

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra pedologie a ochrany půd



**Česká zemědělská
univerzita v Praze**

**Dlouhodobé změny půdních vlastností na rekultivované
výsypce Lítov**

Diplomová práce

Autor práce: Bc. Enkhtuya Enkhtaivan

Obor studia: Ochrana a využívání přírodních zdrojů

Vedoucí práce: doc. Ing. Ondřej Drábek, Ph.D

Konzultant práce: RNDr. Oldřich Vacek, CSc.

© 2020 ČZU v Praze

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou diplomovou práci "Dlouhodobé změny půdních vlastností na rekultivované výsypce Lítov" jsem vypracovala samostatně pod vedením vedoucího diplomové práce, s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedené v seznamu literatury na konci práce. Jako autorka uvedené diplomové práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušila autorská práva třetích osob.

V Praze dne datum odevzdání _____

Poděkování

Ráda bych touto cestou poděkovala svému vedoucímu práce doc. Ing. Ondřeji Drábkovi, Ph.D. za trpělivost, věnovaný čas, cenné připomínky, rady a za dobré vedení předkládané diplomové práce. Taktéž bych chtěla poděkovat mému konzultantovi RNDr. Oldřichu Vackovi CSc. za vstřícnost, ochotu, pomoc při získání potřebných informací a podkladů. Poděkování patří i Ing. Petře Vokurkové, Ph.D. za rady a odbornou pomoc, kterou mi poskytovala při zpracování výsledků v laboratoři. V neposlední řadě patří poděkování ke všem za laskavost, trpělivost, podporu, které mi poskytli při zpracování mé práce.

Dlouhodobé změny půdních vlastností na rekultivované výsypce Lítov

Souhrn

Půda je jednou z nejdůležitějších živých složek ekosystému a pro lidstvo má obrovský význam. Je nezastupitelná pro zemědělství, půdní organismy, vegetaci, ale také pro atmosféru, biosféru a hydrosféru. V poslední době se značná pozornost věnuje po-těžebním lokalitám, kde těžba vedla k totální devastaci půd.

Cílem této diplomové práce bylo prozkoumat změny vybraných půdních vlastností na výsypce Lítov a porovnat současný stav se stavem před dvaceti lety. Dalším cílem bylo zhodnotit časový vývoj výsypky a navrhnout potřebná opatření vedoucí k celkovému udržitelnému vegetačnímu pokryvu. Přičemž byla vyslovena hypotéza, že antropogenně ovlivněné půdy procházejí časovým vývojem a jsou značně ovlivněny půdním vegetačním pokryvem.

Na literární části práce byla uvedena problematika těžby a její vliv na přírodu, a následné řešení. V rámci praktické části bylo odebráno celkem 107 vzorků z výsypky Lítov (duben-srpen 2018), tj. stejný počet vzorků jako v roce 1998. U odebraných vzorků byla provedena analýza základních půdních charakteristik. Jednalo se o obsah organického uhlíku C_{ox} , výměnná půdní reakce pH_{KCl} , kvalita humusu $Q_{4/6}$, výměnná acidita V_a a obsah hliníku v půdě (hliníku organicky vázaného a labilního). Pro všechny získané výsledky bylo provedeno statistické zhodnocení dat. Změny všech charakteristik mezi sledovanými roky 1998 a 2018 byly vizuálně zhodnoceny pomocí GIS.

V odebraných vzorcích, oproti výsledkům z roku 1998, byl zjištěn nárůst hodnoty pH, obsahu organického uhlíku a mírně zlepšení kvality humusu. V celé oblasti byl patrný časový vývoj půdních charakteristik, také se projevil vliv způsobu rekultivace. Půdní vývoj, blízký přirozeným podmínkám byl nalezen v oblasti, kde byla prováděna zemědělská rekultivace (tj. překrytí orníci). Zalesnění, hlavně listnatými stromy, podporovalo zlepšení půdních charakteristik na zájmovém území. Vysoký obsah pyritu a lokální zamokření byly hlavní příčiny, který zhoršující půdní charakteristiky a vedly až k mortalitě vegetačního pokryvu.

Klíčová slova: výsypka Lítov, půdní vlastnosti, antropogenní půdy, pH, Al

Long time changes of soil characteristics on dumpsite Litov

Summary

Soil is one of the most important living components of the ecosystem and of great importance to mankind. It is irreplaceable for agriculture, soil organisms, vegetation but also for the atmosphere, biosphere and hydrosphere. Recently, considerable attention has been paid to post-mining localities, where mining has led to total devastation of soils.

The aim of this diploma thesis was to examine the changes in selected soil properties at the Litov dumpsite and to compare the current situation with the situation twenty years ago. Another goal was to evaluate the time development of the dumpsite and to propose necessary measures leading to an overall sustainable vegetation cover.

The literary part of the work presented the issue of mining and its impact on nature and subsequent solutions. Within the practical part a total of 107 samples were taken from the Litov dumpsite (April to August 2018), it is the same number of samples as in 1998. The analysis of basic soil characteristics was performed on the taken samples. These were the organic carbon content C_{ox} , the exchangeable soil reaction pH_{KCl} , the quality of humus $Q_{4/6}$, the exchangeable acidity V_a and the content of aluminum in the soil (organically bound and labile). Statistical evaluation of the data was performed for all obtained results. Changes in all characteristics between the observed years 1998 and 2018 were visually evaluated using GIS (Geographic information system).

In the taken samples were found an increase pH_{KCl} , organic carbon content and slight improvement in humus quality compared to the results from 1998. The time evolution of soil characteristics was evident in the whole area and the influence of the reclamation method was also evident. Soil development close to natural conditions was found in the area where agricultural reclamation was carried out (i.e. cover with topsoil). Afforestation, mainly by deciduous trees, supported the improvement of soil characteristics in the area of interest. High pyrite content and local wetting were the main causes, which worsened soil characteristics and led to the mortality of vegetation cover.

Keywords: dumpsite Litov, soil characteristics, anthropogenic soil, pH, Al

Obsah

1	Úvod	1
2	Vědecká hypotéza a cíl práce	2
2.1	Hypotéza	2
2.2	Cíl práce	2
3	Literární rešerše	3
3.1	Půda a její význam v životním prostředí	3
3.2	Degradace půdy	4
3.3	Těžba uhlí a její negativní vliv na půdu	4
3.3.1	Historie těžby uhlí	5
3.3.2	Vliv těžby uhlí na krajinu a životní prostředí	5
3.3.3	Devastace půdního pokryvu při hornické činnosti	6
3.4	Problematika a toxicita substrátů	6
3.5	Zahlazování důsledků těžby	8
3.5.1	Likvidace těžebních odpadů	8
3.5.2	Rekultivace po těžbě	9
3.5.3	Druhy rekultivace	11
3.6	Vývoj půd	20
3.6.1	Půdotvorný proces obecně	20
3.6.2	Půdotvorný proces na antropogenních substrátech	22
3.7	Vývoj půd na výsypkách	24
3.7.1	Vznik půdních diagnostických horizontů na výsypkách	25
3.7.2	Vývoj půdních profilů na výsypkách Sokolovské uhelné pánve	25
3.8	Vlastnosti půd na výsypkách	26
3.8.1	Vlastnosti půd na výsypkách Sokolovské uhelné pánve	28
4	Metodika práce	29
4.1	Charakteristika území	29
4.2	Odběr a příprava půdních vzorků ze sledované lokality	31
4.3	Analýza půdních vzorků	32
4.3.1	Stanovení výměnné půdní reakce	32
4.3.2	Obsah organického uhlíku	32
4.3.3	Kvalita humusu	33
4.3.4	Výměnná acidita půdy	33
4.3.5	Obsah hliníků v půdě	34
4.4	Vyhodnocení dat	34
5	Výsledky	35
5.1	Základní půdní charakteristiky v roce 1998	35
5.1.1	Půdní reakce pH (1998)	35

5.1.2	Obsah organického uhlíku C_{ox} (1998)	36
5.1.3	Kvalita humusu $Q_{4/6}$ (1998)	37
5.1.4	Výměnná acidita půdy V_a (1998)	38
5.1.5	Obsah hliníku v půdě (1998)	39
5.2	Základní půdní charakteristiky v roce 2018	42
5.2.1	Půdní reakce pH (2018)	42
5.2.2	Obsah organického uhlíku C_{ox} (2018)	43
5.2.3	Kvalita humusu (2018)	44
5.2.4	Výměnná acidita půdy V_a (2018)	45
5.2.5	Obsah hliníku v půdě (2018)	46
6	Diskuze	49
6.1	Časový vývoj půdních charakteristik	49
6.1.1	Půdní reakce pH	52
6.1.2	Obsah organického uhlíku (C_{ox})	53
6.1.3	Kvalita humusu $Q_{4/6}$	54
6.1.4	Výměnná acidita půdy V_a	55
6.1.5	Obsah hliníku v půdě	57
7	Závěr	62
8	Seznam literatury	63
9	Seznam použitých zkratk	72
10	Seznam obrázků, grafů, tabulek	73

1 Úvod

Příroda je neobyčejně bohatá. Díky zpracování přírodních zdrojů (neobnovitelné i obnovitelné) vznikají věci, které využíváme v každodenním životě. Česká republika je jedním ze států, která má dlouholetou tradici těžby přírodních surovin pocházející již od středověku. Součástí těžby je těžba hnědého a černého uhlí, která zásobuje uhelné elektrárny. Více než 50 % výroby elektřiny využívá spalování hnědého uhlí, které probíhá v klasických elektrárnách. Na zájmovém území, tj. na výsypce Lítov, která se nachází v Sokolovské úhelné pánvi byla prováděna těžba od roku 1870.

Povrchová těžba hnědého uhlí má významně negativní vliv na půdu. Narušuje estetický vzhled krajiny, půdní strukturu a úrodnost půdy. Kromě toho, těžba významně změní chemické vlastnosti půdy např. půdní reakci, kvalitu humusu, obsah organického uhlíku, vyšší koncentrace rizikových prvků. Přičemž ovlivňuje rozmanitost půdních živočichů, půdní vegetace i celého ekosystému.

V současnosti je snaha co nejvíce obnovovat porušenou krajinu a udržovat přírodu zdravou, úrodnou a stabilní. Nejúčinnějším způsobem, jak zlepšit kvalitu půdy a estetický vzhled krajiny, je rekultivace po těžbě. Můžeme ji rozdělit na lesnickou, zemědělskou, hydričnou a rekreační. Z hlediska ekonomiky se jedná o velmi nákladný proces, který zabere spoustu času a práce. Nicméně umožňuje lidstvu opětovné využití půdy jak zemědělsky, tak k rekreačním účelům. Na výsypce Lítov byla prováděna rekultivace lesnická a zemědělská. Některé části výsypky Lítov byly překryty ornici a některé části i ponechány sukcesi bez antropogenního vlivu. Je prokázáno, že je možné najít ohrožené a vzácnější druhy v oblasti, kde se příroda sama rozvíjí.

V rámci diplomové práce bylo provedeno srovnání současného stavu se situací před dvaceti lety.

2 Vědecká hypotéza a cíl práce

2.1 Hypotéza

Antropogenně ovlivněné půdy mají výrazně rozdílné vlastnosti než přirozené půdy, nicméně tyto vlastnosti také procházejí časovým vývojem a jsou značně ovlivněné půdním vegetačním pokryvem.

2.2 Cíl práce

Cílem mé diplomové práce bylo prozkoumat změny vybraných půdních vlastností na výsypce Lítov a porovnat současný stav se stavem před dvaceti lety. Zhodnotit časový vývoj výsypky a navrhnout potřebná opatření vedoucí k celkovému udržitelnému vegetačnímu pokryvu.

3 Literární rešerše

3.1 Půda a její význam v životním prostředí

Jedním z nejvýznamnějších neobnovitelných přírodních zdrojů je půda. Půda je důležitým prostředkem pro růst rostlin, který jim poskytuje živiny a vodu (Nortcliff et al. 2006). Půda tak zajišťuje klíčovou část výživy lidské populace, zemědělské produkce, ale je i zdrojem dalších přírodních materiálů, jako je dřevo, léčiva, textilní vlákna, látky pro chemický průmysl apod. V současnosti je rovněž zdrojem obnovitelných zdrojů energie. Dalšími mimoprodukčními (ekologickými a sociálními) funkcemi půd jsou:

- produkce biomasy,
- fond druhové a genové biodiverzity,
- ukládání, filtrování a transformace živin, látek a vody,
- fyzikální a kulturní prostředí pro lidi a lidské aktivity,
- zdroj surovin,
- zásobárna uhlíku,
- archiv geologie a archiv dějin historie lidstva (Echevarria & Morel 2015).

Půda má mnoho definic. Například:

- Podle Dokučajeva (1958), půda jsou povrchové vrstvy hornin, změněné vlivem vody, vzduchu a živých i mrtvých organismů.
- Podle Simonsona (1959), půda je přírodním tělesem, které zaujímá určitý prostor a unikátní morfologii na zemském povrchu.
- Půda je také označována jako přírodní útvar vzniklý na povrchu země vzájemným působením litosféry, atmosféry, hydrosféry, biosféry a času (Štys et al. 1981).

V přírodě vzniká půda zvětráním hornin. Zvětrávání hornin je dílem fyzikálních a mechanických vlivů, které působí na rozpad pevných hornin nebo je dílem chemických reakcí a přeměn a dále také vlivů biologických, jako je činnost kořenů rostlin, dále mikroorganismů a jiných činitelů (Novák 1953). Člověk využívá půdu ke svému užitku a také ji podle potřeby přeměňuje i přetvořuje, aby mu lépe sloužila a poskytovala více užitku (Novák 1953). Využití půdy člověkem můžeme posuzovat z hlediska dvou aspektů:

- a) půdní zdroje jako nezbytný vstupní faktor umístění a rozvoje většiny lidských aktivit a přírodních ekosystémů (průmysl, silnice a jiné dopravní struktury, výstavba sídlišť apod.).
- b) půdní zdroje jako hlavní determinant potenciálního růstu vegetace ať už v rámci přírodního procesu nebo v rámci kultivace člověkem a jako habitat mnoha mikroorganismů (zemědělství, pastevectví, lesnictví apod.) (Hermannová 1986).

3.2 Degradace půdy

Půdy jsou ovlivněny průmyslovou, komunální a zemědělskou činností, které vedou k půdní degradaci (FAO). Proces degradace půdy lze charakterizovat jako pokles nebo úplnou ztrátu úrodnosti půdy z hlediska krátkodobého i dlouhodobého znečištění půdy a změny ovlivňující stav půdy a její úlohu v rámci ekosystémů (Hermannová 1986).

Roberts (1991) rozdělil znehodnocování půdy antropogenní činností do následujících skupin:

- změna nebo odstranění vegetace,
- odstranění půdy z důvodu těžby surovin,
- stavební činnost – zastavění pozemků,
- nevhodné způsoby obdělávání a meliorací půdy,
- vnášení a akumulace toxických a škodlivých látek do půdy.

3.3 Těžba uhlí a její negativní vliv na půdu

Česká republika je neobyčejně bohatá na přírodní zdroje. Jednou z těžených surovin, která má fatální následky na půdní prostředí je těžba hnědého uhlí. Při těžbě hnědého uhlí povrchovou těžbou dochází k totálnímu odstranění půdy i zúrodnění schopných substrátů. Těžba hnědého uhlí historicky vedla k totální devastaci půd v prostoru velkých ložisek v rozsáhlých územích severozápadních Čech (Štýs et al. 1981).



Obrázek č. 1: Povrchová těžba hnědého uhlí, ČR (FOTO Vacek)

3.3.1 Historie těžby uhlí

Uhlí vzniklo převážně z rostlinných zbytků nahromaděných v oblastech mírného pásma ve vodních tocích, jezerech, mořských zálivech a lagunách (Nováček 2000). Uhlí je v EU nejrozšířenějším zdrojem energie. V EU tvoří 88 % zásob zdrojů energie, z toho 45 % představuje hnědé uhlí a 43 % černé uhlí. O zbývajících 12 % se dělí ropa, plyn a uran. I když podle archeologů užíval člověk hnědé uhlí již v pravěku, trvalo poměrně dlouho, než se od znalosti tohoto paliva a jeho náhodného užívání postoupilo k pravidelné těžbě (Klimecký et al. 2002). Dle světové uhelné asociace (WCA) pokrývá uhlí přibližně 30 % světových energetických potřeb. Podle nejnovějších odhadů je ve světě více než 992 miliard tun zásob hnědého uhlí, černého uhlí a lignitů (WCA).

Bohaté zásoby relativně snadno dostupného hnědého uhlí byly základem rozvoje těžebního a zpracovatelského průmyslu České republiky (Štýs et al. 2014). Hlavní zdroje hnědého uhlí se nachází v severočeské Sokolovské pánvi, která je jedním z nejvíce znečištěných území ve střední Evropě, tzv. Černý trojúhelník (Sebestova et al. 1995). Hnědé uhlí se v České republice těží povrchoвым způsobem těžby (Šapářová 2012). Ke konci 70. let 19. století v ČR převážila těžba hnědého uhlí a tuto převahu nad těžbou černého uhlí si zachovala vlastně dodnes (Klimecký et al. 2002). Nejvyšších hodnot dosáhla těžba u hnědého uhlí v polovině osmdesátých let (cca. 100 mil.t), a u černého uhlí v polovině sedmdesátých let minulého století (cca 30 mil. t). Od té doby začala těžba klesat, ale stále se však udržovala na vysokých hodnotách (Malečková et al. 2013). Více než 50 % výroby elektřiny využívá spalování hnědého uhlí, které probíhá v České republice v klasických elektrárnách. Uhelná ložiska jsou zde těžena otevřenými metodami až do hloubky 150 metrů (Sebestova et al. 1995).

Těžební metody lze rozdělit na:

- Povrchová těžba (prováděna v otevřených lomech),
- Hlubinná těžba (prováděna v podzemních dolech),
- Ostatní (např. geotechnologické metody těžby, chemické a bakteriální loužení atd.) (Dirner et al. 2011).

3.3.2 Vliv těžby uhlí na krajinu a životní prostředí

Jak již bylo řečeno, k nejvýraznější destrukci krajiny dochází zejména při těžbě nerostných surovin (Štýs 1990). Těžba narušuje estetický vzhled krajiny a poškozuje půdní složky, např. půdní horizonty a struktury, půdní mikroorganismy a výživové cykly, které jsou základními podmínkami pro udržení zdravého ekosystému (Sheoran et al. 2010). Povrchová těžba je jednou z nejkompexnějších forem změny a degradace biotopů vlivem lidské činnosti (Shrestha & Lal 2011), a podílí se ze všech aktivit člověka nejvýrazněji na dynamických proměnách krajiny. Transformací horninového prostředí a změnou reliéfu výrazně ovlivňuje především mocný profil litosféry a kvalitu ovzduší, klimatické faktory atmosféry, deformuje

režim hydrosféry, devastuje celý prostor pedosféry, kontaminací nebo přímou likvidací fytoocenóz a zoocenóz, výrazně ovlivňuje prostor biosféry (Štýs et al. 1981). Mezi hlavní dopady povrchové těžby uhlí na krajinu patří zejména zhoršená stabilita svahů způsobující sesuvy a rychlou půdní erozi, zanášení a degradace povrchu vodních ploch a snížení kvality půdy v zemědělské krajině a odstranění vegetace ve svém okolí (Sengupta 1993; Shrestha & Lal 2011).

Velkoplošná povrchová těžba uhlí je běžně používanou metodou těžby v mnoha částech světa. To vede ke vzniku trvalých skládek sterilního materiálu (Borůvka et al. 2012). Miao et al. (2000) uvádí, že při povrchové těžbě uhlí může být na každých deset tisíc tun vytěžené suroviny zničeno až 2 200 m² půdy. V případě hlubinné těžby se na povrchu projevují významné změny ve formě propadlin, v nichž vystupuje k povrchu či nad povrchem podzemní voda, tvoří se bahniska nebo zatopená území. Dochází k zemním pohybům, při kterých vznikají hluboké pukliny, a tak jsou vyřazovány další plochy půd ze zemědělské produkce (Najmr 1960).

Nicméně řada biologických průzkumů ukázala, že území po těžbě naopak vykazují mnohem větší rozmanitost organismů než okolní kulturní krajiny. Vyskytuje se v nich mnoho chráněných a vzácných druhů, nalézány jsou i druhy považované již na území ČR za vymizelé a také druhy pro ČR nové. Pro některé organismy mizející z území ČR se dokonce plochy ovlivněné těžbou a ukládáním odpadních materiálů po těžbě a zpracování surovin staly poslední útočiště, kde dosud přežívají (Příkryl 2017).

3.3.3 Devastace půdního pokryvu při hornické činnosti

Základní formou devastace krajiny při povrchové těžbě nerostných surovin jsou výsypky a zbytkové lomy (Štýs et al. 1981). Vytvoření nových krajinných prvků, jako jsou důlní jámy a haldy, vede k významné geomorfologické změně původního stavu krajiny. Lokality, kde ještě nedávno probíhala povrchová těžba, mají extrémní pedologické podmínky (jíly, minerální chudé písky nebo fytotoxické formy), extrémní klimatické podmínky a biotické vztahy (převládání anorganických prvků na úkor organických složek) (Hendrychová 2008). Půdy na výsypkách jsou často velmi jílovité, vykazují žádný, nebo velmi nízký obsah organických látek a vysoký stupeň zamokření. Někdy také v těchto půdách probíhají nepříznivé půdní reakce např. acidifikace půdy (Borůvka et al. 2012). Wang & Gong (1998) uvádějí, že půdy vyšší kvality degradují rychleji než půdy s nižší kvalitou, neboť obvykle vyžadují vstup velkého množství živin, pro zachování jejich úrodnosti.

3.4 Problematika a toxicita substrátů

Nejstabilnějším a klíčovým půdotvorným faktorem na vývoj půdního typu jsou půdotvorné substráty. Půdotvorný substrát ovlivňuje průběh půdotvorného procesu jednak mineralogicko-chemickým složením, jednak zrnitostí (Laník & Halada 1960). Jako půdotvorný substrát na výsypkách a odvalech a dalších devastovaných půdách určuje horniny

a zeminy, na kterých přímo vzniká půda a jsou tedy v průběhu její tvorby bezprostředně ovlivněny půdotvornými procesy. Výsypkové půdotvorné substráty se od ostatních výsypkových hornin liší hlavně v důsledku půdotvorných faktorů, a to jak přírodních, tak antropogenních (rekultivace) (Štýs et al. 1981). Tyto substráty na výsypkách jsou obvykle zatíženy toxicitou. Do kategorie antropogenních půdních substrátů patří veškeré přemístěním nadloží nově vzniklé půdní substráty, u nichž byly civilizačními vlivy různě pozměněny chemické, fyzikální, mikrobiální nebo hydropedologické vlastnosti (Dimitrovský 2001). Nejběžnější vlastnost substrátů je velmi nízké pH a vysoké koncentrace kovů, řidčeji vysoké pH. Extrémní mohou být i fyzikální vlastnosti (bentonit, popílek, uhlí) (Příkryl 2017). Mezi hlavní problémy výsypkových substrátů patří také extrémní zrnitostní složení, případně další nepříznivé fyzikální vlastnosti (hydrofobita) a nedostatek recentní organické hmoty (Frouz 2015). Zrnitostní složení je určováno především primárním strukturálním stavem sypaných nadložních zemín na povrchu výsypky, intenzitou rozpadu zpevněných forem jílu cyprisové série a stářím vzniku výsypky (Dimitrovský et al. 2016a).

Dalším častým problémem výsypkových půd je, že zde dochází k separaci jedné velikostní kategorie zrn a substráty jsou pak extrémně písčité nebo velmi jílovité, což přináší nepříznivý vodní režim (Frouz 2015). Výsledkem jsou pak kompaktní oblasti, které často vykazují špatnou funkčnost půdy nejen pokud jde o pohyb vody ale také plynů díky substrátu, který neprošel vývojem struktury. Tyto vlastnosti vedou k nízké zemědělské produktivitě a negativním vlivům na životní prostředí, např. vodní eroze (Krümmelbein & Raab 2012).

Toxicita výsypek zpravidla souvisí s toxicitou substrátů (Frouz 2015). Navíc přirozené zvětrávací procesy mohou být výrazně urychleny vynesením substrátů z hlubších vrstev a vystavením oxidaci a povětrnostním vlivům (Bradshaw 1997). Zvětrávací proces zemín na výsypkách příznivě ovlivňuje chemické vlastnosti uvolňováním základních prvků minerální povahy (Ca, K, Mg, P) (Dimitrovský et al. 2016a).

Dalšími faktory, které způsobují toxicitu výsypkových substrátů, mohou být zasolení, vysoký obsah rizikových prvků, zejména arsenu, a dále výskyt polycyklických aromatických uhlovodíků (PAH) uvolňovaných z fosilní organické hmoty (Bradshaw 1997).

Ondráček et al. (2002) a Kabrna & Řehoř (2007) zdůraznili účinky antropogenních postupů tvorby půdy na úspěšnost rekultivace v závislosti na lokalitách s různými pedologickými charakteristikami, včetně substrátů, které jsou fyto toxické (tj. extrémně kyselé substráty v důsledku přítomnosti Fe sulfidů).

3.5 Zahlazování důsledků těžby

Podle horního zákona 44/1988 Sb. se za důlní škody považují škody způsobené na hmotném majetku vyhledáváním a průzkumem ložisek, pokud se provádí důlními díly, dobýváním výhradních ložisek, zřizováním, zajišťováním a likvidací důlních děl, lomů, včetně jejich zařízení odvalovým, výsypkovým a kalovým hospodářství organizací, úpravou a zušlechťováním nerostů, prováděnými v souvislosti s jejich dobýváním, jakož i škody způsobené zvláštními zásahy do zemské kury. K zajištění vypořádání důlních škod je organizace povinna vytvářet rezervu finančních prostředků. Výše rezervy vytvářená na vrub nákladů musí odpovídat potřebám na vypořádání důlních škod v časovém průběhu podle jejich vzniku, popřípadě v předstihu před jejich vznikem.

3.5.1 Likvidace těžebních odpadů

Výsypka je extrémně variabilní a heterogenní prostředí jehož vlastnosti vychází ze složení odpadu s ohledem na polohu a čas (Nagendran 2006). Podle zákona o nakládání s těžebním odpadem a o změně některých zákonů (157/2009 Sb.) se rozumí těžebním odpadem jakýkoliv odpad, kterého se provozovatel zbavuje nebo má úmysl nebo povinnost se ho zbavit, včetně těžebních odpadů vzniklých při těžbě, úpravě a zpracování radioaktivních nerostů, které nelze považovat za radioaktivní odpady, a které vznikají:

- a) při ložiskovém průmyslu, těžbě, úpravě nebo při skladování nerostů a které podle zákona o odpadech náleží mezi odpady z těžby nebo úpravy nerostů, nebo
- b) při těžbě, úpravě nebo skladování rašeliny.

Ukládání odpadů vzniklých v České republice těžbou nebo úpravou nerostů bylo řešeno báňskou legislativou již od roku 1988, kdy byly stanoveny požadavky na bezpečný provoz odvalů a odkališť. Při jakékoliv těžbě nerostných surovin vzniká odpadní hornina a hlušina. Důležitou otázkou při likvidaci těžebních tuhých odpadů je výběr správných způsobů pro komplexní využití těžebního odpadu a kontrolu jejich znečištění. Množství odpadních hornin v povrchové těžbě je více než u hlubinné těžby. To vyžaduje více prostoru k ukládání těžebních odpadů (Lu & Cai 2012).

Využití tuhých odpadů podle Lu & Cai (2012):

1. Výroba stavebních materiálů: využití odpadních hornin a hlušin. Použití hlušiny jako stavebního materiálu slouží k zhotovení stěnových cihel a podlahových dlaždic pro výstavbu, používaných pro plnění skalních stěn, pro vyčištěné plochy nebo úložiště apod.
2. Recyklace využitelných materiálů: s rozvojem technologie zpracování nerostných surovin je možné, že využitelné minerály v hlušině mohou být recyklovány.
3. Zásyp vytěžené oblasti: zásyp vytěžené oblasti je nejen významný pro environmentální obnovu a zlepšení těžebních podmínek, ale je též dobrý jako způsob

likvidace tuhých odpadů z těžby. Naplnění vytěžené oblasti by mohlo snížit množství využívání půdy a snížit dopady na životní prostředí.

4. Regenerace půdní vegetace: vegetace zasazená na povrchu hlušin není pouze vhodná ke stabilizaci půdy a snížení její eroze, ale také k posílení růstu další vegetace.
5. Výroba skla nebo hnojiva: podle odrůd minerálního složení v hlušině různých dolů, by mohla být hlušina použita k výrobě skla nebo hnojiva. Bylo provedeno mnoho výzkumů výroby skla nebo hnojiva pomocí magnetizovaných železných hlušin (Lu & Cai 2012).

3.5.2 Rekultivace po těžbě

Císařským patentem ze dne 23. 5. 1854 byl v říšském zákoníku z roku 1854 pod č. 146 vydán obecný horní zákon. Tato rozsáhlá právní norma podrobně upravovala celý komplex zákonných podmínek kutání, mezi kterými byly zařazeny i vztahy těžařů k pozemkům. Týkaly se nejen problematiky postoupení pozemků, ale i náhrad důlních škod. Tento zákon již ukládal, aby těžbou postižené pozemky "byly vráceny svému původnímu účelu" (Štys et al. 1981).

Krajina je dle zákona č. 114/1992 Sb. o ochraně přírody a krajiny, v aktuálním znění, explicitně definována jako: „část zemského povrchu s charakteristickým reliéfem, tvořená souborem funkčně propojených ekosystémů a civilizačními prvky.“ Krajinu lze rozdělit nejjednodušeji na krajinu přírodní, kulturní a devastovanou (Kohlová & Melichar 2017).

Efektivním způsobem, jak zlepšit kvalitu půdy v oblastech těžby je rekultivace (Tripathi et al. 2016). Obecné plány na rekultivace se staly důležitou dokumentací pro územní plánování, a také pro správu konkrétních oblastí. Na základě těchto dokumentů jsou těžební společnosti povinny vrátit krajinu po těžbě do původního stavu (Hendrychová 2008). Již od počátku rekultivační činnosti z padesátých let bylo cílem vytvoření co nejstabilnějšího krajinného prostředí a ekosystémů, které mají strukturu a funkci podobných nebo stejných vlastností jako původní ekosystém nebo krajina (Parker 1997; Sochor 2010). Dalším cílem rekultivačních prací je tvorba krajiny, která by byla ekologicky vyváženým a ekonomicky hodnotným životním prostředím, odpovídajícím celospolečenským zájmům (Smolík & Dirner 2010).

Rekultivace je nedílná součást systému využití nerostné suroviny, její rámcovou osnovu je proto vhodné členit do následujících úseků (Štys et al. 1981).

- *Přípravná fáze rekultivační problematiky*: má především preventivní a optimalizační funkci a účinnost. Již vyhledávací průzkum ložisek je nutno řešit se zřetelem na možnosti komplexní a koordinované exploatace nerostných surovin a přímých zdrojů v daném prostoru. Během přípravné fáze je nutno preventivně řešit střety zájmů za předpokladu přednostního prosazování celospolečenských priorit.

- *Důlně technická fáze rekultivační problematiky:* již během těžby je nutno řešit všechna technicky realizovatelná a ekonomicky únosná opatření k minimalizaci deterioračních vlivů na prostředí v rámci celého dobývacího prostoru a především k plánovitému vytváření vhodných předpokladů pro řešení následné rekultivace v souladu s cílovou představou o optimálním způsobu využívání daného území.
- *Biotechnická fáze rekultivačního cyklu:* je řešitelná skupinou prací technické povahy, jejímž úkolem je zlepšování ekologických vlastností nejen územích určených k rekultivaci. Základním smyslem těchto opatření je odstranění deficitní povahy stanoviště
- *Postrekultivační fáze* je zahajována předáváním zrehabilitovaných pozemků do následného užívání (Štýs et al. 1981).

V haldách výsypkových zemin jsou uloženy statisíce kubických metrů bývalých orníc, sprašových hlín a jiných kvalitních půd, které jsou velmi vhodné při rekultivaci a tvoření nových půd na výsypkách i na zasypaných důlních jamách (Najmr 1960). Vlastnosti rekultivovaných půd (zrnitost, pH, sorpční kapacita atd.) se mohou značně lišit v závislosti na vlastnostech půdního substrátu, ze kterého se tvoří (Rohošková et al. 2006). Úrodnost příštích půd bude záviset na tom, jakých zemin bude k jejich vrstvení použito (Najmr 1960). Během rekultivace se nové pozmeněné půdy nazývají obnovené důlní půdy, které jsou charakterizovány vysokým podílem horninových úlomků, zbavených půdních živin, vysokou objemovou hustotou a nízkou infiltrací. Za prvé je třeba analyzovat vlastnosti rekonstruovaných půd, protože všechny fyzikální a chemické vlastnosti půd jsou extrémně důležitými složkami budoucí struktury ekosystémů (Chambers & Wade 1990).

Kromě zlepšování půdních vlastností, úspěšná rekultivace ovlivňuje rozvoj vegetace (Frouz et al. 2008). Přirozená nebo vysazená vegetace na výsypce hraje důležitou roli při kontrole eroze a odstraňování nečistot, kromě toho, že přináší estetickou hodnotu (Nagendran 2006). Úspěšná rekultivace vyžaduje základní znalosti o biotických a abiotických faktorech a také o ekologických procesech (Hendrychová 2008). Mezinárodní společnost pro ekologickou obnovu (SER) vydala seznam devíti atributů ekosystému, které slouží pro vyhodnocení úspěšnosti rekultivace:

1. podobná rozmanitost a struktura společenství ve srovnání s doporučujícími lokalitami,
2. přítomnost původních druhů,
3. skupiny půdních živých organismů nezbytné pro dlouhodobou stabilitu ekosystému,
4. fyzická schopnost prostředí udržet životaschopné populace,
5. pravidelné fungování ekosystému,
6. integrace s krajinou,
7. odstranění potenciálních hrozeb,
8. odolnost vůči přirozeným poruchám,

9. soběstačnost.

Obnova narušené krajiny je výzvou kvůli vysokému stupni degradace půdy. Rekultivace proto musí být provedena způsobem, který maximalizuje dlouhodobou udržitelnost ekosystému (Shrestha & Lal 2011). Rekultivace výsypek si vyžadují značné finanční i pracovní náklady, zdravou biologickou rozmanitost ekosystému, což znamená samo-udržování, interakce a fungování v rovnováze s kombinací fyzikálních, chemických a biologických složek (Volf 1988). Rekultivační optimalizace je závislá i na způsobu a struktuře těžebního procesu, na nichž jsou závislé i formy devastace a následně i charakter devastovaných pozemků, který je závažným faktorem rekultivační optimalizace (Stýš et al. 1981).

3.5.3 Druhy rekultivace

Z historického pohledu lze rozlišovat čtyři fáze vývoje ve vztazích těžby - rekultivace (Štýs et al. 2001): nejstarší fáze je přirozená sukcese (spontánní sukcese bez rekultivace), následuje fáze vyčištění výsadby (biologická rekultivace pomocí plantáží, ale bez dalších terénních úprav), zemědělsky – produktivní fáze (zlepšení půdních podmínek, upřednostňování výsadby dřevin a také vysoký podíl zemědělských polí), a nakonec současná ekologická fáze (krajina - ekologická koncepce zaměřena na dosažení vysoké biologické rozmanitosti na úrovni taxonů společenství a ekosystémů) (Hendrychová 2008).

Rekultivace zahrnuje soubor technických a biotechnických opatření, z nichž:

- do skupiny technických opatření patří:

terénní úpravy, navážka úrodných půd, soustava půdních meliorací ke zlepšení půdních vlastností a k urychlení průběhu půdotvorných procesů, hydromeliorační opatření (odvodnění), výstavba komunikační sítě apod.

- do skupiny biotechnických opatření patří:

soubor speciálních způsobů zemědělských rekultivací, speciálních osevních postupů, soubor lesobiotechnických zásahů spojených s péčí o lesní kultury, sadovnické rekultivace, výsadba dřevin a ošetřování rekreačních oblastí (Smolík & Dirner 2010).

Geologický substrát, sklon a forma rekultivace jsou klíčovými atributy určujícími rychlost tvorby půdy (Hendrychová 2008). Vnější i vnitřní výsypky jsou po vytěžení suroviny rekultivovány standardizovanými postupy technické, zemědělské nebo lesnické rekultivace.

3.5.3.1 *Sukcese primární a sekundární*

Ekosystémy mohou procházet přirozeným vývojem prostřednictvím řady přirozených fází sukcese bez technického opatření (Hendrychová 2008). Území degradované nebo devastované těžbou se téměř vždy začne obnovovat zcela spontánně přirozenými sukcesními procesy. Přirozené sukcesní procesy navíc dokážou samy najít rovnovážný stav a zajistí správné fungování ekosystému v krajině (Bradshaw 1997).

Spontánní sukcese: je proces, kdy náprava negativních vlivů dobývání v krajině je plně ponechána přírodě. „Příroda nejlépe pozná“, který rostlinný a živočišný druh má v daném prostředí nejlepší podmínky pro svůj rozvoj a který toto prostředí začne dále přetvářet. Praxe ukazuje, že ideální jsou pro spontánní sukcesi zejména menší kamenolomy (Zamarský et al. 2009). Spontánní vývoj travních porostů může být zcela běžný, když je půda zhutněna, např. vyrovnáním a trávníky se běžně vyvíjejí i na lokalitách po těžbě, kde je vyrovnávání součástí hromadného procesu (Frouz et al. 2018). Spontánní sukcese obecně podporuje rozptýlení vzácných a původních druhů, na rozdíl od regenerovaných výsypků s lidským zásahem, které jsou často charakterizovány nižší biodiverzitou a obývány cizím nebo agresivním druhem (Hendrychová 2008). Nicméně spontánní sukcese není široce uznávána jako vhodná doplňková nebo náhradní schéma pro tradiční rekultivační proces (Kabrna & Řehoř 2007).

Výsypky v počáteční fázi sukcese vykazují nedostatek dusíku, který omezuje růst rostlin (Vitousek et al. 1993). Srivastava et al. (1989) uvádí, že přirozená sukcese může trvat přibližně 200 let, aby se celkový objem dusíku obnovil na úroveň původní lesní půdy. Kolonizace výsypky pomocí stromů podporující obsah dusíku v půdě, jako je olše, může zlepšit podmínky pro další generaci stromů (Walker & Chapin 1986). Tyto druhy stromů jsou také vhodné pro zlepšení kvality půdy a podporují rychlou tvorbu půdního horizontu A - organominerálního (Frouz et al. 2009). V některých podmínkách, může být přirozená sukcese atraktivní díky nižším nákladům a vyšší biologické rozmanitosti. Sukcesí lze vytvořit příznivé podmínky pro vzácné a ohrožené druhy organismů (Prach & Hobbs 2008). V průběhu sukcese klesá pH půdy a zvyšuje se obsah organických látek (Frouz & Nováková 2005).



Obrázek č. 2: Příklad spontánní sukcese na Lítovské výsypce Sokolovské uhelné pánve ČR (FOTO Vacek)

3.5.3.2 Technická rekultivace

Rekultivace v technickém pojetí tedy bude spočívat v úpravě sklonu svahu, vyrovnaní povrchu, navezení podorniční vrstvy a organického substrátu (Dohnal 2013). Po ukončení těžby zůstávají na povrchu často značné bizarní tvary-extremně strmé svahy s projevy sesuvů, stěny lomů s pravidelnými vodorovnými linkami zbytků těžebních etáží, hromady hlušiny tvarované tak, jak byly vysypány z dopravního prostředku, či dokonce zbytky staveb – zejména betonové základy apod. Je zpravidla žádoucí provést nejdříve alespoň některé úpravy terénu (Zamarský et al. 2009). Terénní úpravy se provádějí podle požadavků stanovených příslušnými specialisty z jednotlivých oborů (např. lesnictví, vodohospodářství, komunikace, erozní ohroženosti, ochrany a tvorby krajiny apod.). Z návrhu terénních úprav musí být zřejmé budoucí začlenění rekultivované plochy do širšího územního celku (Dimitrovský 2001).

Cílem technických rekultivací je znovunavrácení krajiny ke způsobu využívání, v jakém byla před těžbou nebo k jejímu ekonomickému či estetickému rozvoji. Technická rekultivace obvykle nastupuje po několikaleté stabilizaci substrátu. Nejprve je přemodelován povrch, jsou odstraněny všechny terénní nerovnosti a celá lokalita je zavezena orníci a je zaváděna vegetace (Jongepierová et al. 2012; Macdonald et al. 2015). Technické rekultivace celkově zahrnují tvarování území, obnovu vodoteče a přeložky inženýrských sítí. Základním problémem technických rekultivací je zarovnaní a odvodnění povrchu výsypky. Původně

pestré prostředí zaniká a je nahrazeno urovnanou plání. Důležitou součástí návrhu terénních úprav je dokonalá znalost potenciální úrodnosti zemin určených pro rekultivaci (Dimitrovský 2001).

3.5.3.3 *Biologická rekultivace*

Určení způsobu biologické rekultivace je závislé jednak na vytvoření řady předpokladů, jednak i na přístupu k řešení v jednotlivých státech (Štýs et al. 1981). Bezprostředně po ukončení technické rekultivace, je vegetace spolehlivým indikátorem vlastností biotopů. Mezi další bio-ukazatele kvality a zdraví nově vytvořené půdy patří biomasa mikroorganismů, jejich počet, složení a enzymatická aktivita (Mocek-PŁóciński 2016). Různé druhy rostlin jsou zdrojem půdní organické hmoty, a ovlivňují různými způsoby fungování půdy a ekosystému. Výskyt rostlin může být spontánní nebo určený. Produktivitu půdy lze také zvýšit přidáním různých aditiv, jako jsou popílek, pilový prach, živočišné hnoje, vápenec nebo kaly (Cheng et al. 2014). Např. roční tráva hrála důležitou roli při zachování a zlepšování kvality půdy na lučních půdách (Wang & Gong 1998).

Mezi základní druhy biologické rekultivace patří:

- zemědělská rekultivace (ochrana zemědělského půdního fondu, orná půda, louka, pastvina, osevní postupy),
- lesnická rekultivace (úprava ploch, příprava sazenic, dřeviny domácího původu),
- vodohospodářská, resp. hydrická rekultivace (nový vodní režim v dotčené krajině, lokální deprese vody, zaplavování zbytkových jam),
- ostatní rekultivace (rekreační a funkční zeleň, parky, stromořadí, remízky) (Ambrožová & Ivanovová 2013).

A. Lesnická rekultivace

Dobrou myšlenkou, kterou ocení teprve další generace, je lesnická rekultivace území (Santarius 2010). Vznikající lesní porosty na skrývkových zeminách jsou zařazeny podle lesního zákona do kategorie lesů ochranných, eventuálně do lesů zvláštního určení, kde plní kromě rozšíření produkční základny lesa, především funkce úpravy klimatických a vodohospodářských poměrů rekultivované krajiny. Též kvalitativně usměrňují probíhající půdotvorný proces, omezují účinky vodní eroze a plní i sociální funkce-vytváření příměstských lesů se zvýšenou rekreační hodnotou, biologickou různorodostí apod. (Bažant 2010). Úspěch zakládání lesních porostů na výsypkách je závislý především na pedologických vlastnostech skrývkových zemin použitých k rekultivačním účelům, technologiích uplatňovaných při úpravě deficitních půdních vlastností, výběru vhodných druhů dřevin pro odlišné výsypkové zeminy způsobu zalesňování, plošném uspořádání porostních směsí, sponu, jakosti zalesňovacího materiálu a následném ošetřování a ochraně lesních kultur proti biotickým činitelům (Čermák et al. 2002).

V rámci lesnických rekultivací se nejvíce osvědčují:

- ze sortimentu přípravných a melioračních dřevin: hlavně akát (*Robinia pseudoacacia*), osika (*Populus tremola*), jeřáb (*Sorbus aucuparia*), habr (*Carpinus betulus*), brslen evropský (*Evonymus europaea*), svída bílá (*Cornus alba*), bez černý (*Sambucus nigra*)
- ze sortimentu dřevin s významem pomocným: olše lepkavá (*Alnus glutinosa*), olše šedá (*Alnus incana*), lípa (*Tilia*), bříza (*Betula*), javor jasanolistý (*Acer negundo*), pajasan žláznatý (*Ailanthus altissima*), vrby (*Salix calliantha*, *S. purpurea*, *S. caprea*, *S. coradata*, *S. daphnoides*, *S. acutifolia*)
- z hospodářsky cenných dřevin: dub letní (*Quercus robur*), dub zimní (*Quercus petraea*), dub červený (*Quercus rubra*), jasan ztepilý (*Fraxinus excelsior*), javor klen (*Acer pseudoplatanus*), kanadské topoly (*Populus robusta*, *P. serotina*, *P. regenerata*), modřín (*Larix*), některé druhy borovic (*Pinus*) (většinou na extrémních lokalitách) (Štýs 1997).

Listnaté stromy mohou poskytovat lepší podmínky pro vývoj edafonu než jehličnaté druhy na obdobných stanovištích. Opadavé druhy jako javor (*Acer* sp.), lípa srdčitá (*Tilia cordata*), jilm (*Ulmus* sp.), habr obecný (*Carpinus betulus*) nebo olše (*Alnus glutinosa*) podporují tvorbu humusu nejvyšší kvality (Hendrychová 2008). Nově vznikající lesní porosty na výsypkových stanovištích, listnaté i jehličnaté a smíšené, mohou poskytovat jen tolik užítku, na kolik stačí jejich funkční potenciál. Funkční potenciál výsypkového hospodářství je určen:

- Geologicko-petrografickými vlastnostmi, tj. složením antropogenních substrátů, půdní chemií, sorpčními vlastnostmi, obsahem základních chemických makro prvků (Ca, Mg, K, P) minerální povahy, obsahem organické půdní složky (humusu), pH a některých dalších makro a mikro prvků (Dimitrovský et al. 2016b).



Obrázek č. 3: Příklad lesnické rekultivace území postiženého těžbou hnědého uhlí na Lítovské výsypce Sokolovské uhelné pánve ČR (FOTO Vacek)

B. Zemědělská rekultivace

Zemědělská půda však není jen základním prostředkem zemědělské výroby; je i jednou ze základních nenahraditelných a nezastupitelných složek složitých ekologických systémů, tím i jednou ze základních složek životního prostředí lidské populace (Štýs et al. 1981). Podle horního zákona (zákon o ochraně a využití nerostného bohatství č. 44/1988 Sb.) je těžební organizace povinna pro účely rekultivace před těžbou provést skrývku ornice, která se použije na převrstvení ploch určených pro zemědělskou rekultivaci.

Při určení zemědělského způsobu rekultivace je nutno vycházet:

- z pedologických vlastností výsypkových zemin a jejich klasifikace,
- ze způsobu založení výsypek,
- z umístění výsypek v krajině,
- z blízkosti sídlišť a průmyslových objektů,
- z klimatických poměrů (Špiřík 1994).

Rekultivace zemědělská je prováděna ve dvou základních alternativách: agrotechnické, realizované hlavně tvorbou nových orných půd, jen výjimečně tvorbou luk, pastvin a v okolí měst zahrádkářských kolonií, a pomologické, realizované zakládáním intenzivních velkoplošných ovocnářských plantáží a výstavbou vinic (Štýs et al. 1981).

Zemědělským způsobem rekultivace je připisována především funkce související s produkcí potravin a krmiv. Obnova travních porostů je běžným způsobem obnovy zemědělské půdy v mnoha post-těžebních oblastech (Frouz et al. 2018). K zemědělské rekultivaci je vhodné využít ty degradované plochy, které navazují na stávající zemědělsky využívané území, při minimální výměře pozemků 5 ha a vhodném sklonu svahu v rozmezí 3 až 8 % (Kryl et al. 2002).



Obrázek č. 4: Příklad zemědělské rekultivace území postiženého těžbou hnědého uhlí na Lítovské výsypce Sokolovské uhelné pánve ČR (FOTO Vacek)

C. Hydrická rekultivace

Hydrická rekultivace představuje významný zásah do krajiny, který se může projevit ve změně mikroklimatu, ekosystému a i v kvalitě ovzduší (Vágnerová 2015). Jedním z limitujících faktorů hydrické rekultivace je technologie porubní fronty, lomového dobývání, které podstatnou měrou ovlivňuje tvar výsypek, jejich převýšení a v neposlední řadě i tvar nedosypaných zbytkových jam (lomů). V rámci prováděných rekultivačních prací vznikají nové vodní plochy dvojím způsobem:

- odvodňováním výsypkových ploch,
- zatápěním zbytkových jam (Dimitrovský 2001).

Vznikající nové vodní plochy jsou:

a) Vody stojaté

- retenční nádrže,
- akumulární nádrže (voda užitková, pitná, hydroenergetické využití),
- meliorační nádrže (závlahy),
- asanační vodní plochy (biologické čištění),
- sportovně rekreační vodní plochy,
- rybníky

b) Vody tekoucí – nové vodní toky (Štýs et al. 1980).

Velikost nové vznikajících vodních ploch na výsypkách je závislá na:

- velikosti a tvaru odvodňovaného území,
- mocnosti převýšení,
- sklonitosti,
- geologicko-pedologické povaze zemin
- intenzitě atmosférických srážek (Dimitrovský 2001).

Dle Rámcové směrnice 2000/60/ES by měl být u umělého vodního útvaru definován ekologický potenciál – maximální, dobrý a střední. Vyjádřením kvality struktury a funkce vodních ekosystémů jsou složky biologické kvality, jako například fytoplankton, makrofyta a bentos, fauna bezobratlých bentických organismů, fauna ryb. K hydromorfologickým ukazatelům hodnocení ekologického potenciálu útvarů patří hydrologický režim a morfologické podmínky. Ke složkám fyzikálně chemické jakosti patří, kromě všeobecných podmínek (pH, kyslíková bilance, kyselinová a neutralizační kapacita, průhlednost a teplota vody, stupeň slanosti), zjištění přítomnosti syntetických a nesyntetických znečišťujících látek.



Obrázek č. 5: Příklad hydrické rekultivace území postiženého těžbou hnědého uhlí na Lítovské výsypce Sokolovské uhelné pánve ČR (FOTO Vacek)

D. Rekultivace rekreační

Těžbou nerostných surovin a jejich následným zpracováním (výroba elektrické energie, hutní výroba, těžký průmysl...) dochází k závažnému poškození životního prostředí (kvalita ovzduší, devastace krajiny, změny krajinného rázu, hluk...) v širším okolí těžebních prostor. Kompenzací zhoršené kvality životního prostředí jsou rekultivace výsypek a vytěžených prostor formou areálů s funkcí sportovních a rekreačních areálů, jako jsou zooparky, bažantnice, golfové hřiště, lesoparky, lovecké prostory apod. (Dimitrovský 2001).



Obrázek č. 6: Příklad rekultivace rekreační na Lítovské výsypce Sokolovské uhelné pánve ČR (FOTO Vacek)

3.6 Vývoj půd

Důležitou součástí rozvoje ekosystému je proces vzniku a vývoje půdy. Vznik půdy je proces, jehož průběh závisí na spolupůsobení všech půdotvorných faktorů. V dlouhodobém genetickém procesu přeměny horniny v půdu existují tři vývojové stupně minerální hmoty:

- a) mateční hornina,
- b) půdotvorný substrát,
- c) půda (Hermannová 1986).

3.6.1 Půdotvorný proces obecně

Zvětrávacími pochody mateční horniny se zprvu vytváří půdotvorný substrát, který je ovlivněn chemickými a fyzikálními vlastnostmi výchozích materiálů. Kromě biotických a abiotických činitelů má na zvětrávání různých forem zpevnění a geometrických tvarů zemin podstatný vliv jejich mineralogické složení a obsah fosilních látek. Se zvyšujícím se obsahem fosilních látek se zmenšuje intenzita zvětrávání (Dimitrovský 2001).

Dále vzniká působením půdotvorných činitelů (půdotvorným procesem) nekulturní půda jako přírodní útvar. Půdotvorné procesy jsou fyzikálně – chemické děje, které jsou vyvolány toky hmot a energií půdním tělesem. Typy půdotvorných procesů a intenzita těchto procesů jsou závislé na parametrech půdotvorných faktorů (Hermannová 1986). Půdotvorní činitelé jsou:

- a) mateční hornina – vlastně již půdotvorný substrát,
- b) klima,
- c) živé organismy,
- d) reliéf terénu a stáří půdy,
- e) podzemní voda (Hermannová 1986; Rohošková et al. 2006).

Na sterilních horninách nastupují nejprve bakterie, řasy, lišejníky a nakonec vegetace (Kutílek 1978). Organismy rozrušují svou činností celistvé horniny a přispívají ke vzniku nových minerálů, přeměňují organické zbytky v humus, zároveň se zvětralinou mísí s produkty činností všech organismů (Kutílek 1978). Role organismů v půdním vývoji není pouze v produkci a rozkladu organické hmoty, ale i v promíchávání organických látek v různém stupni rozkladu s minerální složkou půdy či v obohacování půdy o dusík jeho fixací z atmosféry (Chuman 2015). Rozdílné klima ovlivňuje teplotní a vlhkostní režim půd, kterým je řízen pohyb vody v půdě, přemísťování látek, rychlost a forma zvětrávání. V závislosti na klimatu se mění i vegetační kryt a složení půdních organismů. Vegetace ovlivňuje vývoj půd množstvím a kvalitou opadu (Chuman 2015). Simonson (1959) definoval obecné půdotvorné procesy jako:

- nárůst hmoty v půdě (eolické nebo hydrologické přidání látek),
- ztráty hmoty z půdy (extrahování rozpustných látek),
- translokace hmoty v půdě (přemísťování látek např. jílu, humusu z jednoho půdního horizontu do jiného horizontu),
- transformace organických látek v půdě.

Podle geologické stavby krajiny a podle tvaru zemského povrchu se vytvářejí se vrstvy půdotvorných hmot o nestejně hloubce a nestejném mechanickém složení čili o nestejně zrnitosti, ale také o nestejném chemickém složení. Vlivem ostatních přírodních sil se na nich vytváří vlastní půda (Novák 1953). Pro vytvoření půdy je důležitá hloubka půdotvorných zvětralin. Na ní je závislá hloubka zakořeňování rostlin (Novák 1953). Na výsypkách to budou půdy vytvořené činností člověka, půdy s nepatrnou počáteční úrodností, které dospějí časem na vysoký stupeň umělé úrodnosti, a mohou to být i typické kulturní půdy s vlastnostmi černozemí. Na jejich vývoj má vliv kvalita zeminy navrstvené do jejich profilu, způsob a intenzita kultivace (Najmr 1960).

3.6.2 Půdotvorný proces na antropogenních substrátech

Vzhledem k vzrůstajícímu významu antropogenních půd na celosvětové úrovni je nezbytné, aby byly antropogenní půdy definovány a pečlivě charakterizovány nejen pro účely hodnocení půd, ale také pro účely územního plánování a ochrany životního prostředí. Z uvedených důvodů byla do mnohých klasifikačních systémů půd zavedena kategorie antropogenních půd, zvaná například Anthrosols a Technosols (WRB 2015), Anthroposols (Baize & Girard 2008), Kultosol (Německo), Deponieboden a Schüttungsboden (Nestroy et al. 2011) nebo Antropozem nebo Antropické půdy (Józefowska et al. 2016), Antrozem a Kultizem (Němeček et al. 2001). Jedná se o referenční třídu, kde člověk buď půdu výrazně modifikoval svojí zemědělskou činností, nebo ji výrazně zatížil produkty své průmyslové a energetické činností, anebo půdu vytvořil na jím nahromaděných organických či anorganických materiálech, ať při svém skládkování (stavební činnost či skládkování komunálního odpadu) anebo při své povrchové i podzemní – důlní činnosti (těžební činnost) (Rejšek & Vácha 2018).

Nová pedogeneze na antropickém substrátu má charakter některé z těchto běžných situací:

- půda tvořená na čistě antropickém substrátu vzniklém chaotickým mísením
- půda tvořená na antropickém substrátu, který má své oddělené vrstvy
- tvorba půdy na sanovaných stanovištích, kde rekultivace zacílené na úpravu původních půdních vlastností vytvořily zcela nová půdní tělesa (Rejšek & Vácha 2018).

Člověk působí na vývoj půd přímo hnojením, orbou, odvodňováním či závlahami, nebo dokonce půdy zcela uměle vytváří nakupením substrátu. Například při rekultivacích výsypek ovlivňuje vývoj půd nepřímo prostřednictvím změny vegetačního pokryvu či vstupem látek v podobě atmosférické depozice (Chuman 2015).

Dimitrovský (1977) považuje antropogenní půdy za pedologickou kategorii označující geneticky nevyvinuté půdy s narušenou půdní chemií, půdní fyzikou a hydropedologií. Hodnota výsypkových zemin jako půdotvorných substrátů je velmi proměnlivá širokým rozsahem zrnitosti, minerální síly (CaO, K₂O, P₂O₅, MgO), základního chemismu, zvětratelnosti, hloubky, skeletovitosti a infiltračními vlastnostmi (Štýs et al. 2014).

Prostorová heterogenita antropogenních půd je výsledkem umělého mísení různorodých geologických substrátů. Například výsypkové materiály hnědouhelných dolů obsahují „sterilní“ horniny, jílové minerály, zbytky uhlí a možná i přidaný materiál s vysokým množstvím organických látek (Borůvka & Kozák 2001).

K obnově půd a ekosystémů v lokalitách postižených hornickou činností se používají různé rekultivační postupy, založené na modifikaci (remodelaci) terénu, rozproštění ornice, přidavku organických látek, výsadbě rostlin a použití hnojiv a dalších agrochemikálií k podpoře růstu rostlin a úpravě půdních vlastností. Tyto technické operace slouží k urychlení

tvorby půdy, rozvoji vegetačního pokryvu a nových ekosystémů (Frouz 2014). Geologický substrát, svah a forma rekultivace (zemědělské, lesnické, jiné) jsou klíčovými atributy, které určují rychlost tvorby půdy (Hendrychová 2008).

Skládky a výsypky jsou výsledkem jednorázového zásahu člověka, na němž znovu začíná tvorba půdy (Dudal 2004). V důsledku odlesňování, vápnění, drenáže, eroze, požáru, kontaminace rizikovými prvky, znečištěním vzdušnou depozicí nebo biocidy také probíhá změna půdních vlastností (Dudal 2004). Podle Sencindivera a Ammonse (2000) jsou hlavními půdotvornými procesy na rekultivované výsypce bobtnání, smršťování, mrznutí a rozmrazování, rozklad a syntéza organických látek. Patří k nim také např. vznik jílu, transformace sloučenin železa, humusu, dále pak stabilizace jílových částic – agregace, ochuzování o báze, přemísťování jílu, podzolizace, oglejení, zasolení apod. (Štýs et al. 1981). Proces tvorby půdy na antropogenních substrátech je spojen rovněž s akumulací půdní organické hmoty půdy (SOM) ve vrchních vrstvách, kde probíhá transformace, agregace a migrace minerálů (Bradshaw 1997; Huot et al. 2013). SOM zajišťuje materiál a energii nezbytné k udržení metabolismu edafonu mikroorganismů, zvyšuje jejich aktivitu a biomasu, zároveň zlepšuje zadržování vody. Je také důležitým zdrojem živin, včetně dusíku a fosforu (Frouz et al. 2006). Ze zkoumaných antropogenních půdních profilů mají nejnižší infiltrační schopnost půdní profily na výsypkách, složené z kompaktních jílu a jílovců (Dimitrovský 2001). Akumulací SOM rovněž dochází ke změnám pH a objemové hmotnosti antropogenních půd (Bradshaw 1997). Vývoj půdních mikroorganismů a komunit půdní fauny je klíčovým faktorem procesu tvorby půdy na regenerovaných post-těžebních lokalitách (Józefowska et al. 2016). Rozklad a přeměna organické hmoty v půdě jsou prováděny především mikroorganismy, ale tyto procesy jsou účinnější, pokud se ve vyšší míře také účastní mezofauna a makrofauna, čili roupicovití, žížaly a další složky edafonu. Dochází tak k rozptýlení organické hmoty pod povrchem půdy a rozdělení mezi půdními profily. Půdní živočichové ovlivňují nejdůležitější procesy vývoje půdy a ovlivňují proudění vzduchu a vody v půdě. Dochází také ke vzniku preferenčních cest. V neposlední řadě mikro, mezo a makrofauna podporuje tvorbu agregátů a půdní struktury (Curry 2004).

Například Józefowska et al. (2016) prokázali, že mikrobiální biomasa na rekultivovaných výsypkách je závislá hlavně na struktuře půdy, celkovém obsahu organického uhlíku a celkovém obsahu dusíku, zejména v nejvyšší vrstvě půdy. Biomasa žížal pak významně korelovala s obsahem jílu, pH a celkovým obsahem organického uhlíku. Právě žížaly se také podílejí na tvorbě mikrostruktur a humusových vrstev v lokalitách po těžbě a žížaly mohou být dobrými ukazateli funkce a stavu půdy (Józefowska et al. 2016).

Přítomnost různých druhů dřevin na výsypce také pomáhá urychlení procesů tvorby půdy, prevenci eroze půdy, rozšíření organické hmoty, rozvoji cyklu živin, rozvoji mikrobiální komunity a v neposlední řadě i zvýšení celkové estetiky oblasti (Mukhopadhyay et al. 2016).

3.7 Vývoj půd na výsypkách

Vývoj půdy a vegetace v rekultivovaném ekosystému lze charakterizovat jako interakci pokrývající řadu trofických úrovní, zahrnující nadzemní a podzemní části vegetace, půdní mikrobiální (houbové a bakteriální) společenstva, makrofaunu atd. (Frouz et al. 2006).

Jedním ze základních předpokladů pro usměrněný vývoj půd je kvalita hornin a zemin navrstvených na povrchových etážích výsypek a odvalů (Štýs et al. 1981). Vývoj půd na výsypkových substrátech je ovlivněn především vlastnostmi uložených hornin, které ovlivňují nejen průběh pedogenetických procesů, ale i průběh deformačních procesů výsypkového tělesa a následně i řadu ekologických parametrů výsypkových stanovišť. Určujícím faktorem pro vývoj jak zemědělských, tak zejména lesních kultur na výsypkových stanovištích jsou přeměny strukturálního stavu zpevněných jíílů a jílovců zvětrávacími procesy, které ovlivňují i změny jejich vodního režimu v čase (Dimitrovský et al. 2016a). Štýs (1980) navrhuje následující klasifikaci nadložních hornin na výsypkách:

- I. třída: horniny a zeminy velmi vhodné jako půdotvorné substráty pro zemědělskou rekultivaci (spraše s převahou prachových částic nad jílovými, s jemně rozptýleným obsahem CaCO_3 a slabě alkalickou reakcí),
- II. třída: horniny a zeminy jako půdotvorné substráty pro zemědělskou rekultivaci (ze zemin vrchních humózních profilů jsou zde řazeny hnědozemě a kambizemě půdy, z níže uložených hornin sprašové hlíny a svahoviny),
- III. třída: horniny a zeminy vhodné k lesnické rekultivaci (šedé jíly, jejichž lístkovité agregáty značně odolávají zvětrávání, obsahují s výjimkou fosforu a dusíku velkou zásobu živin, mají neutrální reakci a příznivou sorpční kapacitu s vysokým stupněm nasycení sorpčního komplexu),
- IV. třída: horniny a zeminy vhodné pro půdní melioraci pouze k ozelenění (písky, přepálené horniny, jíly či písky s uhelnou příměsí. Jde o skupinu s velkou kvalitativní diferenciací),
- V. třída: horniny a zeminy k rekultivaci nevhodné.

Podle původu lze horniny na recentních útvech (výsypkách) členit následovně:

- Vyvřelé či eruptivní,
- Usazené či sedimentární,
- Metamorfované (Dimitrovský et al. 2016b).

3.7.1. Vznik půdních diagnostických horizontů na výsypkách

Půdní horizonty jsou půdní vrstvy, které se diferenciovaly z mateční horniny působením půdotvorných pochodů. Antropozem nebo vyvinuté půdy na výsypkách nemají typickou stratigrafii půdního profilu. Stratigrafie půdního profilu je určena záměrnou činností člověka a sleduje jím určený rekultivační cíl. Jednotlivé horizonty mají své morfologické znaky jako je barva, zrnitost, obsah humusu, půdní pH atd. (Smolíková 1988).

Příkladem stratigrafie půdního typu antropozemě je antropický horizont Az ležící nad půdotvorným substrátem antropického původu a C horizont, který leží na původním půdotvorném substrátu. Huot et al. (2013) uvádí, že půdní organominerální horizont A se může vyvinout v poměrně krátké době, kolem 20ti let, a za 40 let se vytváří sekundární minerály (Hüttl & Weber 2001). Rohošková et al. (2006) uvádí, že za příznivých podmínek se může vyvinout i za 10 let, Sencindiver a Ammons (2000) udávají dokonce dobu kolem 5 let. Horizont A vyvinutý na výsypkových substrátech je zpravidla tenký, a jeho vlastnosti se výrazně liší od půdotvorného substrátu (hromadění organické hmoty, tmavší barva, vývoj půdní struktury apod.). Rohošková et al. (2006) připouští, že v rekultivovaných půdách různého stáří lze rovněž identifikovat některé vnitřní horizonty, jako například období kambického horizontu (Bv) nebo slabě vyvinutého jílem obohaceného iluviálního horizontu (Bt). Mimo uvedené horizonty se mohou vytvářet specifické půdní horizonty, jako jsou například extrémně kyselé podpovrchové horizonty (půdy vyvinuté z velmi kyselých substrátů s oxidací pyritů) nebo spodické (vyvinuté na velmi chudých pískových materiálech) (Sencindiver & Ammons 2000). Podmínkou vývoje půdních horizontů ve výsypkových substrátech je dostatečně dlouhá doba působení půdotvorných procesů. Pokud je působení krátké, nemůže se půdní profil dostatečně diferencovat (Chuman 2015).

Celkový počet a rozmanitost druhů, pokrytí a biomasa bylinných druhů se výrazně zvyšuje s rostoucím stářím výsypky (Lei et al. 2016). Genetické procesy antropogenních substrátů (profilů) jsou ovlivňovány například geologicko-petrografickou skladbou, stupněm zvětrání a v neposlední řadě i volbou vegetace (lesní porosty, zemědělské kultury, ovocné sady, bažantnice, rekreační plochy) (Dimitrovský et al. 2016a).

3.7.2. Vývoj půdních profilů na výsypkách Sokolovské uhelné pánve

Na počátku rekultivace, tj. v době zalesnění, lze půdní profily na výsypkách charakterizovat jako homogenní (jílovité břidlice, jíly s lístkovitou odlučností) nebo jako náhodnou a chaotickou směs obou struktur. Chaotický výskyt obou struktur jílu cyprisové a vulkanodetritické série různých geometrických tvarů a velikostí podmiňuje strukturální heterogenitu profilů a tím i pedogenetické vlastnosti, které značnou měrou ovlivňují jak výběr botanických druhů dřevin domácího a introdukovaného původu, tak i jejich vzrůst a vývoj (Dimitrovský et al. 2016a). Na výsypkách Sokolovské uhelné pánve převládají šedé a hnědé, velmi jemnozrné až plastické horniny miocenní jíly nebo jíly cyprisové, které dokáží vázat značné množství vody (Štýs et al. 2014).

U nepřevrstvených půdních profilů jsou označeny jako hlavní typy výsypkové půdní profily, u nichž v celé profilové hloubce (0-100 cm a níže) se objevuje pouze jeden typ zpevnění jílu. U hlavních typů půdních profilů se mohou vyskytovat tyto případy:

- půdní profily složené z kompaktních jílu,
- půdní profily složené z jílovitých břidlic,
- půdní profily složené z jílu lístkovité odlučnosti (Dimitrovský 2001).

3.8 Vlastnosti půd na výsypkách

Morfologie výsypkových půd se liší od přírodních půd. Tyto půdy jsou velmi mladé a jsou vyvinuty ze skrývkových materiálů, které mohou být velmi heterogenní (Rohošková et al. 2006). Charakter půd je dán jednak vlastnostmi původního materiálu, jednak antropogenním vrstvením či míšením materiálu, dále pak usměrněním procesu pedogeneze po rekultivacích, sledujících úpravy půdních vlastností pro zemědělské, lesnické nebo rekreační využití (Němeček et al. 2001).

Struktura půdy a její stabilita hrají důležitou roli v různých procesech v půdě, jako je eroze, infiltrace, penetrace kořenů, provzdušňování nebo mechanická pevnost apod. (Jury & Horton 2004). Podle barvy půdy na výsypkách lze usuzovat na historii počasí, chemické a fyzikální složení půdy. Červená a hnědá barva půdy obecně naznačuje, že materiál byl do určité míry oxidován. Tyto výsypkové půdy mají tendenci mít nižší pH a volné soli. Méně úrodné půdy s nízkým obsahem pyritů jsou náchylnější k fyzikálnímu zvětrávání než tmavší barevné materiály. Šedá půda je obvykle půdou s nedostatkem oxidace a vyplavování. Půdy jsou kyselejší a mají tendenci mít nízkou úrodnost. Velmi tmavě šedé a černé horniny a výsypkové půdy obsahují značné množství organických materiálů a jsou často velmi kyselé. Tmavě zbarvené půdy v letních měsících absorbují velké množství sluneční energie a stávají se velmi horkými (Daniels 1999).

Fyzikální a chemické vlastnosti vyvinutých půd

U antropogenních půdních substrátů je velice důležitým půdotvorným faktorem zejména půdní fyzika (pórovitost, struktura, zrnitost, stupeň zvětrání apod.) (Dimitrovský et al. 2016b). Chemické vlastnosti antropogenních substrátů rozdílného stáří a stupně procesů pedogeneze jsou do značné míry ovlivňovány výskytem organické půdní složky jak primárního původu obsažené v jílovcích a jílech limnického (jezerního) původu, tak i původu sekundárního, dodávaného lesním porostem listnatým, smíšeným nebo jehličnatým (Dimitrovský et al. 2016b). Vzájemný poměr rozpuštěných minerálních a organických látek se mění v různých půdách a horizontech, celkový obsah kolísá během roku (Kutílek 1978). Po těžbě uhlí mohou mít půdy nedostatek dusíku (N), fosforu (P) a draslíku (K) (Coppin & Bradshaw 1982). Podíl břidlice a jílu, hloubka horní půdní vrstvy a biologické půdní vrstvy se po obnově vegetace časem zvyšuje. Též se zvyšuje obsah uhlíku, dusíku a draslíku

s rostoucím stářím a vývojem půd. Nicméně obsah fosforu se v půdě s rostoucím stářím nemění (Lei et al. 2016; Čížková et al. 2018).

- ***Struktura půdy***

Půdní strukturou rozumíme souhrnné prostorové uspořádání agregátů v půdě (Kutílek 1978). Heterogenost struktury podmiňuje nestejně zastoupení vysokého množství nekapilárních pórů (puklin), nestejně obsah půdního vzduchu a velmi rozdílnou infiltrační schopnost pro příjem srážkové vody, která je rozhodujícím zdrojem půdní vláhy pro potřebu pěstovaných zemědělských rostlin a lesních dřevin a keřů (Dimitrovský 2001). Pórovitost substrátu se projevuje nejvíce na intenzitě procesů přeměn a při pedogenezi se pórovitost zvyšuje (Němeček et al. 1990).

- ***pH půdy***

Půdní reakce je měřítkem aktivní kyselosti půdy a je nejčastěji používaným ukazatelem půdní kvality. Hodnota pH dané půdy se může rychle měnit (Sheoran et al. 2010). Příčiny kyselé reakce půd, u kterých je výměnné pH nižší než 5.5, jsou jednak primární nebo-li genetické, jednak druhotné nebo-li způsobené aplikací kyselých hnojiv, kyselými imisemi a vyplavováním vápníku z primárně kyselého prostředí (Slavík 2000). Kyselost půdy narušuje půdní strukturu, což se nepříznivě projevuje ve zhoršeném vodním a vzdušném režimu půd, zhoršuje podmínky pro činnost půdních organismů, zhoršuje přijatelnost živin a narušuje biochemické procesy v půdě, zejména nitrifikaci (Slavík 2000; Sheoran et al. 2010). Zhoršuje se také kvalita půdního humusu a jeho vliv na sorpční komplex (Slavík 2000). Zvýšení půdní kyselosti způsobuje tyto hlavní procesy:

- mobilizace hliníku a většiny rizikových prvků,
- vyplavování bazických kationtů (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+ , etc.) a imobilizace a fosfátů ($\text{PO}_4\text{-3}$).

Toxicita hliníku je nejběžnější a velmi závažný problém spojený s acidifikací. Ionty hliníku mohou být mobilizovány přítomnými silnými kyselinami, ze kterých v půdě H^+ nahradí Al^{3+} . Koncentrace různých druhů Al iontů je kontrolována hlavně půdní aciditou a půdní organickou hmotou (Brtnický et al. 2012). Rizikové prvky se většinou rozpouštějí v kyselém půdním roztoku. Jedním z nejvýznamnějších je kadmium, které se akumuluje v potravinovém řetězci (Brtnický et al. 2012).

- ***Půdní sorpce***

Půdní výměnná sorpce je schopnost půdy vázat kationty a anionty minerálních látek. Jinými slovy, půdní sorpce je schopnost zadržovat v půdě pevné, kapalné a plynné látky, a imobilizovat rizikové prvky v krátkodobě či dlouhodobě (Rejšek & Vácha 2018). Jejím nositelem je půdní organominerální koloidní komplex (Rejšek & Vácha 2018).

Biologické vlastnosti vyvinutých půd

- ***Půdní organická hmota a živiny***

Půda má schopnost podporovat život na pevnině a umožňuje zakořenit rostlinám nebo poskytuje domov mnoha organismům (Kutílek 2012). V půdě existuje mnoho organismů, které se podílí na koloběhu živin a jejich ukládání, rozkladu, vzniku a pohybu půdní organické hmoty (Thiele-Bruhn et al. 2012). Půdní mikroorganismy mají významnou roli v rozkladu půdní organické hmoty a v celém živinovém cyklu (Filip 2002).

Humus je organická půdní hmota, která neustále změní a zlepšuje fyzikálně chemické vlastnosti půdy, pufrovitost, zvyšuje přístupnost některých živin, ovlivňuje příznivé sorpční vlastnosti půdy, vodní režim půdy, zvyšuje její infiltrační schopnost, propustnost a ovlivňuje kvalitu půdní struktury (Kutílek 1978). Obsah humusu v půdě je velice důležitým půdním parametrem, který významně ovlivňuje půdní úrodnost. Humusové látky v půdě jsou jednou z nejrozšířenějších forem výskytu organického uhlíku v biosféře (Filip 2002).

Mezi citlivé ukazatele půdní kvality se řadí některé prokaryotické organismy, které jsou schopné fixovat dusík, mikroorganismy a jejich humifikační a respirační schopnost apod. (Filip 2002).

3.8.1 Vlastnosti půd na výsypkách Sokolovské uhelné pánve

Na rozdíl od všech druhů a typů rostlých půd vykazují výsypkové substráty na Sokolovské pánvi tyto zvláštnosti:

- iniciální stádium pedogeneze,
- nerovnoměrnou objemovou hmotnost,
- nerovnoměrnou vlhkost,
- obsah jílové frakce v povrchových a podpovrchových vrstvách,
- velmi rozdílnou intenzitu zvětrání (desagregace),
- proměnlivou, nezákonitou infiltrační schopnost, nadměrný výskyt makropórů (Dimitrovský 2001).

4 Metodika práce

Metodika této práce vycházela z práce provedené na zájmovém území před dvaceti lety. Odběr půdních vzorků byl proveden vrtákem ve stejné vzorkovací síti jako před dvaceti lety. Stejnou nebo porovnatelnou metodikou byly provedeny laboratorní analýzy.

4.1 Charakteristika území

První zmínky o existenci uhlí v sokolovské pánvi jsou již z období 16. století. Sokolovská pánev má rozlohu 200 km². Na západě je vymezen Lítovem a Chlumem Sv. Máří, v severní části Vřesovou a Novou Rolí, na východě Sadovem, Lesovem a Karlovými Vary (Štýs et al. 2014).

Jako zájmové území byla vybrána výsypka Lítov, která se nachází v Sokolovské hnědouhelné pánvi na severozápadě České republiky u Sokolova. Vznikla jako vnější výsypka hnědouhelných dolů Medard a Libík. Rozloha výsypky a vytěženého lomu Boden je 723 hektarů. Celková rozloha vzorkovaného území byla 1,1 km². Jeho hlavními složkami byli cypřišové jíly s příměsí oxidů železa a částic hnědého uhlí.

Základními půdotvornými substráty na výsypkách Sokolovska jsou skrývané nadložní horniny miocenního stáří, tj. jíly cypřišové a vulkanodetritické série, částečně písky s různou příměsí a ve velmi omezené míře, cca 2 % zeminy, kvartérního stáří (Štýs et al. 2014, Dimitrovský et al. 2016b). Zvláštní skupinu ještě v nadloží tvoří, tzv. porcelanity, jež jsou v podstatě výše uvedené jíly, avšak v historické době vypálené zemními požáry (Dimitrovský et al. 2016b).

Nadmořská výška terénu činila původně 450-540 m, nyní po nasypání se zvýšila až na 570 m. Výsypka obsahuje 219,64 mil.m³ skrývkových hmot. Roční srážkový úhrn je 650 mm, průměrná roční teplota se pohybuje okolo 6,8° C.

Celá oblast je charakterizována extrémní kyselostí geologického substrátu a vody v existující důlní jámě (pH 2,0-2,5). Přičemž svahy "amfiteátru" jsou ohroženy vodní erozí.

Pedologická charakteristika Sokolovské pánve odpovídá rovněž povaze kvartéru, je však ovlivněna studenějším klimatem s vyššími srážkami, které způsobují větší vyplavování živin z půdního profilu. Převládají zde hnědé oglejené půdy a kyselé hnědé půdy s tendencemi k oglejovacímu procesu (Štýs et al. 2014).

Terén Sokolovských výsypek se za účelem systematického zalesnění nejprve zarovná a poté je hustě osázen jedním typem dřeviny, nejčastěji smrkem, borovicí, modřínem nebo olší. V důsledku nesystematické následné péče o porost vzniká v průběhu hustý homogenní les, v němž je růst jednotlivých stromů omezen i v důsledku vysoké hustoty původní výsadby (Kohlová & Melichar 2017).

Obecně lze říci, že povodí Sokolovské hnědouhelné pánve může být obecně klasifikováno jako velmi kontrastní a nevyvážené. Krajina se vyznačuje vysokým stupněm umělých úprav a dramaticky nižší estetickou hodnotou než průměrná česká krajina (Sklenička & Kašparová 2008).



Obrázek č. 7: Lokalizace území výsypky Lítov na Sokolovské uhelné pánvi

4.2 Odběr a příprava půdních vzorků ze sledované lokality

Od dubna do konce července 2018 byl proveden odběr vzorků stejným způsobem jako v roce 1998. Jak uvádí mapa území odebraných vzorků výsypky Lítov (viz obrázek č. 8), část území byla osázena stromy (borovice a olše) a malá plocha byla zatopena, v okolí se nachází bažiny. Vrchní půdní vrstva byla smíšená s přirozenou půdou a malá plocha byla překryta orníci bez promíchání. Velká část povrchu byla zatravněna (Borůvka et al. 1999).

V rámci diplomové práce bylo odebráno celkem 107 směsných vzorků vrtákem ze svrchní vrstvy 0 až 20 cm. Vzorkování proběhlo v pravidelné čtvercové síti 100 x 100 m. Vzorky byly ukládány po plastových, předem popsáných sáčků. Hmotnost toho každého vzorku ze sledované lokality činila přibližně 1 kg.

Všechny vzorky byly vysušeny do konstantní hmotnosti při 38 °C v laboratorní sušárně (Memmert řady ULM). Vzorky byly homogenizovány v třecí misce a prosátý sítem s velikostí ok 2 mm. Tak byl odstraněn hrubý skelet a rostlinné zbytky. Po prosátí sítem hmotnost vzorků činila přibližně 200-400 g.



Obrázek č. 8: Mapa odebraných vzorků výsypky Lítov na Sokolovské uhelné pánvi



Obrázek č. 9: Odběr vzorků z terénní oblasti – výsypka Lítov. Duben 2018

4.3 Analýza půdních vzorků

Ve vzorcích byly stanoveny základní půdní charakteristiky běžnými metodami (pH_{KCl} , V_a , C_{ox} , a $Q_{4/6}$) a dále obsah labilního Al ve výluhu 1 M KCl (Al_{lab}) a Al ve výluhu 0,05 M $\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7$ (Al_{org}).

4.3.1 Stanovení výměnné půdní reakce

Stanovení výměnné půdní reakce bylo postupováno podle metodiky Valla et al. (2000). Půdní pH bylo měřeno v extraktu 1 M KCl. 10 g vysušené jemnozeme bylo naváženo do PVC láhve o objemu 50 ml a bylo přidáno 25 ml 1 M roztoku KCl. Vzorky byly třepány na automatické horizontální třepačce po dobu 45 minut. Dále se nechaly 15 minut odstát, poté byla suspenze přelita do kádinky o objemu 50 ml. Obsah byl promíchán skleněnou tyčinkou. Po určité době (30–45 sekund) byla do suspenze vložena kombinovaná elektroda pH-metru a po ustálení byla hodnota zapsána jako pH_{KCl} .

4.3.2 Obsah organického uhlíku

Principem zjišťování obsahu humusu v půdě je oxidace uhlíku půdní organické hmoty. Ke stanovení obsahu organického uhlíku byla použita metodika popsána ve Valla et al.

(2000). Do kádinky bylo naváženo 0,2 - 0,3 g půdního vzorku. K půdě bylo přidáno 10 ml chromsírové směsi (0,0667 M $K_2Cr_2O_7$ + koncentrovaná H_2SO_4), kádinka byla poté překryta hodinovým sklem. Vzorky byly umístěny na 45 minut do sušárny (125 °C). V případě potenciometrické titrace bylo ještě potřeba upravit pomocí destilované vody objem směsi tak, aby se míchadlo mohlo volně pohybovat pod elektrodami. Po zavedení elektrod bylo spuštěno míchadlo, do systému byl přiveden elektrický proud a bylo titrováno pomocí 0,1 mol/dm³ Mohrovy soli ($Fe(NH_4)_2(SO_4)_2$). Barevný přechod byl ze zelenošedého nebo žlutého do modrého/ modrozeleného zbarvení, nicméně bod ekvivalence byl stanoven potenciometricky. Jelikož Mohrova sůl obsahuje Fe^{2+} , byl titr nestálý a bylo nutné při každé sérii rozborů stanovit faktor soli.

4.3.3 Kvalita humusu

Rovněž byla hodnocena kvalita humusu, a to podle barevného kvocientu $Q_{4/6}$, což je poměr absorbancí vyluhu 0,05 M $Na_4P_2O_7$ proměřeného při vlnových délkách 400 a 600 nm na spektrofotometru Hewlet Packard 8453.

Do PE lahvičky byl navážen 1 g půdního vzorku. K půdě bylo převedeno 20 ml pyrofosfátu sodného PE lahvička byla poté uzavřena víčkem a třepána na automatické horizontální třepače po dobu 1 hodiny (Valla et al. 2000). Následně byla suspenze centrifugována po dobu 15 minut při 4000 počet otáček za minutu. Čiré vzorky byly poté naředěny pyrofosfátem tak, aby absorbance vzniklého roztoku nepřesáhla hodnotu 1 a proměřena.

4.3.4 Výměnná acidita půdy

Výměnná acidita byla stanovena v 1 M KCl extraktu. Ke stanovení V_a byla opět použita metodika popsána ve Valla et al. (2000). Do PE lahvičky o objemu 100 ml naváženo 20 g vzorku vysušené jemnozeme a bylo přidáno 50 ml 1 M roztoku KCl. Poté byly vzorky třepány 45 minut a následně přefiltrovány přes filtrační papír (modrá páska). K čirému extraktu byly přidány 3 kapky fenolftaleinu. Roztok byl titrován hydroxidem sodným. Jelikož hydroxid sodný není stálá látka byl nejprve titračně stanoven jeho faktor. Následujícím vzorcem byly vypočítány hodnoty výměnné acidity.

$$V_a \text{ (mmol (+) / 100 g)} = a \cdot f \cdot M \cdot 5 \cdot 1,75$$

a – počet cm³ NaOH, spotřebovaných k titraci

M – Molarita NaOH

f – faktor NaOH

1,75 – konstanta na neúplné vytěsnění

5 – přepočet na 100 g

4.3.5 Obsah hliníků v půdě

Stanovení labilního hliníku

U stanovení labilního hliníku byla použita metodika popsaná v článku James et al. (1983). Do PE lahvičky bylo naváženo 4 g jemnozeme, k tomu bylo převedeno 40 ml 1 M KCl roztoku, suspenze byla třepána 24 hodin za laboratorní teploty. Poté byla suspenze centrifugována 5 min při 4000 počet otáček za minutu. Následně byly vzorky přefiltrovány filtračním papírem. Do zábrusové zkumavky bylo převedeno 10 ml deionizované vody, 4 ml 1% roztoku 8-hydroxychinolínu a 5 ml 1 M octanu sodného. Dále bylo do zkumavky prudce převedeno 5 ml vzorku (1 M KCl extrakt) nebo standardu. Zkumavka byla rychle uzavřena a směs je protřepávána po dobu 15 vteřin. Pak byla reakce Al a 8-hydroxychinolínu zastavena prudkým převedením (pístovým dávkovačem) 5 ml octanu butylnatého do reakční směsi. Vzniklé Al hydroxychinolínové komplexy byly vytřepány po dobu 15 s do organické fáze. Po rozsazení organické a vodné fáze byla použita organická fáze pro spektroskopické stanovení obsahu tzv. labilního hliníku. Spektrofotometrické stanovení bylo provedeno při vlnové délce 395 nm metodou kalibrační křivky. Některé vzorky obsahovaly vyšší koncentrace hliníku než nejvyšší standard. Tyto vzorky byly naředěny destilovanou vodou.

Stanovení organicky vázaného hliníku

Stanovení organicky vázaného hliníku bylo postupováno podle metodiky popsané v článku Drábek et al. (2003). Byly naváženy 2 g vzorku a převedeno 40 ml 0,05 M roztoku $\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7$ (pyrofosfátu sodného). Poté byla suspenze třepána 24 hodin a následně vzorky byly odstředěny 10 minut při 4000 rpm. Dále byly vzorky přefiltrovány filtračním papírem a čiré vzorky byly 10krát naředěny destilovanou vodou. Koncentrace Al ve zředěném extraktu byla stanovena pomocí ICP-OES (optická emisní spektroskopie s indukčně vázaným plazmatem).

4.4 Vyhodnocení dat

Výsledná data získaná z analýz byla zpracována pomocí programu Microsoft Office Excel © 2019 a výstupní mapy ukazující rozdíly naměřených hodnot byly zpracovány pomocí programu GIS (geografický informační systém ArcMap Verze 10.5. – ESRI Inc.).

Podle všech charakteristik jsou udělány histogramy ukazující jejich hodnoty v intervalech. Pro každou půdní charakteristiku byly spočítány základní statistické údaje (průměrná hodnota, minimum a maximum apod.) pomocí Microsoft Office Excelu.

Prostorová analýza je zpracovávána pomocí GISu. Všechny výstupní mapy (obrázek č. 25-28, 31, 33) nám umožňují vizuálně zhodnotit změny všech charakteristik mezi sledovanými roky 1998 a 2018.

5 Výsledky

5.1 Základní půdní charakteristiky v roce 1998

V tabulce č. 1 je uvedeno základní statistické hodnocení údajů z roku 1998. Všechny výsledky za rok 1998 byly získané z archivu dat KPOP (Katedra pedologie a ochrany půd ČZU). Podrobná analýza tabulky je uvedena v následující kapitole.

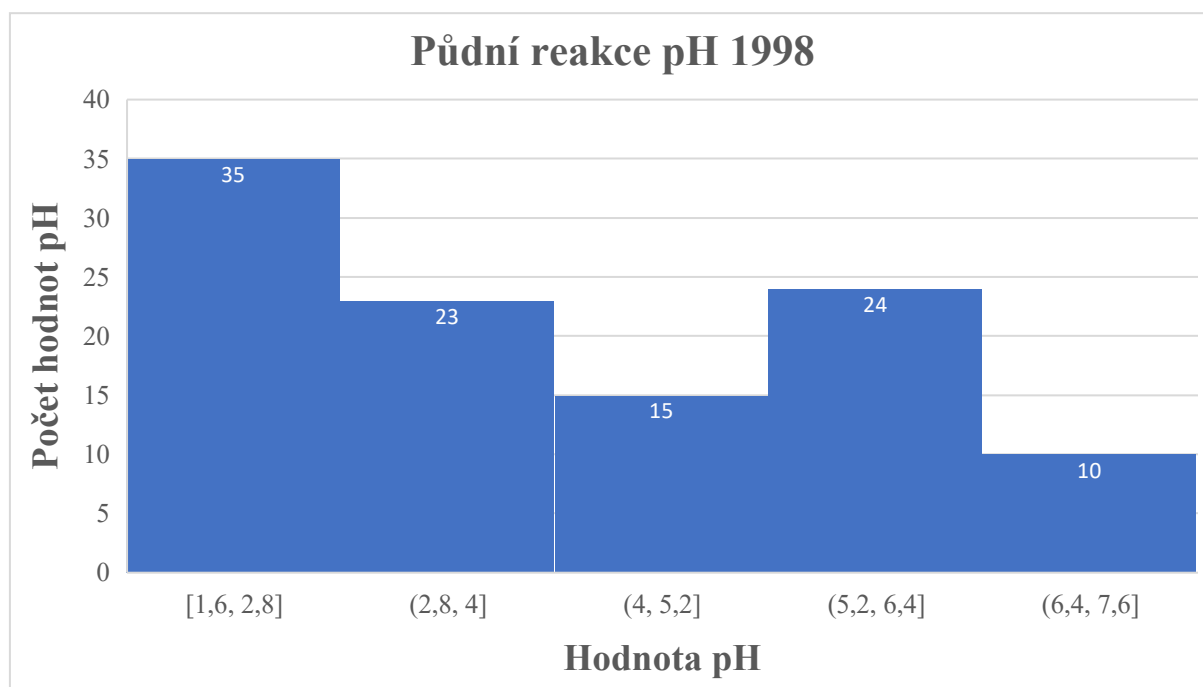
Tabulka č.1: Základní statistické údaje půdních charakteristik z roku 1998

	pH _{KCl}	C _{ox} (%)	Q _{4/6}	V _a	Al _{org} (mg.kg ⁻¹)	Al _{lab} (mg.kg ⁻¹)
průměrná hodnota	4,1	2,4	6,0	3,3	1495,6	70,2
minimum	1,6	0,3	4,7	0,1	282,0	-0,1
maximum	7,0	3,5	9,6	10,7	14476,0	295,5
medián	3,6	2,6	5,9	1,6	1036,0	44,2
modus	2,8	3,1		0,2	744,0	0

5.1.1 Půdní reakce pH (1998)

Půdní kyselost je jednou z nejběžnějších půdních charakteristik na rekultivovaných výsypkách hnědého uhlí.

Průměrná hodnota pH byla v roce 1998 4,1. Jak vyplývá z obrázku č. 10, hodnota pH se na většině lokalitách (32 %) pohybovala od 1,6 do 2,8. Podle hodnocení pH ve výluhu 1 M KCl hodnota pod 4,5 ukazuje velmi kyselou půdní reakci. Nejnižší půdní reakci (pH 1,6) měla lokalita č. 59 (viz obrázek č. 8), která byla živinově chudá, bez vegetace. Neutrální hodnotu pH (neutrální hodnota pH 6,4–7,2) mělo necelých 10 % oblasti z celého sledovaného území. V roce 1998 dosáhla maximální hodnota půdní reakce pH 7,0. Nejčastěji se vyskytující hodnota pH byla 2,8 a prostřední hodnota 3,6.

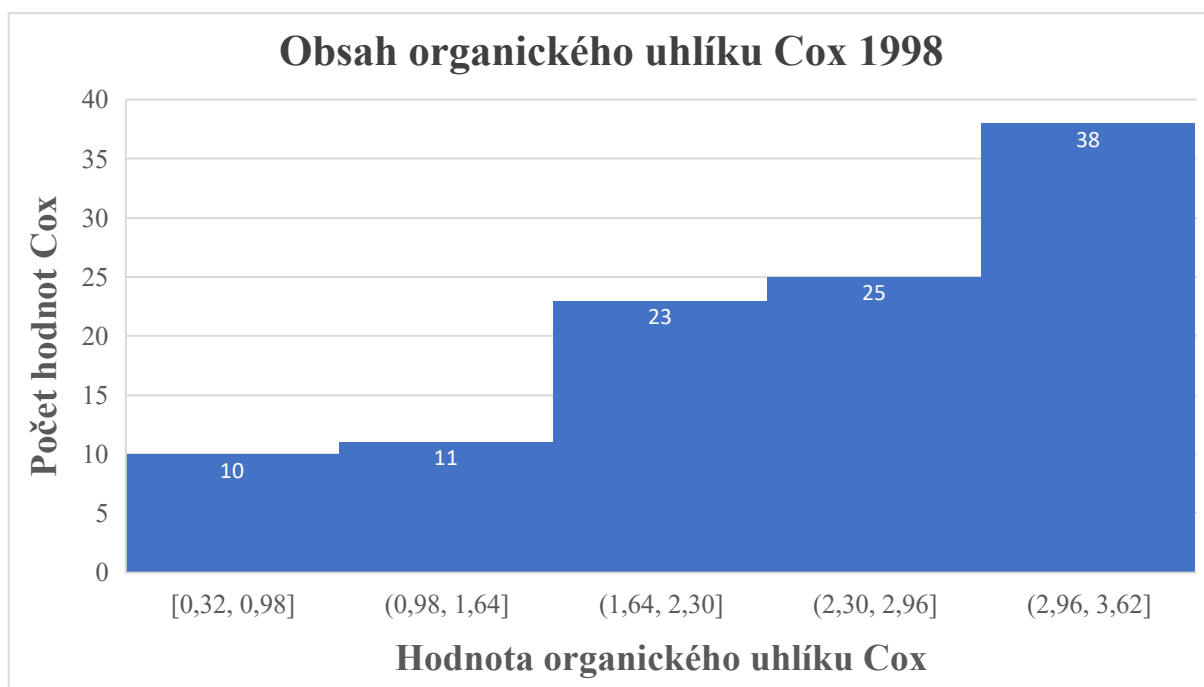


Obrázek č. 10: Rozložení četností hodnot pH_{KCl} (1998)

5.1.2 Obsah organického uhlíku C_{ox} (1998)

Obsah organického uhlíku v horninách a zeminách je velmi důležitý pro posouzení jejich vlastností. Jedním z neoddělitelných součástí půdní organické hmoty je uhlík v půdě, který je základní podmínkou půdní úrodnosti a ukazatelem kvality půd.

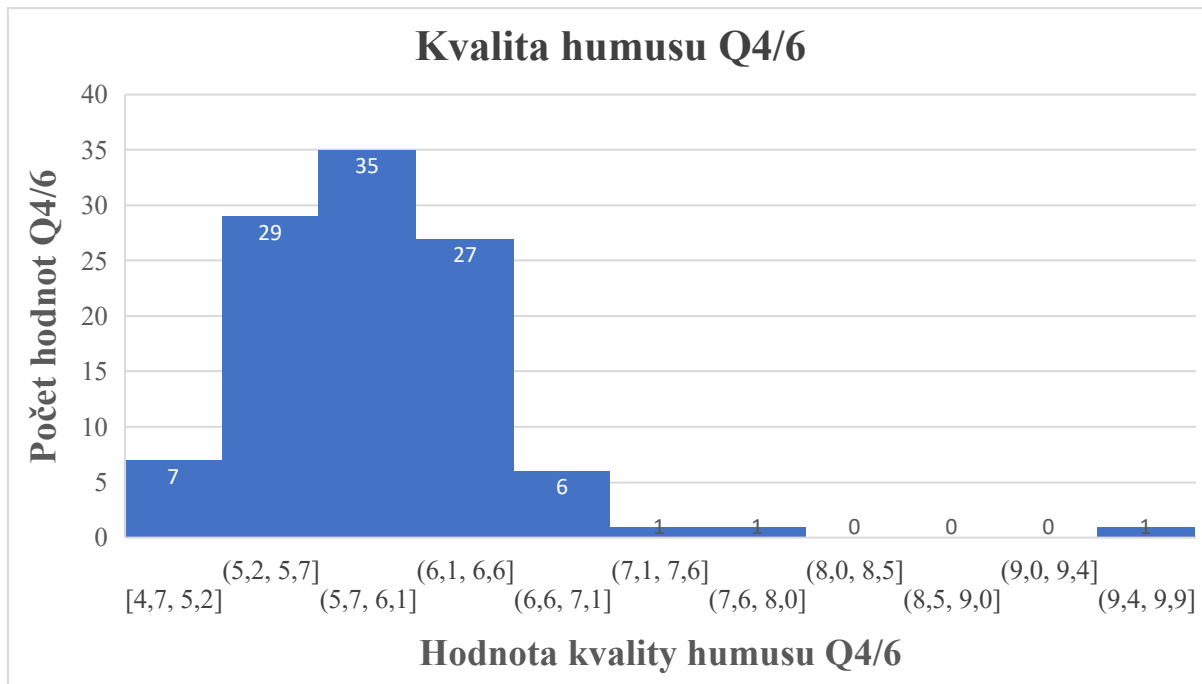
V roce 1998 byla průměrná hodnota C_{ox} na zájmovém území 2,4 %. Nejnižší hodnota byla 0,3 %, což ukazuje velmi nízký obsah humusu. 35 % území mělo hodnotu C_{ox} od 3,0 % do 3,5 %, což odpovídá půdám s velmi vysokým obsahem oxidovatelného uhlíku. Maximální hodnota C_{ox} byla 3,5 %. Nejčastěji se vyskytující hodnota C_{ox} byla 3,1 %. 19 % lokalit z celého území vykazovalo nízký až velmi nízký obsah C_{ox} .



Obrázek č. 11: Rozložení četností hodnot C_{ox} (1998)

5.1.3 Kvalita humusu $Q_{4/6}$ (1998)

Ze spektrofotometrického hodnocení kvality humusu $Q_{4/6}$ vyplývá, že čím je hodnota $Q_{4/6}$ nižší, tím je humus z hlediska stálosti v půdě kvalitnější. Obecně platí, že hodnota $Q_{4/6}$ nižší než 4 ukazuje kvalitní humus a naopak $Q_{4/6}$ vyšší než 4 poukazuje na nekvalitní humus. Z toho hodnocení vyplývá, že v roce 1998 byl nenalezen žádný kvalitní humus na žádném místě studované lokality. Jak znázorňuje obrázek č. 12, maximální hodnota $Q_{4/6}$ dosáhla hodnoty až 9,6. Minimální obsah humusu byl 4,7 a nejčastěji vyskytující hodnota byla od 5,7 do 6,1 (32 % z celého území).

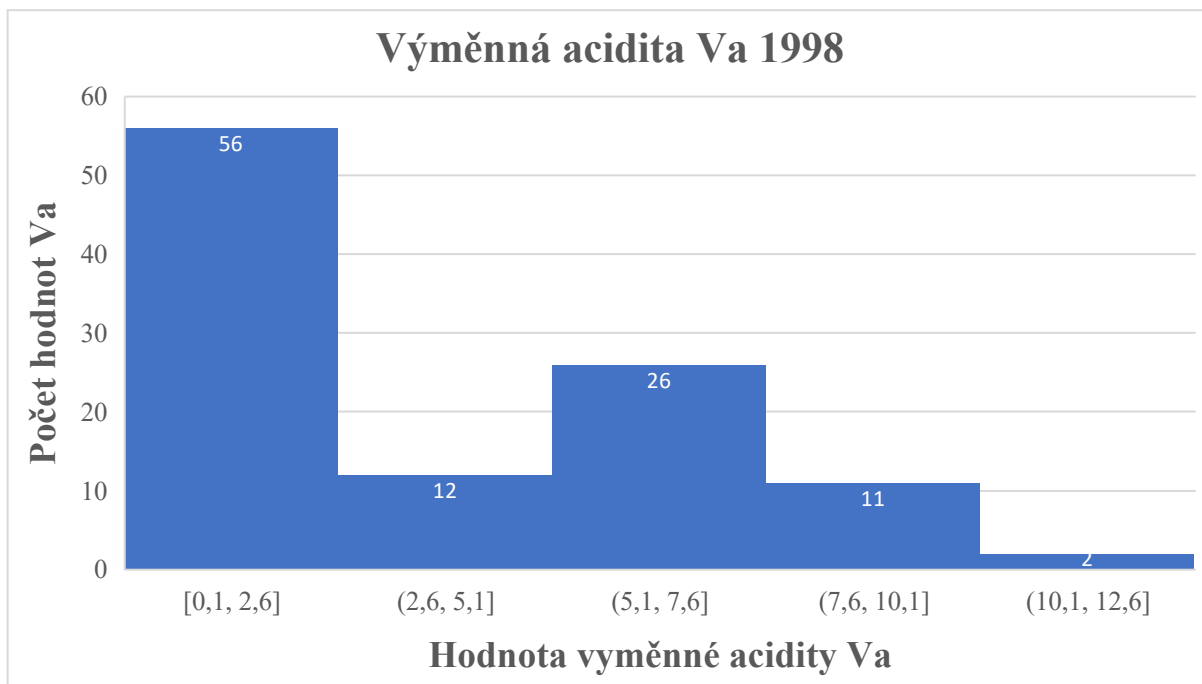


Obrázek č. 12: Rozložení četností hodnot Q_{4/6} (1998)

5.1.4 Výměnná acidita půdy V_a (1998)

Podle hodnocení výměnné acidity V_a je hodnota nižší než 0,2 mmol (+)/100 g slabá a hodnota nad 1,1 mmol (+)/100 g patří do kategorie „velmi silná acidita“. Pro většinu území (51 %) byla naměřena hodnota v intervalu 0,1 až 2,6 mmol (+)/100 g. Obecně vykazovaly hodnoty V_a z roku 1998 velké rozdíly. Minimální hodnota byla stanovena jako 0,7 mmol (+)/100 g, maximum dosáhlo až 10,7 mmol (+)/100 g.

V roce 1998 průměrná byla hodnota V_a 3,3 mmol (+)/100 g. Častěji se vyskytující hodnoty (24 % území) byly od 5,1 do 7,6 mmol (+)/100 g, což jsou hodnoty 4 až 5krát vyšší než nejvyšší hodnota pro hodnotící kritéria (Valla et al. 2000).



Obrázek č. 13: Rozložení četností hodnot V_a (1998)

5.1.5 Obsah hliníku v půdě (1998)

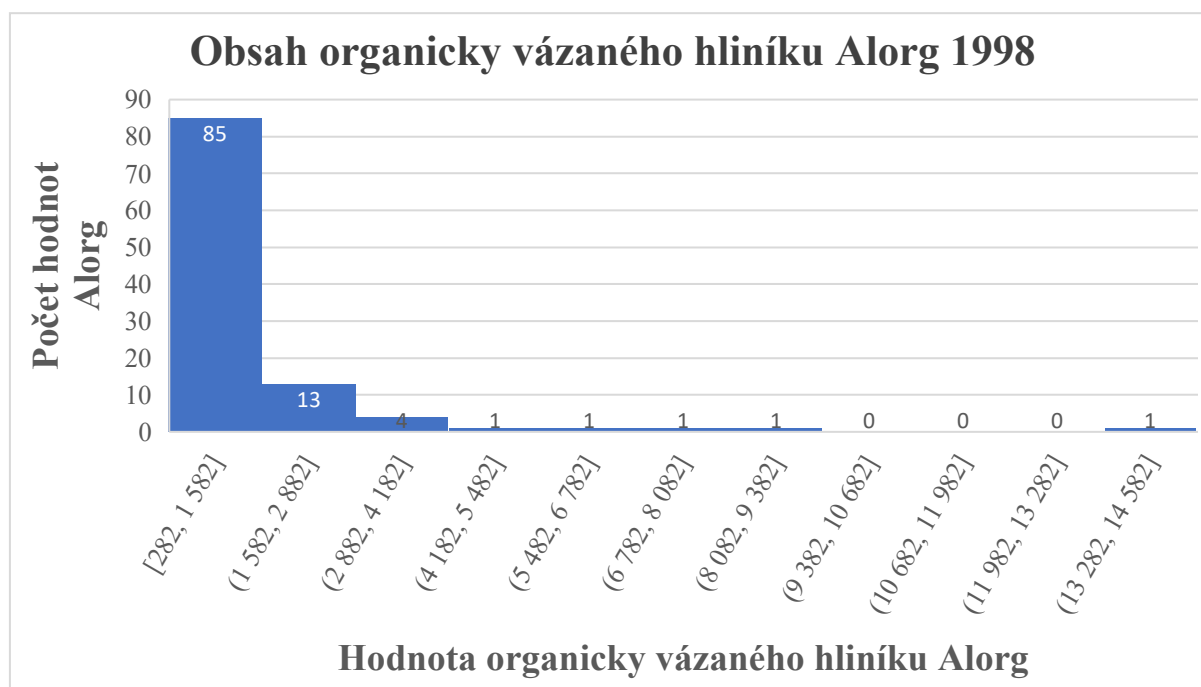
Borůvka et al. (1999) uvádí, že v roce 1998 se obsahy obou stanovených forem hliníku Al (hliník organicky vázaný a labilní) pohybovaly v rozsazích běžných pro přirozené půdy (v průměru Al_{lab} byl $70,1 \text{ mg.kg}^{-1}$ a organicky vázaný Al /uvolnitelný difosforečnanem tetrasodným/ $1487,4 \text{ mg.kg}^{-1}$).

5.1.5.1 Obsah organicky vázaného hliníku Al_{org}

V roce 1998 byl zjištěn vyšší podíl aktivního hliníku ve výluhu $Na_4P_2O_7$ na nerektivovaných plochách. I když v této době byl průměrný obsah organicky vázaného hliníku nízký kvůli nízkému obsahu organického uhlíku. Na plochách překrytých orníci a na oblasti se vzrostlými stromy byl zjištěn nízký obsah výměnné acidity, zároveň významně vysoký obsah Al_{org} .

77 % celého území ukázalo hodnotu od $282,0 \text{ mg.kg}^{-1}$ do $1582,0 \text{ mg.kg}^{-1}$, jak je patrné z obrázku č.14. Minimální obsah Al_{org} byl $282,0 \text{ mg.kg}^{-1}$ a maximálně dosáhl hodnoty $14476,0 \text{ mg.kg}^{-1}$.

Nejnižší hodnota Al_{org} ($282,0 \text{ mg.kg}^{-1}$) byla zjištěna při neutrální půdní reakci na lokalitě č. 108 (viz obrázek č. 8), kde byly vzrostlé jehličnany podle údajů z roku 2018.

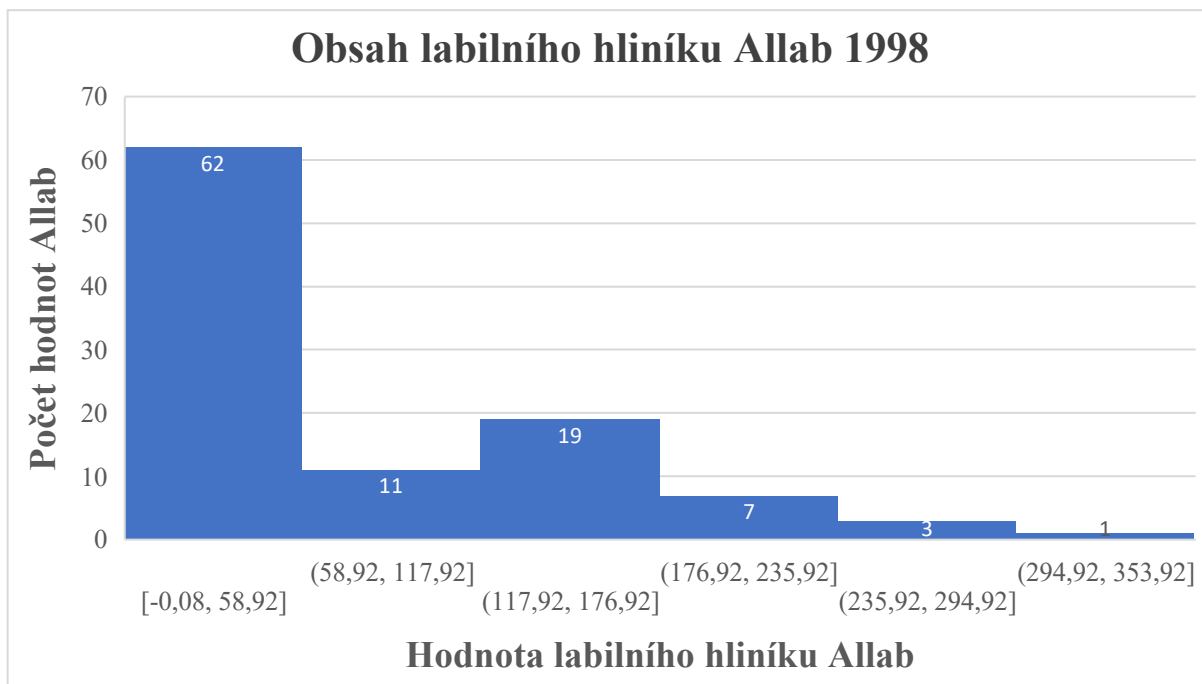


Obrázek č. 14: Rozložení četností hodnot Al_{org} (1998)

5.1.5.2 Obsah labilního hliníku Al_{lab}

Na obrázku č.15 je uveden obsah labilního hliníku ($mg.kg^{-1}$). 56 % lokalit mělo obsah Al_{lab} od 0,1 až 58,9 $mg.kg^{-1}$. Nejčastěji se vyskytující hodnota Al_{lab} byla 0,1 $mg.kg^{-1}$. Maximální hodnotu 295,5 $mg.kg^{-1}$ měla jedna lokalita, která se nachází hned vedle vodní nádrže. Tato lokalita měla pH 3 a V_a 6,4 mmol (+)/100 g. Jak bylo již řečeno, obsah labilního hliníku má těsný vztah s pH_{KCl} i výměnnou aciditou. Naopak byly zjištěny nejnižší hodnoty Al_{lab} na lokalitách s mírně kyselou až neutrální půdní reakcí.

Následně byl zjištěn obsah Al_{lab} častěji v intervalu od 117,9 $mg.kg^{-1}$ do 176,9 $mg.kg^{-1}$, což platí pro 17 % sledovaného území.



Obrázek č. 15: Rozložení četností hodnot Al_{lab} (1998)

5.2 Základní půdní charakteristiky v roce 2018

Všechny výsledky za rok 2018 byly získány v rámci této diplomové práce a byly zpracovány stejným způsobem jako v roce 1998. Celkem bylo odebráno 107 vzorků. Zbylé vzorky se nacházely v zatopené oblasti (viz obrázek č. 8). Tabulka č. 2 znázorňuje základní statistické údaje z roku 2018.

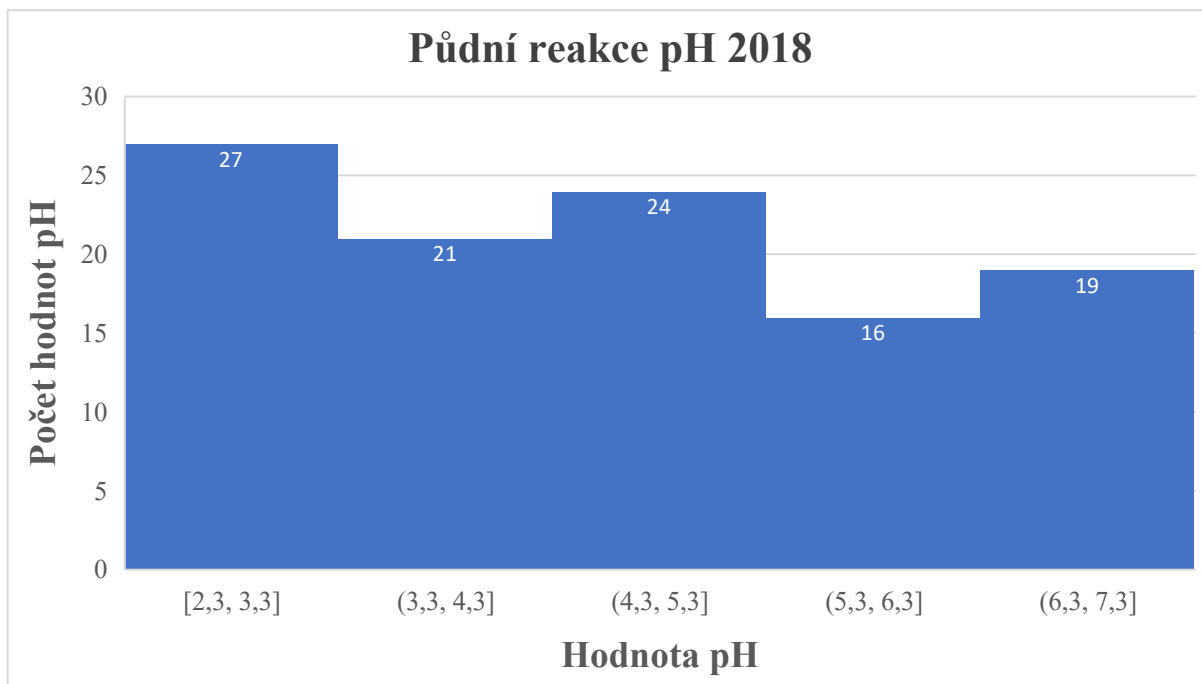
Tabulka č.2: Základní statistické údaje půdních charakteristik z roku 2018

	pH _{KCl}	C _{ox} (%)	Q _{4/6}	V _a	Al _{org} (mg.kg ⁻¹)	Al _{lab} (mg.kg ⁻¹)
průměrná hodnota	4,6	3,2	4,0	1,0	3676,6	143,9
minimum	2,3	0,5	2,3	0,1	3,9	0,1
maximum	7,0	5,9	12,0	5,3	13907,5	859,9
medián	4,6	3,1	3,4	0,2	2733,9	6,1
modus	5,1	4,3	#N/A	0,1	3,9	1,0

5.2.1 Půdní reakce pH (2018)

V roce 2018 se pohybovala hodnota pH půdy v rozmezí 2,3 – 7,0, jak je uvedeno na obrázku č. 16. Hodnoty jsou rozloženy rovnoměrněji a nejčastěji se vyskytující pH bylo 5,1. Nejnižší hodnota pH byla zjištěna na dolní hranici zájmového území blízko vodní nádrže (vzorek č. 41), jak je patrné z obrázku č. 8 (v roce 2018). Tato lokalita má nejkyselější půdní reakci, lze tak předpokládat že patří mezi živinově nejchudší část území. Nebyl zde ani nalezen žádný vegetační pokryv.

18 % území vykazuje neutrální hodnotu pH. Toto území je buď zatravněné nebo zalesněné. Nicméně hodnoty pH byly velmi nízké i v roce 2018. 45 % území má velmi kyselou a 22 % z celého území vykazuje kyselou půdní reakci.

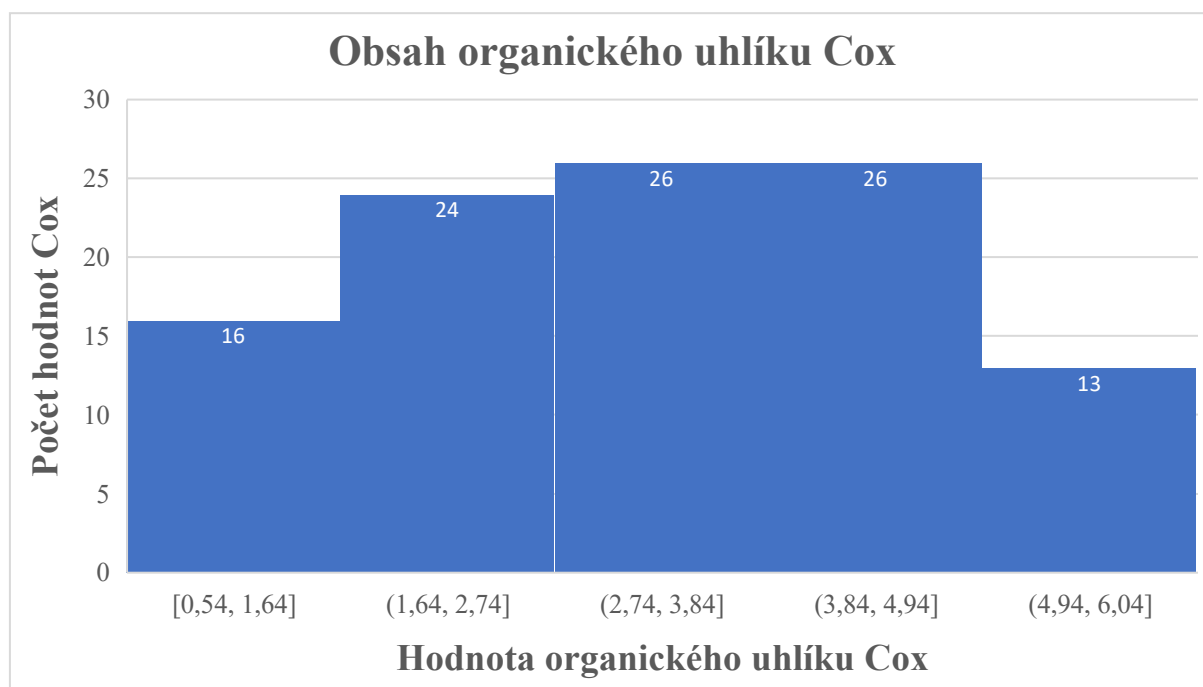


Obrázek č. 16: Rozložení četností hodnot pH_{KCl} (2018)

5.2.2 Obsah organického uhlíku C_{ox} (2018)

Většina obsahů C_{ox} se pohybovala nad hodnotou 2,7 %. Znamená to, že tyto vzorky patří mezi půdy s velmi vysokým obsahem oxidovatelného uhlíku. Nejnižší hodnotu C_{ox} 0,5 % má vzorek č. 79 (viz obrázek č. 8). Dané stanoviště bylo bez vegetačního pokryvu. Naopak nejvyšší hodnota C_{ox} (5,9 %) byla stanovena u vzorku č. 104, na stanovišti, kde jsou vzrostlé jehličnaté stromy.

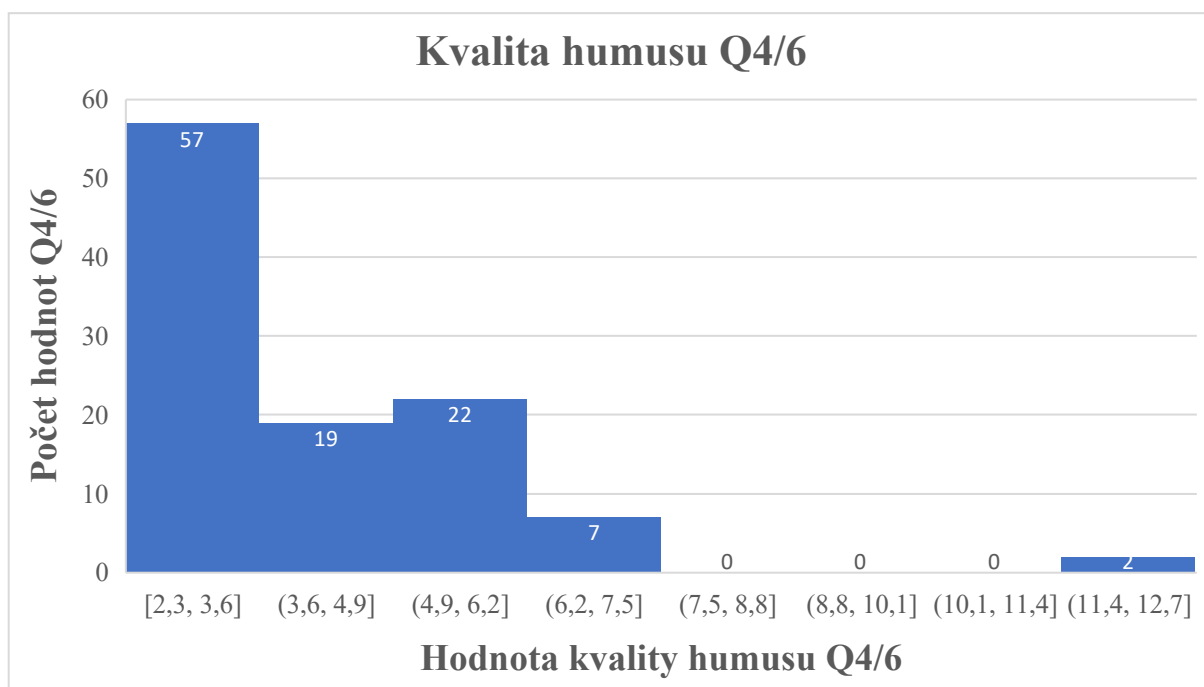
Nejčastěji se vyskytující hodnota C_{ox} byla 4,3 %, přičemž průměrná hodnota činila 3,2 %. Nejmenší část území (12 %) vykazovala hodnotu C_{ox} mezi 4,9 % - 5,9 %.



Obrázek č. 17: Rozložení četností hodnot C_{ox} (2018)

5.2.3 Kvalita humusu (2018)

V roce 2018 hodnoty obsahu humusu vykazovaly velký rozptyl. Obsah humusu bylo možné označit za střední až vysoký při průměrném obsahu C_{ox} 3,2 %. Průměrná hodnota $Q_{4/6}$ byla naměřena 4,0. Nejnižší hodnota $Q_{4/6}$ byla 2,27 % na lokalitě č. 58. Z hlediska kvality humusu se jedná o nejlepší vzorek z testované oblasti. Vzorek č. 110 dosáhl maximální hodnoty $Q_{4/6}$ (12,0) přičemž hodnota C_{ox} byla 4,9 %.

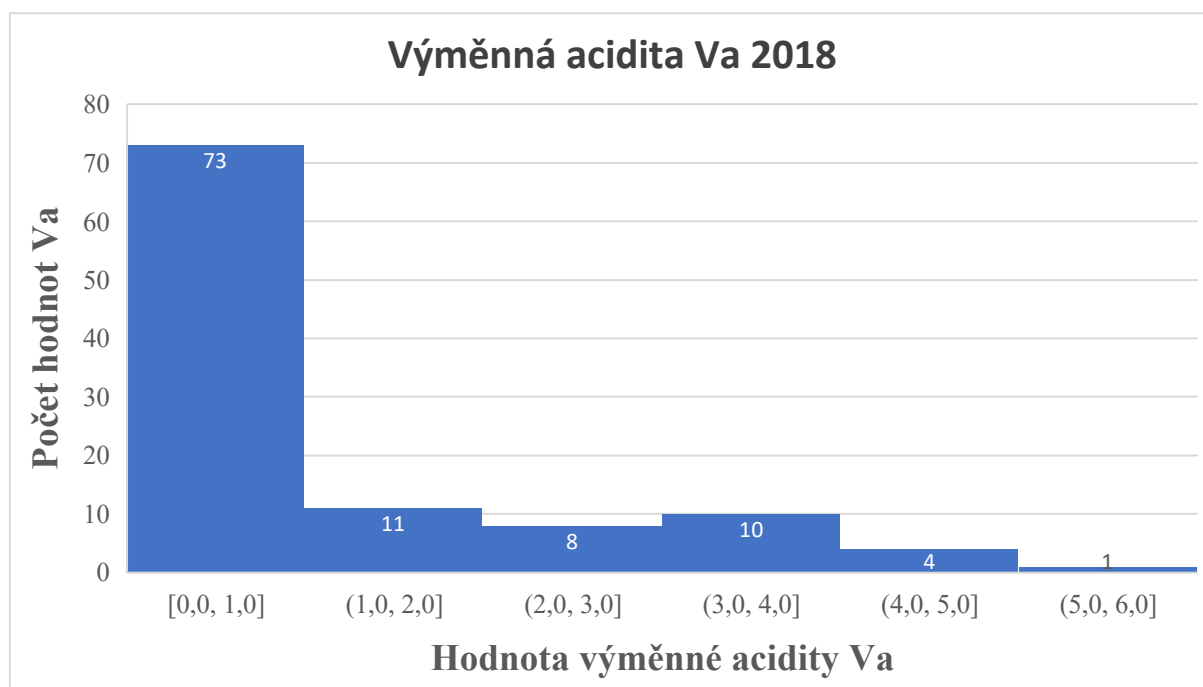


Obrázek č. 18: Rozložení četností hodnot Q_{4/6} (2018)

5.2.4 Výměnná acidita půdy V_a (2018)

Jak je patrné z obrázku č. 19, většina území (68 %) mělo výměnnou aciditu od 0 do 1 mmol (+)/100g. Tento interval pokrývá všech 5 hodnotících kategorií výměnné acidity (slabá až velmi silná). Zbytek (32 %) území představuje území s velmi silnou výměnnou aciditou. Nejnižší hodnotu V_a měla lokalita č. 70 (viz obrázek č. 8). Nejčastěji se vyskytující hodnota byla 0,1 mmol (+)/100g, která představuje slabou výměnnou aciditu. Maximální hodnota byla stanovena jako 5,3 mmol (+)/100g. Lokalita s nejvyšší hodnotou (vzorek č. 25) V_a se nachází hned vedle vodní nádrže.

V roce 2018 byla průměrná hodnota V_a 1,0 mmol (+)/100g a prostřední hodnota 0,2 mmol (+)/100g.



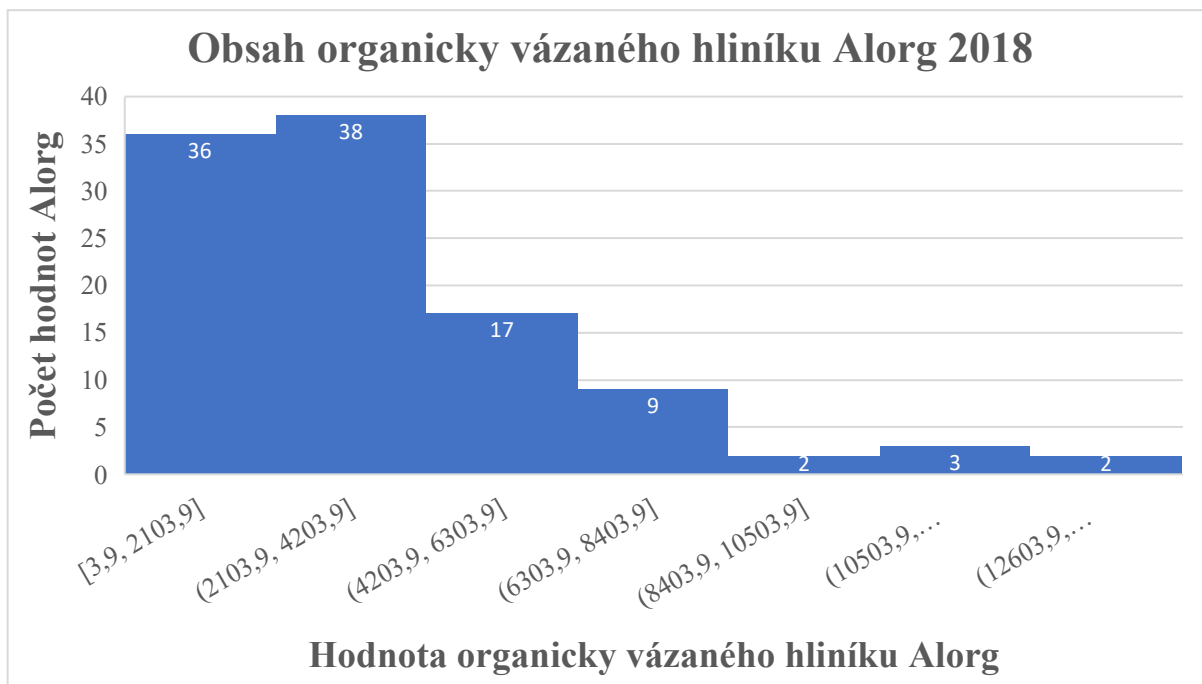
Obrázek č. 19: Rozložení četností hodnot V_a (2018)

5.2.5 Obsah hliníku v půdě (2018)

5.2.5.1 Obsah organicky vázaného hliníku Al_{org}

V roce 2018 měl obsah organického hliníku signifikantní rozdíl mezi minimální a maximální hodnotou. Minimální hodnotu Al_{org} $3,9 \text{ mg.kg}^{-1}$ měly lokality č. 65 a 84 (viz obrázek č. 8). Obě lokality se nachází na částečně zalesněných oblastech se silnou až velmi silnou půdní reakcí (pH).

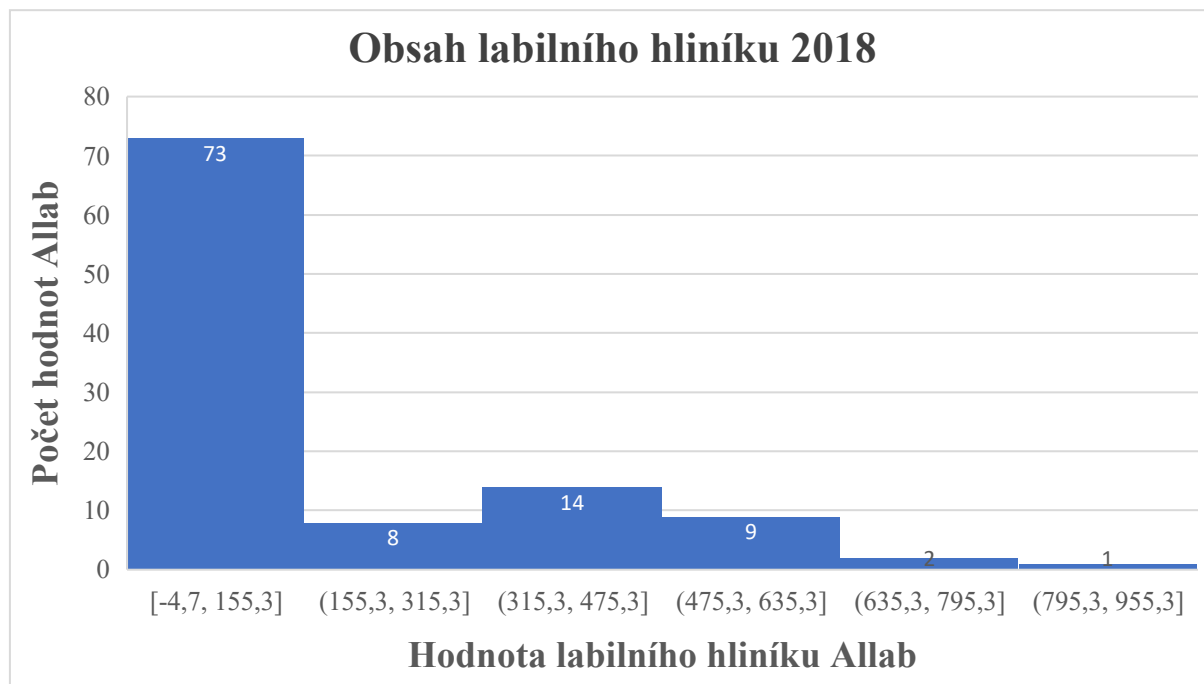
Průměrná hodnota Al_{org} byla $3676,6 \text{ mg.kg}^{-1}$ a maximální hodnota byla stanovena jako $13907,5 \text{ mg.kg}^{-1}$. Průměrná hodnota vzestupně uspořádaného souboru byla $2733,9 \text{ mg.kg}^{-1}$. Hodnota Al_{org} se na 36 % území pohybovala v rozmezí $2103,9 - 4203,9 \text{ mg.kg}^{-1}$. V téměř stejné míře (34 % území) byly stanoveny hodnoty od $3,9 \text{ mg.kg}^{-1}$ do $2103,9 \text{ mg.kg}^{-1}$.



Obrázek č. 20: Rozložení četností hodnot A_{org} (2018)

5.2.5.2 Obsah labilního hliníku A_{lab}

Jak již bylo řečeno, přítomnost toxických forem hliníku může omezit růst vegetace na kyselých půdách. Maximální obsah labilního hliníku 859,9 mg.kg⁻¹ byl zjištěn na lokalitě č. 25. Z výsledků v roce 2018 je patrné, že 68 % území vykazovalo hodnoty v rozmezí 0,1 – 155,3 mg.kg⁻¹. Průměrná hodnota činila 143,9 mg.kg⁻¹. Nejnižší obsahy labilního hliníku byly stanoven v oblastech, které mají slabě kyselou/ až neutrální půdní reakci.



Obrázek č. 21: Rozložení četností hodnot Al_{lab} (2018)

6 Diskuze

Jednou z rekultivovaných výsypek, která umožňuje posouzení vlastností a rozvoje antropogenní půdy je výsypka Lítov v severních Čechách (Borůvka & Kozák 2001). Většinou úspěšné rekultivační opatření vedou k urychlení tvorby nových přírodně blízkých půd, ekosystémů a vegetačního pokryvu, jak uvádí např. Frouz (2014). Druh rekultivace je klíčový faktor, který rozhoduje o rychlosti tvorby antropogenních půd na výsypkách (Hendrychová 2008). Na našem zájmovém území se úspěšně uskutečnily zemědělské (překrytí orníci) a lesnické rekultivační opatření (zalesnění jehličnatými a listnatými stromy). Jak ukazují výsledky z roku 2018, některé sledované vlastnosti (pH_{KCl} , C_{ox} , V_a , $\text{Q}_{4/6}$ a Al_{org}) vykazovaly mírné zlepšení (docházelo k mírnému navýšení hodnoty pH, obsahu organického uhlíku, obsah organicky vázaného hliníku a také humus je kvalitnější). Nicméně po dvaceti letech „příznivého“ vývoje bylo pozorováno značné zvýšení obsahu toxického hliníku (Al_{lab}). Borůvka et al. (1999) zmínili, že v roce 1998 všechny sledované vlastnosti vykazovaly značnou variabilitu, danou jednak heterogenitou již ukládaného materiálu, jednak způsobem rekultivačních a zúrodňovacích opatření.

Statistické hodnocení nově získaných výsledků (korelační analýza, resp. závislost Al_{lab} a Al_{org} k půdním charakteristikám pH_{KCl} a V_a) z roku 2018 je velmi podobné tomu, co uvádí publikace (Borůvka et al. 1999, Borůvka & Kozák 2001).

Současnou situaci komplikuje i zamokření určité části území. Tato situace je typická pro tzv. fyziologické substráty (tj. velmi silně kyselé substráty díky zvýšenému obsahu pyritů). Tyto substráty zpomalují postupy tvorby antropogenních půd na rekultivovaném území (Ondráček et al. 2002).

6.1 Časový vývoj půdních charakteristik

Na obrázku č. 22 vidíme vývoj vegetačního pokryvu území výsypky Lítov od roku 2000 do roku 2017. Jak již bylo uvedeno, na vývoj území působí několik půdotvorných faktorů. Jedním z těch nejdůležitějších je čas. Dvacet let je z hlediska tvorby půdy velmi krátké časové období. Nicméně vliv tohoto faktoru na toto zájmové území je již zcela patrný. Vidíme zde úspěšné zalesnění části území nejčastěji smrkem a borovicí (obrázek č. 23), olší nebo modřínem, a zatravněné oblasti (obrázek č. 24) po dvaceti letech vývoje. Obecně lze říci, že překrytí orníci i zalesnění má převážně příznivý vliv na změny v rekultivované půdě a vede k postupnému přibližování k přirozeným půdním podmínkám. Uvedenou skutečnost lze nalézt v pracích zabývajících se vývojem rekultivací po těžbě hnědého uhlí např. Borůvka et al. (1999), Borůvka & Kozák (2001) a Shresta & Lal (2011) apod.



Obrázek č. 22: Vývoj vegetačního pokryvu na území výsypky Lítov v čase



Obrázek č. 23: Část území úspěšně zalesněných borovicí na výsypce Lítov. Duben 2018



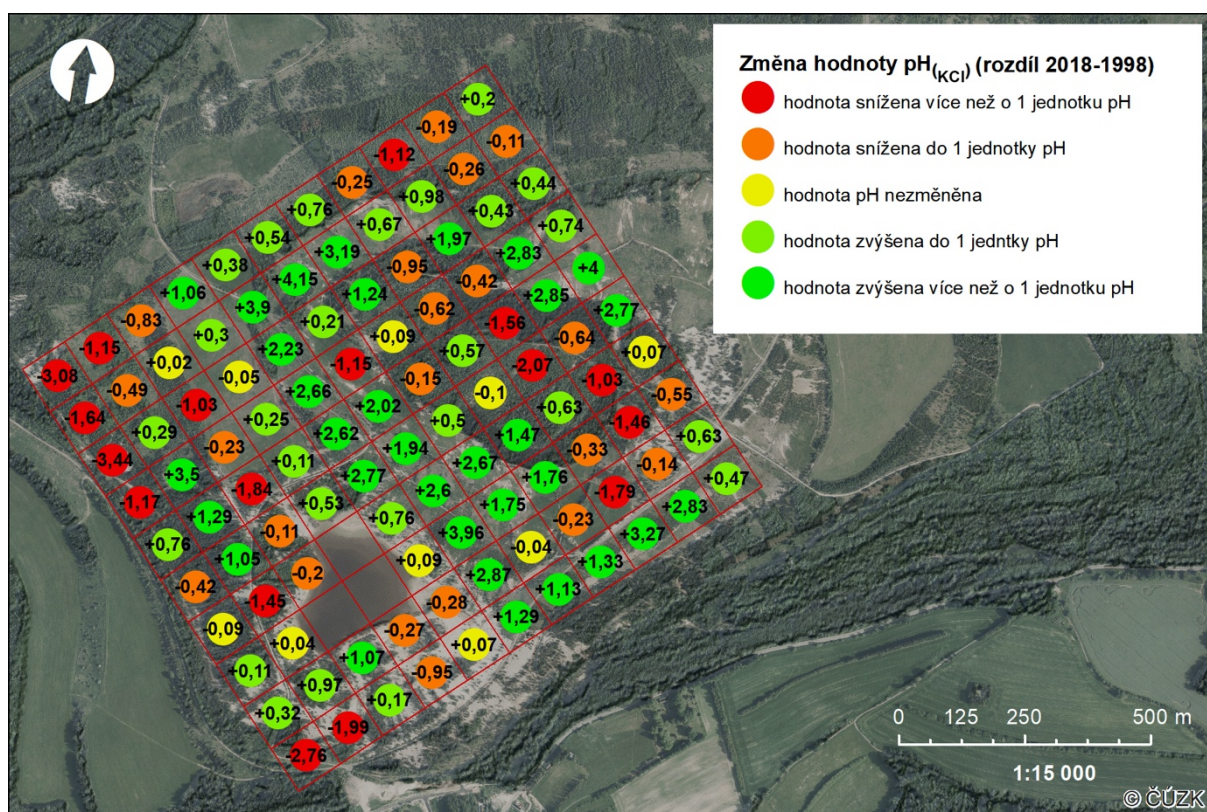
Obrázek č. 24: Část zatravněných oblastí na výsypce Lítov. Květen 2018

6.1.1 Půdní reakce pH

Na obrázku č. 25 vidíme rozdíly hodnot pH na výsypce Lítov. V roce 2018 se hodnota pH_{KCl} pohybovala od velmi silně kyselé 2,3 až do neutrální hodnoty 7,0. To je mírné zlepšení oproti skutečnosti, kterou publikovali Borůvka et al. (1999). Publikovaná studie uvádí, že v roce 1998 byla půdní reakce v rozsahu od extrémně kyselé (minimum pH_{KCl} 1,6) až po neutrální půdní reakci. Dále Borůvka et al. (1999) pozorovali, že neutrální půdní reakce byla zjištěna hlavně na plochách překrytých ornici a na lokalitách blízko severního okraje výsypky. Příčinou kyselosti je patrně zvětrávání matečních materiálů výsypky obsahujících sloučeniny síry, které běžně existují na uhelných výsypkách (Hoth et al. 2005).

Srovnáním výsledků lze říci, že výměnná půdní reakce je na velké části vzorkovacích míst (39 z 107 vzorků – 36 %) zvýšena o 0,1 až 2 hodnoty. Nicméně, v téměř stejné míře (35 z 107 vzorků – 33 %) je hodnota pH snížena o 0,1 až 2 jednotky. V časovém horizontu dvaceti let se změnila i průměrná hodnota pH. Došlo k navýšení z 4,1 na 4,6. Ke zvýšení došlo patrně v závislosti na vegetaci i klimatických podmínkách. Toto zjištění nekorresponduje s údaji publikovanými autory studie Čížková et al. (2018). Tito autoři nezjistili (na jiných výsypkách, které se nacházejí v Sokolovské uhelné pánvi, ČR), v rámci jejich výzkumu, žádnou změnu pH v závislosti na čase na rekultivovaných i na nereakultivovaných výsypkách. Naproti tomu Shresta & Lal (2011) se zmiňují o příznivém vlivu rekultivačních opatření (nahrazení skrývky, překrytí ornici na hloubku cca 30 cm) na zvýšení pH. Autoři uvádějí, že se v hloubce 0-15 cm pH půdy zvýšilo o 4 jednotky (z hodnoty 4,86 až na 8,07, tj. o 31 %) na některých rekultivovaných plochách (Center Township of Columbiana, Athens of Harrison, Jefferson of Noble and Pike Perry) ve srovnání okolními lokalitami (Shresta & Lal 2011).

Nejnižší hodnoty pH byly nalezeny na místech s nulovým vegetačním pokryvem. Toto pozorování vysvětluje toxický efekt zvětrávání pyritů na vegetaci. Zároveň to nepřímo dokládá vzájemný vliv půdní reakce a vegetace spočívající především v ovlivnění biochemických půdních procesů a procesů příjmu živin vegetačním pokryvem (Rejšek & Vácha 2018).



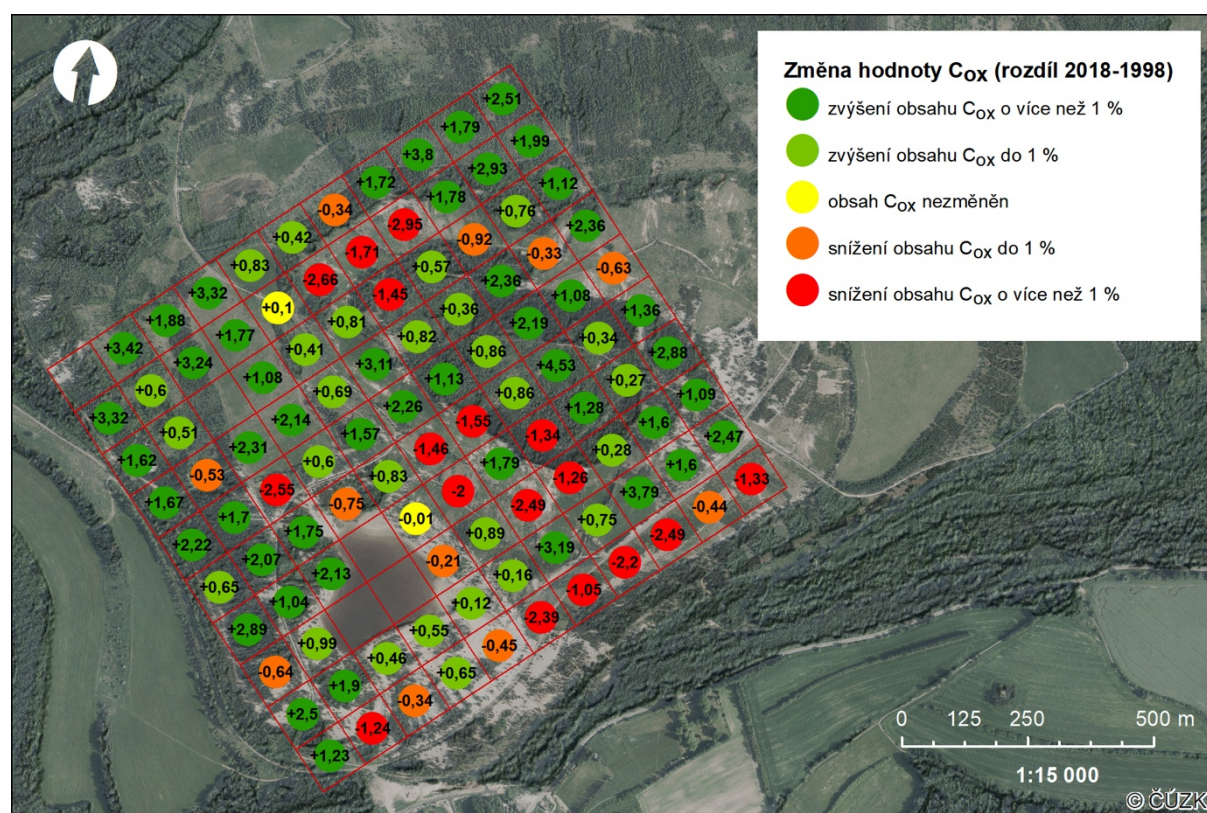
Obrázek č. 25: Změna hodnot pH_{KCl} (2018-1998). Výsypka Lítov

6.1.2 Obsah organického uhlíku (C_{ox})

Množství organického uhlíku se v roce 2018 pohybuje v širokém intervalu od 0,5 % do 5,9 %. Například Ghosh et al. (1983) tvrdí, že obsah organického uhlíku nad 0,8 % indikuje dobrou úrodnost půdy. V porovnání s hodnotami C_{ox} před dvaceti lety, většina z nich (46 % z celého počtu vzorků) ukazuje zvýšení obsahu C_{ox} o více než 1 % a 26 % naměřených hodnot je zvýšeno C_{ox} do 1 %. Průměrný obsah organického uhlíku je také navýšen z 2,7 % na 3,2 % (velmi vysoký obsah C_{ox}). Nicméně nelze přehlédnout (obrázek č. 26) ani snížení obsahu C_{ox} o více než 1 %. Toto výrazně snížení pokrývá 16 % z celé oblasti. Na druhou stranu byl tento jev již pozorován i jinde. Například Shresta & Lal (2011) také zjistili pokles obsahu organického uhlíku na rekultivovaných výsypkách. Borůvka et al. (1999) uvádí, že nižší obsah organického uhlíku pod olší lze vysvětlit vysokou mírou mineralizace díky zvýšené mikrobiální aktivitě.

Naopak Čížková et al. (2018) uvádí, že obsah organického uhlíku se zvyšuje v závislosti na čase a na stupni rekultivace výsypek. K nárůstu obsahu C_{ox} pak dochází výrazně rychleji na rekultivovaných výsypkách než nerektivovaných (Čížková et al. 2018). Borůvka et al. (2012) také zdůraznili nárůst obsahu oxidovatelného uhlíku díky překrytí ornici. Tuto skutečnost pozorovali na dvou výsypkách (Libouš a Pokrok). Tento výsledek je ale částečně způsoben i zbytky uhlí nebo jinými fosilními organickými sloučeninami (Borůvka et al. 1999) než jen organickou hmotou nově vznikající v půdě (Borůvka et al. 2012). Nejvyšší obsah organického uhlíku autoři pozorovali na místě s nejnižším pH_{KCl}

a nejhorší kvalitou organické hmoty (Borůvka et al. 2012). Naproti tomu na našem zájmovém území byla zjištěna nejvyšší hodnota C_{ox} při pH 6,3.



Obrázek č. 26: Změna hodnot organického uhlíku C_{ox} (rozdíl 2018–1998). Výsypka Lítov

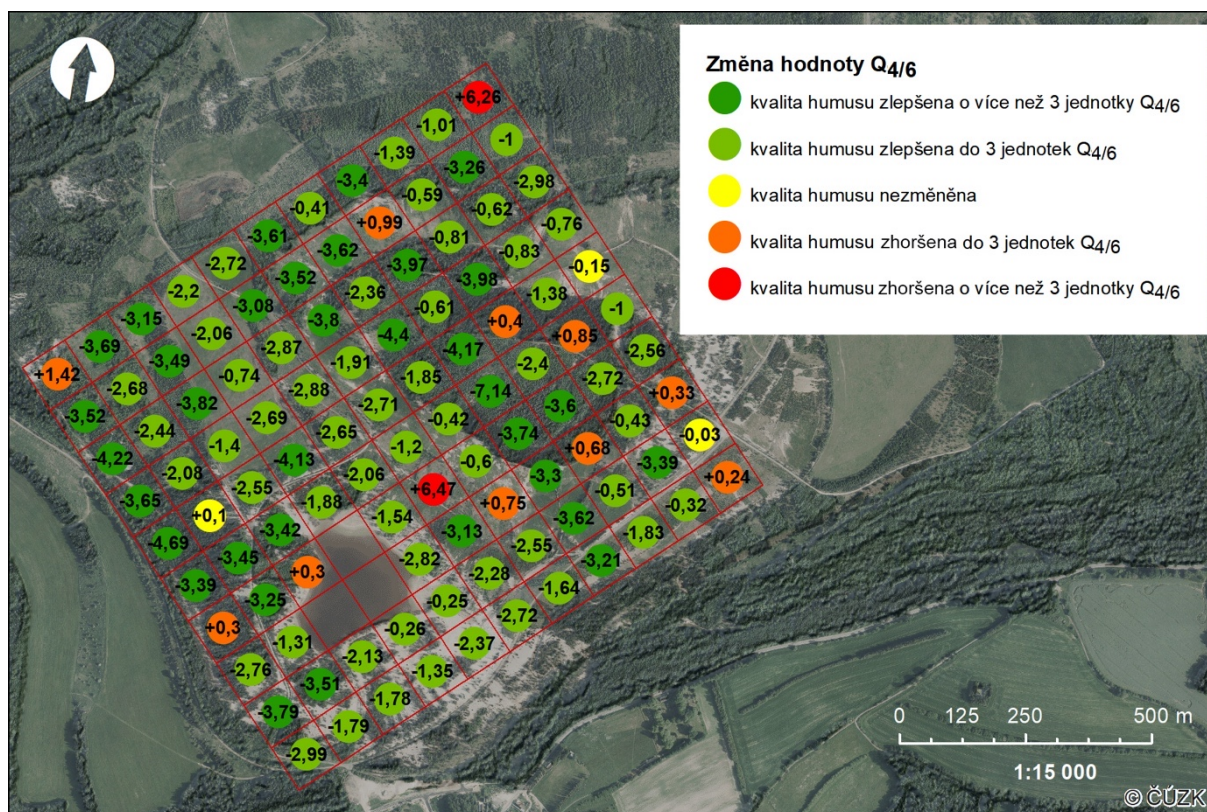
6.1.3 Kvalita humusu $Q_{4/6}$

Ze 107 zkoumaných hodnot od roku 2018 lze konstatovat, že průměrná hodnota $Q_{4/6}$ je snížena z hodnoty 6,0 na 4,0. 55 % naměřených hodnot kvality humusu je zlepšeno do 3 jednotek $Q_{4/6}$, jak vyplývá z obrázku č. 27. 32 % vzorků ukazuje zlepšení o více než 3 jednotky. Kvalita humusu je výrazně zhoršena o více než 3 jednotky na dvou lokalitách, kde dosáhla až do maximálních hodnot $Q_{4/6}$ 12,0 a 11,6. To by ovšem mohlo být způsobeno i obsahem zbytku hnědého uhlí, jak uváděli Borůvka et al. (1999).

V roce 1998 bylo možné kvalitu humusu označit většinou střední až vysokou (průměrný obsah C_{ox} byl 2,41 % a průměrná hodnota $Q_{4/6}$ byla 6,0), ale hodnocení bylo komplikované, kvůli již zmíněné skutečnosti, že značná část zjištěného oxidovatelného uhlíku pocházela ze zbytků uhlí (Borůvka et al. 1999).

Dle koeficientu $Q_{4/6}$ se zdá humus kvalitnější. Je zde patrný vliv vegetace na obsah organického uhlíku a kvalitu humusu. Také Borůvka & Kozák (2001) zjistili, že kvalita humusu byla ovlivněna zejména zalesněním (v dané studii se jednalo o zalesnění olší). Podle

studie Frouze (1999), listnaté stromy vytvoří lepší podmínky pro edafon než jehličnaté. Borůvka et al. 2012 pozorovali, že také přírodní krycí vrstva půdy ovlivnila zvýšení obsahu organického uhlíku a kvalitu humusu půdy.

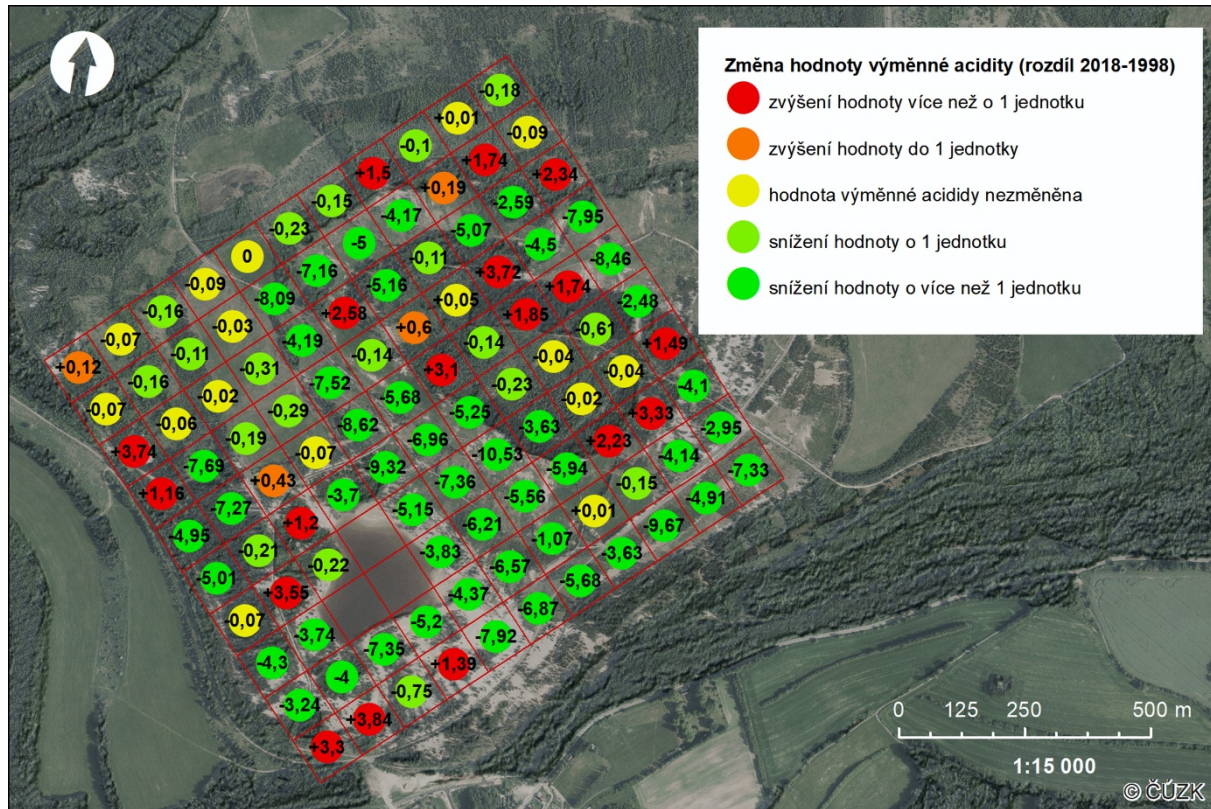


Obrázek č. 27: Změna hodnot kvality humusu $Q_{4/6}$ (rozdíl 2018–1998). Výsypka Lítov

6.1.4 Výměnná acidita půdy V_a

Jak je patrné z mapy (obrázek č. 28), většina naměřených hodnot (46 %) ukazuje snížení hodnoty výměnné acidity V_a o více než 1 mmol(+)/100g. 18 % z testovaných vzorků naznačuje snížení V_a do 1 mmol(+)/100g. Průměrná hodnota V_a je snížena od roku 1998 z hodnoty 3,3 mmol(+)/100g na hodnotu 1 mmol(+)/100g, což spadá do kategorie velmi silně kyselých půd ($V_a > 1,4$ mmol(+)/100g). 29 % vzorkované oblasti vykazuje velmi silně kyselou půdní reakci. Lokalita s nejvyšší hodnotou (vzorek č. 25) V_a se nachází hned vedle vodní nádrže, jedná se o zamokřené území (viz obrázek č. 29) pravděpodobně ovlivněné vznikající kyselinou sírovou. Jedním z nejzávažnějších problémů na výsypkách je voda (Drábek 2008). Voda urychluje zvětvávání hornin. Důsledkem toho se horniny rozpadají a uvolňují se pyrity (Drábek 2008). Také Jelenová et al. (2018) zjistili vysoký obsah pyritu na výsypkách blízko Kaňku (Česká republika). Pyrity mají tendenci se oxidovat a tvořit kyselinu sírovou (Sheoran et al. 2010). Tvorba kyseliny sírové v půdním prostředí způsobuje mimo jiné zvýšení výměnné acidity, snížení pH a neúrodnost půd. Na okraji výsypky byl pozorován výron vody, pravděpodobně obsahující zvýšené množství kyseliny sírové, což vedlo k mortalitě veškeré vegetace včetně vzrostlých borovic.

17 % vzorků ukazuje zvýšení V_a o více než 1 mmol(+)/100g. Přes toto alarmující zjištění je možné pomocí vhodných opatření (např. odvodnění zamokřených území) dosáhnout stále se snižující hodnoty výměnné acidity na výsypce Lítov (Borůvka & Kozák 2001).



Obrázek č. 28: Změna hodnot výměnné acidity půdy V_a (rozdíl 2018–1998). Výsypka Lítov



Obrázek č. 29: Zamokřené území na výsypce Lítov. Duben 2018.

6.1.5 Obsah hliníku v půdě

Uhlí může často obsahovat potenciálně toxické organické sloučeniny a stopové rizikové prvky (Tang et al. 2018). Mezi nejrozšířenější kovy na zemi patří hliník a po kyslíku a křemíku patří k nejvíce zastoupeným prvkům v půdě. Vyskytuje se v různých formách (organické a anorganické).

Různé formy hliníku mají odlišné charakteristiky s ohledem na mobilitu, biologickou dostupnost a toxicitu v půdě (Hagvall et al. 2015). Hliník může tvořit mobilní, snadno rozpustné komplexy s organickou hmotou (Drábek et al. 2003). Čím je hliník rozpustnější, tím je přístupnější pro půdní biogeochemické transformace. Některé z nich představují vážný problém v přirozeně kyselých půdách i v půdách okyselených lidskou činností a působí toxicky na rostliny a mikroorganismy. Půdní reakce je nejdůležitějším faktorem ovlivňujícím rozpustnost a mobilitu hliníku v půdě (Borůvka et al. 2001). Hliník se může uvolnit z přirozeně se vyskytujících oxidů a hydroxidů v důsledku okyselení, nebo naopak zvýšení půdní reakce ($\text{pH} < 5$ nebo $\text{pH} > 8$) kvůli své amfoterní povaze (Hagvall et al. 2015).

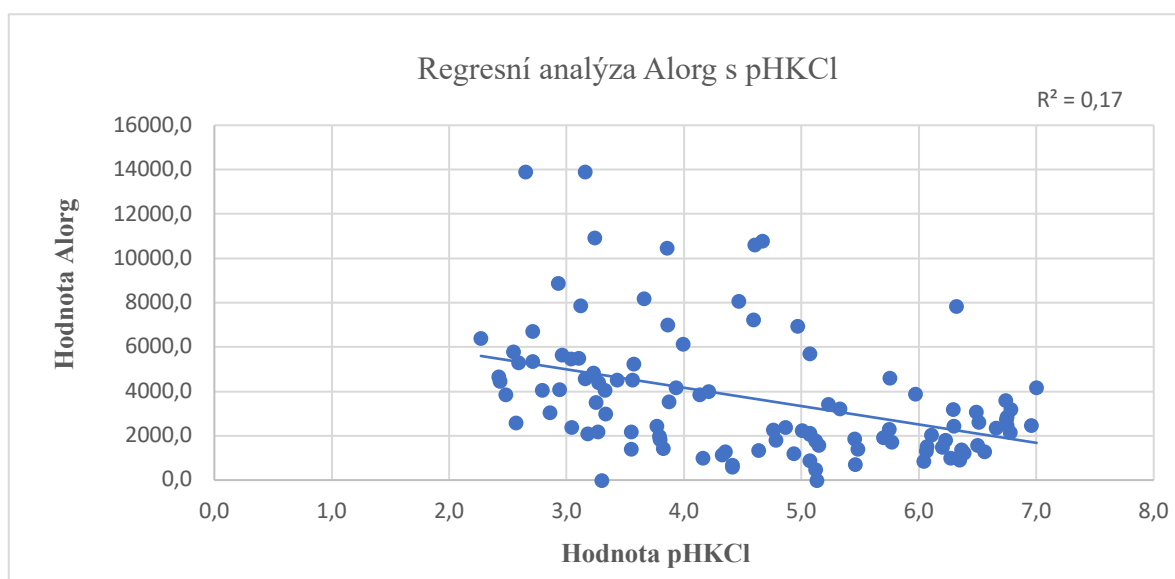
6.1.5.1 Obsah organicky vázaného hliníku v půdě

V roce 1998 byl zjištěn vyšší podíl organicky vázaného hliníku ve výluhu $\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7$ na nerekvultivovaných plochách. V této době se pohyboval průměrný obsah organicky vázaného hliníku v rozsazích běžných pro přirozené půdy (Borůvka et al. 1999). Na plochách překrytých ornici a v oblasti se vzrostlými stromy byla zjištěna nízká výměnná acidita, vysoký obsah C_{ox} a Al_{org} (Borůvka et al. 1999).

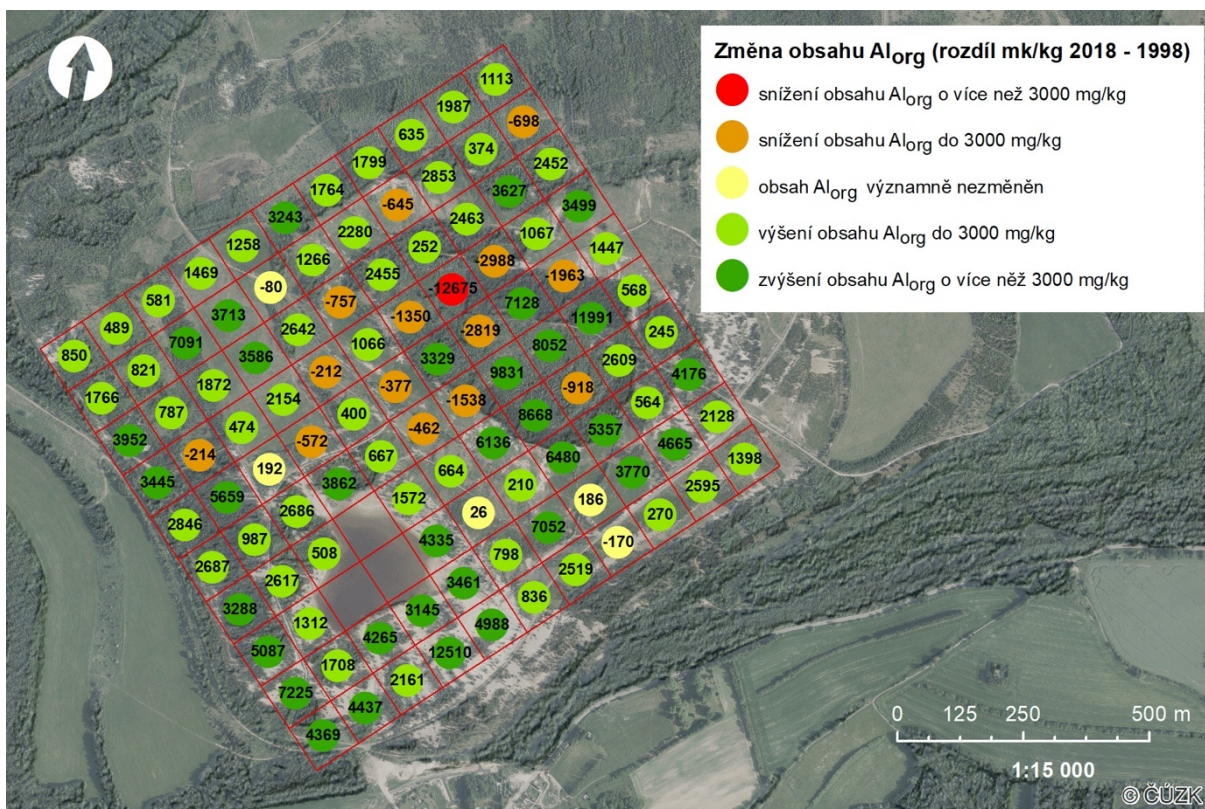
Ze 107 zkoumaných hodnot z roku 2018 lze konstatovat, že 49 % naměřených hodnot vykazuje zvýšení obsahu Al_{org} do 3000 mg.kg^{-1} a 32 % půdních vzorků dokonce ukazuje zvýšení o více než 3000 mg.kg^{-1} . Na zájmovém území bylo zjištěno snížení obsahu Al_{org} o více než 3000 mg.kg^{-1} překvapivě na jediné lokalitě, kde jsou vzrostlé stromy. Obecně ukazují výsledky z roku 2018, že průměrná hodnota organicky vázaného hliníku je zvýšena dvojnásobně ($\text{Al}_{\text{org}} 3676,6 \text{ mg.kg}^{-1}$) oproti předchozímu odběru.

Je dobře známo, že toxicita hliníku je limitujícím faktorem růstu rostlin. V kyselých půdách se uvolňuje velké množství rozpustného iontu hliníku (hlavně Al^{3+}). Rozpustnost hliníku v půdě inhibuje prodloužení kořenů a následně ovlivňuje příjem vody a živin (Kochian 1995). Naopak organicky vázaný hliník se uvádí jako netoxický (Drábek et al. 2003). Lze tedy tvrdit, že nárůst organicky vázaného hliníku má pozitivní vliv na sledovaný ekosystém. Také Hagvall et al. (2015) a Dang et al. (2016) uvádí, že obsah volného hliníku v půdě klesá v přítomnosti organických materiálů a při vhodné půdní reakci (neutrální pH).

Korelační analýza ukázala slabší vztah organicky vázaného Al k ostatním půdním charakteristikám (Al_{org} s pH_{KCl} $r = -0,4$; s V_a $r = 0,2$ a s C_{ox} $r = 0,0$) stejně jako před dvaceti lety.



Obrázek č. 30: Závislost organicky vázaného hliníku na pH_{KCl}



Obrázek č. 31: Změna hodnot aktivního hliníku v půdě Al_{org} (rozdíl 2018-1998). Výsypka Lítov

6.1.5.2 Obsah labilního hliníku v půdě

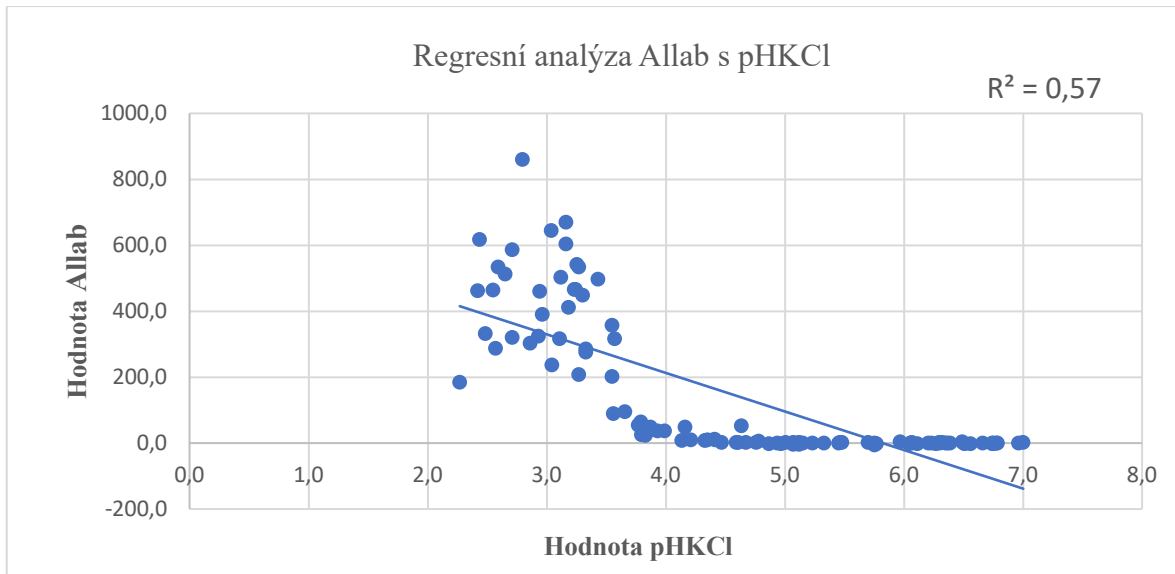
Obrázek č. 32 znázorňuje dvacetiletou změnu labilního hliníku, která je rozdělena rovnoměrněji než ostatní charakteristiky. 31 % naměřených hodnot labilního hliníku je sníženo do 100 mg.kg^{-1} , 16 % změn vykazuje snížení Al_{lab} o více než 100 mg.kg^{-1} . Lze říci, že se vzrůstajícími hodnotami pH klesá množství labilního hliníku.

27 % lokality z celého území vykazuje vzrůst o více než 100 mg.kg^{-1} a 20 % území má zvýšené hodnoty Al_{lab} do 100 mg.kg^{-1} než v roce 1998. Průměrný obsah Al_{lab} se zvedl dvojnásobně ($143,9 \text{ mg.kg}^{-1}$). Příčinou toho znepokojivého nárůstu mohou být silně kyselé půdní reakce, nízký obsah organického uhlíku a jehličnatý porost na určitých plochách zkoumané lokality. Také Álvarez et al. (2005) zjistili největší riziko toxicity hliníku (labilní i jiné formy hliníku) v půdách pod porostem borovice. Menší riziko toxicity bylo nalezeno pod dubovým porostem (Álvarez et al. 2005). Jehličnaté porosty vedou k acidifikaci půdy, a tím i ke zvýšení obsahu labilního hliníku (Álvarez et al. 2005).

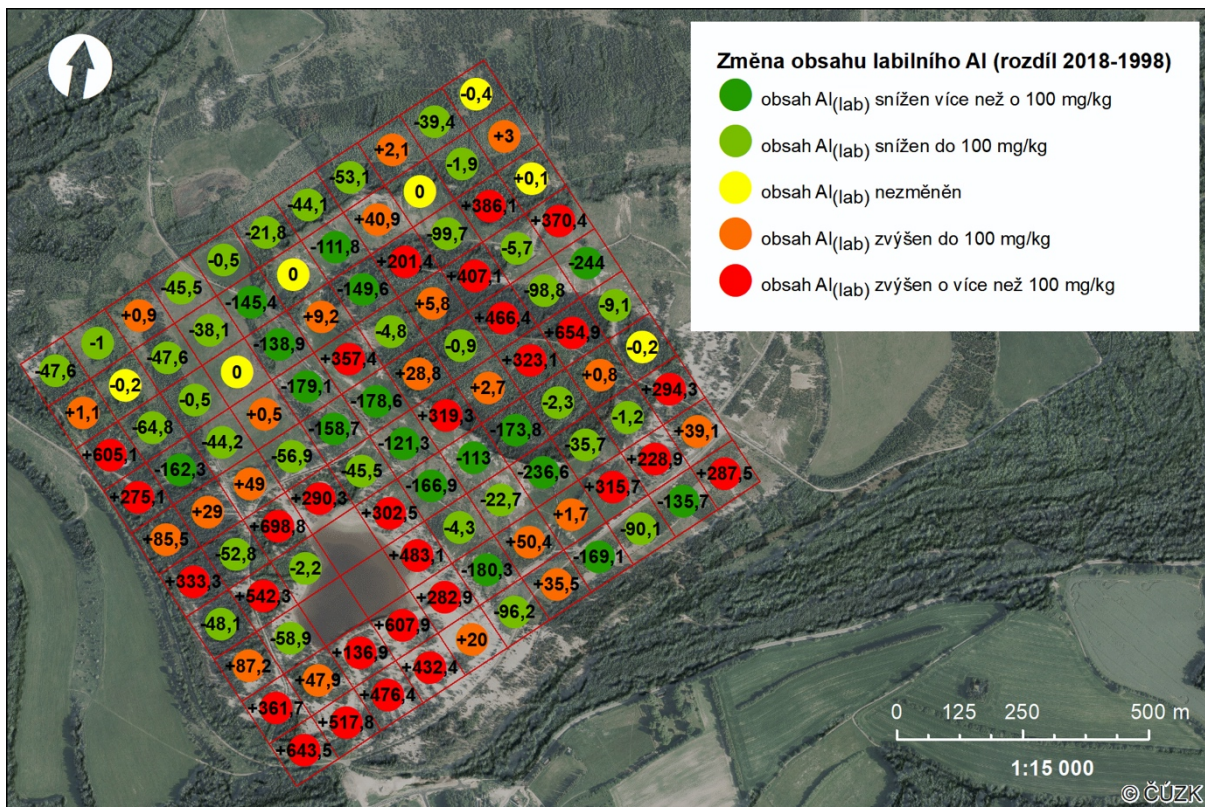
Je zřejmé, že labilní hliník má silnou nepřímou závislost s pH_{KCl} a přímou s V_a . Borůvka et al. (1999) uvádí, že v roce 1998 korelační analýza ukázala poměrně těsný vztah obsahu labilního hliníku Al_{lab} s pH_{KCl} ($r = -0,64$) a výměnnou aciditou V_a ($r = 0,66$). Podle údajů z roku 2018 lze vidět těsnější nepřímou závislost mezi obsahem labilního hliníku Al_{lab}

s pH_{KCl} ($r = -0,76$). Naopak, korelační analýza ukazuje slabší přímou závislost s výměnnou aciditou ($r = 0,56$).

Z lineární regresní analýzy vyplývá, že v roce 2018 obsah Al_{lab} silně koreloval s hodnotou pH_{KCl} ($R^2 = 57\%$)



Obrázek č. 32: Závislost labilního hliníku na pH_{KCl}



Obrázek č. 33: Změna hodnot labilního hliníku v půdě Al_{lab} (rozdíl 2018–1998). Výsypka Lítov

7 Závěr

V této diplomové práci byly hodnoceny základní půdní charakteristiky (pH_{KCl} , C_{ox} , V_a , $Q_{4/6}$, Al_{org} a Al_{lab}). Byl hodnocen časový vývoj sledovaných charakteristik na výsypce Lítov. V rámci diplomové práce bylo odebráno celkem 107 vzorků od dubna do konce července roku 2018. Analýza všech půdních charakteristik byla prováděna stejným způsobem, jak publikovali Borůvka et al. (1999). Výsledky byly statisticky zpracovány a byly porovnány výsledky z let 2018 a 1998.

Jedním z nejefektivnějších způsobů opatření proti půdní degradaci po těžbě je rekultivace, jak z estetického pohledu, tak z hlediska půdního vývoje. Na oblastech, kde probíhalo zalesnění (hlavně listnatými stromy) a překrytí ornici, byl zjištěn kvalitnější humus a vyšší obsah organicky vázaného (netoxického) hliníku. Naopak pod porostem jehličnatých stromů, byl objeven vysoký obsah labilního, resp. toxického hliníku. Následkem kyselosti půdy se zvyšuje obsah labilního hliníku, který zpomaluje nárůst vegetace.

Z výsledku je patrné, že čas, vegetace a klimatické podmínky pozitivně ovlivnily nárůst pH. Průměrná hodnota pH se zvýšila z 4,1 na 4,6. V roce 2018, 45 % území ukázalo velmi kyselou půdní reakci. Na této půdě s nízkým pH by bylo možné provádět vápnění nebo zalesnění listnatými stromy a podporovat rozmanitost vegetačního pokryvu. Během času se také zvýšil obsah organického uhlíku. Rekultivační opatření (překrytí ornici apod.) ovlivňují rychlost tohoto nárůstu. Například olše podporuje půdní společenstva živočichů, čímž se zvyšuje obsah organické hmoty.

Nejproblematičtější část výsypky je zamokřené území, které se nachází okolo vodní nádrže. Toto místo obsahuje vysoké množství pyritů (z čehož vzniká kyselina sírová), což zvyšuje výměnnou aciditu. 17 % vzorků ukazuje zvýšení V_a o více než 1 mmol(+)/100g. Je tam stále neúrodná a velice chudá půda bez vegetačního pokryvu. Na některých místech na okraji výsypky byl dokonce pozorován výron vody, pravděpodobně silně kyselé, vedoucí k mortalitě vegetačního pokryvu. Z toho důvodu, je důležité provádět vhodná opatření na této části území, např. odvodnění zamokřených ploch. V budoucnu by bylo možné pomocí vhodných opatření (odvodnění, překrytí ornici) dosáhnout snížení hodnoty výměnné acidity a tím i pokles koncentrace labilního hliníku.

Stanovená hypotéza, že antropogenně ovlivněné půdy jsou ovlivněny půdním vegetačním pokryvem a vlastnosti těchto půd procházejí časovým vývojem, byla potvrzena.

8 Seznam literatury

- Ambrožová JŘ, Ivanovová P. 2013. Hydrická rekultivace na Mostecku. První výsledky hydrobiologického průzkumu hydriky rekultivovaného Mostecka.
- Álvarez E, Fernández-Marcos ML, Monterroso C, Fernández-Sanjurjo MJ. 2005. Application of aluminium toxicity indices to soils under various forest species. *Forest Ecology and Management* **211(3)**:227-239.
- Baize D, Girard MC. 2008. Référentiel pédologique. Association française pour l'étude du sol (Afes). Éditions Quæ.
- Bažant V. 2010. Růstové vlastnosti dřevin na výsypkových stanovištích Mostecké pánve (Severočeské hnědouhelné pánve). Disertační práce. Fakulta lesnická a dřevařská České zemědělské univerzity v Praze, Praha.
- Borůvka L, Kozák J, Drábek O. 1999. Influence of some soil properties on the content of selected Al forms in the soil of the dumpsite Lítov [Czech Republic]. *Rostlinná Výroba - UZPI*. **45**:9-15
- Borůvka L, Kozák J. 2001. Geostatistical investigation of a reclaimed dumpsite soil with emphasis on aluminum. *Soil & tillage research* **59**:115-126
- Borůvka L, Kozák J, Mühlhanslová M, Donátová H, Nikodem A, Němeček K, Drábek O. 2012. Effect of covering with natural topsoil as a reclamation measure on brown-coal mining dumpsites. *Journal of Geochemical Exploration* **113**:118-123
- Bradshaw A. 1997. Restoration of mined lands – using natural processes. *Ecological engineering* **8**:255-269.
- Brtnický M, Vopravil J, Vrabcová T, Hladký J, Khel T, Novák P, Vlček V, Kynický J. 2012. Degradace půdy v České republice. Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v.v.i. Brno. Pages 91.
- Coppin NJ, Bradshaw AD. 1982. Quarry reclamation: The establishment of vegetation in Quarries and open pit non-metal mines. *Mining journal books*. Retrieved from <https://books.google.cz/books?id=93t2QgAACAAJ>
- Curry JP. 2004. Factors affecting the abundance of earthworms in soils. Pages 263–286 in Edwards CA, editor. *Earthworm Ecology*, CRC Press, LLC, Boca Raton. 2nd edition.
- Čermák P, Kohel J, Dederá F. 2002. Rekultivace území devastovaných báňskou činností v oblasti Severočeského hnědouhelného revíru. Agentura Bonus, Hrdějovice.

- Čížková B, Woś B, Pietrzykowski M, Frouz J. 2018. Development of soil chemical and microbial properties in reclaimed and unreclaimed grasslands in heaps after oppencast lignite mining. *Ecological engineering* **123**:103-111
- Dang T, Mosley LM, Fitzpatrick R, Marschner P. 2016. Addition of organic material to sulfuric soil can reduce leaching of protons, iron and aluminium. *Geoderma* **271**:63-70.
- Daniels WL. 1999. Creation and Management of Productive mine soils. Powell river project reclamation guide lines for surface mined land in Southwest Virginia. DOI: <http://www.ext.vt.edu/pubs/mines/460-121/460-121.html>.
- Dimitrovský K. 2001. Tvorba nové krajiny na Sokolovsku. Vydání 1. Sokolovská uhelná, Sokolov. Pages 191.
- Dimitrovský K, Kunt M, Vacek O. 2016a. Geneze antropogenních substrátů na výsypkách jako základ pro vytvoření lesnické rekultivační typologie. *Zpravodaj hnědé uhlí* **1/2016**: 38-50.
- Dimitrovský K, Kunt M, Vanc O. 2016b. Půdotvorný a krajinotvorný význam dřevin pěstovaných na výsypkových stanovištích. *Zpravodaj hnědé uhlí* **4/2016**
- Dirner V, Kulová E, Polínková K. 2011. Environmental impact of mining. VSB – Technical university of Ostrava. Ostrava. Pages 283-289.
- Dohnal R. 2013. Přírodní vs. technická rekultivace. *Odpady: Odborný časopis pro nakládání s odpady*. Roč. **23**, č.**10**:26-27
- Drábek O, Borůvka L, Mládková L, Kočárek M. 2003. Possible method of aluminium speciation in forest soils. *Journal of Inorganic Biochemistry* **97**:8-15.
- Drábek K. 2008. Naučné stezky a trasy III. Karlovarský a Plzeňský kraj. Řada mimo edice, vydání 1.
- Dudal R. 2004. The sixth factor of soil formation. Institute for Land and Water management, K.U.Leuven, Vital Decosterstraat 102, B-3000 Leuven, Belgium.
- Echevarria G, Morel JL. 2015. Technosols of mining areas. *Tópicos Ci. Solo*, **9**:1–20.
- Filip Z. 2002. International approach to assessing soil quality by ecologically – related biological parameters. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. Vol. **88(2)**:169-174. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(01\)00254-7](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00254-7)

- Frouz J. 1999. Obnova společenstev půdních organismů na plochách lesnický rektivovaných hnědouhelných výsypek a jejich význam pro tvorbu půdy. *Ochrana přírody*. **5**:157-159.
- Frouz J, Elhottová D, Kuráž V, Šourková M. 2006. Effects of soil macrofauna on other soil biota and soil formation in reclaimed and unreclaimed post mining sites: Results of a field microcosm experiment. *Applied soil ecology*. **33(3)**:308-320. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2005.11.001>
- Frouz J, Prach K, Pižl V, Háněl L, Starý J, Tajovský K, Materna J, Balík V, Kalčík J, Řehouňková K. 2008. Interactions between soil development, vegetation and soil fauna during spontaneous succession in post mining sites. *European Journal of Soil Biology* **44(1)**:109–121. DOI: [10.1016/j.ejsobi.2007.09.002](https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2007.09.002)
- Frouz J, Pižl V, Cienciala E, Kalčík J, 2009. Carbon storage in post-mining forest soil, the role of tree biomass and soil bioturbation. *Biogeochemistry* **94(2)**:111–121. DOI: [10.1007/s10533-009-9313-0](https://doi.org/10.1007/s10533-009-9313-0)
- Frouz J. 2014. Soil Biota and Ecosystem Development in Post Mining Sites. In Frouz J, editor. CRC Press, Boca Raton.
- Frouz J. 2015. Vliv klimatu, vegetace a rekultivačních zásahů na vývoj půd po těžbě uhlí. Sborník konference Ekomonitor – Těžba a její dopady na životní prostředí **VI**. roč. Ekomonitor 2015. Pages 23-25.
- Frouz J, Mudrák O, Reitschmiedová E, Walmsley A, Vachová P, Šimáčková H, Albrechtová J, Moradia J, Kučerah J. 2018. Rough wave-like heaped overburden promotes establishment of woody vegetation while leveling promotes grasses during unassisted post mining site development. *Journal of Environmental Management* **205 (1)**:50–58. DOI: [10.1016/j.jenvman.2017.09.065](https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.09.065)
- Ghosh AB, Bajaj JC, Hassan R, Singh D. 1983. Soil and water testing methods – A laboratory manual. IARI, New Delhi, 31-36.
- Hagvall K, Persson P, Karlsson T. 2015. Speciation of aluminum in soils and stream waters: The importance of organic matter. *Chemical Geology* **417**:32-43.
- Hendrychová M. 2008. Reclamation success in post-mining landscapes in the Czech Republic: A review of pedological and biological studies. *Journal of landscape studies* **1**:63-78.
- Hermannová J. 1986. Současný stav a směry vývoje vybraných složek životního prostředí ve světě – půda. Ústředí vědeckých, technických a ekonomických informací (UVTEI). Praha.

- Hoth N, Feldmann H, Rinker A, Glombitza F, Häfner F. 2005. Reductive processes within lignite dumps – Chance of a long – term natural attenuation proces. *Geoderma* **129** (1 – 2):19-31. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.12.035>
- Huot H, Simonnot M, Marion P, Yvon J, Donato PDe. 2013. Characteristics and potential pedogenetic processes of a Technosol developing on iron industry deposits. *Journal of Soils and Sediments* **13**:555-568. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11368-012-0513-1>
- Hüttl RF, Weber E. 2001. Forest ecosystem development in post-mining landscapes: A case study of the Lusation lignite district. *Naturwissenschaften*, **88(8)**:322-329. DOI: <https://doi.org/10.1007/s001140100241>
- Chambers JC, Wade GL. 1990. Evaluating reclamation success: the ecological consideration – proceedings of a symposium. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northeastern Forest Experiment Station. Pages 107. General Technical Report (GTR) **164**.
- Cheng W, Bian ZF, Dong JH, Lei SG. 2014. Soil properties in reclaimed farmland by filling subsidence basin due to underground coal mining with mineral wastes in China. College of Environment and Spatial Informatics, China university of Mining and Technology, Xuzhou, China. *Transactions of Nonferrous Metals Society of China* **24**:2627–2635. DOI: [http://dx.doi.org/10.1016/S1003-6326\(14\)63392-6](http://dx.doi.org/10.1016/S1003-6326(14)63392-6).
- Chuman T. 2015. Půdní pokryv v Česku. *Geografické rozhledy* **25(2)**:8-9. Praha.
- James BR, Clark CJ, Riha SJ. 1983. An 8 – Hydroxyquinoline method for labile and total aluminum in soil extracts. *Soil science society of America journal*/Volume 47, Issue 5. DOI: <https://doi.org/10.2136/sssaj1983.03615995004700050010x>
- Jelenová H, Majzlan J, Amoako FY, Drahotka P. 2018. Geochemical and mineralogical characterization of the arsenic-, iron-, and sulfur-rich mining waste dumps near Kaňk, Czech Republic. *Applied Geochemistry* **97**:247-255. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2018.08.029>
- Jongepierová I, Pešout P, Jongepier JW, Prach K. 2012. Ekologická obnova v České republice. Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky. Praha. Pages 147.
- Jósefowska A, Woś B, Pietrzykowski M. 2016. Tree species and soil substrate effects on soil biota during early soil forming stages at afforested mine sites. *Applied soil ecology* **102**:70-79.
- Jury W, Horton R. 2004. *Soil physics*, 6th edition. John Wiley & Sons, INC. US. Pages 384.

- Kabrna M, Řehoř M. 2007. Reclamation as an effective tool for post-mining landscape regeneration. Pages 613-618 in Kungolos A, Aravossis K, Karagiannidis A, Samaras P, editors. Proceedings of SECOTEX Conference and the International Conference on Environmental Management Engineering, Planning and Economics – volume I.
- Klimecký O, Mutinský J, Vajnar V, Synek E. 2002. Hnědé uhlí v České republice. Mostecká uhelná společnost, a.s. Most.
- Kochian LV. 1995. Cellular mechanisms of aluminum toxicity and resistance in plants. Annual Reviews. Plant Physiology and Plant Molecular Biology. **46**:237-260. DOI: <https://doi.org/10.1146/annurev.pp.46.060195.001321>
- Kohlová MB, Melichar J. 2017. Rozdíly v preferencích obyvatel vůči rekultivovaným a sukcesí vzniklým porostům v post-těžební krajině. Sborník konference Ekomonitor – Těžba a její dopady na životní prostředí VII. roč:61. Ekomonitor 2017.
- Krümmelbein J, Raab T. 2012. Development of soil physical parameters in agricultural reclamation after brown coal mining within the first four years. Soil & tillage research, **125**:109-115
- Kryl V, Fröhlich E, Sixta J. 2002. Zahlazení hornické činnosti a rekultivace. Vysoká škola báňská – Technická univerzita, Ostrava.
- Kutílek M. 1978. Vodohospodářská pedologie. Druhé přepracované vydání. Státní nakladatelství technické literatury, n.p. Praha.
- Kutílek M. 2012. Půda planety Země. Nakladatelství Dokořán. Pages 200.
- Laník J, Halada J, 1960. Kniha o půdě. 1. díl, Půda a rostlina. Praha: SZN. Zemědělská výroba. Pages 12-17.
- Lei H, Peng Z, Yigang H, Yang Z. 2016. Vegetation and soil restoration in refuse dumps from open pit coal mines. Ecological engineering **94**:638-646.
- Lu Z, Cai M. 2012. Disposal methods on solid wastes from mines in transition from open-pit to underground mining. Procedia environment sciences. **16**:715-721
- Macdonald SE, Landhäusser SM, Skousen J, Franklin J, Frouz J, Hall S, Jacobs DF, Quideau S. 2015. Forest restoration following surface mining disturbance: challenges and solutions. New forests. **46**:703-732
- Malečková V, Jirásek J, Sivek M. 2013. Těžba uhlí v České republice a v Evropské unii. Uhlí rudy geologický průzkum. **20(3)**:7-10.

- Miao Z, Bai Z, Gao L. 2000. Ecological rebuilding and land reclamation in surface mines in Shanxi province China. *Journal of environmental sciences* **12(4)**:486-497.
- Mocek-PŁóćiniak A. 2016. Reclamation and development of geomechanically transformed land in the Konin-Turek coal basin. *Polish journal of soil science*. **Vol.XLIX/2**:123-132
- Mukhopadhyay S, Masto RE, Yadav A, George J, Ram LC, Shukla SP. 2016. Soil quality index for evaluation of reclaimed coal mine spoil. *Science of the total environment*. **542**:540-550.
- Nagendran R, Selvam A, Joseph K, Chiemchaisri C. 2006. Phytoremediation and rehabilitation of municipal solid waste landfills and dumpsites: A brief review. *Waste Management*. **26**:1357-1369.
- Najmr S. 1960. *Kniha o půdě. 2. díl, Zvyšování úrodnosti*. Praha: SZN. Zemědělská výroba. Pages 164-172.
- Nestroy O, Aust G, Blum WEH, Englisch M, Hager H, Herzberger E, Kilian W, Nelhiebel P, Ortner G, Pecina E, Pehamberger A, Schneider W, Wagner J. 2011. Systematische Gliederung der Böden Österreichs. *Österreichische Bodensystematik 2000 in der revidierten Fassung von*.
- Němeček J, Smolíková L, Kutílek M. 1990. *Pedologie a paleopedologie*. Academia Praha. 1. vydání. Pages 546.
- Němeček J. 2001. *Taxonomický klasifikační systém půd České republiky (System of Soil taxonomy of the Czech republic)*. ĚZU Praha. Pages 79.
- Nováček J. 2000. *Technologie úpravy uhlí I*. Vysoká škola báňská – Technická univerzita Ostrava. Hornicko – geologická fakulta. Ostrava.
- Novák V. 1953. *Jak se tvoří a mění půda*. Praha: Orbis. 1. vydání.
- Nortcliff S, Hulpke H, Bannick CG, Terytze K, Knoop G, Bredemeier M, Schulte-Bisping H. 2006. Soil, definition, function and utilization of Soil. In book *Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry*, Vol. **33**:399-401. DOI: [10.1002/14356007.b07_613.pub2](https://doi.org/10.1002/14356007.b07_613.pub2)
- Ondráček V, Čermák P, Řehoř M. 2002. Meliorace výsypkových zemin před zalesněním. *Zpravodaj Hnědé uhlí* **4**:50-55.
- Parker VT. 1997. The scale of successional models and restoration objectives. *Restoration Ecology*, **5**:301–306.

- Prach K, Hobbs RJ. 2008. Spontaneous succession versus technical reclamation in the restoration of disturbed sites. *Restoration Ecology* **16(3)**:363–366. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2008.00412.x>
- Příkryl I. 2017. Možnosti přírodně blízkých způsobů obnovy na území po těžbě nerostných surovin. Sborník konference Ekomonitor – Těžba a její dopady na životní prostředí VII. roč:99-102 Ekomonitor 2017.
- Rejšek K, Vácha R. 2018. Nauka o půdě. Agriprint, s.r.o. Olomouc.
- Rohošková M, Penížek V, Borůvka L. 2006. Study of anthropogenic soils on a reclaimed dumpsite and their variability by Geostatistical methods. *Soil & water research* **1(2)**: 72-78. DOI: [10.17221/6508-SWR](https://doi.org/10.17221/6508-SWR)
- Santarius A. 2010. Rekultivace a odstraňování následků hlubinné těžby uhlí v OKR. Uhlí rudy: geologický průzkum. Marcela Hallová. Praha. Roč. 58, č. 3:13-16.
- Sencindiver JC, Ammons JT. 2000. Minesoil genesis and classification. Chapter 23 in Barhnisel RI, Daniels WL, Darmody RG, editors. *Reclamation of Drastically Disturbed Lands*. Agronomy Series No. 41:595–613. American Society of Agronomy, Madison.
- Sengupta M. 1993. Environmental impacts of mining monitoring, restoration and control. 1st edition. USA: Lewis publishers.
- Sebestova E, Machovic V, Pavlikova H, Lelak J, Minarik L. 1996. Environmental impact of brown coal mining in Sokolovo basin with attention to the heavy metal mobility. In: Thakur DN, editor. Netherlands: AA Balkema.
- Sheoran V, Sheoran AS, Poonia P. 2010. Soil reclamation of abandoned mine land by revegetation: A review. *International journal of soil, sediment and water*. Vol. **3(2)**, Article 13.
- Shresta RK, Lal R. 2011. Changes in physical and chemical properties of soil after surface mining and reclamation. *Geoderma* **161**:168-176.
- Simonson RW. 1959. Outline of a generalized theory of soil genesis. *Soil science society of America Journal* **23(2)**:152-156. DOI: <https://doi.org/10.2136/sssaj1959.03615995002300020021x>
- Sklenička P, Kašparová I. 2008. Restoration of visual values in a post-mining landscape. *Journal of landscape studies* **1**:1-10.

- Slavík L. 2000. Biotechnické úpravy v krajině. Univerzita Jana Evangelisty Purkyně v Ústí nad Labem. Fakulta životního prostředí. Ústí nad Labem.
- Smolík D, Dirner V. 2010. Význam rekultivace jako proces obnovy narušené biosféry. Ostrava. Vysoká škola Báňská. Page 2.
- Smolíková L. 1988. Pedologie I. Státní pedagogické nakladatelství, Praha.
- Sochor Z. 2010. Revitalizace území jako vyšší stupeň rekultivace. Uhlí rudy geologický průzkum, **17(6)**:4-6.
- Srivastava SC, Jha AK, Singh JS. 1989. Changes with time in soil biomass C, N and P of mine spoils in a dry tropical environment. Canadian Journal of Soil Science **69(4)**:849-855. DOI: [10.4141/cjss89-085](https://doi.org/10.4141/cjss89-085)
- Šapářová M. 2012. Postavení hnědého uhlí v Evropě a v ČR. Uhlí rudy geologický průzkum. Pages 2-5.
- Špiřík F. 1994. Devastace půd těžbou nerostů a principy jejich rekultivací. Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, Praha – Zbraslav. Pages 143-146.
- Štýs S. 1980. Rekultivační tvorba krajiny Severočeské hnědouhelné pánve. Dům techniky ČSVTS, Ústí nad Labem.
- Štýs S et al. 1981. Rekultivace území postižených těžbou nerostných surovin. SNTL-Státní nakladatelství technické literatury. Praha
- Štýs S. 1990. Rekultivace území devastovaných těžbou nerostů. Praha: SNTL-Nakladatelství technické literatury Informační publikace. Dostupné také z: <http://www.digitalniknihovna.cz/mzk/uuid/uuid:07803ea0-9952-11e3-a744-005056827e52>
- Štýs S. 1997. Rekultivace. Mostecká uhelná společnost a.s. Most.
- Štýs S, Bízková R, Ritschelová I. 2014. Proměny severozápadu. Český statistický úřad, Praha. Pages 13-24.
- Tang Q, Li L, Zhang S, Zheng L, Miao C. 2018. Characterization of heavy metals in coal gangue – reclaimed soils from a coal mining area. Journal of Geochemical exploration **186**:1-11. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2017.11.018>
- Thiele – Bruhn S, Bloem J, Trijntje de Vries F, Kalbitz K, Wagg C. 2012. Linking soil biodiversity and agricultural soil management. In: Mol G, Keesstra S, editors.

- Tripathi N, Singh RS, Hills CD. 2016. Soil carbon development in rejuvenated Indian coal mine spoil. *Ecological Engineering* **90**:482–490.
DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.01.019>
- Vágnerová M. 2015. Mostecké jezero a jeho vliv na mikroklima, kvalitu ovzduší, ekosystémy vody a půdy. *Zpravodaj Hnědé uhlí* 1/2015
- Valla M, Borůvka L, Drábek O, Kozák J, Matula S, Němeček J. 2000. Pedologické praktikum. Česká zemědělská univerzita v Praze – agron. fak., katedra pedologie a geologie. Praha. Pages 148.
- Vitousek PM, Walker LR, Whiteaker LD, Matson PA. 1993. Nutrient limitations to plant growth during primary succession in Hawaii Volcanoes National Park. *Biogeochemistry* **23**:197–215.
- Volf F. 1988. Sukcese rostlinných společenstev a jejich význam pro rekultivace a další využití půd vzniklých při důlní činnosti v oblasti SHD Most. Vysoká škola zemědělská Praha. Agronomická fakulta. Praha.
- Walker LR, Chapin FS. 1986. Physiological controls over seedling growth in primary succession on an Alaskan floodplain. *Ecology* **67**:1508-1523.
- Wang X, Gong Z. 1998. Assessment and analysis of soil quality changes after eleven years of reclamation in subtropical China. *Geoderma* **81**:339-355.
- Zamarský V, Tylčer J, Střelec T. 2009. Regenerace průmyslových ploch. Vysoká škola báňská – Technická univerzita Ostrava. Ostrava

9 Seznam použitých zkratek

- Al_{org} – hliník organicky vázaného
- Al_{lab} – labilní hliník
- C_{ox} – organický uhlík
- FAO – Organizace pro výživu a zemědělství (Food and Agricultural Organization of the United Nations)
- GIS – geograficky informační systém (Geographic information system)
- KCl – chlorid draselný
- $Na_4P_2O_7$ – pyrofosfát sodný
- pH_{KCl} – půdní reakce ve výluhu chloridu draselného KCl
- $Q_{4/6}$ – kvalita humusu
- V_a – výměnná acidita
- WCA – Světová uhelná asociace (World Coal Association)

10 Seznam obrázků, grafů, tabulek

Obrázek č. 1: Povrchová těžba hnědého uhlí, ČR (FOTO Vacek)	4
Obrázek č. 2: Příklad spontánní sukcese na Lítovské výsypce Sokolovské uhelné pánve ČR (FOTO Vacek)	13
Obrázek č. 3: Příklad lesnické rekultivace území postiženého těžbou hnědého uhlí na Lítovské výsypce Sokolovské uhelné pánve ČR (FOTO Vacek)	16
Obrázek č. 4: Příklad zemědělské rekultivace území postiženého těžbou hnědého uhlí na Lítovské výsypce Sokolovské uhelné pánve ČR (FOTO Vacek)	17
Obrázek č. 5: Příklad hydrické rekultivace území postiženého těžbou hnědého uhlí na Lítovské výsypce Sokolovské uhelné pánve ČR (FOTO Vacek)	19
Obrázek č. 6: Příklad rekultivace rekreační na Lítovské výsypce Sokolovské uhelné pánve ČR (FOTO Vacek)	20
Obrázek č. 7: Lokalizace území výsypky Lítov na Sokolovské uhelné pánvi	30
Obrázek č. 8: Mapa odebraných vzorků výsypky Lítov na Sokolovské uhelné pánvi	31
Obrázek č. 9: Odběr vzorků z terénní oblasti – výsypka Lítov. Duben 2018	32
Obrázek č. 10: Rozložení četností hodnot pH_{KCl} (1998)	36
Obrázek č. 11: Rozložení četností hodnot C_{ox} (1998)	37
Obrázek č. 12: Rozložení četností hodnot $Q_{4/6}$ (1998)	38
Obrázek č. 13: Rozložení četností hodnot V_a (1998)	39
Obrázek č. 14: Rozložení četností hodnot Al_{org} (1998)	40
Obrázek č. 15: Rozložení četností hodnot Al_{lab} (1998)	41
Obrázek č. 16: Rozložení četností hodnot pH_{KCl} (2018)	43
Obrázek č. 17: Rozložení četností hodnot C_{ox} (2018)	44
Obrázek č. 18: Rozložení četností hodnot $Q_{4/6}$ (2018)	45
Obrázek č. 20: Rozložení četností hodnot Al_{org} (2018)	47
Obrázek č. 21: Rozložení četností hodnot Al_{lab} (2018)	48
Obrázek č. 22: Vývoj vegetačního pokryvu na území výsypky Lítov v čase	50
Obrázek č. 23: Část území úspěšně zalesněných borovicí na výsypce Lítov. Duben 2018	51
Obrázek č. 24: Část zatravněných oblastí na výsypce Lítov. Květen 2018	51
Obrázek č. 25: Změna hodnot pH_{KCl} (2018-1998). Výsypka Lítov	53
Obrázek č. 26: Změna hodnot organického uhlíku C_{ox} (rozdíl 2018–1998). Výsypka Lítov	54
Obrázek č. 27: Změna hodnot kvality humusu $Q_{4/6}$ (rozdíl 2018–1998). Výsypka Lítov	55
Obrázek č. 28: Změna hodnot výměnné acidity půdy V_a (rozdíl 2018–1998). Výsypka Lítov	56
Obrázek č. 29: Zamokřené území na výsypce Lítov. Duben 2018.	57
Obrázek č. 30: Závislost organicky vázaného hliníku na pH_{KCl}	58
Obrázek č. 31: Změna hodnot aktivního hliníku v půdě Al_{org} (rozdíl 2018-1998). Výsypka Lítov	59
Obrázek č. 32: Závislost labilního hliníku na pH_{KCl}	60
Obrázek č. 33: Změna hodnot labilního hliníku v půdě Al_{lab} (rozdíl 2018–1998). Výsypka Lítov	61

Seznam tabulek

Tabulka č.1: Základní statistické údaje půdních charakteristik z roku 1998	35
Tabulka č.2: Základní statistické údaje půdních charakteristik z roku 2018	42