zz2011.pdf>>
- ULRICH, B. (1991): An ecosystem approach to soil acidification. In: Ulrich, B., Sumner, M.E. (eds): Soil acidity. Springer-Verlag, Berlin, s. 28-79.
- VACEK, S., PODRÁZSKÝ, V., MAREŠ, V. (1994): Dynamika poškození smrkových a bukových porostů v CHKO Orlické hory. III. Trendy půdního vývoje. In: Příroda. Sborník prací z ochrany přírody. Sv.1. Monitoring vybraných přirozených společenstev a populací rostlinných indikátorů v České republice. Český ústav ochrany přírody, Praha, s. 177-183.
- van BREEMEN, N. (1991): Soil Acidification and Alkalinization. In: Ulrich, B., Sumner, M.E. (eds): Soil acidity. Springer-Verlag, Berlin, s. 1-7.
- VESTRENG, V. (2003): EMEP/MSW Technical report. Review and revision. Emission data reported by CLRTAP, MSW Status Report 2003. EMEP/MSW Note 1/2003. 134s.

VITOUSEK, P.M., ABER, J.D., HOWARTH, R.W., LIKENS, G.E., MATSON, P.A., SCHINDLER, D.W., SCHLESINGER, W.H., TILMAN, D.G. (1997): Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences. *Ecological Applications*, 7, č. 3, s. 737-750.

von WILPERT, K., ZIRLEWAGEN, D., KOHLER, M. (2000): To what extent can silviculture enhance sustainability of forest sites under the immission regime in central Europe? *Water, Air and Soil Pollution*, 122, č.1, s.105-120.

VRBA, J., KOPÁČEK, J., FOTT, J. (2000): Long-term limnological research of the Bohemian Forest lakes and their recent status. *Silva Gabreta*, 4, s. 7-28.

Elektronické zdroje:

ČGS1. GeoInfo – geovědní informace na území ČR [online]. [cit. 2013-04-15].  
Dostupné z: <<http://mapy.geology.cz/website/geoinfo/>>

ČGS2. Půdní mapa ČR 1: 50000 [online]. [cit. 2013-04-17]. Dostupné z:  
<<http://mapy.geology.cz/pudy/>>

ČHMÚ: ISKO. Emisní bilance České republiky [online]. [cit. 2013-04-22].  
Dostupné z:

<[http://portal.chmi.cz/files/portal/docs/uoco/oez/emisnibilance\\_CZ.html](http://portal.chmi.cz/files/portal/docs/uoco/oez/emisnibilance_CZ.html)>

Mapy.cz. Mapový portál Mapy.cz [online]. [cit. 2013-04-15]. Dostupné z:  
<<http://mapy.cz>>

ÚHUL1. Mapový server ÚHUL, Oblastní plány rozvoje lesů [online]. [cit. 2013-03-27]. Dostupné z: <<http://geoportal1.uhul.cz/OprlMap/>>

Použité programy:

ESRI 2011. *ESRI® Arc Map™ 10.1*. Redlands, Ca: Environmental Systems Research Institute.

R Development Core Team 2010. R. verze 2.11.1. The R Foundation for Statistical Computing, Austria.

Mapové podklady :

ARCDATA. ArcČR 500, verze 3.0. Digitální geografická databáze 1: 500 000. ARCDATA Praha, s.r.o, 2012.

### **Seznam příloh:**

- Příloha 1:** Průměrné koncentrace  $\text{Al}^{3+}$  v lokalitě Načetín
- Příloha 2:** Průměrné koncentrace  $\text{Ca}^{2+}$  v lokalitě Načetín
- Příloha 3:** Průměrné koncentrace  $\text{Mg}^{2+}$  v lokalitě Načetín
- Příloha 4:** Průměrné koncentrace  $\text{K}^+$  v lokalitě Načetín
- Příloha 5:** Průměrné hodnoty TEA v lokalitě Načetín
- Příloha 6:** Průměrné hodnoty  $\text{pH}(\text{KCl})$  v lokalitě Bílé buky
- Příloha 7:** Průměrné hodnoty  $\text{Mg}^{2+}$  v lokalitě Bílé buky
- Příloha 8:** Průměrná bazická saturace v lokalitě Bílé buky
- Příloha 9:** Průměrné hodnoty KVK v lokalitě Bílé buky
- Příloha 10:** Průměrné hodnoty  $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$  v lokalitě Bukačka
- Příloha 11:** Průměrné hodnoty  $\text{pH}(\text{KCl})$  v lokalitě Bukačka
- Příloha 12:** Průměrné koncentrace  $\text{Al}^{3+}$  v lokalitě Bukačka
- Příloha 13:** Průměrné koncentrace  $\text{K}^+$  v lokalitě Bukačka
- Příloha 14:** Průměrné koncentrace  $\text{Mg}^{2+}$  v lokalitě Bukačka
- Příloha 15:** Průměrné hodnoty  $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$  v lokalitě Jelení bučina
- Příloha 16:** Průměrné hodnoty  $\text{pH}(\text{KCl})$  v lokalitě Jelení bučina
- Příloha 17:** Průměrné koncentrace  $\text{Al}^{3+}$  v lokalitě Jelení bučina
- Příloha 18:** Průměrné koncentrace  $\text{Ca}^{2+}$  v lokalitě Jelení bučina
- Příloha 19:** Průměrná celková výměnná acidita v lokalitě Jelení bučina
- Příloha 20:** Průměrné hodnoty  $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$  v lokalitě Štoky
- Příloha 21:** Průměrné koncentrace  $\text{Ca}^{2+}$  v lokalitě Štoky
- Příloha 22:** Průměrné hodnoty bazické saturace v lokalitě Štoky
- Příloha 23:** Průměrné hodnoty bazické saturace v lokalitě Štoky
- Příloha 24:** Průměrné hodnoty celkové výměnné acidity v lokalitě Štoky
- Příloha 25:** Průměrné koncentrace a směrodatné odchylky Ca a Mg ve zkoumaných lokalitách.
- Příloha 26:** Průměrné koncentrace a směrodatné odchylky K a Na ve zkoumaných lokalitách.
- Příloha 27:** Průměrné hodnoty a směrodatné odchylky kationtové výměnné kapacity (KVK) a bazické saturace (BS) ve zkoumaných lokalitách.
- Příloha 28:** Průměrné hodnoty a směrodatné odchylky celkové výměnné acidity (TEA) ve zkoumaných lokalitách.
- Příloha 29:** Průměrná KVK ze všech lokalit

**Příloha 30:** Průměrné koncentrace  $\text{Na}^+$  ze všech lokalit

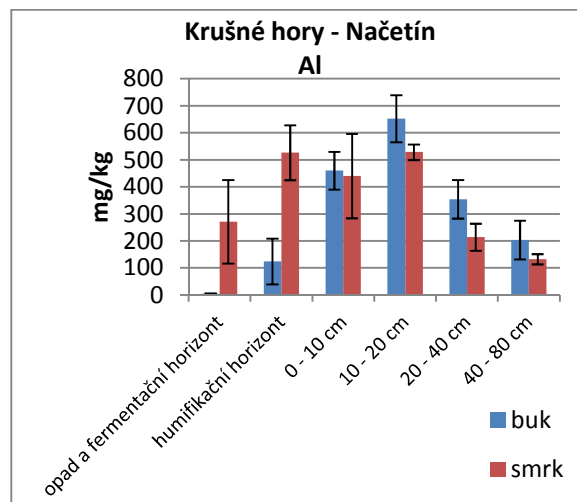
**Příloha 31:** Průměrné koncentrace  $\text{K}^+$  ze všech lokalit

**Příloha 32:** Průměrné koncentrace  $\text{Mg}^{2+}$  ze všech lokalit

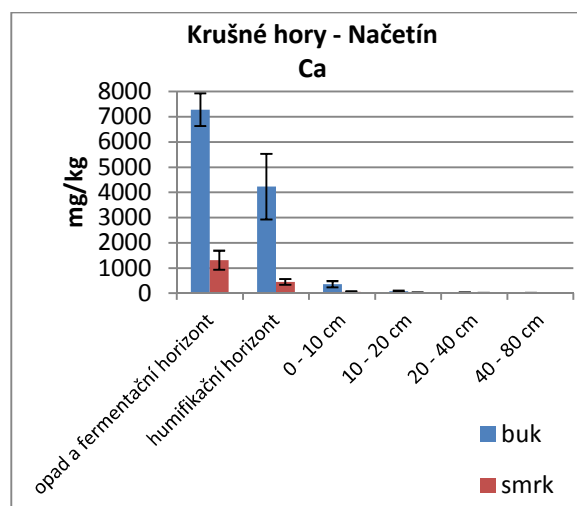


## 8 PŘÍLOHY

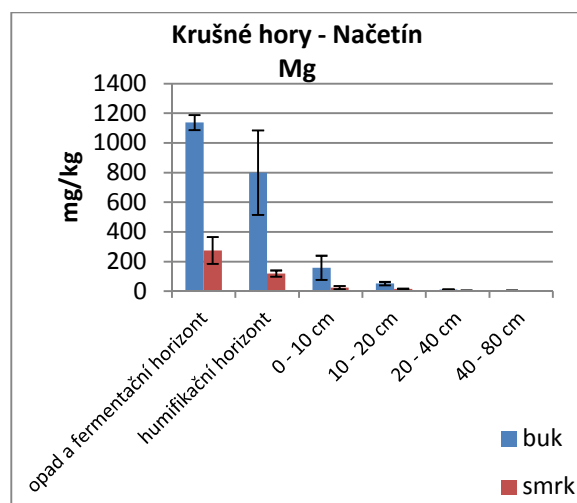
**Příloha č.1:** Průměrné koncentrace  $Al^{3+}$  v lokalitě Načetín



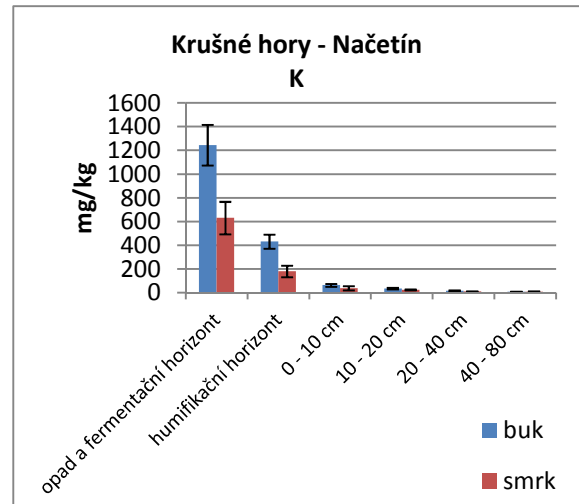
**Příloha č.2:** Průměrné koncentrace  $Ca^{2+}$  v lokalitě Načetín



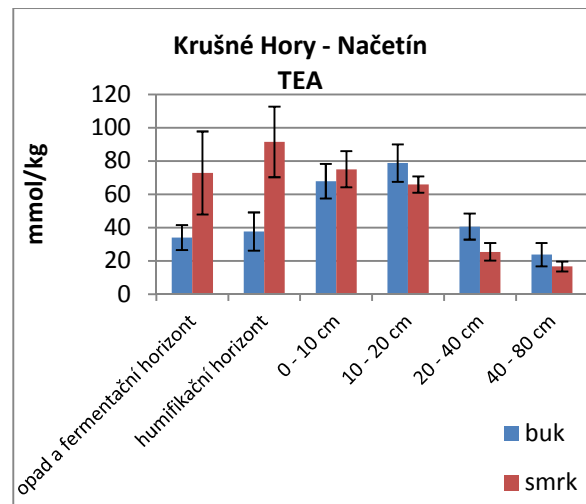
**Příloha č.3:** Průměrné koncentrace  $Mg^{2+}$  v lokalitě Načetín



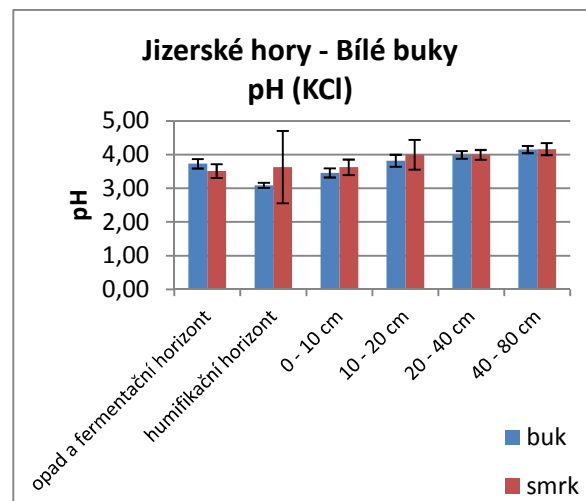
**Příloha č.4:** Průměrné koncentrace  $K^+$  v lokalitě Načetín



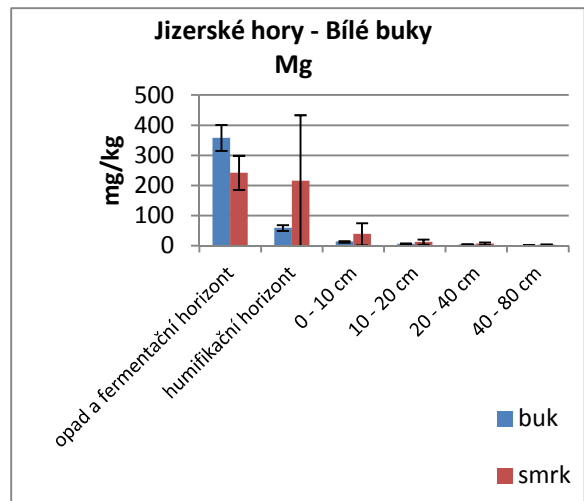
**Příloha č.5:** Průměrné hodnoty TEA v lokalitě Načetín



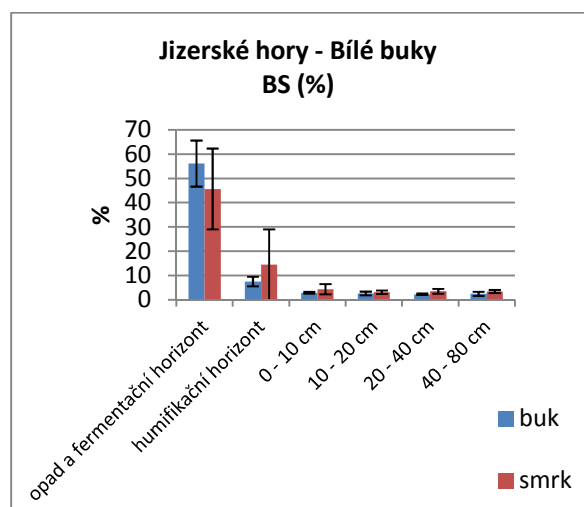
**Příloha č. 6:** Průměrné hodnoty pH(KCl) v lokalitě Bílé buky



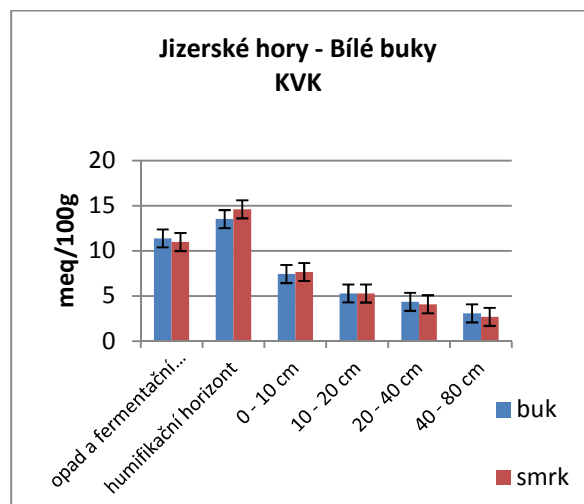
**Příloha č.7:** Průměrné hodnoty  $Mg^{2+}$   
v lokalitě Bílé buky



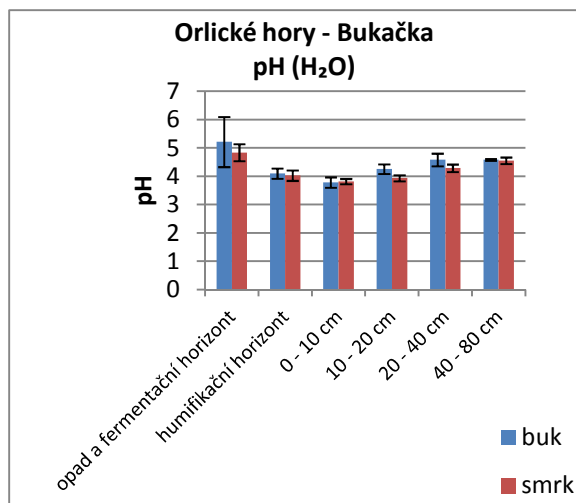
**Příloha č.8:** Průměrná bazická  
saturace v lokalitě Bílé buky



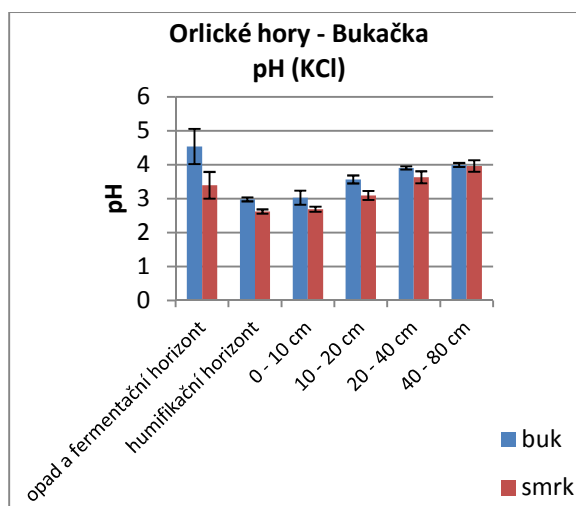
**Příloha č. 9:** Průměrné hodnoty KVK  
v lokalitě Bílé buky



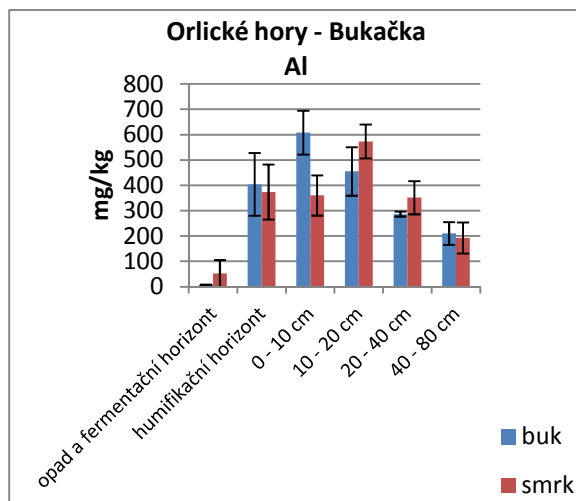
**Příloha č. 10:** Průměrné hodnoty  
pH(H<sub>2</sub>O) v lokalitě Bukačka



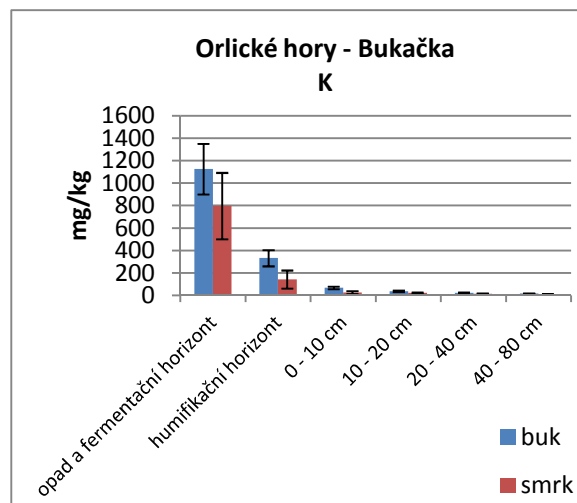
**Příloha č. 11:** Průměrné hodnoty  
pH (KCl) v lokalitě Bukačka



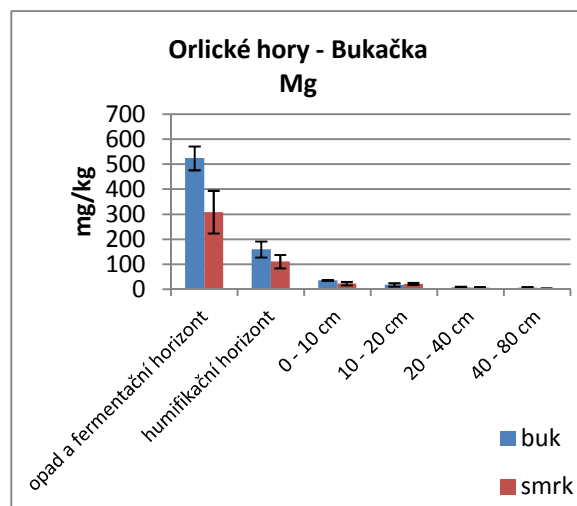
**Příloha č. 12:** Průměrné koncentrace  
Al<sup>3+</sup> v lokalitě Bukačka



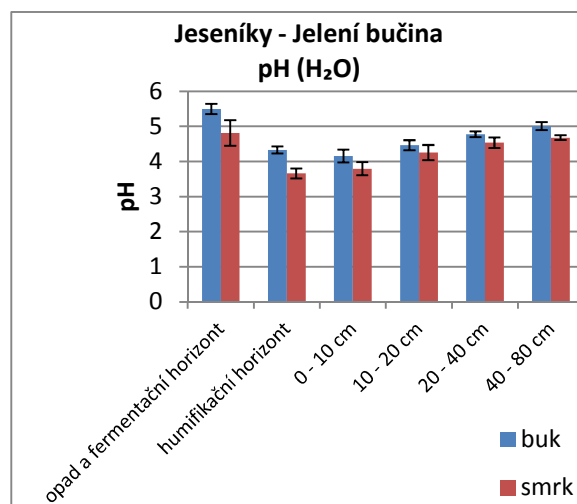
**Příloha č. 13:** Průměrné koncentrace  $K^+$  v lokalitě Bukačka



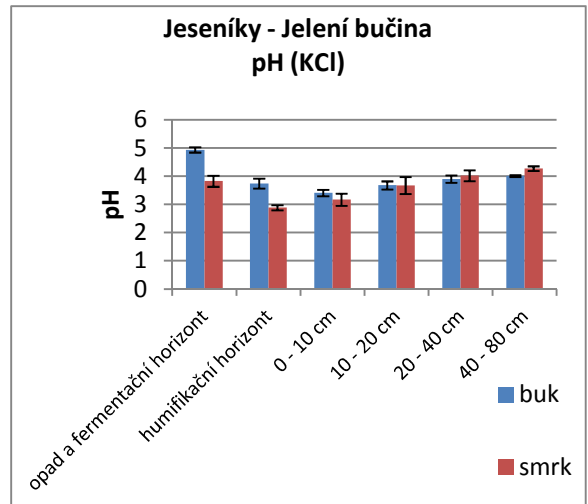
**Příloha č. 14:** Průměrné koncentrace  $Mg^{2+}$  v lokalitě Bukačka



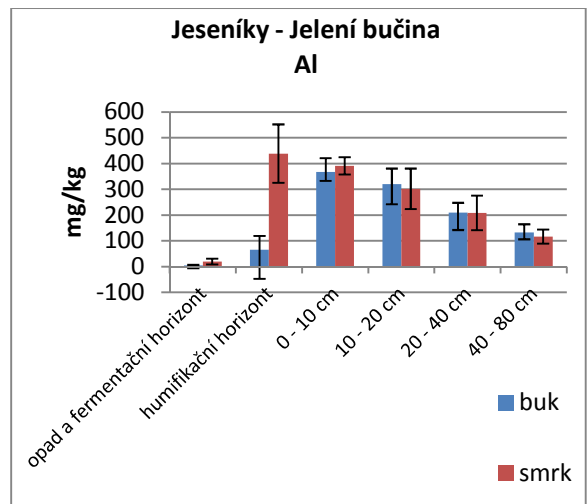
**Příloha č. 15:** Průměrné hodnoty  $pH(H_2O)$  v lokalitě Jelení bučina



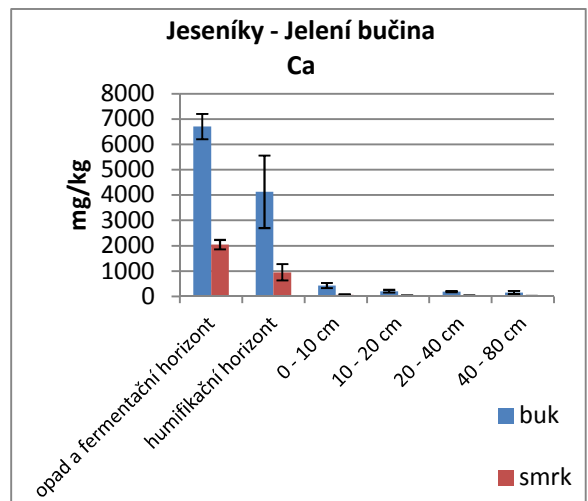
**Příloha č. 16:** Průměrné hodnoty pH (KCl) v lokalitě Jelení bučina



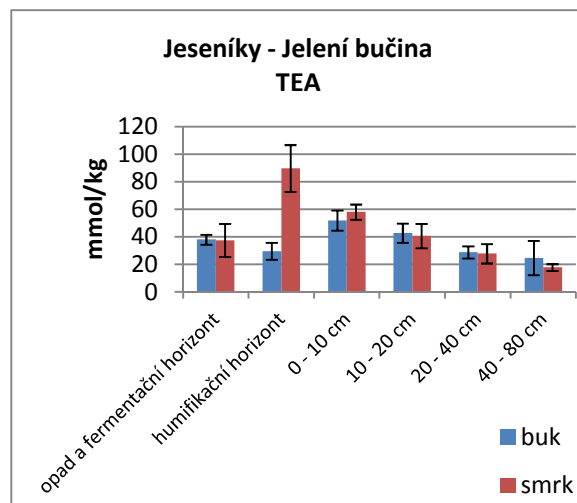
**Příloha č.17:** Průměrné koncentrace  $Al^{3+}$  v lokalitě Jelení bučina



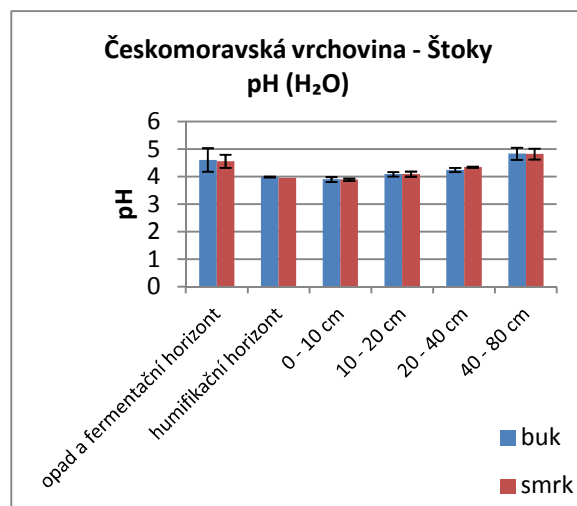
**Příloha č. 18:** Průměrné koncentrace  $Ca^{2+}$  v lokalitě Jelení bučina



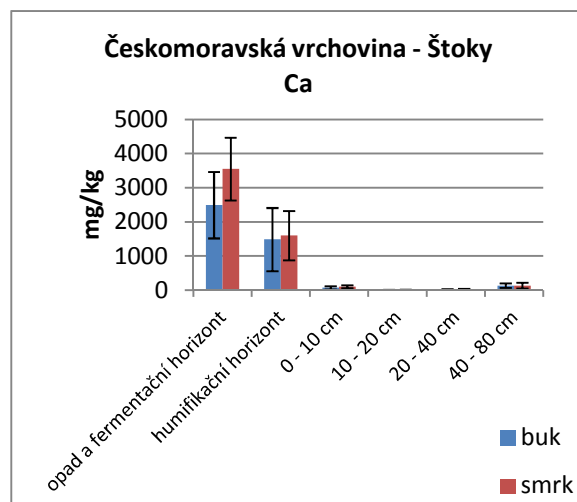
**Příloha č. 19:** Průměrná celková  
výměnná acidita v lokalitě Jelení  
bučina



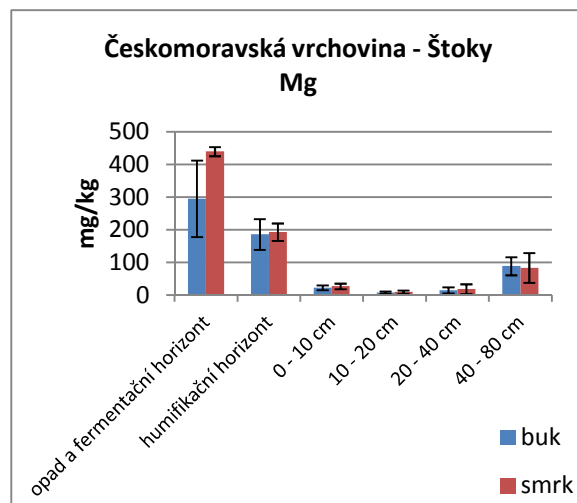
**Příloha č. 20:** Průměrné hodnoty  
pH(H<sub>2</sub>O) v lokalitě Štoky



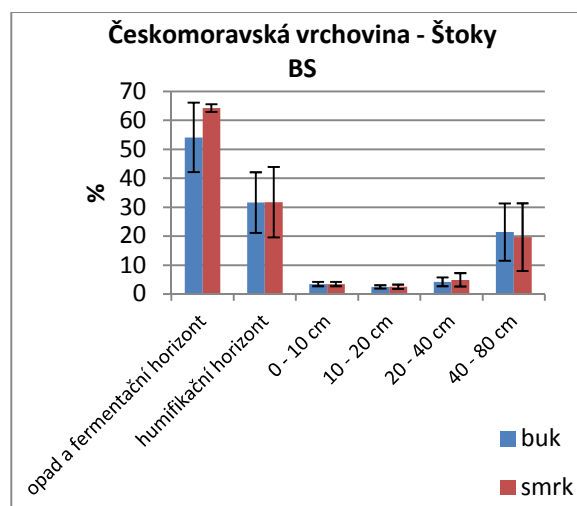
**Příloha č. 21:** Průměrné koncentrace  
Ca<sup>2+</sup> v lokalitě Štoky



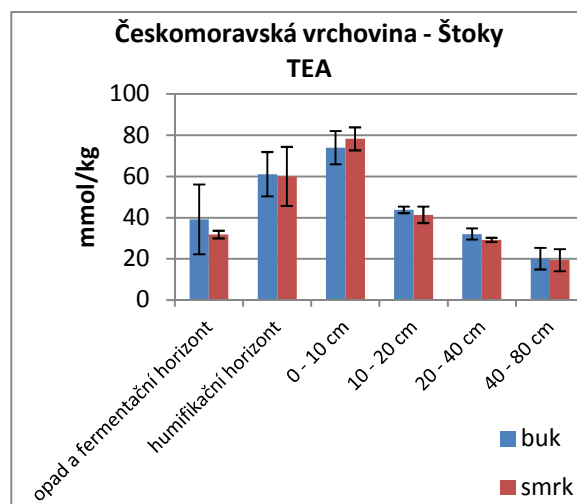
**Příloha č.22:** Průměrné koncentrace  $Mg^{2+}$  v lokalitě Štoky



**Příloha č. 23:** Průměrné hodnoty bazické saturace v lokalitě Štoky



**Příloha č. 24:** Průměrné hodnoty celkové výměnné acidity v lokalitě Štoky





**Příloha č. 25: Průměrné koncentrace a směrodatné odchylky Ca a Mg ve zkoumaných lokalitách.**

			Ca (mg/kg)						Mg (mg/kg)				
			OL+OF	OH	0-10 cm	10-20 cm	20-40 cm	40-80 cm	OL+OF	OH	0-10 cm	10-20 cm	20-40 cm
Načetín	buk	průměr	<b>7285</b>	<b>4227</b>	359	76	25	14	<b>1137</b>	<b>799</b>	<b>158</b>	<b>51</b>	10
		std	644	1303	125	29	8	7	51	285	81	11	2
	smrk	průměr	<b>1312</b>	453	55	22	10	5	274	119	25	14	3
		std	379	116	25	6	3	1	90	2	10	3	1
Bílé buky	buk	průměr	2967	<b>266</b>	<b>24</b>	17	<b>17</b>	<b>12</b>	358	<b>59</b>	<b>13</b>	<b>6</b>	4
		std	1020	136	5	3	3	3	43	9	2	1	0
	smrk	průměr	1670	685	95	<b>45</b>	<b>32</b>	17	242	<b>216</b>	<b>39</b>	13	7
		std	277	742	92	26	17	9	56	217	36	8	4
Bukačka	buk	průměr	4445	810	95	49	31	27	524	159	36	18	7
		std	563	189	40	29	28	31	47	31	2	6	2
	smrk	průměr	2001	<b>357</b>	<b>24</b>	18	<b>8</b>	<b>4</b>	309	111	23	<b>21</b>	7
		std	596	110	5	5	1	1	85	26	6	4	2
Jelení bučina	buk	průměr	6700	4127	<b>426</b>	<b>202</b>	<b>188</b>	<b>151</b>	754	276	34	16	<b>13</b>
		std	502	1432	101	53	23	59	52	85	3	3	1
	smrk	průměr	2040	950	55	28	27	16	<b>313</b>	207	25	8	3
		std	186	320	23	1	5	4	1137	799	158	51	10
Štoky	buk	průměr	<b>2490</b>	1485	70	<b>8</b>	18	134	<b>51</b>	285	81	11	<b>2</b>
		std	971	924	46	2	14	65	274	119	25	14	3
	smrk	průměr	<b>3550</b>	<b>1600</b>	<b>101</b>	<b>10</b>	26	<b>133</b>	<b>90</b>	<b>21</b>	<b>10</b>	<b>3</b>	<b>1</b>
		std	919	721	42	2	17	84	358	59	13	6	4

**zeleně** – nejvyšší hodnota ze všech lokalit pod bukem /smrkem v daném horizontu

**červeně** – nejnižší hodnota ze všech lokalit pod bukem/smrkem v daném horizontu

**Příloha č. 26: Průměrné koncentrace a směrodatné odchylky K a Na ve zkoumaných lokalitách.**

			K (mg/kg)						Na (mg/kg)					
			OL+OF	OH	0-10 cm	10-20 cm	20-40 cm	40-80 cm	OL+OF	OH	0-10 cm	10-20 cm	20-40 cm	40-80 cm
Načetín	buk	průměr	1244	432	64	36	16	9	30	30	11	12	6	4
		std	171	59	11	6	5	2	5	13	2	6	1	2
	smrk	průměr	630	181	39	25	11	9	27	19	7	7	6	4
		std	137	48	17	3	2	2	2	5	3	1	2	2
Bílé buky	buk	průměr	764	176	51	32	20	13	18	18	5	5	4	4
		std	144	21	11	10	1	6	2	4	1	2	1	1
	smrk	průměr	918	168	45	25	22	18	14	22	6	4	8	2
		std	624	51	22	7	6	6	3	6	1	0,5	6	0,9
Bukačka	buk	průměr	1126	332	67	37	21	15	33	15	5	3	2	3
		std	225	71	10	7	4	3	7	2	2	0,8	0,5	0,5
	smrk	průměr	797	142	25	21	12	10	26	16	7	4	3	2
		std	295	81	13	6	4	2	3	3	4	1	2	0,5
Jelení bučina	buk	průměr	1190	506	99	44	24	16	12	8	2	2	2	2
		std	420	168	14	6	2	1	2	4	0,5	0,5	0,5	0,5
	smrk	průměr	773	289	51	21	10	8	8	12	4	3	2	2
		std	167	37	14	8	2	1	2	1	1	1	0,5	0,5
Štoky	buk	průměr	521	302	46	26	28	59	10	8	3	4	3	4
		std	81	145	16	12	10	32	1	1	1	3	2	2
	smrk	průměr	554	172	33	17	21	34	13	8	5	7	6	7
		std	14	28	2	3	2	2	4	0,7	1	4	2	2

**zeleně** – nejvyšší hodnota ze všech lokalit pod bukem /smrkem v daném horizontu

**červeně** – nejnižší hodnota ze všech lokalit pod bukem/smrkem v daném horizontu

**Příloha č.27: Průměrné hodnoty a směrodatné odchylky kationtové výměnné kapacity (KVK) a bazické saturace (BS) ve zkoumaných lokalitách.**

			KVK (meq/100g)						BS (%)					
			OL+OF	OH	0-10 cm	10-20 cm	20-40 cm	40-80 cm	OL+OF	OH	0-10 cm	10-20 cm	20-40 cm	40-80 cm
Načetín	buk	průměr	<b>18,1</b>	11,9	7,7	<b>8,2</b>	4,1	2,4	<b>81,3</b>	67,8	12,5	4,1	2,9	2,7
		std	1,1	1,0	1,2	1,1	0,8	0,7	3,1	12,1	2,2	0,2	0,1	0,5
	smrk	průměr	<b>11,2</b>	10,5	7,7	<b>6,7</b>	2,6	1,7	36,4	12,9	<b>3,1</b>	<b>2,3</b>	2,9	3,0
		std	1,9	2,4	1,1	0,5	0,5	0,3	12,8	0,4	1,2	0,3	0,7	0,5
Bílé buky	buk	průměr	11,3	<b>13,5</b>	7,4	5,2	<b>4,3</b>	<b>3,0</b>	56,0	7,4	<b>2,8</b>	2,6	<b>2,2</b>	<b>2,4</b>
		std	1,3	2,7	0,7	0,2	0,1	0,7	9,49	1,9	0,3	0,7	0,3	0,8
	smrk	průměr	10,9	<b>14,6</b>	7,6	5,2	4,0	<b>2,6</b>	45,6	14,4	4,3	3,1	3,4	3,3
		std	1,5	2,6	1,0	1,0	0,8	1,1	16,6	14,5	2,1	0,6	0,9	0,6
Bukačka	buk	průměr	13,7	9,3	<b>8,5</b>	5,6	3,3	2,5	<b>14,2</b>	<b>7,0</b>	5,8	6,1	6,6	7,2
		std	0,5	0,4	1,5	1,2	0,1	0,4	0,5	0,5	0,1	0,1	0,1	0,1
	smrk	průměr	9,8	8,7	6,4	7,2	<b>4,9</b>	2,2	<b>13,2</b>	<b>9,5</b>	<b>9,2</b>	<b>9,7</b>	<b>10,2</b>	10,8
		std	1,2	2,1	0,9	0,5	1,1	0,6	1,7	0,4	0,1	0,1	0,1	0,1
Jelení bučina	buk	průměr	16,8	10,0	6,0	4,6	3,2	2,7	77,3	<b>68,9</b>	<b>14,5</b>	<b>8,9</b>	<b>10,5</b>	10,7
		std	1,9	2,1	0,6	0,6	0,4	1,2	0,8	11,0	3,1	2,6	1,8	4,2
	smrk	průměr	8,9	11,3	6,0	4,1	2,8	1,8	59,0	21,3	4,4	2,9	<b>2,7</b>	<b>2,8</b>
		std	1,6	1,8	0,5	0,9	0,7	0,2	6,6	3,8	0,1	0,1	0,2	0,1
Štoky	buk	průměr	9,5	9,4	7,7	4,5	3,3	2,5	54,1	31,6	3,4	<b>2,5</b>	4,2	<b>21,4</b>
		std	2,2	1,6	0,8	0,1	0,2	0,3	12,0	10,4	0,7	0,5	1,5	9,8
	smrk	průměr	10,5	9,0	<b>8,1</b>	4,2	3,0	2,4	<b>64,2</b>	<b>31,7</b>	3,4	2,5	4,9	<b>19,6</b>
		std	1,6	0,2	0,6	0,4	0,1	0,3	1,34	12,1	0,7	0,7	2,3	11,6

**zeleně** – nejvyšší hodnota ze všech lokalit pod bukem /smrkem v daném horizontu

**červeně** – nejnižší hodnota ze všech lokalit pod bukem/smrkem v daném horizontu

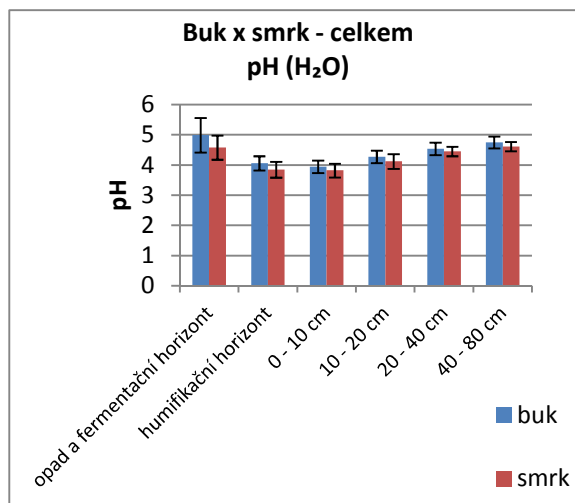
**Příloha č. 28:** Průměrné hodnoty a směrodatné odchylky celkové výměnné acidity (TEA) ve zkoumaných lokalitách.

			TEA (mmol/kg)					
			OL+OF	OH	0-10 cm	10-20 cm	20-40 cm	40-80 cm
Načetín	buk	průměr	<b>34,0</b>	37,6	67,9	<b>78,7</b>	40,6	23,8
		std	7,4	11,4	10,3	11,2	7,8	7,0
	smrk	průměr	<b>72,8</b>	91,5	75,0	65,8	<b>25,4</b>	<b>16,6</b>
		std	24,9	21,1	10,8	4,9	5,2	2,9
Bílé buky	buk	průměr	<b>49,1</b>	<b>125,4</b>	72,2	51,5	<b>42,5</b>	<b>30,0</b>
		std	4,8	27,3	6,9	2,8	0,5	7,8
	smrk	průměr	59,9	<b>127,7</b>	73,1	51,0	39,3	<b>25,9</b>
		std	22,6	40,5	8,8	9,9	8,3	10,8
Bukačka	buk	průměr	35,6	70,3	<b>80,2</b>	53,8	32,1	24,2
		std	5,9	9,2	15,9	12,4	0,4	4,9
	smrk	průměr	44,5	75,8	62,5	<b>70,9</b>	<b>48,2</b>	21,9
		std	7,4	19,0	9,1	5,5	11,2	6,6
Jelení bučina	buk	průměr	38,0	<b>29,6</b>	<b>51,9</b>	<b>42,7</b>	<b>28,8</b>	24,7
		std	3,5	6,1	7,3	6,9	4,3	12,3
	smrk	průměr	37,4	89,7	<b>58,0</b>	<b>40,6</b>	27,8	17,8
		std	12,0	17,0	5,5	8,8	7,0	2,5
Štoky	buk	průměr	39,2	61,0	73,9	43,7	32,0	<b>20,0</b>
		std	16,9	10,7	8,0	1,6	2,7	5,2
	smrk	průměr	<b>31,7</b>	<b>59,9</b>	<b>78,2</b>	41,3	29,1	19,3
		std	1,8	14,3	5,5	3,9	1,0	5,3

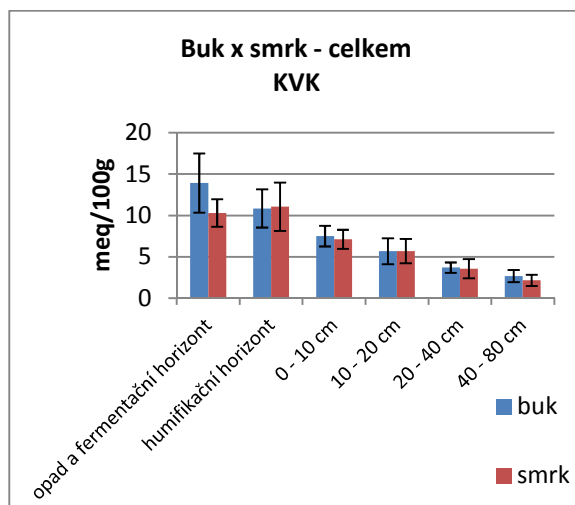
**zeleně** – nejnižší hodnota ze všech lokalit pod bukem /smrkem v daném horizontu

**červeně** – nejvyšší hodnota ze všech lokalit pod bukem/smrkem v daném horizontu

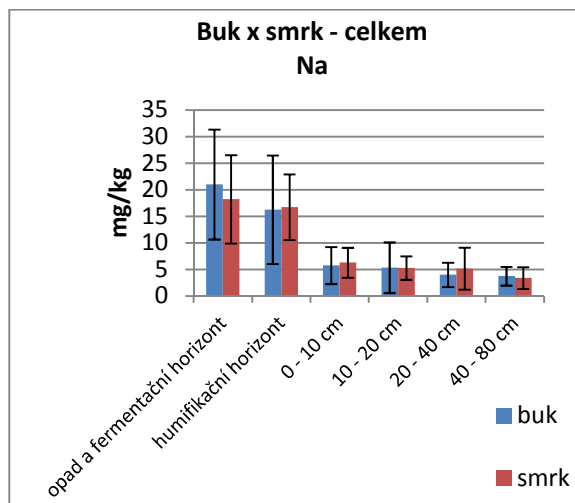
**Příloha č. 29:** Průměrné pH(H<sub>2</sub>O) ze všech lokalit



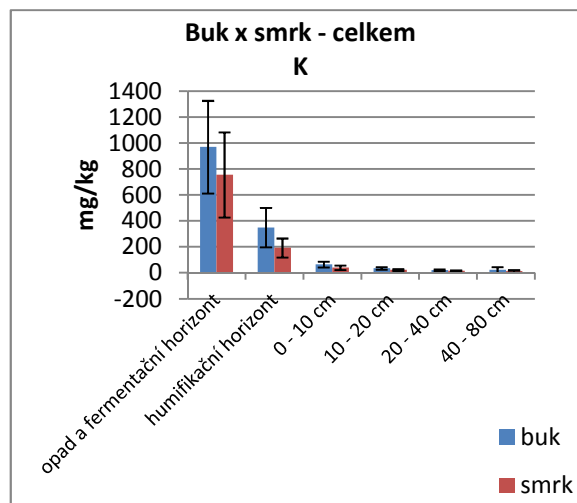
**Příloha č. 30:** Průměrná KVK ze všech lokalit



**Příloha č. 31:** Průměrné koncentrace Na<sup>+</sup> ze všech lokalit



**Příloha č. 32:** Průměrné  
koncentrace  $K^+$  ze všech lokalit



**Příloha č. 33:** Průměrné  
koncentrace  $Mg^{2+}$  ze všech lokalit

