

**Univerzita Karlova v Praze**  
**Přírodovědecká fakulta**  
**Ústav pro životní prostředí**

Studijní program: Ekologie a ochrana životního prostředí  
Studijní obor: Ochrana životního prostředí



Bakalářská práce

## Faktory ovlivňující sekvestraci uhlíku na výsypkách

*Factors affecting carbon sequestration on post-mining sites*

**Olga Vindušková**

Školitel: **Doc. Ing. Mgr. Jan Frouz, CSc.**

Květen 2011

**Prohlášení:**

Prohlašuji, že jsem tuto bakalářskou práci zpracovala samostatně a že jsem uvedla všechny použité informační zdroje a literaturu. Předložená tištěná verze BP je totožná s elektronickou verzí vloženou do SIS.

V Praze, 16.05.2011

.....  
Olga Vindušková

Děkuji **Doc. Ing. Mgr. Janu Frouzovi, CSc.** za jeho čas, bezbřehou ochotu a trpělivost, bez kterých by tato práce nemohla vzniknout. Za trpělivost děkuji i své rodině, jejíž podpory si moc vážím.

## **Abstrakt**

Půdní organická hmota (POH) má rozhodující význam pro úrodnost a celkovou kvalitu půdy a navíc hraje významnou roli v globálním koloběhu uhlíku. Půdy vznikající na výsypkách po těžbě nerostných surovin jsou charakteristické nízkým nebo nulovým obsahem POH, ale s obnovou vegetace dochází k její postupné akumulaci. Touto akumulací dochází k sekvestraci uhlíku, tj. odebrání CO<sub>2</sub> z atmosféry. Akumulace POH na výsypkách je ovlivněna mnoha faktory (počtem let od rekultivace, rekultivačním postupem, druhem porostu, klimatem či texturou půdy). Na základě kvantitativní analýzy dat z 19ti studií popisujících akumulaci POH na výsypkách bylo zjištěno, že (1) opadavé stromy podporují akumulaci POH do minerálního horizontu více než jehličnaté, což má pozitivní vliv na stabilitu takto akumulované POH, (2) rychlost akumulace má u opadavých a jehličnatých stromů odlišný průběh v čase, (3) rychlost akumulace je nepřímo závislá na teplotě, (4) navážka půdy urychluje obnovu POH na hodnoty obvyklé před disturbancí. Dále jsou popsány hlavní důvody, které snižují porovnatelnost a celkovou dostupnost dat týkajících se sekvestrace uhlíku na výsypkách.

**Klíčová slova:** půdní organická hmota, sekvestrace, výsypky, rekultivace, akumulace

## ***Abstract***

*Soil organic matter (SOM) enhances soil quality in many ways and plays an important role in the global carbon cycle. Soils developing on mine spoils have typically low or no SOM content, but with the development of vegetation SOM starts to accumulate. This accumulation leads to carbon sequestration, i.e. carbon dioxide uptake from the atmosphere. Accumulation of SOM on mine spoils is driven by many factors (age of the spoil, reclamation practice, vegetation type, climate or soil texture). Based on a statistical analysis of data obtained from 19 studies addressing SOM accumulation on mineland we discovered that (1) broadleaf trees more than conifers enhance SOM accumulation into the mineral horizons, thus having a positive impact on the stability of this accumulation, (2) the rate of accumulation time patterns differ among broadleaf and coniferous trees, (3) the rate of accumulation is inversely related to temperature, (4) topsoil application accelerates the restoration of SOM content to pre-disturbance levels. We discuss the main reasons that limit the comparability and amount of data on carbon sequestration on post-mining sites.*

**Keywords:** *soil organic matter, soil organic carbon, carbon sequestration, mine spoil, mineland, reclamation, rehabilitation, topsoil*

<b>SEZNAM UŽÍVANÝCH ZKRATEK .....</b>	<b>5</b>
<b>1 ÚVOD.....</b>	<b>6</b>
<b>2 TĚŽBA A JEJÍ VLIV NA PŮDU .....</b>	<b>7</b>
<b>3 REKULTIVACE.....</b>	<b>9</b>
3.1 DEFINICE A VÝZNAM REKULTIVACE .....	9
3.2 REKULTIVAČNÍ POSTUP, DRUHY REKULTIVACÍ.....	9
<b>4 CHARAKTERISTICKÉ VLASTNOSTI VÝSYPKOVÝCH PŮD.....</b>	<b>11</b>
4.1 VÝSYPKOVÝ SUBSTRÁT .....	11
4.2 FYZIKÁLNÍ VLASTNOSTI.....	11
4.2.1 ZRNITOSTNÍ SLOŽENÍ (TEXTURA), SKELETOVITOST.....	11
4.2.2 OBJEMOVÁ HMOTNOST, PÓROVITOST, STRUKTURA.....	12
4.2.3 VODNÍ REŽIM.....	14
4.3 CHEMICKÉ VLASTNOSTI.....	14
4.3.1 SORPČNÍ KAPACITA .....	14
4.3.2 OBSAH ŽIVIN (MINERÁLNÍ SÍLA) .....	15
4.3.3 UHLÍK.....	16
4.3.4 PŮDNÍ REAKCE (PH).....	17
4.4 BIOLOGICKÉ A BIOCHEMICKÉ VLASTNOSTI .....	18
<b>5 PŮDNÍ ORGANICKÁ HMOTA.....</b>	<b>19</b>
5.1 SLOŽENÍ POH .....	19
5.2 VÝZNAM POH.....	20
5.2.1 VÝZNAM POH PRO ÚRODNOST A CELKOVOU KVALITU PŮDY .....	20
5.2.2 VÝZNAM POH V GLOBÁLNÍM KOLOBĚHU UHLÍKU, SEKVESTRACE .....	21
5.3 KVALITATIVNÍ UKAZATELE POH.....	21
5.4 KVANTITATIVNÍ UKAZATELE POH .....	22
5.4.1 METODY STANOVENÍ POH A ORGANICKÉHO UHLÍKU .....	23
<b>6 AKUMULACE POH .....</b>	<b>25</b>
6.1 AKUMULACE POH – HLAVNÍ POJMY.....	25
6.2 AKUMULACE POH NA VÝSYPKÁCH.....	26
6.3 FAKTORY OVLIVŇUJÍCÍ AKUMULACI POH NA VÝSYPKÁCH.....	28
6.4 FAKTORY OVLIVŇUJÍCÍ SEKVESTRACI UHLÍKU V ZEMĚDĚLSKÝCH PŮDÁCH.....	34
<b>7 KVANTITATIVNÍ ANALÝZA SEKUNDÁRNÍCH DAT.....</b>	<b>36</b>
7.1 ZDROJE DAT A VÝPOČTY .....	36
7.2 ANALÝZA DAT .....	37
7.3 VÝSLEDKY A DISKUSE.....	38
<b>8 ZÁVĚRY.....</b>	<b>45</b>

## SEZNAM PŘÍLOH

**PŘÍL. 1** DATOVÝ SOUBOR PRO KVANTITATIVNÍ ANALÝZU S CELKOVÝMI ZÁSOBAMI SOC

**PŘÍL. 2** ROZDĚLENÍ ZÁSOB A RYCHLOSTÍ AKUMULACE SOC V PŮDNÍM PROFILU

## Seznam užívaných zkratk

$^{14}\text{C}$ -AMS –  $^{14}\text{C}$  hmotnostní spektrometrie

angl. - anglicky

C - uhlík

$\text{C}_{\text{org}}$  – organický uhlík

F – fermentační horizont

H – humifikační horizont

IC – anorganický uhlík (inorganic carbon)

L – horizont opadanky (litter)

LOI – metoda ztráta žiháním (lost on ignition)

mj. – mimo jiné

N - dusík

OH - organická hmota

POH – půdní organická hmota

SOC - půdní organický uhlík (soil organic carbon)

syn. – synonymum

TC – celkový uhlík (total carbon)

TOC – celkový organický uhlík (total organic carbon)

USDA - Ministerstvo zemědělství Spojených států amerických (United States Department of Agriculture)

VVP – vrchní vrstva půdy

WB – metoda Walkley-Black

zejm. - zejména

# 1 Úvod

Půda je nenahraditelnou složkou životního prostředí. Má nezastupitelné produkční i mimoprodukční (ekologické) funkce. Lidem slouží jako výrobní prostředek, je zdrojem produkce potravin a dřeva. Dále také tvoří životní prostor pro suchozemské organismy, umožňuje koloběh živin, je prostředím pro infiltraci, akumulaci a retenci vody, pro důležité transformace látek, má pufrovací a detoxikační účinky na životní prostředí (Novák et al. 2010).

Tyto produkční a mimoprodukční funkce jsou umožněny zejm. díky půdní organické hmotě. Půdní organická hmota zvyšuje schopnost půdy vázat živiny i toxické látky, zvyšuje její úrodnost, zlepšuje půdní strukturu a tím snižuje náchylnost půdy k erozi a zhutnění, zvyšuje pórovitost, vzdušnost a schopnost půdy zadržovat vodu, je zdrojem živin a energie pro půdní organismy a je důležitým článkem v koloběhu živin. Všemi těmito mechanismy tak zlepšuje kvalitu půdy (Carter 2002).

Půdní organická hmota tvoří navíc významnou zásobu uhlíku a hraje tak důležitou roli v globálním koloběhu uhlíku. Globální koloběh uhlíku je významně narušován lidskými činnostmi jako jsou spalování fosilních paliv, odlesňování, přeměna přirozených půd na půdu zemědělskou, urbanizace či těžba nerostných surovin. Všechny tyto činnosti buď přímo emitují CO<sub>2</sub> nebo omezují jeho akumulaci v ekosystémech (Vitousek et al. 1997). Jsou hledána taková opatření, která by naopak vedla k odebírání CO<sub>2</sub> z atmosféry (tzv. sekvestraci) a byla tak propady CO<sub>2</sub> (angl. sinks) (IPCC 2007).

Jedním z propadů CO<sub>2</sub> jsou půdy vznikající na výsypkách po těžbě nerostných surovin (Akala a Lal 2001, Karu et al. 2009). Tyto půdy jsou charakteristické nízkým obsahem organické hmoty (Akala a Lal 2001, Sourkova et al. 2005), a proto jsou vhodné k sekvestraci uhlíku pomocí rekultivace (Sperow 2006).

Akumulace organické hmoty v půdě je ovlivněna mnoha faktory (mj. vegetací, klimatem či texturou půdy) a u rekultivovaných půd se navíc přidává významný faktor rekultivačního postupu. Znalosti těchto faktorů jsou důležité pro zhodnocení a volbu rekultivačního postupu. Změny v obsahu organické hmoty lze také pozorovat u půd dlouhodobě zemědělsky využívaných, na kterých dojde k ukončení obdělávání a změní se jejich využívání. Zatímco sekvestraci na těchto plochách bylo věnováno hned několik přehledových studií či metaanalýz (Post a Kwon 2000, Guo a Gifford 2002, Paul et al. 2002, Laganier et al. 2010), podobné shrnující studie věnované výsypkovým půdám dosud chybí.

**Cílem mé práce je shromáždit studie zabývající se akumulací organické hmoty na výsypkách, podrobit je metaanalýze a výsledky porovnat se studiemi o sekvestraci uhlíku v jiných situacích, zejména na opuštěných, zalesněných či zatravněných orných půdách. Hlavní výzkumné otázky, které jsem si kladla jsou: liší-li se rychlost akumulace uhlíku**

**mezi (nevyvinutými) půdami výsypek a ostatními půdami s nízkým obsahem uhlíku ale s vyvinutým půdním profilem; jaký je vliv porostu na sekvestraci uhlíku na výsypkách; jak se sekvestrace mění se stářím výsypkových ploch; jaký je vliv klimatu na sekvestraci uhlíku na výsypkách.**

## **2 Těžba a její vliv na půdu**

Při těžbě nerostných surovin dochází k rozsáhlé destrukci prostředí. Těžbu obecně rozdělujeme na hlubinnou a povrchovou. O způsobu dobývání rozhodují různé vlastnosti ložiska (způsob uložení, hloubka, mocnost aj.). Převážná část ložisek sedimentárního typu, která jsou charakteristická vrstevnatým uložením (zejm. hnědé uhlí, nerudné suroviny), jsou těžena povrchově; ložiska žilného typu (zejm. rudy, černé uhlí) jsou těžena převážně hlubinně. Výtěžnost je u povrchového způsobu větší, ale s danými technologickými možnostmi se ekonomicky vyplatí jen do určité hloubky a při dostatečné mocnosti ložiska. Existují i další těžební metody, které mají ale spíše doplňkový charakter (Štýs et al. 1981).

I když hlubinná těžba v současnosti celosvětově převažuje nad povrchovou, v některých zemích závislých na těžbě uhlí převládá těžba povrchová. Například v Austrálii tvoří povrchový způsob 80 % těžby, v USA asi 67 % (World Coal Association 2011).

Hlubinná těžba ovlivňuje reliéf vznikajícími odvaly a poklesy, ještě větší destrukční vliv má však těžba povrchová (Štýs et al. 1981).

Povrchová těžba probíhá v povrchových dolech (lomech) ve dvou fázích: (1) odklizem nadložních hornin a (2) odtěžením ložiska nerostu. Z rekultivačního hlediska je důležitá hlavně první fáze odklizení nadložních hornin, které je organizováno skrývkou, transportem a zakládáním nadložních hornin na výsypkách. Zakládání nadložních hornin se uskutečňuje buď na vnitřní výsypce (v dole samotném) nebo výsypce vnější (mimo důl). Z povahy organizace povrchové těžby se nelze vyhnout vytváření vnějších výsypek, které zabírají cenný půdní fond a mají horší dopady na životní prostředí než výsypky vnitřní. Jelikož jsou téměř výhradně převýšené, tvar jejich tělesa navíc přináší vysoký podíl svažitých a tím obtížně rekultivovatelných částí (Štýs et al. 1981).

Vlivy povrchové těžby na pedosféru lze dělit na degradační a destrukční (Štýs et al. 1981).

K **degradaci** půdy dochází jejím zamokřením nebo vysoušením v okolí suchých či zavodněných lomů. Neméně významná je i kontaminace půd emisním pozadím v těžební oblasti a kontaminace důlními vodami. Ke kompletní **destrukci** pedosféry dochází na plochách lomu, vnějších výsypek a provozního zařízení. Pochopitelně škodám způsobených destrukcí pedosféry nelze úplně zabránit, lze je však značně minimalizovat selektivním odklizem vrchní vrstvy půdy (Štýs et al. 1981).

**Vrchní vrstvou půdy** se rozumí 20-50 cm hluboká úrodná vrstva, která je charakteristická vysokým obsahem organických látek a půdních organismů. V půdním profilu tato vrstva odpovídá horizontu A (Darmody et al. 2009). Anglický termín „topsoil“ nemá v češtině vhodný jednoslovný ekvivalent. Pojem „**ornice**“ má užší význam, protože označuje vrchní vrstvu pouze *zemědělské* půdy.

Povinnost těžebních organizací skrývat odděleně *ornici* z celé dotčené plochy upravuje v ČR zákon č. 334/1992 Sb. o ochraně zemědělského půdního fondu<sup>1</sup>. Kromě ornice lze odděleně skrýt i hlouběji uložené zúrodnění schopné (podorniční) vrstvy. Těžaři jsou povinni „postarat se o jejich hospodárné využití nebo řádné uskladnění pro účely rekultivace anebo zajistit na vlastní náklad jejich odvoz a rozprostření na plochy určené orgánem ochrany zemědělského půdního fondu“.

Podobná ale přísnější legislativa byla ve Spojených státech amerických zavedena již v 70. letech (SMCRA 1977). Podle tohoto federálního zákona jsou těžaři povinni selektivně skrývat vrchní vrstvu půdy u všech (i nezemědělských) půd. Pokud nemůže být ihned použita na rekultivaci jiné plochy, skladují ji na oddělených hromadách (angl. topsoil stockpiles). Tyto hromady mají být navíc při dlouhodobém skladování zajištěny proti erozi a kontaminaci z vnějšího prostředí např. rychle rostoucími rostlinami nebo opatřeními jiné povahy (SMCRA 1977). I v dalších zemích je povinné vrchní vrstvu půdy schraňovat pro potřeby rekultivace (Filcheva et al. 2000).

Do budoucna lze očekávat, že s rostoucí poptávkou po nerostných surovinách budou povrchově těžena i ložiska, která jsou v současné době považována za nebilanční<sup>2</sup>. Dá se tedy předpokládat, že postupy lomů budou směřovat do partií s hlouběji uloženými ložisky a nové technologie umožní těžít a využívat méně kvalitní ložiska s větším podílem doprovodných složek. Lze tedy usuzovat, že stále větší množství odklizových substrátů bude ukládáno na vnější a převýšené výsypky a odvaly, a proto je nutné hledat ty nejvhodnější způsoby rekultivace (Štýs et al. 1981).

---

<sup>1</sup> Podle tohoto zákona se zemědělským půdním fondem rozumí: „pozemky zemědělsky obhospodařované, to je orná půda, chmelnice, vinice, zahrady, ovocné sady, louky a půda, která byla (...) a půda, která má být nadále zemědělsky obhospodařována, ale dočasně obdělávána není (...) Do zemědělského půdního fondu náleží též rybníky s chovem ryb nebo vodní drůbeže a nezemědělská půda potřebná k zajišťování zemědělské výroby, jako polní cesty, pozemky se zařízením důležitým pro polní závlahy, závlahové vodní nádrže, odvodňovací příkopy, hráze sloužící k ochraně před zamokřením nebo zátopou, ochranné terasy proti erozi apod.“

<sup>2</sup> Ložiska či zásoby nerostných surovin můžeme dělit na: (a) **bilanční** - vytěžitelné a dostupné zásoby, vyhovující stávajícím technickým a ekonomickým podmínkám  
(b) **nebilanční** – nevytěžitelné; nevyhovující stávajícím technickým a ekonomickým podmínkám využití, podle předpokladu využitelné v budoucnosti s ohledem na očekávaný technický a ekonomický vývoj (viz. zákon č. 44/1988 o ochraně a využití nerostného bohatství (horní zákon) )



### 3 Rekultivace

Obnova ekosystémů na územích postižených těžbou může probíhat dvěma cestami. Je-li plocha ponechána samovolnému vývoji, lze sledovat přirozený obnovný proces, tzv. **spontánní sukcesí**<sup>3</sup>, která je odezvou přírody na disturbanci. Na vhodných substrátech může spontánní sukcese vést relativně rychle ke vzniku funkčních ekosystémů, v mnoha ohledech srovnatelných s rekultivovanými plochami (Frouz et al. 2009). Průběh spontánní sukcese je ale málo predikovatelný, závislý mj. na kvalitě výsypkového substrátu, proto se ve většině případů přistupuje k technicky řešené **rekultivaci**, která směřuje k rychlé obnově zejm. produkčních funkcí ekosystémů (Frouz et al. 2007). Spojením obou přístupů je tzv. řízená sukcese (Stalmachová 1996), při níž lze vhodnými zásahy upravovat extrémní vlastnosti výsypkového substrátu, které limitují spontánní sukcesí (pH, vodní režim, zrnitost aj.) (Bradshaw 2000).

#### 3.1 Definice a význam rekultivace

Štýs et al. (1981) definuje základní úkol rekultivace jako: „obnovu či tvorbu zemědělských pozemků a kultur, lesních kultur, vodních ploch a toků“.

V České republice lze sledovat postupnou tendenci úbytku ploch ovlivněných těžbou a nárůst ploch zrekultivovaných (Tab. 1). Přesto na rekultivaci v ČR čeká přes 60 000 ha, což je asi ještě trojnásobek rekultivací již ukončených (Starý et al. 2009).

Tab. 1 Vývoj rekultivací po těžbě nerostných surovin v ČR upraveno dle Starého et al. (2009) [řazeno dle roků, plochy v km<sup>2</sup> = 100 ha]

	2004	2005	2006	2007	2008
Plocha s projevy těžby, dosud nerekulivovaná	838	776	714	679	653
Rozpracované rekultivace	114	99	113	116	118
Rekultivace ukončené od počátku těžeb	171	172	180	183	197
Rekultivace ukončené v daném roce	4,6	9,5	11,5	8,5	11,2

#### 3.2 Rekultivační postup, druhy rekultivací

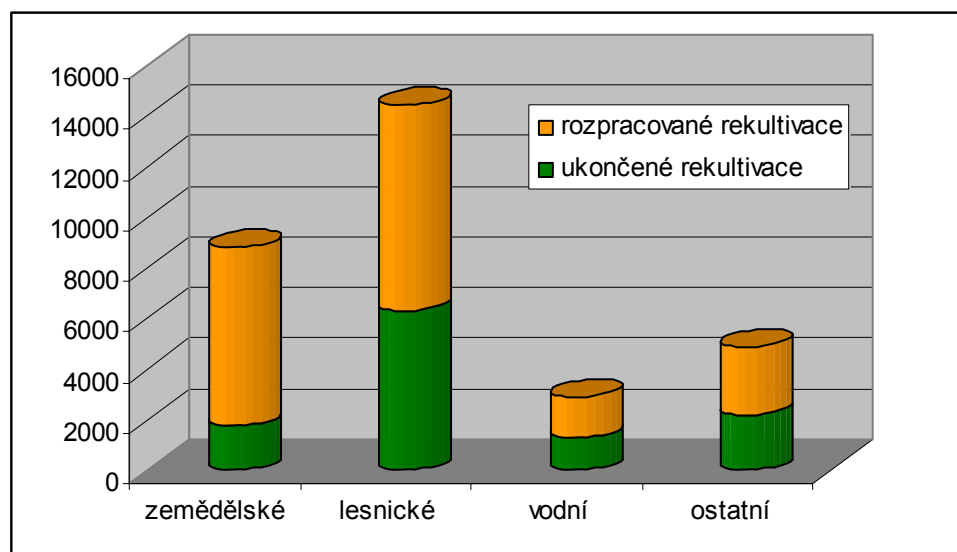
Rekultivace má dvě fáze: (1) technickou (2) biologickou. Technická fáze zahrnuje terénní úpravy, vytváření ploch s požadovanými sklony, stavbu odvodňovacích příkopů, stavbu údržbových cest (hospodárenic) apod.. Biologická fáze pak představuje samotnou výsadbu a péči o porost. Rozlišujeme vodní, lesnické, zemědělské a jiné rekultivace. Vodní rekultivace jsou

<sup>3</sup> syn. přirozená revitalizace (Stalmachová 1996)

vhodné pro prostory zbytkových jam. Lesnická rekultivace je naopak vhodná pro svažité části výsypky z důvodu stabilizace a většinou se provádí bez navážení půdy. Zemědělskou rekultivací se rozumí převod na ornou půdu nebo trvalý travní porost (pastvinu, louku). Zahrnuje organické a anorganické hnojení a setí obilovin či jetelotravní směsi. Poblíž lidských sídel lze pak využít rekultivaci k vytvoření rekreačních ploch (např. lesoparků či golfových hřišť) (Štýs et al. 1981, Frouz et al. 2007).

U zemědělské (v zahraničí i u lesnické) rekultivace rozlišujeme tzv. přímou a nepřímou rekultivaci. Při přímé rekultivaci (dále jen „rekultivace **bez navážky**“) je přímo osázen povrch výsypky tvořený nadložními horninami. Při nepřímé rekultivaci (dále jen „rekultivace **s navážkou**“) je navezena selektivně odklizená vrchní vrstva půdy (Stalmachová 1996).

Konkrétní rekultivační postupy jsou místně specifické, např. v USA je v některých státech běžné navážet selektivně odklizenou vrchní vrstvu půdy a dodávat hnojiva při lesnických rekultivacích (Ussiri et al. 2006, Chatterjee et al. 2009a) i obnově prérií (Ingram et al. 2005). Jelikož však i zde byly před rokem 1977 výsypky rekultivovány bez navážky, vznikají studie porovnávající oba způsoby rekultivace (Akala a Lal 2001, Lorenz a Lal 2007).



Obr. 1 Druhy rekultivací po těžbě výhradních ložisek nerostných surovin v roce 2008, data dle Starého et al. (2009) [plocha v hektarech]

Zatímco v ČR je největší plocha rekultivována zalesněním (Obr. 1), v USA jsou výsypky nejčastěji převáděny na pastviny a louky (Lorenz a Lal 2007, Chatterjee et al. 2009a), jelikož při lesnické rekultivaci se potýkají s vysokou mortalitou<sup>4</sup> – až 42 % (Chatterjee et al. 2009a).

<sup>4</sup> Důvodem je již zmíněný zákon SMCRA a povinnost nepřímé rekultivace, se kterou je spojené zhutnění půd, mělký půdní profil a konkurence mělce kořenicích travin, více kap. 4.2.2 .

V Německu má být do budoucna po povrchové těžbě zalesněno až 60 % ploch (Fettweis et al. 2005). Podobně jako v ČR či Německu se neúrodné nadložní substráty nejčastěji zalesňují i v Estonsku (Karu et al. 2009) či Bulharsku (Filcheva et al. 2000).

## **4 Charakteristické vlastnosti výsypkových půd**

V této kapitole se zaměřím na ty charakteristické vlastnosti výsypkových půd, které jsou důležité pro pochopení významu půdní organické hmoty či přímo ovlivňují její akumulaci.

Vlastnosti výsypkových půd jsou z velké části dány vlastnostmi výsypkového substrátu.

**Výsypkovým substrátem**<sup>5</sup> se v následujících kapitolách označuje materiál ze skrývky nadložních hornin při těžbě, který byl navrstven na výsypce.

### **4.1 Výsypkový substrát**

Výsypkový substrát se často vyznačuje nevhodnými fyzikálními a chemickými vlastnostmi, které ztěžují proces rekultivace (Keskin a Makineci 2009). Využitelnost výsypkových substrátů při rekultivaci se liší. Podle jeho vlastností se rozhoduje, zda je vhodný k rekultivaci bez navážky jako půdotvorný substrát pro tvorbu půdy de novo nebo je nutné jeho překrytí navážkou půdy. I při překryvu výsypkového substrátu vrchní vrstvou půdy (dále VVP) jsou jeho vlastnosti důležité. Výsypkový substrát může významně ovlivnit produktivitu navážky, zvláště pak dosahuje-li její mocnost pouze 30 až 50 cm. Například nepropustnost substrátu může vyvolat nežádoucí proces oglejení; toxický substrát může intoxikovat VVP (Štýs et al. 1981). Pro srovnání, v USA činí mocnost navážené půdy nejčastěji právě 30 cm (Ganjugunte et al. 2009).

### **4.2 Fyzikální vlastnosti**

#### **4.2.1 Zrnitostní složení (textura), skeletovitost**

Zrnitostní složení (syn. textura) je dáno zastoupením jednotlivých velikostně rozdílných minerálních částic v jemnozemi, tj. v sumě minerálních částic pod 2 mm v průměru. Sleduje se poměr jílovitých (<0,01 mm), prachových (= siltových) (0,01-0,05 mm) a písčitých částic (0,05 – 2 mm).

---

<sup>5</sup> V anglické literatuře používaný termín „overburden“ nebo „overburden materials“ se do češtiny překládá jako skrývka, nadloží resp. nadložní horniny. Tyto pojmy jsou ale mnohoznačné, navíc jsem se chtěla vyhnout přívlastku „nadložní“ kvůli možné záměně s „nadložním humusem“ v dalších kapitolách. Stalmachová (2005) používá pojem „sypaný materiál“, Štýs et al. (1981), zavádí podle mě výstižnější termín výsypkový půdotvorný substrát pro výsypky rekultivované bez navážky. U rekultivace s navážkou je „půdotvornost“ výsypkového substrátu diskutabilní, spíše má vzhledem ke vznikající půdě charakter podložního horizontu. Proto jako obecný termín pro oba typy rekultivace volím termín výsypkový substrát.

Vlivem zvětrávání se může zrnitostní složení na výsypkách měnit. Na chronosekvenci<sup>6</sup> 1,9 a 30-leté pastviny byl zjištěn postupný pokles poměru písčitých a siltových (prachových) částic. Tento jev byl zdůvodněn zvětráváním agregátů pospojovaných snadno zvětrávatelnými uhličitany a  $Fe^{2+}$  konkrucemi. Na obsah jílovitých částic nemělo zvětrávání vliv (Chatterjee et al. 2009a). Úbytek písčitých částic s časem zaznamenali i Shrestha a Lal (2010).

**Skeletovitost** udává obsah částic větších než 2 mm. Uvádí se v objemových procentech. Skelet dělíme na tyto kategorie: 2 až 4 mm = hrubý písek, 4 až 30 mm = štěrk, více než 30 mm = kamení. Výsypkové substráty bývají silně skeletovité (Bradshaw 2000). Např. hrubozrný výsypkový substrát na výsypkách v Estonsku obsahuje 40 – 75 % vápencového skeletu (Karu et al. 2009).

#### 4.2.2 Objemová hmotnost, pórovitost, struktura

Objemová hmotnost půd je definována jako hmotnost jednotky objemu půdy v neporušeném stavu, včetně pórů vyplněných vzduchem nebo vodou (udávaná v jednotkách  $t \cdot m^{-3}$  nebo  $g \cdot cm^{-3}$ ). Platí nepřímá úměra mezi objemovou hmotností a pórovitostí. Pórovitost vyjadřuje celkové procentuální množství volného prostoru, který není vyplněný pevnými částicemi půdy (Sáňka a Materna 2004). Objemová hmotnost a pórovitost půdy jsou mj. dány půdní strukturou, tedy stmelením (agregací) jednotlivých půdních částic do větších agregátů jílovou substancí, organickými látkami, sloučeninami železa aj. (Tomášek 2007).

Objemová hmotnost a pórovitost jsou důležitými ukazateli kvality půdy (Tab. 3), jelikož souvisí s primární produkcí a dalšími mimoprodukčními (ekologickými) funkcemi půdy. Primární producenti (rostliny) jsou závislí na pórovitosti, jelikož příliš nízká pórovitost limituje rozvoj kořenového systému a znemožňuje prorůstání kořínků do větších hloubek. Méně pórů navíc pojme méně srážkových vod, což opět limituje růst rostlin. Neméně důležité jsou i vlivy na aeraci a erozi. Při nedostatečné aeraci může docházet k vývoji nežádoucích produktů anaerobního rozkladu. Půdy o vysoké objemové hmotnosti snáze podléhají erozi (Lal a Kimble 2001, Chatterjee et al. 2009a).

Objemová hmotnost, půdní struktura i pórovitost závisí na zrnitostním složení, skeletovitosti, hloubce, obsahu organické hmoty a způsobu využívání půdy. Jemnozrnější těžší (hlinité nebo jílovité) půdy mají obecně nižší objemovou hmotnost než půdy lehčí, jelikož jejich jemnější částice mají tendenci se více agregovat a tím zvyšovat pórovitost. Naopak u písčitých půd není vyvinutá půdní struktura a póry najdeme pouze nebo převážně mezi jednotlivými zrny. Maximální hodnoty pórovitosti jsou typické pro hlinité půdy, jelikož jsou u nich optimální

---

<sup>6</sup> **Chronosekvence** je skupina různě starých ploch, jejichž pozorováním lze usuzovat na časový vývoj určitého ukazatele. Tato metoda je hojně využívána při studiu pedogeneze (Walker et al. 2010).

podmínky pro vznik struktury. Jílovité půdy jsou totiž snadno slévatelné a klesá u nich meziagregátová pórovitost. V půdním profilu přirozených půd je pórovitost nejvyšší v humusovém horizontu a směrem do hloubky klesá vlivem nižšího stupně agregace a tlakem nadloží (Němeček et al. 1990). Vyšší obsah skeletu, zejm. jeho hrubších částic, zvětšuje počet makropórů, ale celkovou pórovitost snižuje (Sánka a Materna 2004). Obsah půdní organické hmoty (POH) je u půd o podobném zrnitostním složení rozhodujícím parametrem určujícím objemovou hmotnost (Adams 1973). S rostoucím obsahem POH klesá objemová hmotnost (Fu et al. 2010). Vyplývá to z vlivu OH na půdní strukturu a její nízké hmotnosti v porovnání s minerální složkou. Způsob využívání ovlivňuje druh vegetačního krytu a rozsah disturbancí. Objemová hmotnost půd obecně stoupá od přírodních stanovišť přes lesy a pastviny, nejvyšší je pak u orné půdy (Lal a Kimble 2001).

Tab. 3 Kategorie objemové hmotnosti (příloha č. 8 k vyhlášce č. 275/1998 Sb. ve znění pozdějších předpisů)

objemová hmotnost (g.cm <sup>-3</sup> )	stav horizontu
< 1,2	výborný
1,2 – 1,4	dobrá
1,4 – 1,6	nevyhovující
1,6 – 1,8	nestruturní

U výsypkových půd je běžná vyšší objemová hmotnost než u půd přirozených. Jsou běžné hodnoty okolo 1,5 t.m<sup>-3</sup> (Keskin a Makineci 2009). U rekultivace bez navážky je to způsobeno (1) absencí organické složky a nevyvinutou strukturou (nízkým stupněm agregace), (2) těžkou mechanizací, která je používána při technické fázi rekultivace, (3) příp. vyšším podílem skeletu. U rekultivace s navázkou hraje nejdůležitější roli právě zhutnění (kompakce) těžkou mechanizací. Kromě zarovnávaní povrchu výsypkového substrátu dochází k dalšímu zhutňování při navážení VVP, aplikaci hnojiv a setí. Pro představu, u rekultivace s navázkou jsou hodnoty objemové hmotnosti běžně větší než 1,6 t.m<sup>-3</sup> (Daniels a Zipper 1997) a výjimkou nejsou hodnoty ani okolo 1.9 t.m<sup>-3</sup> (Chatterjee et al. 2009a). Míru zhutnění lze částečně zmírnit volbou rekultivačního postupu, např. Lorenz a Lal (2007) zjistili vyšší hodnoty objemové hmotnosti u ploch rekultivovaných na pastviny než u ploch zalesněných a zdůvodňují to intenzivnějším využíváním těžkých strojů při zatravňování. Obecně je ale zhutnění jedním z důvodů, proč se na navázkách VVP nedaří stromům. VVP je tradičním postupem zorána, pohnojena a oseta travní směsí. Oproti trávám dřeviny kořeni hlouběji a jsou náročné na vodu. Mělký půdní profil vrchní vrstvy půdy jim nestačí a rozhraním s výsypkovým substrátem pronikají jejich kořeny jen s obtížemi. Zoráním se sice uvolní kompakce v nejvyšší vrstvě, to ale zvýhodní mělce kořenící

trávy a stromům to nijak nepomůže. V konkurenci o vodu a živiny tedy často vítězí trávy (Kaster a Vimmerstedt 2005).

U obou typů rekultivace je typický postupný pokles objemové hmotnosti se stářím výsypkové půdy. Je to způsobeno akumulací organické hmoty a rozvolněním svrchní vrstvy kořeny rostlin (Akala a Lal 2001, Sourkova et al. 2005, Frouz a Kalčík 2006, Juwarkar et al. 2010, Shrestha a Lal 2010).

#### **4.2.3 Vodní režim**

Vodní režim je prostorové a časové uspořádání vody v půdě. Aktuální zásoba vody v půdě závisí především na srážkách a výšce hladiny podzemní vody. Důležité jsou však vlastnosti půdy, které umožní vsakování (infiltraci) srážek a posléze jejich zadržení (retenci) v půdním profilu. Jednou z veličin charakterizující retenci je **maximální vodní kapacita**. Udává maximální množství vody, které je půda schopna zadržet.

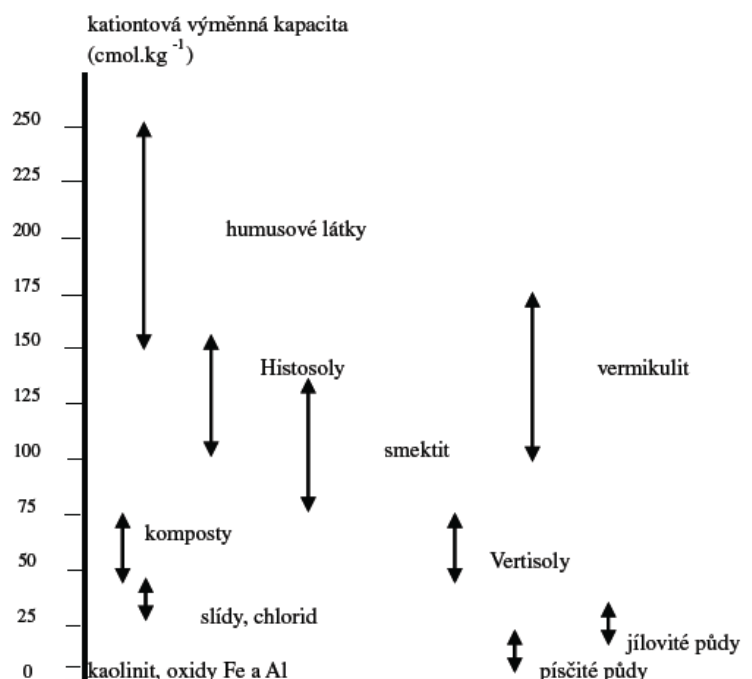
Vodní režim bývá hlavním limitujícím faktorem rozvoje vegetace na výsypkách (Sinclair et al. 2008). Při rekultivaci bez navážky je vývoj vodního režimu dán charakterem výsypkového substrátu. V počátečním vývoji výsypkových půd převažuje klesání (infiltrace) vody půdním profilem. Zvláště u skeletovitých půd je to dáno rozpojenou strukturou, kterou voda velmi rychle proteče bez retence v kapilárních pórech (Sever a Makineci 2009). Naopak u jemnozrnných substrátů z homogenních jílů převažuje za krátkou dobu infiltrace, která je však pomalá z důvodu bobtnání jílů. Větší část srážek je tak nucena odtéct povrchově, což podporuje erozi a zamokření terénních depresí (Štýs et al. 1981). Vhodnou rekultivací lze na výsypkách dosáhnout významného zvýšení maximální vodní kapacity (Juwarkar a Jambhulkar 2008, Juwarkar et al. 2010).

### **4.3 Chemické vlastnosti**

#### **4.3.1 Sorpční kapacita**

**Sorpční kapacita** půdy je schopnost půdy zadržovat původní i dodávané živiny, popř. vázat kontaminující látky. Tuto schopnost charakterizuje **kationtová výměnná kapacita** (syn. celková sorpční kapacita, maximální výměnná kapacita půdy, výměnná kapacita půdy, KVK), která udává největší množství kationtů v milimolech, centimolech nebo chemických ekvivalentech, které může poutat 1 kg zeminy.

KVK různých půd se liší, hlavní roli hraje obsah humusových látek a zrnitostní složení (Obr. 2).



Obr.2 Kationtová výměnná kapacita (při pH 7) některých půd a jílových minerálů.

(upraveno podle: Brady a Weil, 1999, in: Sánka a Materna (2004) )

#### 4.3.2 Obsah živin (minerální síla)

Hlavními živinami jsou (z hlediska agrochemického): dusík, fosfor, draslík, vápník, hořčík, síra, železo aj. Kromě celkového obsahu živin je důležitý jejich rozpustný podíl, který je dostupný rostlinám. Dostupnost živin je dána pH, sorpční kapacitou půdy a dále mikrobiální aktivitou, která dekompozicí biomasy pohání koloběh živin (Sánka a Materna 2004).

Obsah živin (minerální síla) výsypkových půd závisí na chemismu výsypkových substrátů (Štýs et al. 1981), které bývají charakteristické nízkým obsahem živin (Fettweis et al. 2005). Typicky v mladých půdách chybí zejména dusík, jelikož není součástí půdních minerálů, takže nemůže být doplňován zvětráváním narozdíl od jiných živin (K, P aj.) (Bradshaw 1983).

##### 4.3.2.1 Dusík

Dusík je na degradovaných půdách důležitým limitujícím faktorem (Li 2006). Více autorů řadí jeho důležitost hned za dostupnost vody (Rodrigue a Burger 2004, Keskin a Makineci 2009).

Při obou typech rekultivace lze v koncentracích dusíku sledovat podobné trendy jako u uhlíku. Z počátečních nižších koncentrací dochází vlivem akumulace organické hmoty a jejím rozkladem k nárůstu koncentrace N (Sever a Makineci 2009).

Při rekultivaci s navážkou dochází vlivem manipulace s VVP ke značným ztrátám dusíku.

Homogenizací VVP dochází k vymizení stratifikace obsahu N, která je typická pro nenarušené plochy (Ganjugunte et al. 2009, Shrestha a Lal 2011).

Počáteční nedostatek dusíku lze upravovat anorganickými i organickými hnojivami.

S obsahem dusíku souvisí i **C:N poměr**, který je považován za významný ukazatel kvality půdy. Jelikož je ale především ukazatelem kvality půdní organické hmoty, budu se jím více zabývat v kap. 4.3.

### 4.3.3 Uhlík

Rozlišujeme tyto formy uhlíku ve výsypkových půdách:

- ❖ **Anorganický uhlík** ((soil) inorganic carbon, (S)IC) – C, který je součástí anorganických sloučenin, zejm. uhličitánů
- ❖ **Celkový organický uhlík** (total/soil organic carbon,  $C_{org}$ /TOC/SOC):
  - **Recentní organický uhlík** (recent organic carbon,  $C_{org}$  recent) – tj. C zabudovaný v organické hmotě pedogenetického původu (= vzniklé rozkladem rostlinných zbytků)
  - **Fosilní (organický) uhlík** (geogenic organic carbon/ coal carbon,  $C_{org}$  geogenic) – tj. C fosilního původu, který byl součástí výsypkového substrátu již před započítáním pedogeneze

Pro celkový obsah uhlíku ve výsypkových půdách (total carbon, TC) platí vztah:

$$TC = IC + TOC = IC + C_{org\ recent} + C_{org\ geogenic}$$

**Recentnímu organickému uhlíku**, tedy uhlíku, který je součástí půdní organické hmoty, bude věnována kap. 5. Tamtéž budou vyloženy i metody, kterými se stanoví jednotlivé formy uhlíku v půdě.

**Anorganický uhlík** může v některých výsypkových půdách, jejichž výsypkový substrát je bohatý na uhličitany (vápence, dolomity atp.), tvořit významný podíl na celkovém obsahu uhlíku. Např. Shrestha a Lal (2010) měřili v hloubkách 0-5,5-15,15-30 a 30-60 cm; u lesnické rekultivace tvořil IC 1; 2,4; 6,3 a 13 % TC, u pastvin pak 8,3; 18; 24,3 a 42,5 %.

**Fosilní uhlík** se může významně podílet na obsahu organického uhlíku (SOC) výsypkových půd zejména při rekultivaci bez navážky. Například v lužické těžební oblasti obsahuje výsypkový substrát značné množství lignitu, dalšími zdroji fosilního uhlíku je popel ze spalování lignitu používaný při rekultivacích ke snížení pH a imise prашného aerosolu z okolních elektráren a briketáren (Fettweis et al. 2005). Fosilní uhlík v této oblasti může i po desítkách let od rekultivace představovat 80 až 93 % SOC ve vrchních 5 centimetrech minerálního horizontu a 14 až 45 % SOC v nadložním humusu (Rumpel et al. 2003). Podobný obsah (až 90 %) ve vrchních 10 centimetrech udávají i Fettweis et al. (2005). Tento obsah může značně kolísat, Rumpel (2000) v jedné ze svých starších studií (se stejnou metodikou) uvádí 50% podíl. Podíl fosilního uhlíku značně kolísá i na estonských výsypkách po těžbě roponosné břidlice, činí zde v A horizontu 32 až 66 % (Karu et al. 2009).



I při rekultivacích s navázkou je třeba počítat s někdy značnou příměsí fosilního uhlíku. Důvodem je kontaminace VVP výsypkovým substrátem s obsahem uhlí či jiných zdrojů fosilního C. U ploch rekultivovaných s navázkou půdy byl prokázán obsah uhlí již v hloubce větší než 10 cm (Ussiri a Lal 2008). Podobně Shrestha a Lal (2010) naměřili 0,2; 7,0; 9,1 a 15,3% podíl fosilního uhlíku na SOC v hloubce 0 až 5, 5 až 15, 15 až 30, resp. 30 až 60 cm. Na základě měření respirace půdy (podíl  $^{14}\text{C}$  v  $\text{CO}_2$  vylučovaném půdou) byla vyvinuta teorie, že v čase dochází činností mikrobiálního společenstva k dekompozici lignitu (Rumpel et al. 1999, Rumpel et al. 2003, Fettweis et al. 2005). Laboratorně bylo dokázáno, že fosilní uhlík může být zdrojem heterotrofní mikrobiální aktivity, zejména pokud v substrátu ještě není přítomna recentní organická hmota, která rozkladu podléhá snáze (Waschkies a Hüttl 1999, Reintam 2004).

#### 4.3.4 Půdní reakce (pH)

Půdní reakce je důležitá, jelikož určuje dostupnost živin a tím ovlivňuje rozvoj vegetace (Tomášek 2007, Shrestha a Lal 2011). Obecně bývá pH výsypkových půd závislé na typu výsypkového substrátu. Výsypkové substráty mohou mít pH relativně nižší (Fettweis et al. 2005, Chatterjee et al. 2009a) vlivem vysokého obsahu sirných sloučenin, které zvětrávají a oxidují za vzniku kyseliny sírové (Štýs et al. 1981). Znamé jsou i substráty s mírně zásaditou reakcí danou vyšším obsahem uhličitánů (Shrestha a Lal 2011). Jejich vliv se pak může při rekultivaci s navázkou projevit nárůstem pH s hloubkou díky tomu, jak dochází ke zvětrávání substrátu a uvolňování uhličitánů do VVP (Shrestha a Lal 2010).

Půdní organická hmota má velkou pufrací schopnost (Brady a Weil 1999), a tak může její akumulace posouvat pH směrem k neutrálním hodnotám z obou krajních poloh. Někteří autoři pozorovali postupný nárůst pH v souvislosti s akumulací organické hmoty (Chatterjee et al. 2009a), zatímco na sokolovských výsypkách je naopak charakteristický postupný pokles pH se stářím výsypek. Šourková et al. (2005) tento jev vysvětlují tvorbou organických kyselin doprovázející akumulaci POH. Existují i chronosekvence na kterých se pH nemění (Shrestha a Lal 2010).

Půdní reakce je ovlivňována i typem vegetace. Pod jehličnany bývá nižší pH, což je dáno charakterem opadu. Pomalý rozklad jehličnatého opadu je doprovázen vznikem organických kyselin, které jej okyselují. Tomuto odpovídají i závěry studií výsypkových ploch. Extrémně nízké pH pod borovicí lesní naměřil Rumpel (1998). Mírně nižší pH ve vrstvě 0-1 cm naměřili Sever a Makineci (2009) pod borovicí přímořskou. Signifikantně nižší pH pod borovicí než pod dusík fixujícím porostem referují dvě jiné studie (Filcheva et al. 2000, Keskin a Makineci 2009).

#### 4.4 **Biologické a biochemické vlastnosti**

V běžné půdě se vyskytuje velký počet mikroorganismů i makroorganismů, které se souhrnně nazývají půdní edafon. Edafon hraje významnou a nezastupitelnou úlohu při tvorbě půdy. Je činitelem biologického zvětrávání, umožňuje přeměny půdní organické hmoty, pohání koloběhy prvků (Ledvina a Horáček 1997, Brady a Weil 1999). Nedostatečná mikrobiální aktivita může limitovat obnovu ekosystému na výsypkách (Sever a Makineci 2009). Mikrobiální osídlení může být vyjádřeno počty, biomasou nebo aktivitou mikroorganismů.

(1) Počty mikroorganismů se nejčastěji vyjadřují v koloniích tvořících jednotky (CFU, colony forming units) udávaných na jednotku hmotnosti suché půdy (Waschkies a Hüttl 1999, Filcheva et al. 2000) nebo jako tzv. přímé počty získané fluorescenční mikroskopií (Frouz a Nováková 2005).

(2) Veličinami druhého typu jsou např. **mikrobiální biomasa**  $C_{mic}$ , která udává množství C uloženého v mikrobiální biomase či **mikrobiální kvocient** ( $C_{mic}:C_{org}$ ), který udává poměr C mikrobiální biomasy a C celkového organického (=TOC) (Insam a Domsch 1988).

(3) Metabolickou aktivitu vyjadřuje **bazální respirace** (RES), která udává množství uvolněného  $CO_2$  za jednotku času bez přídavku substrátu (Frouz and Nováková 2005). **Metabolický kvocient** ( $qCO_2$ ) udává poměr bazální respirace a C mikrobiální biomasy (Nii-Annang et al. 2009).

Obecně mikrobiální aktivita sleduje trendy akumulace organické hmoty na výsypkách jak s hloubkou tak v čase. Po rekultivaci bez navážky je mikrobiální aktivita nízká až nulová (Frouz and Nováková 2005). I při rekultivaci s navážkou dochází k narušení mikrobiálního společenstva VVP jejím skladováním na hromadách a manipulací (Shrestha a Lal 2011).

Pro bazální respiraci i mikrobiální biomasu je typický pokles s hloubkou (Nii-Annang et al. 2009), zejména z důvodu úbytku POH jako hlavního zdroje živin a energie. Nelze ale říci, že mikrobiální aktivita je přímo úměrná  $C_{org}$ ; i pro mikrobiální kvocient ( $C_{mic}:C_{org}$ ) je typický pokles s hloubkou, což souvisí se nárůstem podílu stabilnějších humusových látek, které nejsou přístupné mikrobiálnímu rozkladu. Mikrobiální kvocient lze takto použít pro hodnocení stability zásoby organické hmoty. Insam a Domsch (1988) doporučují mikrobiální kvocient používat pro hodnocení úspěšnosti rekultivace přednostně oproti jeho jednotlivým složkám ( $C_{mic}$  či  $C_{org}$ ). Metabolický kvocient je zase interpretován jako energetická účinnost mikrobiálního společenstva, která je pro časně fáze pedogeneze typicky nižší (tzn. kvocient je relativně vyšší) (Nii-Annang et al. 2009).

Ingram et al. (2005) porovnávali mikrobiální aktivitu výsypkového substrátu, ploch po rekultivaci s navážkou a blízkých nenarušených ploch Naměřili nejvyšší bazální respirace na plochách po nepřímé rekultivaci. Tuto intenzivní mineralizaci přičítají (1) rozrušení

makroagregátů při manipulaci s VVP a zpřístupnění POH dekompozitorům a (2) zaplnění mikropórů vedlejšími produkty mikrobiální aktivity, které silně omezují jejich další aktivitu u vyvinutých půd. Ve stejné studii je bazální respirace doporučována jako levný a technologicky nenáročný kvalitativní ukazatel vývoje výsypkových půd, jelikož jsou její hodnoty silně korelovány s dalšími fyzikálními a chemickými parametry půdy.

## 5 Půdní organická hmota

**Půdní organickou hmotou (POH)** se většinou rozumí *soubor všech neživých organických látek, nacházejících se v půdě či na jejím povrchu*. Ve starší literatuře používaný pojem „humus“ by měl být v novějším pojetí vyhrazen pouze humifikovanému podílu POH (Hůla et al. 2010). Pro humifikovaný podíl POH budu ve své práci používat termín vlastní humus a používání termínu humus bez přívlastku se raději vyhnu.

### 5.1 Složení POH

POH se z hlediska přeměn v půdě dělí na (Obr. 3):

- (1) **humusotvorný materiál** - odumřelé zbytky rostlin, živočichů a mikroorganismů nepodléhající dosud transformačním pochodům;
- (2) **meziprodukty rozkladu a syntézy** – mezistupně přeměn humusotvorného materiálu (sacharidy, pektiny, bílkoviny, peptidy, aminokyseliny, keratin, ligniny, třísloviny, tuky, vosky, oleje, organická barviva, různé organické kyseliny aj.);
- (3) **vlastní humus** – organická hmota prošlá humifikačními pochody (Ledvina a Horáček 1997).

**Vlastní humus** je směsí vysokomolekulárních látek, kterou lze různými postupy (tzv. frakcionací) dělit na 3 základní frakce s odlišnými vlastnostmi (Ledvina a Horáček 1997).

(1) **Fulvokyseliny (FK)** mají nejnižší molekulovou hmotnost a nejsvětlejší barvy. Jsou rozpustné ve vodě a v kyselinách a zároveň jsou nejméně odolné k mikrobiálnímu rozkladu. Z důvodu rychlé mineralizace je obsah fulvokyselin nižší v půdách s vysokou biologickou aktivitou (Ledvina a Horáček 1997).

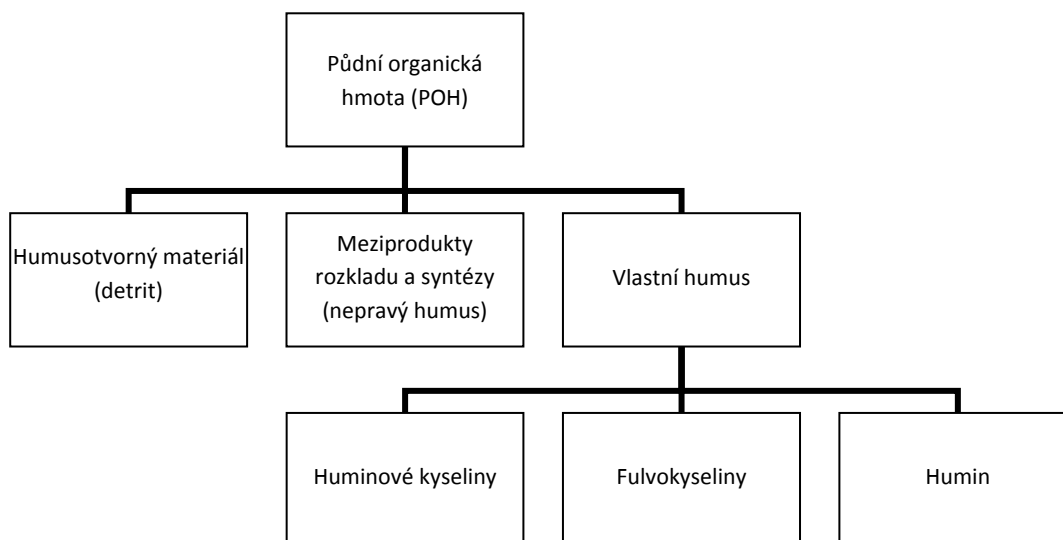
(2) **Huminové kyseliny (HK)**<sup>7</sup> mají ve srovnání s fulvokyselinami tmavší barvu. Patří do skupiny vysokomolekulárních dusíkatých organických sloučenin s cyklickou stavbou. Odolnost HK k rozkladu je střední (Ledvina a Horáček 1997).

(3) **Humin** má nejvyšší molekulovou hmotnost a má tmavou barvu. Je nerozpustný jak v kyselinách, tak v zásadách a je nejodolnější k mikrobiálnímu rozkladu. Do této kategorie někteří autoři zařazují i **humusové uhlí**, což je vývojově nejstarší složka organické půdní hmoty. Je to

---

<sup>7</sup> Za součást těchto kyselin se považují i hymatomelanové kyseliny, které mají žluté až žlutohnědé zbarvení a nižší molekulovou hmotnost než vlastní huminové kyseliny.

tmavá zuhelnatělá hmota bohatá na C a N. Neúčastní se již ale půdotvorného procesu a proto ztrácí funkci pravého humusu (Ledvina a Horáček 1997).



Obr. 3 Schéma složení půdní organické hmoty

## 5.2 Význam POH

### 5.2.1 Význam POH pro úrodnost a celkovou kvalitu půdy

Půdní organická hmota významně ovlivňuje jak produkční funkci půdy (zvyšuje úrodnost půdy), tak mimoprodukční, tj. ekologické funkce půdy (zvyšuje celkovou kvalitu půdy) (Carter 2002, Novák et al. 2010). Tyto vlivy jsou propojené, ale pro přehlednost je lze dělit na (1) fyzikální, (2) chemické a (3) biologické (Štýs et al. 1981, Němeček et al. 1990, Ledvina a Horáček 1997, Sánka a Materna 2004):

**Fyzikální vlivy** vycházejí z důležitosti POH pro tvorbu příznivé půdní struktury s množstvím (zejm. kapilárních) pórů. Takto POH zvyšuje pórovitost, snižuje objemovou hmotnost, zlepšuje vodní režim půdy tím, že zlepšuje infiltraci (vsakování) a retenci (zadržování) vody v půdě.

V neposlední řadě POH zlepšuje i vzdušný a tepelný režim půd.

**Chemické vlivy** souvisí se schopností některých složek POH tvořit vazby s minerálními částicemi půdy za vzniku tzv. organominerálního (sorpčního) komplexu. Tím, že tento komplex umožňuje vazbu kationtů v půdě, určuje sorpční kapacitu půdy, její schopnost zadržovat živiny i někt. toxické kovy, což je principem detoxikační funkce půdy. Sorpční komplex je podstatou i pufrací schopnosti POH, jelikož na principu výměnných reakcí váže vodíkové kationty za uvolnění bází a naopak, čímž vyrovnává výkyvy pH z obou krajních poloh (Brady a Weil 1999).

**Biologické vlivy** vychází jak z nepřímého působení POH na již jmenované fyzikální a chemické parametry a zlepšování životních podmínek pro rostliny i edafon, tak z přímé role POH jako

zdroje energie a živin pro edafon. Některé složky POH jsou navíc přímými rostlinnými stimulanty.

### 5.2.2 Význam POH v globálním koloběhu uhlíku, sekvestrace

Půda hraje velkou roli v globální koloběhu uhlíku, obsahuje asi dvakrát více uhlíku než atmosféra (IPCC 2007). Potenciál půdy ovlivnit koncentraci CO<sub>2</sub> v atmosféře je tudíž velký. Zatím člověk tento potenciál využívá spíše k svému neprospěchu. Změna ve využívání půdy je druhým největším antropogenním zdrojem emisí skleníkových plynů (1,5 PgC.rok<sup>-1</sup>) hned po spalování fosilních paliv (5,3 PgC.rok<sup>-1</sup>) (IPCC 2007). Hlavními procesy, které k tomu přispívají jsou: odlesňování, přeměna přirozených půd na půdu zemědělskou, urbanizace a těžba nerostných surovin (Vitousek et al. 1997).

**Sekvestrace** uhlíku je proces, při kterém je odebírán CO<sub>2</sub> z atmosféry. Může být sekvestrován v půdní organické hmotě nebo v živé biomase. Synonymem sekvestrace je obecnější pojem **propad** (sink), který se v popisu biogeochemických cyklů prvků používá pro opak termínu zdroj (source). Ochrana známých propadů CO<sub>2</sub> a vytváření propadů nových je jednou ze strategií snižování antropogenních emisí CO<sub>2</sub> (IPCC 2007).

#### 5.2.2.1 Sekvestrace na výsypkových půdách

Jelikož jsou výsypkové půdy charakteristické nízkým obsahem organické hmoty, která s jejich věkem přibývá, jsou vhodné k sekvestraci uhlíku. Sekvestrační potenciál výsypkových půd vyzdvihuje mnoho studií (Akala a Lal 2001, Shukla a Lal 2005, Ussiri et al. 2006, Lorenz a Lal 2007, Amichev et al. 2008, Karu et al. 2009, Shrestha et al. 2009, Juwarkar et al. 2010). Kvantifikací akumulace organické hmoty na výsypkách lze odhadnout sekvestrační potenciál výsypkových ploch, např. Sperow (2006) odhaduje, že by uhlík sekvestrovaný v půdě, nadložních horizontech a celkové biomase rekultivovaných výsypek v 7 státech USA mohl pokrýt 4 až 12,5 % kvót na snížení emisí CO<sub>2</sub> předepsaných Kjótským protokolem.

### 5.3 Kvalitativní ukazatele POH

Kvalita organické hmoty je v literatuře často vyzdvihována před kvantitou. Právě na kvalitě POH totiž závisí její vliv na celkovou kvalitu půdy. Mezi tradiční ukazatele kvality POH patří poměry C:N a HK:FK. K detailnějšímu chemickému rozboru se používá např. <sup>13</sup>C CPMAS NMR spektroskopie či DRIFT Spektroskopie (Brady a Weil 1999). K odlišení atmosférické depozice uhlíku (ze spalování lignitu) použili Rumpel et al. (1998) rastrovací (skenovací) elektronovou mikroskopii (SEM).

**Poměr uhlíku ku dusíku (C:N)** je důležitým parametrem kvality POH. Hodnota menší než 10 je považovaná za ukazatel dobré kvality POH. Čím je číslo větší než 10, tím je POH méně kvalitní (Sáňka a Materna 2004).

**Poměr huminových kyselin a fulvokyselin (HK:FK)** je spolehlivějším ukazatelem kvality POH než C:N poměr. Např. u podzolových půd se tento poměr pohybuje do 0,5, u černozemních půd je většinou větší než 2 (Sáňka a Materna 2004).

**<sup>13</sup>C CPMAS NMR spektroskopie** (Nuclear Magnetic Resonance Spectroscopy) je metoda, kterou lze odlišit různé charakteristické chemické struktury. Např. lze odlišit signály pro recentní organickou hmotu (polysacharidy, lignin) a ty struktury, které najdeme ve fosilních formách uhlíku (alifatické a aromatické uhlovodíky). Výhodou je, že není nutná žádná extrakce organické hmoty ze vzorku. Nevýhodou je finanční a časová náročnost metody (Rumpel et al. 1998, Rumpel et al. 2001, Fettweis et al. 2005).

#### 5.4 Kvantitativní ukazatele POH

V ČR se obsah POH udává tradičně v **hmotnostních procentech**. Podle obsahu POH v % lze půdy kategorizovat tak, jak to uvádí Tab. 4.

Tab. 4 Hodnocení obsahu humusu v půdách lehkých a ostatních (dle Prax, 1995 in Sáňka a Materna, 2004)

Půdy	Obsah humusu v půdách (% hmotnostní)	
	lehké	střední a těžké
Bezhumózní	0	0
Slabě humózní	< 1	< 2
Středně humózní	1 – 2	2 – 5
Silně humózní	> 2	> 5

V zahraniční literatuře se častěji setkáme s veličinou **koncentrace půdního organického uhlíku** (SOC concentration, soil organic carbon, dále už jen koncentrace SOC), která je nejčastěji udávána v  $g.kg^{-1}$ . Pro převod SOC na POH platí vztah:

$$POH[\%] = SOC[g.kg^{-1}] \times \frac{1,724}{10}$$

kde 1,724 je přepočítací koeficient, který odpovídá předpokladu, že POH obsahuje 58 % uhlíku (Schumacher 2002).

Pro vyjádření obsahu SOC na plošné výměře půdy se používá veličina **zásoba půdního organického uhlíku** (SOC pool, dále už jen zásoba SOC). Její jednotkou je  $t.ha^{-1}$  a vypočítá se z koncentrace SOC podle vztahu:

$$SOCzásoba [t.ha^{-1}] = SOC[g.kg^{-1}] \times BD[t.m^{-3}] \times hloubka [m] \times 10$$

kde *BD* (bulk density) je objemová hmotnost půdy a *hloubkou* se rozumí šířka vrstvy, pro kterou byla naměřena daná koncentrace SOC. Stratifikace objemové hmotnosti i koncentrace SOC v půdním profilu se zohledňuje rozdělením půdního profilu do více vrstev (či horizontů) a získáním celkové zásoby součtem zásob v jednotlivých vrstvách.

Pro vyjádření změny zásoby SOC v čase se používá **rychlost akumulace půdního organického uhlíku** (SOC accumulation rate, dále už jen rychlost akumulace SOC). Udává se v jednotkách  $t \cdot ha^{-1} \cdot rok^{-1}$  a získá se jednoduchým výpočtem

$$SOC_{RA} [t \cdot ha^{-1}] = \frac{SOC_{pool}(2) [t \cdot ha^{-1}] - SOC_{pool}(1) [t \cdot ha^{-1}]}{t [rok]}$$

Kde  $SOC_{pool}(2)$  je zásoba SOC v čase  $t_2$ ,  $SOC_{pool}(1)$  je zásoba SOC v čase  $t_1$  a  $t$  je doba trvání akumulace ( $t = t_2 - t_1$ ).

Množství **sekvestrovaného půdního organického uhlíku** (dále jen sekvestrovaný SOC) se vypočítá jako rozdíl zásoby v čase  $t_2$  a  $t_1$ .

#### 5.4.1 Metody stanovení POH a organického uhlíku

Obsah půdní organické hmoty se měří buď přímo nebo je dopočítáván po stanovení oxidovatelného organického uhlíku ( $C_{ox}$ ) nebo celkového uhlíku TC.

(a) K přímému stanovení obsahu POH se v západní Evropě používá metoda **ztráta žiháním** (LOI, lost on ignition). Principem stanovení je měření ztráty hmotnosti vzorku po jeho žihání při teplotě  $550^\circ C$  po 5 hodin (Schumacher 2002). Z takto získané hodnoty celkového organického uhlíku (SOC) lze získat obsah organické hmoty vynásobením přepočítacím koeficientem 1,724. Tento přepočet platí za předpokladu, že humus obsahuje 58 % uhlíku (Schumacher 2002).

(b) Oxidovatelný organický uhlík  $C_{ox}$  se stanovuje metodou **Walkley-Black** (WB). WB metoda je oficiální metodou USDA<sup>8</sup>. Principem je oxidace organického uhlíku dichromanem draselným v prostředí kyseliny sírové. Poté je přebytečný dichroman titrován Mohrovou solí, příp. síranem železnatým (Schumacher 2002).

Obdobou WB metody jsou východoevropské metody dle Tyurina (titrimetrická a fotometrická).

(c) Celkový uhlík TC se stanovuje **termickým rozkladem** (dry combustion method) vzorku a stanovení vzniklého  $CO_2$  (plynová chromatografie, spektrofotometrie aj.)

**Anorganický uhlík** by se neměl projevit u LOI, pokud není překročena teplota  $440^\circ C$ , při které dochází k oxidaci uhličitánů. U všech ostatních metod pak uhličitany (pokud jsou ve vzorku přítomny) zkreslují výsledek, je tedy nutno vzorek buď předupravit nebo stanovit obsah uhličitánů zvlášť a odečíst je (Schumacher 2002).

---

<sup>8</sup> United States Department of Agriculture – Ministerstvo zemědělství Spojených států amerických

Po provedení korekcí na případné uhličitany získáváme jak z Cox tak z TC obsah **celkového organického uhlíku** (SOC) a pokud ve vzorku není fosilní uhlík, lze takto získaný SOC přepočítat na POH vynásobením koeficientem 1,724 (Schumacher 2002).

Srovnatelností LOI a ostatních jmenovaných metod se zabýval Feiza et al.(2007). Na 92 vzorcích testovali všechny uvedené metody a poté porovnávali naměřené hodnoty. Výsledky vykazovaly vysokou korelaci, korelační koeficienty byly v rozmezí 0.831–0.977 (n = 92, P < 0.001).

Porovnáváním výhod a nevýhod jmenovaných metod se podrobněji zabývají např. Chatterjee et al.(2009b), Lal et al. (2001) a Schumacher (2002).

Ve výsypkových půdách může **fosilní uhlík** tvořit významnou část celkového organického uhlíku (SOC) stanovitelného všemi výše jmenovanými metodami (o jednotlivých formách uhlíku v půdě bylo pojednáno v kap. 4. 3. 3.) Pro stanovení obsahu recentní akumulace uhlíku je tedy nutné provádět korekce na fosilní uhlík. Fosilní uhlík totiž nemá některé chemické vlastnosti půdní organické hmoty a už vůbec jej nelze započítávat do sekvestračního potenciálu výsypky. Autoři se často shodují, že absence standardní všeobecně přijaté metody pro stanovení fosilního uhlíku snižuje věrohodnost naměřených měř akumulace SOC a ztěžuje porovnávání výsledků různých studií (Ganjugunte et al. 2009, Karu et al. 2009).

Některé studie se stanovováním obsahu fosilního uhlíku vůbec nezabývají, jen uvedou, že předpokládají, že jeho obsah není významný (Ganjugunte et al. 2009), nebo přiznávají, že jeho obsah celkový SOC nadhodnocuje (Brown a Grant 2000, Lorenz a Lal 2007), popř. uvedou, že před měřením SOC odstranili viditelné částice uhlí (Akala a Lal 2001, Wick et al. 2009).

První možností, jak odhadnout obsah fosilního uhlíku ve výsypkové půdě, je **měření SOC v horizontu C (půdotvorném substrátu)** nebo v takové hloubce, ve které již nepředpokládáme přítomnost recentního organického uhlíku. Takto postupoval např. Reintam (2004) či Frouz et al. (2009). Nutno podotknout, že pomocí přesnější radiokarbonové metody bylo v jedné studii naměřeno v horizontu C 16 – 39 % recentního uhlíku (Karu et al. 2009), což svědčí o limitech tohoto postupu. Těžko říci, zda došlo v tomto případě k nepřesnému určení horizontu C nebo zde hrálo roli vyluhování části organické hmoty.

Jiný odhad fosilního uhlíku použili Šourková et al. (2005). Na chronosekvenci 19ti ploch předpokládali lineární nárůst recentního uhlíku, takže z **lineární regrese** vypočítali SOC v čase 0. Takto odhadli fosilní C, který byl v substrátu přítomen před zahájením pedogeneze.

Nejpřesnější dostupnou metodou k odlišení fosilního a recentního uhlíku je měření radioaktivního izotopu **<sup>14</sup>C hmotnostní spektrometrií** (<sup>14</sup>C-AMS – Accelerator Mass Spectrometry). Tato metoda měří poměr stabilních izotopů uhlíku a radioaktivního izotopu <sup>14</sup>C. Pro recentní organickou hmotu je charakteristický vyšší obsah <sup>14</sup>C, který byl do koloběhu uhlíku



uvolněn ve větším množství jadernými testy v 50. a 60. letech (Rumpel et al. 1998). Obecnému rozšíření této metody brání její vysoká finanční náročnost.

Jinou kvantitativní metodou je **chemotermická metoda** (Ussiri a Lal 2008). Princip této metody je odolnost uhlí vůči oxidaci. Autoři metodu testovali na různých vzorcích odebraných z nepřímo rekultivovaných výsypek i umělých směsích půdy a uhlí a validovali ji  $^{14}\text{C}$  hmotnostní spektrometrií. Podobně postupoval i Amichev (2007) při **korekci na uhlí pro Walkey-Black metodu**. Výstupem jeho metodiky je regrese, která pro některá zrnitostní složení převádí SOC naměřený WB metodou na obsah recentního uhlíku. Uvádí, že jeho korekce lze použít jen pro uvedená zrnitostní složení a bituminózní uhlí s charakteristickým obsahem C (Amichev 2007, Amichev et al. 2008).

S jiným ukazatelem obsahu fosilního uhlíku přišli Ussiri a Lal (2008). Stanovili, že poměr C:N je u půd bez příměsí uhlí je 9,6 – 10,6, zatímco čisté uhlí má poměr 50,7. V jejich studii popisují, že laboratorní přimíchání uhlí v koncentraci 1,28% a 2,26%, přineslo hodnoty C:N 12,5, resp. 14,5.

## 6 Akumulace POH

### 6.1 Akumulace POH – hlavní pojmy

Akumulací půdní organické hmoty se v této kapitole rozumí hromadění všech tří složek půdní organické hmoty (humusotvorného materiálu, meziproductů rozkladu a syntézy a vlastního humusu) v půdě.

Dynamika POH je dána procesy humifikace a mineralizace.

**Humifikací** se označuje přeměna humusotvorného materiálu na vlastní humus. Jde o biochemický proces podmíněný aktivitou půdních organismů, na jehož průběhu se podílejí jako rozkladné, tak i syntetické procesy. Rozkladem humusotvorného materiálu vznikají meziproducty rozkladu a syntézy, které mohou dále sloužit k syntéze vlastního humusu nebo mohou podléhat úplné mineralizaci (Němeček et al. 1990).

**Mineralizací** se rozumí rozklad organické hmoty až na základní anorganické sloučeniny ( $\text{CO}_2$ ,  $\text{H}_2\text{O}$ ,  $\text{NH}_3$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$  aj.). za uvolnění energie (Ledvina a Horáček 1997).

Mineralizována je až polovina humusotvorného materiálu. Uvolněná energie pak může být použita na syntetické (tzn. endergonické) procesy humifikace. Odtud mj. plyne relativní stabilita vlastního humusu – jeho rozklad je řádově pomalejší než humifikační procesy (Němeček et al. 1990).

**Akumulace POH probíhá ve dvou hlavních vrstvách půdního profilu . Rozlišují se: (1) horizonty nadložního humusu (typicky u lesních půd) a (2) epipedonem neboli humusovým horizontem A.**

**Horizonty nadložního humusu** lesních půd (O) patří do kategorie organických půdních horizontů, které jsou charakterizovány obsahem organických látek nad 20-30 % hmotnosti při obsahu 0-50% obsahu jílu. Horizonty O se rozlišují podle stupně rozkladu organického opadu na (Němeček et al. 1990, Kulhavý et al. 2003):

(1) **horizont opadanky** Ol či Oi (angl. litter, L) – obsahuje nerozložené organické látky, např. čerstvé jehličí, mrtvé dřevo;

(2) **horizont drti** (fermentační h.) Of či Oe (angl. fermentation layer, F) – obsahuje méně než 20 % rozložených amorfních složek;

(3) **horizont měli** (humifikační h., H) Oh – obsahuje méně než 20 % nerozložených fibrózních složek.

Tvorba nadložního humusu vzniká hromaděním částečně rozložených či nerozložených zbytků rostlin a zčásti exkrementů drobných živočichů na povrchu minerální půdy za aerobních podmínek. Rozlišují se tři hlavní formy tvorby nadložního humusu: (1) tvorba moru (surového humusu) (2) tvorba moderu, (3) tvorba mulu (měli) (Němeček et al. 1990).

**Mor** se tvoří hromaděním látek s vysokým poměrem C:N v kyselém prostředí. Typicky nalezneme tuto formu v chladných oblastech pod jehličnatými porosty s kyselým opadem jehličí. V sekvenci L-F-H převládá mocnost F, nadložní humus lze dobře oddělit od minerálního povrchu (epipedonu) (Němeček et al. 1990, Kulhavý et al. 2003).

I tvorba **moderu** je charakteristická kyselým prostředím, jeho tvorby se ale výrazně účastní půdní fauna. Fermentační horizont je slabší než u moru, naopak je dobře vyvinut H horizont, který postupně přechází do epipedonu (Němeček et al. 1990, Kulhavý et al. 2003).

Tvorba **mulu** (měli) vzniká za příznivých podmínek pro dekompozici a humifikaci. Je typická pro listnaté a smíšené lesy v mírném až teplém klimatu na vápnatém a živinami bohatém substrátu. Tvorba L a F horizontů je omezená, výrazně vyvinutý horizont H volně přechází do epipedonu (Němeček et al. 1990, Kulhavý et al. 2003).

**Epipedon** (humusový horizont A) představuje svrchní část minerálního horizontu s akumulací humifikovaných organických látek do obsahu 20-30 % hmotnosti (Němeček et al. 1990) Část organických látek vstupuje v epipedonu do vazeb s minerálními částicemi za vzniku organo-minerálního komplexu (Ledvina a Horáček 1997).

## **6.2 Akumulace POH na výsypkách**

Po rekultivaci bez navážky probíhá akumulace POH prakticky od nuly, jelikož výsypkové substráty bývají charakteristické absencí recentního organického uhlíku (Fettweis et al. 2005).

Při rekultivaci s navážkou vrchní vrstva půdy jistě množství POH obsahuje. Toto množství je ale poměrně nižší, než půda obsahovala před její skrývkou. Při manipulaci a skladování VVP totiž

dochází ke značným ztrátám organické hmoty. Manipulace s půdou způsobuje destrukci půdních agregátů a tím urychluje mineralizaci POH. Tato ztráta je navíc doplněna rozředěním koncentrace POH ve vrchních vrstvách vlivem promíchání organicky bohatšího A horizontu s horizontem B. Při dlouhodobém skladování je navíc omezen přísun rostlinného materiálu, což také negativně ovlivní bilanci vzniku a zániku POH (Ingram et al. 2005). Manipulace navíc urychluje půdní erozi (Ganjegunte et al. 2009).

Manipulací a skladováním půdy na hromadách se může ztratit 32 až 85 % koncentrace SOC (Abdul- Kareem a McRae 1984). Asi třetinovou ztrátu POH během skladování na hromadě odhadli Stahl et al. (2003), když porovnali koncentrace SOC v nově rozprostřené půdě z hromady a na přilehlé nenarušené ploše. Stejný odhad se srovnatelnými výsledky provedli i další studie s tím, že u všech jmenovaných byly největší ztráty u povrchu VVP a do hloubky se snižovaly (Ganjegunte et al. 2009, Shrestha a Lal 2011).

**Rychlost akumulace** je závislá na věku výsypky. Závislost akumulace OH na přísunu opadu způsobuje, že v prvních letech, než dojde k rozvoji vegetace na výsypce, je akumulace velmi pomalá (Chatterjee et al. 2009a). S rozvojem vegetace dochází k nárůstu rychlosti akumulace; Shrestha a Lal (2010) zjistili na chronosekvenci maximální rychlost po 14 letech od rekultivace u lesů a po 6ti letech u pastvin. Po dosažení této maximální rychlosti dochází k jejímu snižování (Sourkova et al. 2005, Chatterjee et al. 2009a). Jako vysvětlení nabízí Šourková et al. (2005) stagnaci nebo snížení vstupujícího opadu vlivem korunového zápoje na starších plochách. Dalším způsobem, kterým lze hodnotit akumulaci POH na výsypkách je **porovnáváním** její zásoby **se zásobou na přirozených nedisturbovaných plochách**. Závěry většiny studií odpovídají asi logickému očekávání, že zásoba organické hmoty na výsypkových půdách je nižší než u přilehlých přirozených nenarušených půd a že s věkem plochy se tato zásoba přibližuje přirozenému stavu (Lal a Kimble 2001, Rumpel et al. 2003, Sourkova et al. 2005). Každá půda má určitou přirozenou kapacitu akumulovat POH. Tato kapacita je dána charakterem vegetace, srážek a teploty (Gupta a Rao 1994). Po disturbanci, která naruší obsah POH, trvá určitou dobu, než dojde k obnovení rovnovážného stavu (Guo a Gifford 2002). Např. na Sokolovsku tvoří POH 40-leté výsypky 74 % POH přilehlého polopřirozeného stanoviště (Sourkova et al. 2005), na 32-leté výsypce v lužickém lignitovém revíru představuje zásoba asi 89 % zásoby zdejších přírodních lesů (Rumpel et al. 2003). Na některých výsypkách rekultivovaných navážkou půdy může ale dojít i k překonání zásoby POH přirozených nenarušených půd. Ve studii 14ti ploch ve věku 11-26 let měla asi polovina srovnatelnou zásobu s nenarušenou plochou a asi 1/3 dokonce zásobu větší (i když statisticky nevýznamně) (Anderson et al. 2008). U intenzivně rekultivovaných půd v Ohio byla již u desetiletých výsypek naměřena vyšší zásoba POH než u přilehlých nenarušených půd. Nutno podotknout, že u těchto půd je běžně používáno množství

anorganických hnojiv a konkrétně v tomto případě i organické hnojivo a orba (Shukla a Lal 2005). Také Stahl et al. (2007) zjistili, že 15 let po rekultivaci s navázkou půdy byl TOC na výsypce signifikantně větší než u přilehlých nenarušených stanovišť. Z důvodu odlehlosti výsypky od bývalého lomu a přerušení těžby záhy po rekultivaci vylučují, že by tento výrazný nárůst mohl být způsoben imisemi uhelného prachu. Jako možné vysvětlení uvádějí rozpad makroagregátů při manipulaci s půdou, jeho negativní vliv na půdní biotu a zpomalení dekompozice. V jiné studii zabývající se kromě obsahu organické hmoty i vývojem struktury půdy na výsypkách tvrdí, že se VVP může obnovit do strukturního stavu před disturbancí za 10-15 let (Wick et al. 2009).

Akumulace POH je na výsypkách stejně jako u jiných půd závislá na **hloubce**. Obecně je akumulace POH největší v povrchových vrstvách a směrem do hloubky klesá. Je to způsobeno silnou závislostí akumulace na opadu. Tento průběh bývá výraznější u travinných společenstev a opadavých lesů. Např. na chronosekvenci pastvin a (zejm. opadavých) lesů ovlivňovala akumulace půdní profil do hloubky 15 cm, hlouběji se již v čase obsah POH neměnil (Shrestha a Lal 2010). Sever a Makineci (2009) našli pod borovicí přímořskou klesající trend koncentrace SOC jen do hloubky 10 cm, přičemž signifikantně větší byla koncentrace jen ve vrstvě 0-1 cm. Výsypkové půdy jsou obecně charakteristické slabým A horizontem a absencí B horizontu (Ganjegunte et al. 2009).

Kvantifikování akumulace POH je nutné pro **uhlíkové bilancování ekosystémů** výsypek (Amichev et al. 2008, Karu et al. 2009, Shrestha a Lal 2010). Obecně SOC tvoří v lesních ekosystémech menší část celkového ekosystémového uhlíku než je tomu u travnatých společenstev. Na 36tileté ploše s borovicí tvořila POH v minerálních horizontech 14 % a v horizontech nadložního humusu 9 % celkové ekosystémové zásoby C (Karu et al. 2009). Na 25-tileté výsypce s jasanem tvořil epipedon 30 % a nadložní humus 3,3 % celkové zásoby C, naopak u 25-tileté pastviny obsahoval epipedon až 89,5 % celkové zásoby C, což je dáno malou nadzemní biomasou trav (Shrestha a Lal 2010). Zásoba POH i půdního dusíku je korelována s celkovou ekosystémovou zásobou C, proto je možné tyto zásoby použít pro odhad celkové ekosystémové zásoby C (Shrestha a Lal 2010).

### **6.3 Faktory ovlivňující akumulaci POH na výsypkách**

Proces akumulace POH je silně komplexní, ovlivňovaný mnoha faktory, a výzkumů přímo zaměřených na jejich poznání je spíše málo. Faktory ovlivňující akumulaci POH na výsypkách musí být lépe poznány, aby bylo možné formulovat doporučení účinných rekultivačních opatření (Sever a Makineci 2009). Rekultivované plochy se dobře hodí ke studiu vlivu různých faktorů

ovlivňujících sekvestrací uhlíku, neboť je většinou dobře zdokumentován jejich minulý vývoj a druhové složení je většinou homogenní na velkých plochách (Karu et al. 2009).

I když bude tato kapitola zaměřená zejména na kvantitativní ukazatele akumulace POH na výsypkách, přibývá studií, které se věnují i kvalitativnímu rozboru akumulace POH, což přináší ještě cennější zprávu o průběhu akumulace a faktorech, které ji ovlivňují (Filcheva et al. 2000, Reintam et al. 2002).

Akumulace organické hmoty je obecně dána přísunem humusotvorného materiálu (množství, rozložitelnost) a rozkladnou činností (dekompozicí) půdních organismů. Bilanci těchto procesů vzniká rovnovážný stav organické hmoty v půdě (Němeček et al. 1990, Sourkova et al. 2005) a faktory ovlivňující akumulaci POH působí právě změnou této bilance.

#### 6.3.1.1 Vegetace

**Přísun humusotvorného materiálu** je dán typem vegetace. Každý typ vegetace je charakterizován určitou nadzemní a podzemní biomasou, čistou primární produkcí (NPP) a ročním opadem. Roční opad se u travinných společenstev pohybuje v rozmezí 1-12 t.ha<sup>-1</sup>.rok<sup>-1</sup>, u lesních společenstev mezi 3 a 25 t.ha<sup>-1</sup>.rok<sup>-1</sup>. Tato rozmezí jsou dána variabilitou v hodnotách celkové biomasy a čisté primární produkce mezi geografickými oblastmi. Dalším významným zdrojem POH jsou u travin kořeny. Celková biomasa u travních společenstev stoupá od pouští přes stepi, savany, horské louky, travinné tundry, xerofilní lesy až k hydrofytním společenstvům. U lesů najdeme podobný nárůst od lesotundry, přes tajgu, širokolisté, zejména subtropické lesy s maximem ve vlhkých tropických lesích (Němeček et al. 1990).

**Dekompozice** závisí hlavně na klimatických (hydrotermických) podmínkách, vlastnostech rostlin (C:N, obsah ligninu a dalších látek různé rozložitelnosti) a trofismu (obsahu živin v prostředí), které určují i činnost půdní bioty. Rychlost rozkladu a jím poháněného koloběhu živin se liší v různých biogeografických oblastech, stoupá od bažinných fytoocenóz, přes tundru, jehličnaté lesy, listnaté lesy, stepi, savany až k vlhkým tropickým lesům (Němeček et al. 1990). Schopnost různých druhů ovlivňovat vlastnosti výsypkových půd se liší (Dutta a Agrawal 2003). V **lesních porostech** probíhá významná část akumulace v horizontech nadložního humusu (HNH). Nějakou dobu trvá, než se na výsypce nějaký nadložní humus utvoří. Již 4-letá výsypka ještě nemusí mít vyvinuty žádné HNH, poté typicky dochází k rychlému nárůstu HNH a poté ke stabilizaci jejich mocnosti vlivem korunového zápoje (Sourkova et al. 2005). Se stářím výsypky lze tudíž pozorovat posun v poměrném zastoupení zásoby SOC v HNH a epipedonu. Např. Karu (2009) popisuje, že zatímco u 20leté plochy tvořily nadložní horizonty převážnou většinu zásoby SOC, u 36leté už převažovala zásoba v A horizontu. Podobný vývoj zaznamenal i Rumpel (2002). Jiné studie ale převahu zásoby SOC v HNH hlásí i u poměrně starých výsypek.

Např. Rumpel (2003) v jiné studii odhadl podíl HNH zásobě SOC na 70 %; nejvyšší podíl až 87 % pak naměřili u 37-leté plochy Fettweis et al. (2005).

Vývoj lze sledovat i v tvorbě jednotlivých horizontů nadložního humusu a jejich poměru.

Fettweis et al. (2005) popsali vyvinuté horizonty L a F na 19-tiletých plochách osázených borovicí, na 37-leté navíc H-horizont. V jiné studii byl sice na 17-tileté ploše vyvinutý kromě L,F horizontů i horizont humifikační, byl ale poměrně slabý a celkově převažoval horizont F. Humifikační horizont se pod jehličnany vytváří pomaleji zřejmě kvůli pomalému rozkladu jehličí (Sever a Makineci 2009). Zatímco u zmiňovaných ploch převládá F horizont, u starších výsypek lze pozorovat jeho zeslabování (Sourkova et al. 2005) či jeho úplné vymizení. Fettweis et al. (2005) u 95-leté plochy popisují silně vyvinuté L a H horizonty a mechový M horizont s výskytem jehličí. Absenci F horizontu vysvětlují vysokým stářím stanoviště a jeho nízkou pokryvností. Šourková (2005) jako vysvětlení pro zeslabování horizontu F navrhuje: (1) změnu druhového složení bylinného patra a rozvoj druhů s nižší pokryvností a jiným kořenovým systémem a (2) zvýšení aktivity půdní makrofauny (Lumbricidae), která transportuje organický materiál do hlubších půdních vrstev.

Rychlost akumulace POH a její distribuce v půdním profilu se liší u různých druhů stromů (Vogel 1981). Je to dáno různou kvantitou, kvalitou a dynamikou produkce opadu (Sourkova et al. 2005). Pod nepůvodní borovicí přímořskou se za 17 let nahromadilo téměř  $18 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$  nadložního humusu (Sever a Makineci 2009), zatímco v jiné studii pod borovicí černou za 25 let „jen“  $7,68 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$  (Filcheva et al. 2000). Jak uvádí autoři první studie, může to být způsobeno odlišnou rozložitelností opadu.

Největší rozdíly jsou patrné mezi jehličnatými a opadavými stromy, zejména fixátory dusíku. Keskin a Makineci (2009) porovnávali zásoby SOC pod trnovníkem akátem (*Robinia pseudoacacia*) a borovicí piní (*Pinus pinea*). Zásoba SOC v nadložních horizontech byla významně větší pod borovicí. Podobné srovnání provedli i Filcheva et al. (2000), naměřili  $5,53 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$  pod akátem a již zmíněných  $7,68 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$  pod borovicí černou. Silnější vrstva nadložního humusu pod borovicí měla C:N poměr 46-138:1, zatímco pod trnovníkem akátem byl tento poměr méně než poloviční - 21:1. To odpovídá schopnosti akátu fixovat dusík. Jak již bylo vysvětleno, nízký C:N poměr je příznivý pro dekompozitory, což je hlavní mechanismus, kterým fixátoři dusíku urychlují rozklad opadu (Sourkova et al. 2005, Keskin a Makineci 2009).

Urychlený rozklad opadu nemusí vést k intenzivnější akumulaci POH do minerálních horizontů. Ve studii Keskina a Makineciho (2009) bylo ve všech vrstvách minerálního horizontu akumulováno více POH pod borovicí než pod akátem, i když signifikantní byl rozdíl jen v hloubce 40-50 cm. I ve druhé zmiňované studii bylo organického uhlíku více u borovice všech vrstvách epipedonu (až do hloubky 1 metru), zde bohužel chybí údaj o statistické významnosti

rozdílu. Obě studie se shodují, že zatímco jehličnany produkují větší množství méně rozložitelného opadu a tím podporují větší akumulaci POH zejm. v nadložních horizontech, výhodou fixátorů dusíku je zvýšení obsahu dusíku a udržování neutrálního či mírně alkalického pH v půdě. Filcheva et al. (2000) navíc uvádí, že pod akátem bylo v epipedonu bohatší mikrobiální společenstvo než pod borovicí.

Porovnáním akumulace POH mezi pastvinami a lesy na výsypkách se překvapivě nezabývá moc studií. Pokud studie obsahují oba typy rekultivace, chybí údaje o statisticky významných rozdílech. Pro představu, Shrestha a Lal (2010) uvádí, že po 25 letech bylo na ploše osázené jasanem sekvestrováno 20,33 t.ha<sup>-1</sup> (bez opadu) a pod pastvinou 17,64 t.ha<sup>-1</sup>. Anderson et al. (1981) nenalezli žádné významné rozdíly v akumulaci POH při porovnání travní a keřové osevní směsi.

U **travních porostů** jsou hlavním zdrojem humusotvorného materiálu kořeny travin. Trávy koření mělce, což dokazují i výsledky z chronosekvence 1,9 a 30-leté plochy, kde se obsah OH významně nelišil ve vrstvách hlubších než 10 cm (Chatterjee et al. 2009a). Trávy bývají někdy upřednostňovány proto, že vlivem hustého prokořenění tvoří rychlejší a kvalitnější půdní struktura v povrchové vrstvě výsypky než při lesnické rekultivaci (Gorman et al. 2001). I když velmi intenzivní pastva může vést ke ztrátám POH (Ingram et al. 2008), extenzivní pastva obsah POH zřejmě neovlivňuje (Anderson et al. 2008).

Porovnáním **rekultivací s navázkou a bez navázky** z hlediska akumulace POH se také nezabývá moc studií, což je dáno tím, že většinou je pro ten který substrát či celou těžební oblast zaveden jen jeden z těchto postupů. Je škoda, že americké studie zabývající se oběma typy rekultivace neobsahují korekce na obsah uhlí, takže jejich výsledky jsou těžko porovnatelné (Akala a Lal 2001, Lorenz a Lal 2007).

Porovnání akumulace na rekultivovaných plochách a plochách ponechaných **spontánní sukcesí** provedli Frouz a Kalčík (2006). O něco vyšší ale ne významně byla akumulace (zásoba i rychlost) na plochách rekultivovaných olší. Srovnatelné byly i mocnosti horizontů F a H. Jiný byl ale časový průběh akumulace. Zatímco rychlost akumulace byla při spontánní sukcesí víceméně konstantní a zásoba POH tak rostla rovnoměrně, na rekultivovaných plochách byla nejintenzivnější kolem 15-20 let od rekultivace a poté akumulace zpomalila. Dále, zatímco při spontánní sukcesí se ve středním sukcesním stáří vyvinul silný fermentační horizont, u rekultivovaných ploch byl slabší a naopak byl více vyvinut horizont humifikační. Tento jev, jak již bylo zmíněno, zřejmě odpovídá vyšší aktivitě žížal na rekultivovaných plochách. V jiné studii (Gorman et al. 2001), která srovnávala plochu zalesněnou borovicí s plochou, která byla ponechána spontánní sukcesí, došly k závěru, že ač byla produktivita nadzemní biomasy vyšší u zalesněné plochy, půdní vlastnosti byly příznivější u sukcesní plochy. Půda této 30-leté plochy

zarůstané trávou měla nižší objemovou hmotnost, silnější strukturu a větší mocnost A a B horizontů. Autoři to přičítají příznivějšímu účinku travin na vývoj půdního profilu.

#### 6.3.1.2 Klima

**Klima** má důležitou roli z hlediska dlouhodobého vývoje POH, zejména určuje maximální kapacitu půdy akumulovat POH při daném využívání v daném místě (Gupta a Rao 1994).

**Teplota** má 2 hlavní protichůdné účinky na akumulaci POH. (1) Má přímý účinek na rychlost rozkladu - při dostatečné vlhkosti je faktorem řídící rychlost dekompozice (Němeček et al. 1990). V tropickém biomu je rychlá dekompozice důvodem relativně nízké zásoby POH, zatímco pomalá dekompozice boreálního pásma umožňuje dlouhodobou akumulaci POH (Lal 2005), a to přes to, že produktivita tropických lesů je větší než ta boreálních (Němeček et al. 1990). (2) Teplota úzce souvisí s množstvím slunečního záření, které při dostatečné vlhkosti určuje produktivitu ekosystémů a tím i přísun humusotvorného materiálu. Tento mechanismus může být důležitý při obnově narušených zásob POH v boreálním pásu, neboť rovnovážný stav se zde bude obnovovat významně pomaleji než v půdách teplejšího mírného oceánského klimatu (Laganiere et al. 2010). **Srážky** určují produktivitu a s ní přísun humusotvorného materiálu, dále spolu s evapotranspirací určují převažující směr pohybu vody v půdě, a tak mohou tzv. vyluhováním transportovat mobilní složky POH hlouběji do půdního profilu. Vodní režim úzce souvisí se vzdušným režimem a spolu vytváří podmínky pro rozkladnou a syntetickou činnost půdních organismů (Němeček et al. 1990).

I když neexistují studie zabývající se vlivem klimatu na akumulaci POH na výsypkách, někteří autoři se na jeho vliv odvolávají při porovnávání naměřených dat se studii z jiných klimatických oblastí – nižší rychlost akumulace může být způsobena nízkými teplotami v Estonsku (Karu et al. 2009) nebo nedostatkem srážek v semiaridním Wyomingu (Ingram et al. 2005).

#### 6.3.1.3 Zrnitost, skeletovitost, objemová hmotnost

Zajímavý je vliv **zrnitostního složení** na akumulaci organické hmoty. Podíl jemnějších, zejm. jílovitých částic zřejmě určuje schopnost půdy vázat organickou hmotu (Hassink 1997, Paul et al. 2002). Tento jev je způsoben ochranným působením organo-minerálních komplexů, které jemné částice tvoří s organickou hmotou a ta je tak fyzicky bráněna před dekompozicí. Signifikantně pozitivní vliv obsahu jílovitých částic na kapacitu půdy vázat SOC potvrdila jak metanalýza na zemědělských půdách (Laganiere et al. 2010), tak studie na výsypkách Ohia rekultivovaných s navázkou (Shrestha a Lal 2011).

Reintam (2004) píše, že vysoká **skeletovitost** výsypkového substrátu zpomaluje akumulaci organické hmoty (OH) v těchto půdách. Vysoký podíl šterku zřejmě limituje úspěšný rozvoj



vegetace a akumulaci POH i na australských výsypkách po těžbě bauxitu (Schwenke et al. 2000). Ganjunte et al. (2009) vysvětlují tento jev slabší adsorpcí organické hmoty a jejími následnými ztrátami. Zrnitostní složení a obsah skeletu povrchových vrstev lze alespoň částečně ovlivnit při skrývce nadložních hornin a jejich vrstvení na výsypce.

Vysoká **objemová hmotnost** indikující zhutnění půdy může omezovat rozvoj vegetace a tím brzdit i akumulaci POH. Preventivně se doporučuje omezení užívání těžké mechanizace na nutné minimum. Jako nápravná opatření můžou sloužit různé způsoby kypření, i když může hrozit rekompakce (Schwenke et al. 2000). Významné zvýšení produktivity a akumulace SOC přineslo prokypření půdy dlátovým kypřičem ovládaným z postranní údržbové cesty. Takto byla uvolněna kompakce půdy do hloubky 30 cm před osetím plochy jetelotravní směsí (Shrestha et al. 2009). Naopak, významný efekt na objemovou hmotnost nepřinesla orba při zemědělské rekultivaci. Těžká mechanizace použitá při orbě zřejmě vyrušila její účinek (Shukla a Lal 2005).

#### 6.3.1.4 pH a obsah živin

Extrémní nízké hodnoty **pH**, které nepříznivě působí na obsah toxických látek a živin v půdě, mohou limitovat rozvoj vegetace a tím i brzdit akumulaci POH. Silně kyselou půdní reakci je vhodné upravovat vápněním či přidáváním jiných alkálií. Vápnění zvyšuje aktivitu půdního edafonu, umožňuje srážení vápenatých humátů a tím stabilizaci POH (Paul et al. 2002). Např. v Německu je výsypkový substrát s extrémně nízkým pH ošetřen před sázením borovice aplikací popela bohatého na CaO ( $700 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ ) (Rumpel et al. 1998).

**Dusík** je důležitým faktorem ovlivňujícím akumulaci POH na výsypkách (Shrestha et al. 2009). Nedostatek dusíku v raných fázích vývoje půdy lze na výsypkách suplovat hnojivy nebo volbou dusík fixujících druhů. Obecně má aplikace dusíkatých hnojiv podpůrný vliv na nadzemní biomasu a tedy i na množství opadu. Zároveň ale snížením C:N poměru zlepšuje rozložitelnost tohoto opadu. Celkový účinek na obsah POH tedy závisí na efektivnosti dekompozice, která je dána místními podmínkami a typem půdy. I když některé studie zejm. na zemědělských půdách dokazují, že dodání dusíku nemusí mít žádný dlouhodobý efekt na POH nebo dokonce můžou způsobit její úbytek, ve většině případů vede dodání dusíku ke zvýšené akumulaci POH (Johnson 1992, Paul et al. 2002).

V USA je běžné po rozprostření vrchní vrstvy půdy hnojit směsí NPK. V Německu ošetřují NPKMg hnojením i výsypkový substrát před osázením borovicí (100 kg N, 64 kg P, 174 kg K a 18 kg Mg/ha) (Rumpel et al. 1998). I když umělá hnojiva mohou stimulovat růst rostlin a podpořit tak vstupující množství opadu do půdy, jejich efekt bývá většinou krátkodobý (Schwenke et al. 2000). U lesních porostů sice stimulují růst, ale nemají vliv na míry přežití (Vogel 1981). Organická hnojiva přispívají k dlouhodobějšímu efektu přímou podporou

mikrobiální aktivity. Aplikace kravského hnoje může významně podpořit akumulaci SOC (Shukla a Lal 2005). Např. přidavek hnoje v množství 10 t.ha<sup>-1</sup> (suché váhy) v kombinaci s vápnem významně zvýšila dostupnost dusíku, produktivitu travního porostu a rychlost akumulace POH u pětiletých výsypkových půd Ohia. Všechny plochy v uvedené studii byly standardně mulčovány v množství 7 t.ha<sup>-1</sup>, vápněny, hnojeny NPK směsí a diskovány do hloubky 15 cm. Významný efekt naopak nepřineslo zvýšené množství mulče (Shrestha et al. 2009).

Akumulaci též významně podpořil **biotechnologický přístup** (Integrated biotechnological approach, IBA) při experimentální rekultivaci v Indii. Při sázení stromů přidávali do jámy 1 díl půdy na 4 díly výsypkového substrátu, k tomu očkovací (inokulační) biohnojivo a papírenský kal v množství 50 t.ha<sup>-1</sup>. Po třech letech byla rychlost akumulace 13,40 t.ha<sup>-1</sup>.rok<sup>-1</sup>, což činí řádový rozdíl oproti akumulaci na běžně rekultivovaných plochách. Kromě velmi intenzivní akumulace POH tento postup vyvolal zvýšení obsahu všech hlavních živin, snížení pH a 40% imobilizaci obsahu těžkých kovů (Juwarkar a Jambhulkar 2008). Stejná skupina autorů provedla hodnocení 18-leté plochy rekultivované podobným postupem (kdy byl místo papírenského kalu použit odpadní kal ze zpracování cukrové třtiny v množství 100 t.ha<sup>-1</sup>). Zde už rychlost akumulace po 18ti letech byla 0,59 t.ha<sup>-1</sup>.rok<sup>-1</sup>, což je v souladu s trendem akumulace zpomalovat s věkem výsypky. Mimo poklesu objemové hmotnosti, nárůstu pH a obsahu živin vzrostla maximální vodní kapacita z 29,80 % na 51,20 % (Juwarkar et al. 2010).

#### **6.4 Faktory ovlivňující sekvestraci uhlíku v zemědělských půdách**

Při studiu faktorů ovlivňujících sekvestraci uhlíku na výsypkách lze částečně vycházet z výzkumu sekvestrace na opuštěných zemědělských půdách. Intenzivní obhospodařování zemědělských půd skrze sklizeň a orbu způsobuje vyčerpávání zásoby POH. Dlouhodobě obhospodařované zemědělské půdy jsou tak charakteristické poměrně nízkým obsahem POH. Opačným procesem ke kultivaci, tzn. přeměnou zemědělských půd zpět na trvalé porosty lze vyvolat akumulaci POH (Laganiere et al. 2010).

Sekvestrace uhlíku na zemědělských půdách je taktéž ovlivněna mnoha faktory, které jsou lépe prostudovány než u výsypek. Jedním z hlavních faktorů je jejich **předchozí využívání**. *Orné* půdy mívají nižší obsah POH než *pastviny*, což je dáno jejich intenzivnějším využíváním. Zatímco zalesnění orné půdy tedy vede k nárůstu zásoby C od 18 % (Guo a Gifford 2002) do 26 % (Laganiere et al. 2010), zalesnění pastviny může způsobit úbytek zásoby C (-10%) (Guo a Gifford 2002) nebo statisticky nevýznamnou změnu (Laganiere et al. 2010). Tento úbytek je znatelný zvláště v povrchových vrstvách v prvních deseti až třiceti letech od zalesnění. Je to dáno pokračující mineralizací organických zbytků v půdě a nedostatečným přísunem

humusotvorného materiálu, který by tyto ztráty vyrovnal. S rozvojem vegetace dochází k vyrovnání bilance vstupů a výstupů a u ploch starších 30 let již dochází k akumulaci POH. Proto je důležité časové měřítko, ve kterém se posuzuje vliv změny využívání na zásobu POH. Vyrovnanou až pozitivní bilanci akumulace POH lze ale získat ještě dříve, započítají-li se do akumulace i horizonty nadložního humusu (Guo a Gifford 2002, Paul et al. 2002, Laganiere et al. 2010).

Dalším významným faktorem je **druh nového využívání**. Procentuální nárůst POH je odlišný při přeměně orné půdy na pastvinu (+19%), plantáž (+18%) či sekundární les (+53%). Sekundárním lesem se rozumí les, který se sekundární sukcesí vyvine na opuštěné půdě. Plantáž je oproti tomu les vysázený člověkem (Guo a Gifford 2002). Při přeměně pastviny na plantáž mají tendenci POH vyčerpávat zejména jehličnaté druhy (Guo a Gifford 2002, Paul et al. 2002). Efekt N-fixátorů oproti jiným opadavým druhům může být pozitivní (Paul et al. 2002) nebo nemusí být významný (Guo a Gifford 2002). Přeměna pastviny na sekundární les také způsobuje úbytek POH, ale ne signifikantní (Guo a Gifford 2002). Při zalesnění (bez odlišení předchozího využívání) podporují největší nárůst zásob SOC v minerálním horizontu listnaté stromy (kromě Eukalyptu spp.) (25%), poté Eucalyptus a Pinus (12%) a nejmenší nárůst je pod ostatními jehličnatými stromy (2%) (Laganiere et al. 2010). Zatravnění může v některých podmínkách vést k efektivnějšímu ukládání POH v minerálním horizontu než zalesnění, jelikož stromy velkou část produkce soustředí do nadzemní biomasy, zatímco trávy ji soustředí do kořenů (Post a Kwon 2000).

Dalším významným faktorem je **klima** (Post a Kwon 2000, Paul et al. 2002, Laganiere et al. 2010). Přestože z lesních půd mají největší sekvestrační potenciál půdy boreální zóny, zalesnění orné půdy v boreální zóně může přinést nejmenší nárůst zásoby POH (Laganiere et al. 2010). Autoři to přičítají pomalému růstu stromů a následným nízkým vstupům opadu, což v časovém měřítku zkoumání ploch (max. 30 let) přineslo malý rozdíl v POH. Největší nárůst zaznamenali v téže studii v oblastech mírného oceánského klimatu charakteristických vysokou produktivitou. Paul et al. (2002) při metanalýze zalesněných zemědělských půd zjistil pozitivní vliv **obsahu jílu** na akumulaci v hloubkách větší než 10 cm a přesně opačný vliv na akumulaci ve vrchní vrstvě půdy (<10cm). Jako vysvětlení navrhuje, že jelikož obsah jílu zvyšuje kapacitu půdy vázat OH, disturbancí při zalesňování může být mineralizován větší podíl POH.

Kromě zrnitosti akumulaci ještě významně ovlivňuje **rozsah disturbancí před zalesněním** (Laganiere et al. 2010) a produktivitu i obsah POH většinou pozitivně ovlivňuje **hnojení** (Paul et al. 2002).

## 7 Kvantitativní analýza sekundárních dat

### 7.1 Zdroje dat a výpočty

Do datového souboru (Příl. 1) byly použity údaje z 19 studií, z nichž bylo publikováno 17 v impaktovaných a 2 v recenzovaných časopisech. Studie byly vyhledány pomocí databáze Web of Knowledge a zkoumáním soupisu citací takto vyhledaných studií. Do souboru byly zařazeny též tři studie ze sokolovských výsypek. Těchto 19 studií zahrnuje 96 ploch na výsypkách a 15 ploch blízkých (polo)přirozených stanovišť nenarušených těžbou. U 54 ploch byla data získána zvláště pro jednotlivé horizonty půdního profilu (Příl. 2). Jelikož byla někdy potřebná data prezentována jen graficky nebo zcela chyběla, byla u 6 studií doplněna z osobního sdělení nebo na základě korespondence s autory.

Aby byla studie zařazena do metaanalýzy, musela obsahovat údaje o rychlosti akumulace SOC (1 studie) nebo data, z kterých bylo možné tuto rychlost vypočítat – tedy věk plochy (počet let od rekultivace nebo nasypání plochy v případě nerekulitovaných ploch) a množství sekvestrovaného SOC. Sekvestrovaný SOC byl naměřen buď přímo ( $^{14}\text{C AMS}^9$ , 3 studie) nebo autoři studie provedli korekci na fosilní uhlík<sup>9</sup> (1 studie) nebo byl dopočítán odečtením kontrolní zásoby od zásoby celkové. Kontrolní zásobu bylo nutné odečíst, aby se do sekvestrace nezapočítával fosilní uhlík a dále recentní uhlík přítomný ve vrchní vrstvě půdy již před rekultivací. Kontrolní zásobu představovala buď zásoba na téže ploše těsně po rekultivaci (4 studie) nebo zásoba na mladé ploše (0-2 let) u chronosekvencí (naměřená – 4 studie; odhad z lineární regrese<sup>9</sup> – 1 studie). To je postup používaný i v jiných studiích kvantifikujících sekvestrovaný uhlík na výsypkách (Akala a Lal 2001, Shrestha a Lal 2010). Při absenci údajů z mladé plochy byla kontrolní zásoba vypočtena z koncentrace SOC v půdotvorném substrátu (horizontu C) nebo z takové hloubky, ve které si již obsah POH s věkem výsypek neměnil a mohli jsme proto předpokládat, že sem nezasáhla pedogeneze. Takto kontrolní zásobu odečetli již vlastní autoři u 2 studií a námi dopočítána byla u dalších 3 studií. Vycházeli jsme z obecného jevu chybějící stratifikace SOC v mladých výsypkových půdách, která je důsledkem homogenizace výsypkového substrátu či VVP při rekultivaci (Chatterjee et al. 2009a). Studie, u kterých nebylo možné uvedenými způsoby vypočítat kontrolní zásobu, nebyly použity. Pokud studie přímo neobsahovaly údaje o zásobě (v hmotnostních jednotkách na plochu půdy), byla zásoba dopočtena z koncentrace SOC<sup>10</sup>, objemové hmotnosti a hloubky. Studie, které v takovém případě neobsahovaly údaje o objemové hmotnosti, nebyly použity. I když někteří

---

<sup>9</sup> viz. kap. 4.4.4.1.1

<sup>10</sup> viz. kap. 5.4.

autoři přehledových studií přistupují k odhadu objemových hmotností na základě různých závislostí na obsahu POH (Post a Kwon 2000, Guo a Gifford 2002, Poeplau et al. 2011), jiní se mu vyhýbají, jelikož se objemová hustota může značně měnit v průběhu změny využívání (Laganiere et al. 2010). Jelikož jsou výsypkové půdy charakteristické vysokou objemovou hmotností, která podléhá značné prostorové i časové variabilitě (Lal a Kimble 2001), takto získaná data by mohla být zdrojem nepřesností.

Pokud studie obsahovala data o akumulaci SOC i v nadložních horizontech (u lesních porostů), byly tyto zaznamenány zvláště pro další analýzu. V případě jedné studie (Reintam et al. 2002) jsme použili k dopočítání zásoby SOC v nadložních horizontech objemovou hustotu opadanky (jehličí) z jiné studie (Frouz et al. 2009). Stejně postupovali i Fettweis et al. (2005).

Dalšími údaji, které musela studie bezpodmínečně obsahovat byly: způsob rekultivace (s navážkou/ bez navážky), typ porostu (travní, keřový, lesní; v případě lesního porostu typ lesa jehličnatý/opadavý/smíšený), hloubka vzorkování, údaje o zrnitosti. Poměrné zastoupení jílu, písku a siltu udávaly jen 4 studie, v ostatních případech byla použita klasifikace podle USDA, v případě užití jiné klasifikace byl proveden převod na USDA systém.

Dalšími údaji, které byly rovněž zaznamenány, pokud byly dostupné byly: rozsah výběru (počet pozorování  $n$ ), směrodatná odchylka, zásoba SOC blízké nenarušené plochy, druhové složení porostu, průměrná roční teplota, průměrný roční srážkový úhrn, zeměpisné souřadnice, geografická lokalita a další informace o provedené rekultivaci. Chybějící údaje o klimatických poměrech (teplota, srážky) byly podle zeměpisných souřadnic nebo geografické lokality doplněny z databáze <http://www.weatherbase.com>. Podobně postupoval např. Poeplau (2011).

## **7.2 Analýza dat**

Pro metaanalýzu dat je třeba znát velikost rozdílu mezi pokusnou a kontrolní skupinou. V našem případě byla tato hodnota reprezentovaná rychlostí akumulace SOC, která ve své podstatě představuje rozdíl mezi kontrolní a pokusnou skupinou standartizovaný na počet let rekultivace. Dále je třeba znát počet opakování a míru variability (SD nebo SEM) jednoho nebo obou skupin. V našem případě jsme použili variabilitu pouze rekultivované plochy protože variabilita původní plochy před rekultivací nebyla známa u žádné studie. U řady studií nebyly udávány ani hodnoty SD nebo SEM pro rekultivovanou plochu. Kde to bylo možné, pokusila jsem se doplnit tyto hodnoty korespondencí s autory. U studií obsahujících více podobných ploch byly plochy, pro něž nebyly dostupné míry variability, zprůměrovány (příp. rozděleny na věkové skupiny a až poté zprůměrovány) a jako míra variability byla použita směrodatná odchylka takto vzniklého průměru. Jedna studie (Sourkova et al. 2005) byla zpracována podobným způsobem, protože při zahrnutí všech jednotlivých ploch této studie by celá analýza byla silně ovlivněna právě touto

jednou studií. Některé studie neuváděly míru variability ale signifikanci rozdílu mezi různými variantami, u těchto dat byly hodnoty SD dopočteny z maximální možné velikosti intervalů spolehlivosti, která by ještě umožňovala signifikantní rozdíl mezi plochami, přitom jsem vycházela z předpokladu, že SD roste přímo úměrně průměrné hodnotě.

I přes toto úsilí se podařilo získat počet opakování a míru variabilit pouze u 87 ploch. Proto byla kromě metaanalýzy provedena i analýza celého souboru, při níž byly jednotlivé dosažené rychlosti akumulace brány jako jednotlivá vstupní data. Při této analýze byla sledována rozdílnost mezi jednotlivými kategoriemi a korelace rychlosti akumulace s věkem plochy a ostatními environmentálními faktory. Tyto kalkulace byly provedeny v programu Excel a Statistica 10.0. Vlastní metaanalýza sledovala postup popsáný v pracích Curtis a Wang (1998) a Liao et al. (2008) a k výpočtu byl použit software Meta Win.

Ze souboru byla vyřazena jako statisticky odlehlá rychlost akumulace na ploše rekultivované integrovaným biotechnologickým přístupem<sup>11</sup>, na které po třech letech činila rychlost akumulace 13,40 t.ha<sup>-1</sup>.rok<sup>-1</sup>. Dále jsme ve většině případů sloučili při analýze opadavé a smíšené lesy, jelikož smíšené lesy představovaly jen 10 % ze všech lesnických rekultivací. Ze stejného důvodu jsme přiřadili keřové porosty k lesním.

Pro zhodnocení rychlosti akumulace SOC jsem použila jednak rychlost akumulace, jednak procentuální vyjádření zásoby SOC na výsypce vzhledem k zásobě blízké nenarušené plochy (lesa, pastviny). Takový přístup umožňuje odhadnout, jak rychle se na výsypkových půdách obnoví obsah SOC na hodnoty obvyklé před disturbancí. Pro tento výpočet byly u rekultivace s navázkou použity celkové zásoby C (tedy včetně SOC přítomného ve vrchní vrstvě půdy před rekultivací) a u rekultivací bez navázky byly odečteny kontrolní zásoby (pro korekci obsahu fosilního uhlí).

### **7.3 Výsledky a diskuse**

Rekultivace výsypek vedla kromě dvou ploch k sekvestraci uhlíku. Dosahované rychlosti akumulace SOC jsou převážně vyšší než rychlosti dosahované při zatravnění či zalesnění orné půdy udávané Postem a Kwonem (2000).

Záporná rychlost akumulace u dvou ploch může být způsobena nadhodnocením výchozí kontrolní zásoby (např. heterogenitou v obsahu fosilního C) nebo - jelikož šlo v obou případech o plochy rekultivované s navázkou se založením lesního či keřového porostu – zde mohla být počáteční zásoba SOC ve vrchní vrstvě půdy relativně vysoká a mohlo jít o podobný efekt, který má zalesnění na pastviny (Paul et al. 2002). Měřili-li se obsah POH u čerstvě rozprostřené VVP,

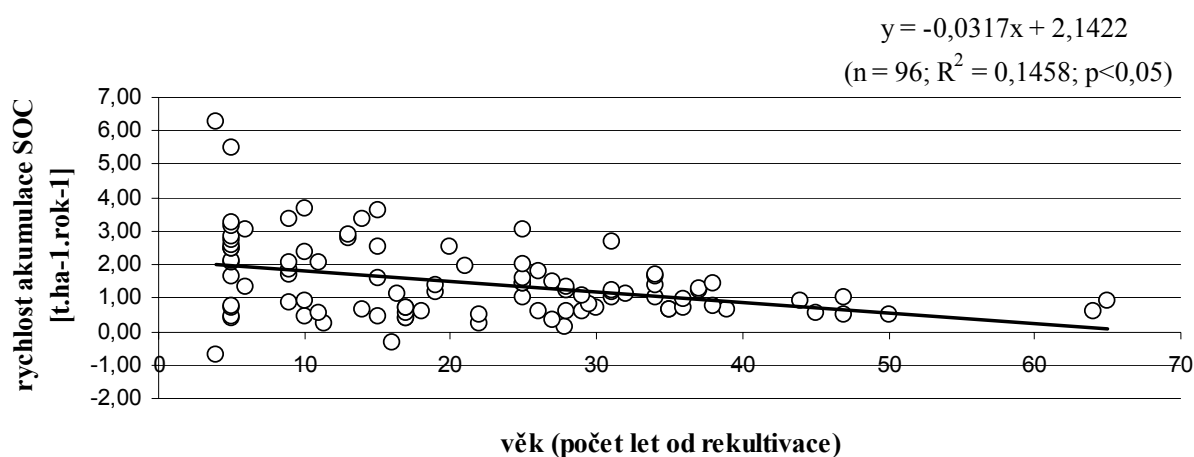
---

<sup>13</sup>viz. kap. 6.3.1.4

může se poté část POH ztratit vlivem intenzivní mineralizace (Ingram et al. 2005), která v prvních letech není vyvážená přísunem opadu - podobně jako u zalesněných pastvin. Tomuto vysvětlení odpovídá i nízký věk ploch, na nichž byl zaznamenán úbytek (4, 16 let).

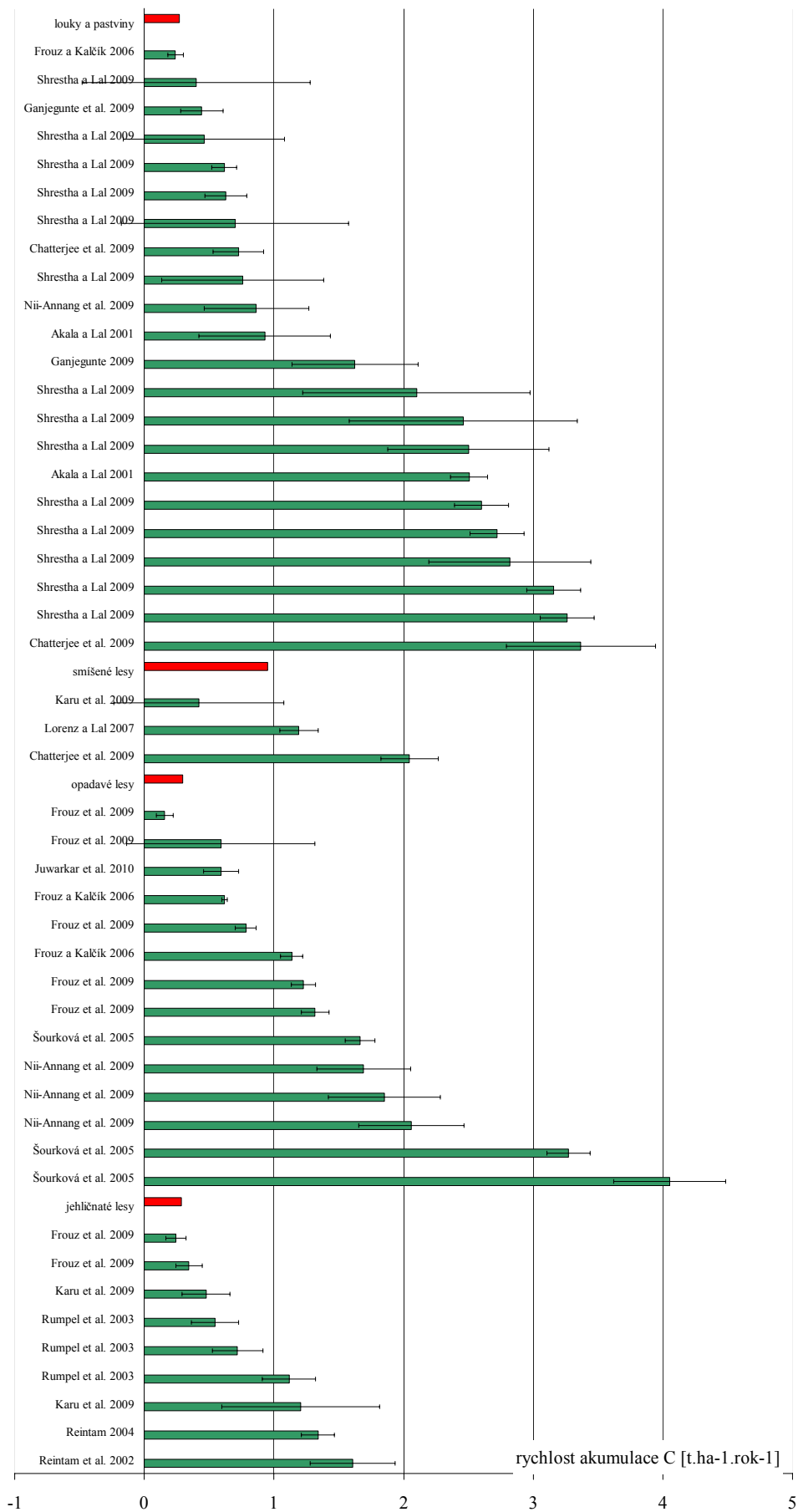
Rychlost akumulace měla s věkem výsypky snižující se lineární trend (Obr. 4) a s rostoucím věkem ubývala variabilita mezi jednotlivými plochami. Maximální rychlosti akumulace vykazovaly výsypky v rané fázi vývoje (<20 let). Podobně Shrestha a Lal (2010) popisují na chronosekvenci výsypek nejrychlejší akumulaci po 14 letech u lesů a po 6 letech u pastvin. Počáteční nárůst rychlosti akumulace, který ve jmenované studii způsobuje její polynomický trend, není v našem souboru patrná, jelikož nezahrnuje plochy mladší 4 let, které byly často použity jako kontrolní zásoby pro výpočet sekvestrace na starších plochách. Po deseti letech byla rychlost akumulace průměrně  $2,46 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$ , po 40 letech  $0,87 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$ .

O něco vyšší ale srovnatelnou rychlost akumulace ( $1,171 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$ ) odhadli Anderson et al. (1981) na chronosekvenci 13ti výsypek ve věku 11-26 let, tato rychlost by podle naší regrese odpovídala asi 30-leté ploše.



Obr. 4 Závislost rychlosti akumulace SOC na výsypkách na věku (počtu let od rekultivace)

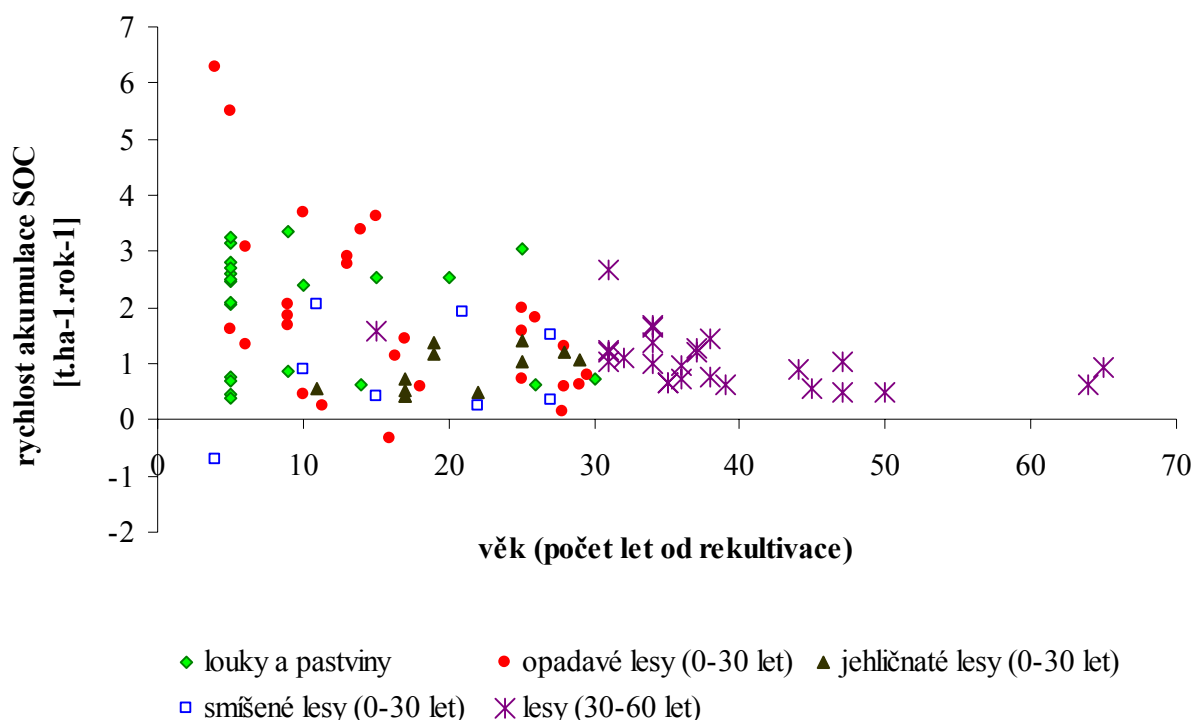
Vliv využívání se při vážené metaanalýze významně neprojevil (Obr. 5). Relativně větší síla vlivu smíšených lesů může být dána náhodnou variabilitou, jelikož v souboru jich byl nízký počet.



Obr. 5 Vliv využívání na rychlost akumulace půdního organického uhlíku – pod jednotlivými typy využívání jsou znázorněny rychlosti akumulace naměřené v jednotlivých studiích, červeně jsou vyznačeny bezrozměrné hodnoty síly vlivu a jejich SD.



Zajímavé výsledky však přinesla další analýza získaných dat. Při rozlišení rychlostí akumulace podle typu vegetace a věku ploch (Obr. 6) je patrné, že v souboru zcela chybí travní porosty starší než 30 let, takže nelze usuzovat na dlouhodobý průběh rychlosti akumulace u pastvin, i když některé studie zemědělský půd naznačují, že potenciál trvalých travních porostů akumulovat POH je v určitých podmínkách vyšší než u lesů (Guo a Gifford 2002, Poeplau et al. 2011).

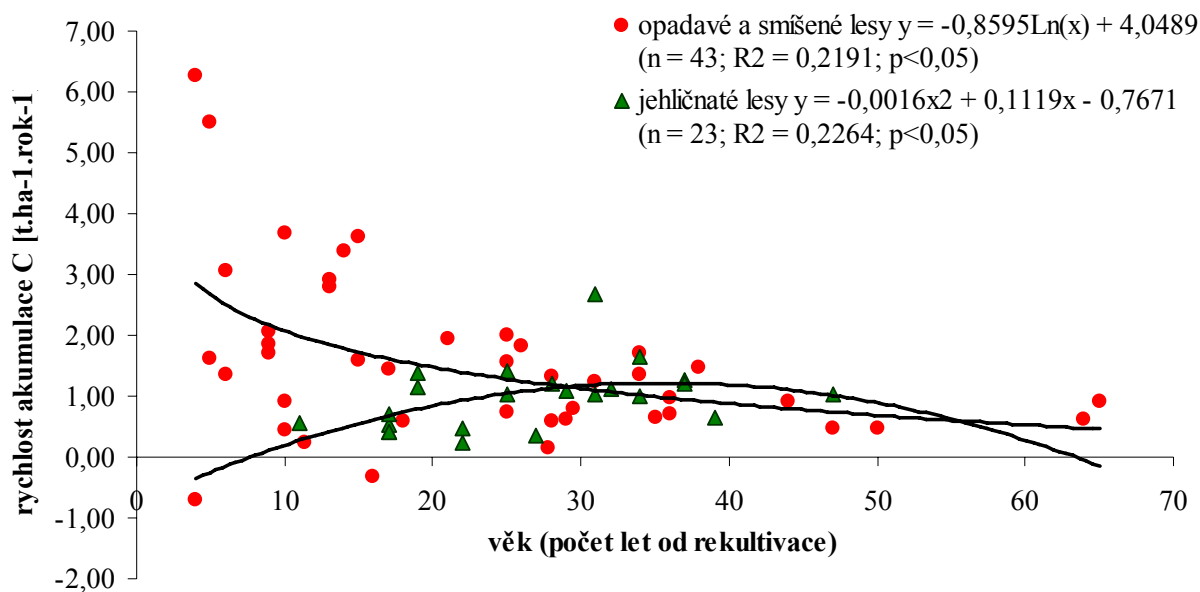


Obr. 6 Vývoj rychlosti akumulace SOC s věkem výsypek (počtem let od rekultivace) pro jednotlivá využívání a typy porostu

Tab.4 Lineární regrese rychlosti akumulace [t.ha-1.rok-1] v závislosti na věku výsypky

využívání	lineární regrese
louky a pastviny	$y = -0.0045x + 2.039$ (n = 22; R2 = 0.0009; ns)
jehličnaté lesy 0-30 let	$y = 0.0436x - 0.0315$ (n = 12; R2 = 0.3689; p < 0.05)
opadavé lesy 0-30 let	$y = -0,0967x + 3,4451$ (n = 28; R2 = 0,2806; p < 0.05)
lesy 30-60 let	$y = -0,023x + 1,9573$ (n = 25; R2 = 0,2403; p < 0.05)
celý soubor	$y = -0,0317x + 2,1422$ (n = 96 R2 = 0,1458; p < 0.05)

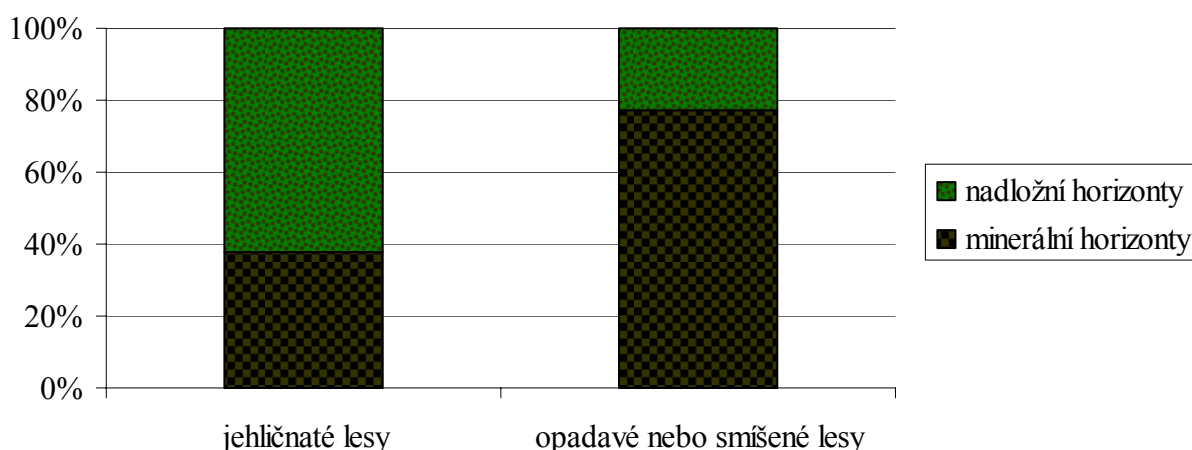
Při rozlišení typu lesních porostů na jehličnaté a jiné (opadavé nebo smíšené) lesy je možné pozorovat rozdílný průběh rychlosti akumulace (Obr. 7). U jehličnatých stromů má rychlost polynomický trend s maximem ve 35 letech od rekultivace, u opadavých a smíšených stromů akumulace klesá logaritmicky.



Obr. 7 Vývoj rychlosti akumulace SOC s věkem výsypek u opadavých a jehličnatých lesů

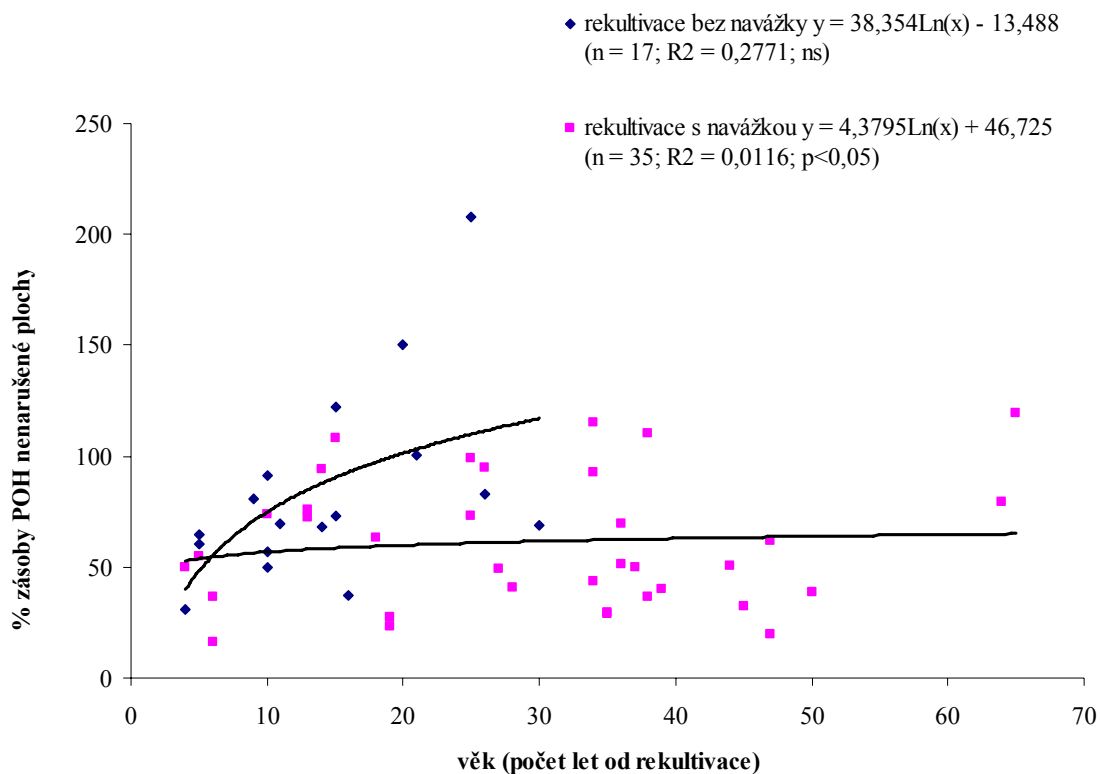
I když vliv využívání na celkovou sekvestraci nebyl prokazatelný, SOC sekvestrovaný jehličnany a opadavými stromy měl jiné rozložení v půdním profilu (Obr. 8). Procentuální podíl SOC sekvestrovaného v minerálním horizontu byl signifikantně ( $p < 0.05$  t test) větší u opadavých a smíšených lesů. Nadložní horizonty tvořily průměrně 23 % sekvestrovaného SOC u opadavých a smíšených lesů a 62 % u jehličnanů. To je významnější rozdíl, než popisuje metanalýza zalesněných zemědělských půd a trvalých travních porostů, která udává pro rod *Pinus* spp. 57 %, pro opadavé lesy 52 % a 46 % pro lesy jehličnaté (bez *Pinus* spp.) (Laganiere et al. 2010). Údaj pro jehličnany je srovnatelný, jelikož v našem souboru převažují právě borovice. Nižší podíl u opadavých stromů může být způsoben značným podílem dusík fixujících dřevin v našem souboru (minimálně 40%), které produkují dobře rozložitelný opad (Filcheva et al. 2000, Sourkova et al. 2005, Keskin a Makineci 2009). Nadložní horizonty by sice neměly být opomínány v kalkulacích sekvestrovaného SOC (Guo a Gifford 2002, Paul et al. 2002, Laganiere et al. 2010), ale oproti minerálním horizontům je takto sekvestrovaný C méně stabilní a může být snadněji mineralizován za změněných podmínek stanoviště (požár, eroze atp.), proto by vždy

měl být uváděn jeho podíl (Vogel 1981, Laganier et al. 2010).



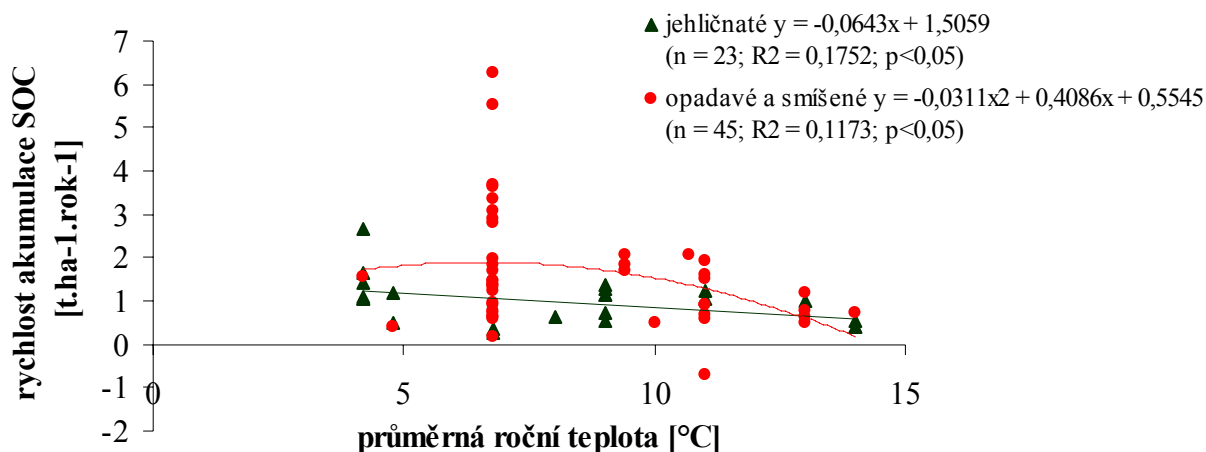
Obr. 8 Podíl minerálních a nadložních horizontů na sekvestrovaném SOC u jehličnatých a jiných lesů (n pro jehličnaté lesy je 23 a pro opadavé a smíšené lesy 43).

Rychlost se kterou se obnovoval **obsah POH na výsypce v porovnání s blízkou nenarušenou plochou** byla u jednotlivých ploch značně variabilní (Obr 9). Přesto byla znatelná rychlejší obnova POH při rekultivaci s navázkou. To může být částečně způsobeno nadhodnocením celkové zásoby SOC ve vrchní vrstvě půdy (VVP) příměsí fosilního C z výsypkového substrátu (Ussiri a Lal 2008, Shrestha a Lal 2010). POH přítomná na začátku ve VVP však může zlepšovat fyzikální a chemické parametry výsypkové půdy a spolu s dalšími opatřeními (hnojiva atp.) urychlovat rozvoj vegetace a tím i přísun humusotvorného materiálu. Navíc představuje rezervoár půdních organismů, semen, spór atp., které jsou důležité pro půdotvorný proces (Filcheva et al. 2000). Z pozorovaného logaritmického trendu lze odhadovat, že při rekultivaci s navázkou dojde k obnově obsahu POH průměrně za 19 let. Trend u rekultivace bez navážky není signifikantní z důvodu velké variability dat. Je patrné, že zatímco některé rekultivace bez navážky mohou vést ke srovnatelné nebo i rychlejší obnově zásoby POH než rekultivace s navázkou, u jiných dochází k akumulaci jen velmi pomalu. Tato variabilita může být dána i větší různorodostí studií a oblastí, z nichž pochází data o výsypkách rekultivovaných bez navážky. Můžou zde tedy hrát významnou roli místně specifické podmínky (klíma, vlastnosti výsypkového substrátu, rekultivační postup) i rozdílné metodiky daných studií a našich výpočtů.



Obr. 9 Podíl obsahu POH výsypky a blízké nenarušené plochy v závislosti na věku výsypky

Pro hodnocení vlivu klimatu (teplot a srážek) na rychlost akumulace byla data jen omezeně reprezentativní, jelikož většina pocházela z mírného pásu. Vliv srážek nebyl signifikantní ani v celkovém souboru ani u jednotlivých typů porostu. U teploty se projevila negativní závislost u lesnických rekultivací (Obr. 10). Zatímco u jehličnanů lze pozorovat trend lineární, u opadavých a smíšených lesů je trend polynomický. Tento trend může být způsoben na jedné straně nižší produktivitou lesů boreálního pásma a z ní plynoucím sníženým přísunem humusotvorného materiálu (Němeček et al. 1990, Karu et al. 2009, Laganieri et al. 2010) a na druhé straně urychlujícím účinkem vysokých teplot na dekompozici (Lal 2005). Poeplau et al. (2011) při metaanalýze zalesněných zemědělských půd popisuje, že při započítání nadložních horizontů do akumulace POH, byla tato akumulace větší ve chladnějších oblastech, zatímco při uvažování samotného minerálního horizontu byla akumulace větší v teplejších oblastech. Naše výsledky tedy odpovídají tomu, že jsou akumulace SOC tvořeny z velké části nadložními horizonty, proto se výrazněji projeví závislost na rychlosti dekompozice než na produktivitě vegetace. U opadavých lesů s menším podílem zásoby SOC v nadložních horizontech se pak v levé části grafu může projevovat limitace nižší produktivitou vlivem nižších teplot.



Obr. 10 Rychlost akumulace SOC na výsypkách v závislosti na průměrné roční teplotě

I když některé studie zemědělských půd zjistily závislosti akumulace SOC na obsahu jílovitých částic nebo hloubce (Laganiere et al. 2010), v našem souboru žádná významná závislost mezi rychlostí akumulace a těmito parametry pozorovatelná nebyla.

## 8 Závěry

- (1) Akumulace organické hmoty vede na výsypkách k sekvestraci uhlíku.
- (2) Nezjistila jsem statisticky významný vliv druhu vegetace na rychlost akumulace SOC na výsypkách, ale opadavé stromy oproti jehličnatým více podporují akumulaci organické hmoty do minerálního horizontu, což má pozitivní vliv na stabilitu takto sekvestrovaného C.
- (3) Rychlost akumulace má u jehličnanů polynomický průběh s maximem mezi 30 a 40 lety, u opadavých lesů dosahuje maxima v prvních 10-20 letech a poté klesá.
- (4) Rychlost akumulace je nepřímo závislá na teplotě.
- (5) Rekultivace s navázkou vrchní vrstvy půdy zřejmě vede k rychlejší obnově obsahu POH na hodnoty před disturbancí než rekultivace bez navázky, ale výsledek může být zkreslen obsahem fosilního uhlí ve vrchní vrstvě půdy.
- (6) Chybí dostatečné množství studií přímo zaměřených na akumulaci organické hmoty a sekvestraci C na výsypkách; nedostatek kvalitních dat tak neumožňuje provést reprezentativní metaanalýzu. Porovnatelnost studií ztěžuje: (a) chybějící či odlišné metody stanovení obsahu fosilního uhlíku; (b) chybějící či odlišné stanovení obsahu POH ve vrchní vrstvě půdy před nepřímou rekultivací; (c) chybějící nebo neúplné údaje o mírách variability (SD, SEM) a počtech opakování (n).

## Literatura

- World Coal Association [online]. 2011 [cit. 23.4.2011] Dostupné z WWW: <<http://www.worldcoal.org/coal/coal-mining/>>.
- Abdul- Kareem, A. W. a S. G. McRae. 1984. The effects on topsoil of long-term storage in stockpiles. *Plant and Soil* **76**:357-363.
- Adams, W. A. 1973. The effect of organic matter on the bulk and true densities of some uncultivated podzolic soils. *Journal of Soil Science* **24**:10-17.
- Akala, V. A. a R. Lal. 2001. Soil organic carbon pools and sequestration rates in reclaimed minesoils in Ohio. *Journal of Environmental Quality* **30**:2098-2104.
- Amichev, B. Y. 2007. Biogeochemistry of carbon on disturbed forest landscapes. Ph.D. Dissertation. Virginia Polytechnic Institute and State University, Blacksburg, VA.
- Amichev, B. Y., J. A. Burger, a J. A. Rodrigue. 2008. Carbon sequestration by forests and soils on mined land in the Midwestern and Appalachian coalfields of the US. *Forest Ecology and Management* **256**:1949-1959.
- Anderson, J. D., L. J. Ingram, a P. D. Stahl. 2008. Influence of reclamation management practices on microbial biomass carbon and soil organic carbon accumulation in semiarid mined lands of Wyoming. *Applied Soil Ecology* **40**:387-397.
- Bradshaw, A. 2000. The use of natural processes in reclamation - advantages and difficulties. *Landscape and Urban Planning* **51**:89-100.
- Bradshaw, A. D. 1983. The reconstruction of ecosystems. Presidential address to the British Ecological Society, December 1982. *Journal of Applied Ecology* **20**:1-17.
- Brady, N. C. a R. R. Weil. 1999. *The nature and properties of soils*. Prentice Hall, Upper Saddle River.
- Brown, G. M. C. a C. D. Grant. 2000. Nutrient status of pasture ecosystems established on rehabilitated overburden and topsoil sites in the Hunter Valley, New South Wales. *Australian Journal of Soil Research* **38**:479-491.
- Carter, M. R. 2002. Soil quality for sustainable land management: Organic matter and aggregation interactions that maintain soil functions. *Agronomy Journal* **94**:38-47.
- Curtis, P. S. a X. Z. Wang. 1998. A meta-analysis of elevated CO<sub>2</sub> effects on woody plant mass, form, and physiology. *Oecologia* **113**:299-313.
- Daniels, W. L. a C. E. Zipper. 1997. *Creation and management of productive mine soils*. . Virginia Polytechnic Institute and State University. Dostupné z WWW: <<http://pubs.ext.vt.edu/460/460-121/460-121.html>>.
- Darmody, R. G., W. L. Daniels, J. C. Marlin, a D. L. Cremeens. 2009. Topsoil: what is it and who cares? National Meeting of the American Society of Mining and Reclamation. ASMR, Billings, MT.

- Dutta, R. K. a M. Agrawal. 2003. Restoration of opencast coal mine spoil by planting exotic tree species: a case study in dry tropical region. *Ecological Engineering* **21**:143-151.
- Feiza, V., D. Feiziene, B. Jankauskas, G. Jankauskiene, a A. Slepeliene. 2007. Soil use and management impact on surface runoff and SOM/SOC content on hilly landscape of Lithuania. Off-site impacts of soil erosion and sediment transport. Czech Technical University in Prague Faculty of Civil Engineering, Prague.
- Fettweis, U., O. Bens, a R. F. Huttl. 2005. Accumulation and properties of soil organic carbon at reclaimed sites in the Lusatian lignite mining district afforested with *Pinus* sp. *Geoderma* **129**:81-91.
- Filcheva, E., M. Noustorova, S. Gentcheva-Kostadinova, a M. J. Haigh. 2000. Organic accumulation and microbial action in surface coal-mine spoils, Pernik, Bulgaria. *Ecological Engineering* **15**:1-15.
- Frouz, J. a J. Kalčík. 2006. Accumulation of soil organic carbon in relation to other soil characteristic during spontaneous succession in non reclaimed colliery spoil heaps after brown coal mining near Sokolov (the Czech republic). *Ekológia* **25**:388-397.
- Frouz, J. a A. Nováková. 2005. Development of soil microbial properties in topsoil layer during spontaneous succession in heaps after brown coal mining in relation to humus microstructure development. *Geoderma* **129**:54-64.
- Frouz, J., V. Pizl, E. Cienciala, a J. Kalcik. 2009. Carbon storage in post-mining forest soil, the role of tree biomass and soil bioturbation. *Biogeochemistry* **94**:111-121.
- Frouz, J., J. Popperl, I. Přikryl, a J. Štrudl. 2007. Tvorba nové krajiny na Sokolovsku. Page 26 *in* p. n. a. s. Sokolovská uhelná, editor., Sokolov.
- Fu, Y., C. C. Lin, J. J. Ma, a T. C. Zhu. 2010. Effects of Plant Types on Physico-chemical Properties of Reclaimed Mining Soil in Inner Mongolia, China. *Chinese Geographical Science* **20**:309-317.
- Ganjugunte, G. K., A. F. Wick, P. D. Stahl, a G. F. Vance. 2009. Accumulation and composition of total organic carbon in reclaimed coal mine lands. *Land Degradation & Development* **20**:156-175.
- Gorman, J. M., J. G. Skousen, J. C. Sencindiver, a P. Ziemkiewicz. 2001. Forest productivity and minesoil development under a White Pine plantation versus natural revegetation after 30 years. Pages 103-111 *in* 2001 National Meeting of the American Society for Surface Mining and Reclamation, Albuquerque, NM.
- Guo, L. B. a R. M. Gifford. 2002. Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. *Global Change Biology* **8**:345-360.
- Gupta, R. K. a D. L. N. Rao. 1994. Potential of wastelands for sequestering carbon by reforestation. *Current Science* **66**:378-380.
- Hassink, J. 1997. The capacity of soils to preserve organic C and N by their association with clay and silt particles. *Plant and Soil* **191**:77-87.
- Hůla, J., B. Procházková, B. Badalíková, T. Dryšlová, J. Horáček, a M. Javůrek. 2010. Dopad netradičních technologií zpracování půdy na půdní prostředí. Výzkumný ústav zemědělské techniky.

- Chatterjee, A., R. Lal, R. K. Shrestha, a D. A. N. Ussiri. 2009a. Soil carbon pools of reclaimed minesoils under grass and forest landuses. *Land Degradation & Development* **20**:300-307.
- Chatterjee, A., R. Lal, L. Wielopolski, M. Z. Martin, a M. H. Ebinger. 2009b. Evaluation of different soil carbon determination methods. *Critical Reviews in Plant Sciences* **28**:164 - 178.
- Ingram, L. J., G. E. Schuman, P. D. Stahl, a L. K. Spackman. 2005. Microbial respiration and organic carbon indicate nutrient cycling recovery in reclaimed soils. *Soil Science Society of America Journal* **69**:1737-1745.
- Ingram, L. J., P. D. Stahl, G. E. Schuman, J. S. Buyer, G. F. Vance, G. K. Ganjegunte, J. M. Welker, a J. D. Derner. 2008. Grazing impacts on soil carbon and microbial communities in a mixed-grass ecosystem. *Soil Science Society of America Journal* **72**:939-948.
- Insam, H.a K. H. Domsch. 1988. Relationship between soil organic carbon and microbial biomass on chronosequences of reclamation sites. *Microbial Ecology* **15**:177-188.
- IPCC. 2007. Climate change: the physical science basis. Page 996 in S. Solomon, D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K. B. Averyt, M. Tignor, and H. L. Miller, editors. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Johnson, D. W. 1992. Effects of forest management on soil carbon storage. *Water, Air, & Soil Pollution* **64**:83-120.
- Juwarkar, A. A.a H. P. Jambhulkar. 2008. Phytoremediation of coal mine spoil dump through integrated biotechnological approach. *Bioresource Technology* **99**:4732-4741.
- Juwarkar, A. A., K. L. Mehrotraa, R. Nair, T. Wanjari, S. K. Singh, a T. Chakrabarti. 2010. Carbon sequestration in reclaimed manganese mine land at Gumgaon, India. *Environmental Monitoring and Assessment* **160**:457-464.
- Karu, H., R. Szava-Kovats, M. Pensa, a O. Kull. 2009. Carbon sequestration in a chronosequence of Scots pine stands in a reclaimed opencast oil shale mine. *Canadian Journal of Forest Research-Revue Canadienne De Recherche Forestiere* **39**:1507-1517.
- Kaster, G.a J. P. Vimmerstedt. 2005. Tree planting on strip mined land Ohio Society of American Foresters. Dostupné z WWW:  
[http://www.ohiosaf.org/index.php?option=com\\_content&view=article&id=50:tree-planting-on-strip-mined-land&catid=34:ohio-issues&Itemid=54](http://www.ohiosaf.org/index.php?option=com_content&view=article&id=50:tree-planting-on-strip-mined-land&catid=34:ohio-issues&Itemid=54).
- Keskin, T.a E. Makineci. 2009. Some soil properties on coal mine spoils reclaimed with black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) and umbrella pine (*Pinus pinea* L.) in Agacli-Istanbul. *Environmental Monitoring and Assessment* **159**:407-414.
- Kulhavý, J., J. Suchomel, S. Tewari, a M. Remeš. 2003. Multimediální učební texty k předmětu Ekologie lesa. Ústav ekologie lesa LDF MZLU v Brně. Dostupné z WWW:  
[http://www.uel.cz/download/Multimedialni\\_ucebni\\_text/multi\\_media\\_main.htm](http://www.uel.cz/download/Multimedialni_ucebni_text/multi_media_main.htm).
- Laganiere, J., D. A. Angers, a D. Pare. 2010. Carbon accumulation in agricultural soils after afforestation: a meta-analysis. *Global Change Biology* **16**:439-453.



- Lal, R. 2005. Forest soils and carbon sequestration. *Forest Ecology and Management* **220**:242-258.
- Lal, R. a J. M. Kimble. 2001. Importance of soil bulk density and methods of its measurement. Pages 31-44 *in* R. Lal, J. M. Kimble, R. F. Follett, and B. A. Stewart, editors. *Assessment Methods for Soil Carbon*. CRC Press.
- Ledvina, R. a J. Horáček. 1997. Agrotechnické požadavky na zemědělské stroje - (část půdoznalství). Jihočeská univerzita - zemědělská fakulta, České Budějovice.
- Li, M. S. 2006. Ecological restoration of mineland with particular reference to the metalliferous mine wasteland in China: A review of research and practice. *Science of the Total Environment* **357**:38-53.
- Liao, C. Z., R. H. Peng, Y. Q. Luo, X. H. Zhou, X. W. Wu, C. M. Fang, J. K. Chen, a B. Li. 2008. Altered ecosystem carbon and nitrogen cycles by plant invasion: a meta-analysis. *New Phytologist* **177**:706-714.
- Lorenz, K. a R. Lal. 2007. Stabilization of organic carbon in chemically separated pools in reclaimed coal mine soils in Ohio. *Geoderma* **141**:294-301.
- Němeček, J., L. Smolíková, a M. Kutílek. 1990. *Pedologie a paleopedologie*. Academia, Praha.
- Nii-Annang, S., H. Grunewald, D. Freese, R. F. Huttel, a O. Dilly. 2009. Microbial activity, organic C accumulation and C-13 abundance in soils under alley cropping systems after 9 years of recultivation of quaternary deposits. *Biology and Fertility of Soils* **45**:531-538.
- Novák, P., J. Vopravil, a J. Lagová. 2010. Assessment of the soil quality as a complex of productive and environmental soil function potentials. *Soil and Water Research* **5**:113-119.
- Paul, K. I., P. J. Polglase, J. G. Nyakuengama, a P. K. Khanna. 2002. Change in soil carbon following afforestation. *Forest Ecology and Management* **168**:241-257.
- Poeplau, C., A. Don, L. Vesterdal, J. Leifeld, B. A. S. Van Wesemael, J. Schumacher, a A. Gensior. 2011. Temporal dynamics of soil organic carbon after land-use change in the temperate zone – carbon response functions as a model approach. *Global Change Biology*:no-no.
- Post, W. M. a K. C. Kwon. 2000. Soil carbon sequestration and land-use change: processes and potential. *Global Change Biology* **6**:317-327.
- Reintam, L. 2004. Rehabilitated quarry detritus as parent material for current pedogenesis. *Oil Shale* **21**:183-193.
- Reintam, L., E. Kaar, a I. Rooma. 2002. Development of soil organic matter under pine on quarry detritus of open-cast oil-shale mining. *Forest Ecology and Management* **171**:191-198.
- Rodrigue, J. A. a J. A. Burger. 2004. Forest soil productivity of mined land in the midwestern and eastern coalfield regions. *Soil Science Society of America Journal* **68**:833-844.
- Rumpel, C., J. Balesdent, P. Grootes, E. Weber, a I. Kogel-Knabner. 2003. Quantification of lignite- and vegetation-derived soil carbon using C-14 activity measurements in a forested chronosequence. *Geoderma* **112**:155-166.

- Rumpel, C., L. J. Janik, J. O. Skjemstad, a I. Kogel-Knabner. 2001. Quantification of carbon derived from lignite in soils using mid-infrared spectroscopy and partial least squares. *Organic Geochemistry* **32**:831-839.
- Rumpel, C., H. Knicker, I. Kogel-Knabner, J. O. Skjemstad, a R. F. Huttl. 1998. Types and chemical composition of organic matter in reforested lignite-rich mine soils. *Geoderma* **86**:123-142.
- Rumpel, C., I. Kögel-Knabner, a R. Hütthl. 1999. Organic matter composition and degree of humification in lignite-rich mine soils under a chronosequence of pine. *Plant and Soil* **213**:161-168.
- Rumpel, C., J. O. Skjemstad, H. Knicker, I. Kögel-Knabner, a R. F. Hütthl. 2000. Techniques for the differentiation of carbon types present in lignite-rich mine soils. *Organic Geochemistry* **31**:543-551.
- Sáňka, M. a J. Materna. 2004. Indikátory kvality zemědělských a lesních půd ČR. edice PLANETA 2004 **XII**.
- Sever, H. a E. Makineci. 2009. Soil organic carbon and nitrogen accumulation on coal mine spoils reclaimed with maritime pine (*Pinus pinaster* Aiton) in Agacli-Istanbul. *Environmental Monitoring and Assessment* **155**:273-280.
- Shrestha, R. K. a R. Lal. 2010. Carbon and nitrogen pools in reclaimed land under forest and pasture ecosystems in Ohio, USA. *Geoderma* **157**:196-205.
- Shrestha, R. K. a R. Lal. 2011. Changes in physical and chemical properties of soil after surface mining and reclamation. *Geoderma* **161**:168-176.
- Shrestha, R. K., R. Lal, a P. A. Jacinthe. 2009. Enhancing carbon and nitrogen sequestration in reclaimed soils through organic amendments and chiseling. *Soil Science Society of America Journal* **73**:1004-1011.
- Shukla, M. K. a R. Lal. 2005. Soil organic carbon stock for reclaimed minesoils in northeastern Ohio. *Land Degradation & Development* **16**:377-386.
- Schumacher, B. A. 2002. Methods for the determination of total organic carbon (TOC) in soils and sediments. Ecological Risk Assessment Support Center Office of Research and Development US. Environmental Protection Agency, Las Vegas.
- Schwenke, G. D., L. Ayre, D. R. Mulligan, a L. C. Bell. 2000. Soil stripping and replacement for the rehabilitation of bauxite-mined land at Weipa. II. Soil organic matter dynamics in mine soil chronosequences. *Australian Journal of Soil Research* **38**:371-393.
- Sinclair, H. R., R. R. Dobos, a K. W. Hipple. 2008. Attributes of reconstructed prime farmland after surface coal mining compared to pre-mined conditions. Pages 745-770 in 2008 National Meeting of the American Society of Mining and Reclamation. ASMR, Richmond, VA,.
- SMCRA. 1977. Surface Mining Control and Reclamation Act.
- Sourkova, M., J. Frouz, a H. Santruckova. 2005. Accumulation of carbon, nitrogen and phosphorus during soil formation on alder spoil heaps after brown-coal mining, near Sokolov (Czech Republic). *Geoderma* **124**:203-214.

Sperow, M. 2006. Carbon sequestration potential in reclaimed mine sites in seven east-central states. *Journal of Environmental Quality* **35**:1428-1438.

Stahl, P. D., D. J. Anderson, L. J. Ingram, G. E. Schuman, a D. L. Mummey. 2003. Accumulation of organic carbon in reclaimed coal mine soils of Wyoming. Pages 1203-1215 *in* 2003 National Meeting of the American Society of Mining and Reclamation and the 9th Billings Land Reclamation Symposium. American Society of Mining and Reclamation, Lexington, KY.

Stalmachová, B. 1996. Základy ekologické obnovy průmyslové krajiny. VŠB - Technická univerzita Ostrava Hornicko geologická fakulta.

Starý, J., P. Kavina, M. Vančec, I. Sitenský, J. Kotková, a T. Nekuťová, editors. 2009. Surovinové zdroje České republiky. Nerostné suroviny (stav 2008) Ministerstvo životního prostředí, Česká geologická služba - Geofond

Štýs, S., K. Dimitrovský, F. Jonáš, J. Kostruch, Š. Neuberg, J. Pařízek, C. Patejdl, D. Smolík, F. Špiřík, V. Thiele, V. Toběrná, a J. Vesecký. 1981. Rekultivace území postižených těžbou nerostných surovin. SNTL Nakladatelství technické literatury, Praha.

Tomášek, M. 2007. Půdy České republiky. Česká geologická služba, Praha.

Ussiri, D. A. N. a R. Lal. 2008. Method for determining coal carbon in the reclaimed minesoils contaminated with coal. *Soil Science Society of America Journal* **72**:231-237.

Ussiri, D. A. N., R. Lal, a P.-A. Jacinthe. 2006. Post-reclamation land use effects on properties and carbon sequestration in minesoils of southeastern Ohio. *Soil Science* **171**:261-271  
210.1097/1001.ss.0000199702.0000168654.0000199701e.

Vitousek, P. M., H. A. Mooney, J. Lubchenco, a J. M. Melillo. 1997. Human domination of Earth's ecosystems. *Science* **277**:494-499.

Vogel. 1981. A guide for revegetating coal minespoils in eastern United States. USDA Forest Service Northeastern Forest Experiment Station.

Vyhláška. Ministerstva zemědělství č. 275/1998 Sb., o agrochemickém zkoušení zemědělských půd a zjišťování půdních vlastností lesních pozemků.

Walker, L. R., D. A. Wardle, R. D. Bardgett, a B. D. Clarkson. 2010. The use of chronosequences in studies of ecological succession and soil development. *Journal of Ecology* **98**:725-736.

Waschkies, C. a R. Hüttl. 1999. Microbial degradation of geogenic organic C and N in mine spoils. *Plant and Soil* **213**:221-230.

Wick, A. F., L. J. Ingram, a P. D. Stahl. 2009. Aggregate and organic matter dynamics in reclaimed soils as indicated by stable carbon isotopes. *Soil Biology & Biochemistry* **41**:201-209.

Zákon. č.334/1992 Sb. zákon České národní rady o ochraně zemědělského půdního fondu.

Zákon. č. 44/1988 Sb. zákon o ochraně a využití nerostného bohatství (horní zákon).