

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra vodních zdrojů



**Fakulta agrobiologie,
potravinových a přírodních zdrojů**

**Vliv různých aplikací biouhlu v kompostovém substrátu
na vybrané hydrofyzikální vlastnosti půdy**

Diplomová práce

**Bc. Kateřina Krupková
Hodnocení a ochrana půd**

**Vedoucí práce: Ing. Markéta Miháliková, Ph.D.
Konzultant: Recep Serdar Kara, MSc.**

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou diplomovou práci " Vliv různých aplikací biouhlu v kompostovém substrátu na vybrané hydrofyzikální vlastnosti půdy" jsem vypracoval(a) samostatně pod vedením vedoucího diplomové práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autor(ka) uvedené diplomové práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušil autorská práva třetích osob.

V Praze dne 14.04.2022

Poděkování

Ráda bych touto cestou poděkovala Ing. Markétě Mihálikové, PhD. a konzultantu Recep Serdar Kara, MSc. za vedení a podporu při psaní této diplomové práce. Bez jejich odborných podnětů a cenných rad by tato práce nemohla vzniknout.

Poděkování patří také Výzkumné stanici rostlinné výroby v Praze - Uhřetěvesi za poskytnutí experimentálních prostor a zázemí.

Tato práce vznikla v rámci projektu TAČR Zéta č. TJ01000071 Praktické aspekty použití biouhlu v rozdílných půdách a substrátech.

Vliv různých aplikací biouhlu v kompostovém substrátu na vybrané hydrofyzikální vlastnosti půdy

Souhrn

Aplikace biouhlu do půdy ovlivňuje hydrofyzikální vlastnosti půdy. V mnoha studiích byl zkoumán efekt těchto ošetření na vztah půdy a vody, zatímco cílem této práce bylo probádat povrchové adsorpční vlastnosti těchto půd a jejich případné propojení mezi existujícími a nově získanými výsledky týkající se obsahu a formy organického uhlíku. Vzorky byly získány ze dvou lokalit – (i) ze skleníku Výzkumné stanice rostlinné výroby v Praze - Uhřetěvesi ve dvou odběrových etapách (prachová jílovitá hlína), (ii) při sklizni ovsa na polní lokalitě v Malontech (Bemagro, a.s.) (prachovitá hlína). Aplikace vyzrálého kompostu byla porovnána s aplikací kompostu obohaceného o čerstvý nebo mikrobiálně aktivovaný biouhel. Adsorpční kapacita byla zkoumána na porušených půdních vzorcích z obou lokalit pro 100% a 20% relativní vlhkost vzduchu (r.v.v.), přičemž z hodnot 20% r.v.v. byl vypočítán též specifický povrch jílových částic. Získané hodnoty adsorpční kapacity i specifického povrchu byly analyzovány pomocí analýzy rozptylu a vykazovaly jen minimální rozdíly napříč použitými ošetřeními.

Povrchové adsorpční vlastnosti vzorků z lokality v Uhřetěvesi vykazovaly významnou pozitivní korelaci mezi existujícími výsledky celkového obsahu organické hmoty a labilními frakcemi organického uhlíku (vodou extrahovatelného C-WS, horkou vodou extrahovatelného C-HWS a oxidovatelného manganistanem draselným POxC). Nejvyšší pozitivní korelace byla pozorována mezi adsorpční kapacitou při 100% r.v.v. a POxC, podobně pro vztah též s adsorpcí živin. Z tohoto důvodu byl proveden experiment pro zjištění POxC i u druhé etapy vzorkování, který potvrdil pozitivní korelace pro vzorky při 20% i 100% r.v.v. Naproti tomu hodnoty C:N vykazovaly negativní korelaci s adsorpční kapacitou při 100% r.v.v. i s výsledky adsorpcí živin. Hodnoty nasycené hydraulické vodivosti prokázaly pozitivní korelace s hodnotami C:N a se specifickým povrchem jílových částic. Zrnitostní složení půd bylo stanoveno pro obě etapy, následně byla druhá etapa doplněna o experiment pro zjištění obsahu neagregovaného jílu a prachu a získání disperzního podílu. Tyto výsledky byly v souladu s hodnotami C:N – pokles poměru C:N prokázal zvýšený disperzní podíl. Z těchto výsledků lze dále usuzovat rozdílný efekt půdní organické hmoty v závislosti na stabilitě a formě organického uhlíku.

Rozlišení přímého vlivu půdní organické hmoty a nepřímého vlivu modifikovaných fyzikálních vlastností půdy v důsledku její degradace může poskytnout frakcionací organického uhlíku více údajů.

Naproti tomu vzorky z lokality v Malontech nebylo možné prozkoumat ve stejném rozsahu, vzhledem k použitým vzorkovacím postupům, které zde byly aplikovány – z každého ošetření byl odebrán směsný vzorek.

Klíčová slova: adsorpce vody v půdě, organický uhlík, POxC, disperzní podíl

Influence of various biochar applications in compost substrate on selected soil hydrophysical characteristics

Summary

Biochar application to the soil has an influence on soil hydrophysical properties. Many previous studies focused on the effect of these treatments on soil and water relationships. On the other hand, the main focus of this study was to investigate the surface adsorption capacities of soils and seek for the possible relationships between them and the analysed and existing results of organic carbon (OC) fractions. The samples were collected from two different locations – (i) at the harvest and post-harvest period in the greenhouse of Plant Production Station in Praha – Uhřetěves (silty clay loam), (ii) at the harvest of oat crop in Malonty (Bemagro a.s.) locality (silt loam). The compost application was compared with the compost enriched with either fresh or microbially activated/incubated biochar substrates. Disturbed soil samples from both localities were analysed for their surface water adsorption capacity (WAC) at 100% and 20% relative humidity (RH). Specific surface area (SSA) of soils was also estimated using 20% RH WAC. Surface properties for samples at 100% RH and estimated SSA showed only slight differences among treatments in both localities, their interpretation was realized by analysis of variance.

Surface adsorption properties of harvest samples from Uhřetěves locality, showed significant, positive and gradual correlation with the existing results of total organic matter (SOM) and labile OC fractions as water/hot water soluble and potassium permanganate oxidizable carbon (POxC). The highest positive correlation was between POxC and WAC at 100% RH. Besides, samples at 100% RH were influenced in a similar way with the nutrient adsorption values. This directed the study to investigate the POxC for its interactions in post-harvest; it was found in positive correlation for samples at both % RH values. On the other hand, C:N was in negative correlation with the 100% RH WAC as well as nutrient adsorptions. However, the saturated hydraulic conductivity of the soils showed significant positive correlation with the C:N ratio and SSA values. Post-harvest samples of Uhřetěves locality were examined for their particle size distribution for both periods, while the second period was also examined for the non-aggregated silt and clay content to put a dispersion ratio (DR) per treatment. DR of post-harvest soils were in accordance with harvest C:N ratios per treatment; a decreased C:N ratio in the harvest revealed an increased DR in post-harvest soils. These findings may provide further insight on the varied effects of soil organic matter depending on the stability of its organic carbon structure/molecule. The distinguishment of the direct influence of SOM than the indirect influence of modified soil physical properties due to its degradation, can provide more consequential data by proper organic carbon fractionation.

In comparison, it was less possible to investigate the Malonty soils in the same concept, due to mixed sampling per treatment in the existing analyses results, rather than parcel by parcel results. This prevented the study to put on a correlation analyses.

Keywords: Surface water adsorption, organic carbon, POxC, dispersion ratio

Obsah

1 Úvod	8
2 Vědecká hypotéza a cíle práce	9
3 Literární rešerše.....	10
3.1 Půda.....	10
3.2 Půdní organická hmota	10
3.2.1 Labilní organická hmota (labilní frakce)	11
3.2.1.1 Stanovení uhlíku oxidovatelného manganistanem draselným	12
3.2.1.2 Stanovení uhlíku extrahovatelného studenou a horkou vodou.....	12
3.2.2 Stabilní organická hmota (stabilní frakce).....	14
3.2.3 Inertní organická hmota (inertní frakce).....	14
3.2.4 Vliv půdní organické hmoty na vlastnosti půdy	14
3.3 Ošetření půdy	16
3.3.1 Biouhel.....	16
3.3.1.1 Suroviny pro výrobu biouhlu	16
3.3.1.2 Výroba biouhlu	17
3.3.1.3 Vlastnosti a vliv aplikace biouhlu na půdní prostředí	18
3.3.1.4 Retence vody v půdě a půdní struktura	19
3.3.1.5 Zadržení živin v půdním prostředí a zachycení půdních polutantů...	20
3.3.1.6 Sekvestrace uhlíku.....	21
3.3.2 Aktivace biouhlu rhizobakteriemi rodu <i>Azotobacter</i>	21
3.3.3 Kompost.....	22
3.3.3.1 Vliv na půdní organickou hmotu a půdní živiny	23
3.3.3.2 Vliv na fyzikální vlastnosti půdy.....	23
3.3.3.3 Vliv na odbourání půdních polutantů	25
3.3.3.4 Kompostování	25
3.3.3.5 Bokashi	28
3.4 Fyzikální vlastnosti půdy.....	29
3.4.1 Specifický povrch částic	29
3.4.1.1 Rovnice BET a desikátorová metoda	30
3.4.2 Agregátová stabilita	31
3.4.3 Zrnitostní rozbor půdy	31
4 Metodika	32
4.1 Výzkumné lokality	32
4.1.1 Malonty (Bemagro, a. s.)	32

4.1.2	Výzkumná stanice rostlinné výroby v Praze - Uhříněvsi	33
4.2	Uhlík oxidovatelný manganistanem draselným	35
4.3	Zrnitostní rozbor půdy	38
4.4	Obsah neagregovaného půdního jílu a prachu.....	39
4.5	Index podílu jílu	40
4.6	Specifický povrch částic.....	40
5	Výsledky	43
5.1	Malonty	43
5.2	Výzkumná stanice rostlinné výroby v Praze - Uhříněvsi	47
6	Diskuze	61
6.1	Malonty	61
6.2	Výzkumná stanice rostlinné výroby v Praze - Uhříněvsi	61
7	Závěr.....	63
8	Literatura.....	64

1 Úvod

Půdní degradace je považována za jeden z nejvíce diskutovaných ekologických problémů již minimálně od dvacátého století. Představuje situaci, kdy půda není schopna přirozeně odolávat nejen přírodním živlům, ale předně zásahům člověka do životního prostředí, čímž dochází k narušení přirozené rovnováhy (Oldeman 1992). To má za následek dva zásadní problémy – (i) dochází ke snižování produktivity narušených ekosystémů (např. snižování výnosů zemědělské produkce), (ii) má negativní efekt na globální klima, předně z hlediska změny ve vodním režimu či cyklu uhlíku a jiných prvků (Lal & Stewart 1990). Dle GLASOD (Global Assessment of Soil Degradation, tedy Globální vyhodnocení degradace půdy) lze půdní degradaci rozdělit na čtyři základní druhy – (i) degradace vodní, (ii) větrná, (iii) chemická a (iv) fyzikální (Oldeman 1992).

Řešení problematiky půdní degradace a zhoršování fyzikálních či chemických vlastností půdy je důležité z několika hledisek. Nejen, že je nutné zajistit stabilní a spolehlivý zdroj zemědělských plodin pro docílení jisté potravinové bezpečnosti, avšak z hlediska celosvětového problému nedostatku vody v narušených ekosystémech je zcela zásadní vyřešit otázku sucha. Úprava a podpora půdních režimů proto představuje klíčový krok k zajištění správné a zdravé funkce postižených ekosystémů (Blanco-Canqui & Lal 2010).

Využití biologických materiálů v půdním prostředí může mít pozitivní efekt na mnoho fyzikálních i chemických vlastností půdy. Aplikací biouhlu lze podpořit přirozené vlastnosti půdy a dochází tak ke zlepšení jejích funkcí, jako je především schopnost retence vody v půdním prostředí, ale také podpora vzniku půdních agregátů, zadržení živin, imobilizace polutantů, úprava pH či sekvestrace uhlíku. Je nicméně zcela zásadní zajistit jeho správné použití, čímž lze předcházet případným nežádoucím protichůdným efektům, než kterých mělo být dosaženo jeho aplikací (Yang & Ali 2019).

K obdobnému efektu dochází i při využití kompostu. Ten navíc přirozeně ovlivňuje půdní organickou hmotu, resp. má přímo vliv na zvyšování jejího objemu v půdním prostředí (Wurff et al. 2016). V současnosti je také využíváno např. rhizobakterií, které nejenže podporují růst rostlin, ale také bioremediaci, tedy snižování znečišťování životního prostředí (Sumbul et al. 2020).

Tyto půdní úpravy tak mohou přinést zásadní odpovědi na již zmíněnou otázku sucha a nabídnout tak řešení pro podporu zadržení vody v půdním prostředí a celkově zlepšit kvalitu a obranyschopnost půdy vůči probíhajícím erozním a degradačním vlivům (Blanco-Canqui & Lal 2010; Wurff et al. 2016; Yang & Ali 2019).

2 Vědecká hypotéza a cíle práce

Hypotéza

Hydrofyzikální vlastnosti půdy jsou přidáním organické hmoty do půdy ovlivněny různými způsoby v závislosti na formě a obsahu organického uhlíku. Tyto změny mohou být dány do souvislostí s indikátory stability půdních agregátů a adsorpčními vlastnostmi půdy.

Cíle práce

Stanovení obsahu neagregátového prachu a jílu, specifického povrchu půdy a dalších půdních vlastností na půdních vzorcích z lokalit Malonty a Uhříněves, které byly ošetřeny přidáním různých forem organické hmoty. Interpretace dosažených výsledků v kombinaci s existujícími daty a nalezení možných souvislostí mezi formou a obsahem organického uhlíku, a stabilitou půdních agregátů a adsorpčními vlastnostmi půdy.

3 Literární rešerše

3.1 Půda

Česká technická norma udává definici půdy jakožto přírodní útvar, který vznikl na rozhraní litosféry a atmosféry (případně hydrosféry). Tento útvar vznikl za současného působení tzv. pedogenetických faktorů během pedogenetického procesu (ČSN 75 0145 1995).

Půda představuje tzv. otevřený systém, jež získává i ztrácí materiál a energii na svém pomezí s okolním prostředím, respektive systém, do kterého látky vstupují, a zároveň jsou z něj odčerpávány (Dijkerman 1974; Kutílek 2012).

Půda vykazuje vysokou rychlost degradace, což z ní v kombinaci s nízkou schopností obnovy a dlouhým procesem její tvorby dělá nepostradatelný, ale zároveň také téměř neobnovitelný zdroj. Vytvoření jednoho centimetru půdy může v různých podmínkách trvat i několik staletí. K tomuto procesu dochází pomocí eroze hornin a usazování sedimentů (Van-Camp et al. 2004; Kalev & Toor 2018).

3.2 Půdní organická hmota

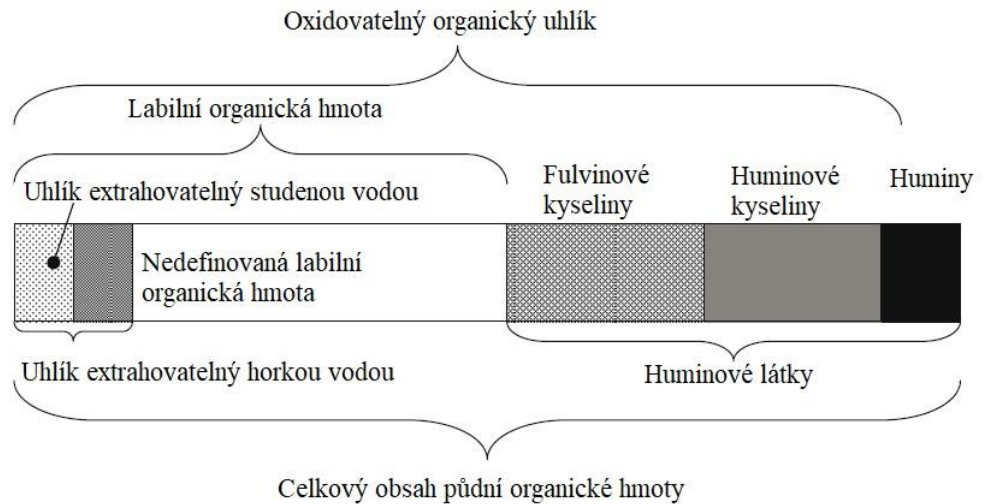
Termín půdní organická hmota představuje celkový obsah mnoha odlišných organických látek přítomných v půdním prostředí – tedy komplex heterogenních, polydisperzních substancí, které vykazují nejen rozdílný stupeň aktivity, ale také rozdílný vliv na ostatní komponenty půdní složky a živých organismů (Horáček et al. 2017). Jedná se o zbytky organických látek v různém stupni rozložení a látky vytvořené pomocí mikrobiální a chemické aktivity. Dále se zde řadí i mikrobiální či jiná živá složka půdy spolu s jejich metabolickými produkty (Diacono & Montemurro 2010). Půdní organická hmota představuje kritický komponent v systému vznikajícím mezi půdou a rostlinami (Ghani et al. 2003).

Obsah organické hmoty v půdě výrazně působí na mnoho půdních vlastností, jako je především infiltrace a retence vody v půdě a stupeň agregace půdní struktury, v důsledku čehož je ovlivněn i poměr vzduchu a vody vyskytujících se v půdní vrstvě. Mimo jiné také ovlivňuje kapacitu a schopnost půdy zásobovat rostliny živinami, jako je dusík, fosfor či síra, nebo též stopovými prvky. V neposlední řadě obsah půdní organické hmoty ovlivňuje i schopnost půdy adsorbovat, nebo naopak deaktivovat chemické látky využívané v zemědělství, jako jsou hnojiva nebo pesticidy (Nelson & Sommers 1996).

Strosser (2010) rozděluje půdní organickou hmotu (POH) na tři základní frakce – labilní organickou hmotu, stabilní organickou hmotu a inertní organickou hmotu. Tyto skupiny organických hmot se vyznačují různou tzv. dobou obratu, což je doba, po kterou jsou látky přítomny v půdním systému (Biederbeck et al. 1994).

Existují však i další přístupy v rozdělení půdní organické hmoty, dalším příkladem může být rozdělení na rostlinné zbytky, částicový organický uhlík, humus a rezistentní organickou hmotu (Bell & Lawrence 2009).

Dle klasických metod lze půdní organickou hmotu rozdělit na následující schéma (Obr.1, Strosser 2010).



Obrázek 1 Rozdělení půdní organické hmoty dle klasických metod (Strosser 2010)

3.2.1 Labilní organická hmota (labilní frakce)

Labilní organická hmota je vysoce rychle reaktivní složka půdní organické hmoty, jejíž životnost v půdním systému se pohybuje v rozmezí dnů až několika let. Tato část organické hmoty poskytuje energii a živiny půdním mikroorganismům a rostlinám (Strosser 2010). Představuje souhrn biologického materiálu, jako jsou mikroorganismy, zbytky rostlinného či živočišného materiálu, snadno rozložitelné organické substance, ale také polysacharidy, vosky, mastné kyseliny a další nespecifikované složky v různém stádiu rozkladu (Poirier et al. 2005; Strosser 2010).

Přestože tyto labilní frakce tvoří jen malé množství oproti celkovému obsahu půdní organické hmoty, chovají se velmi dynamicky a jejich vysoká reaktivita s půdním prostředím je zásadní příčinou fluktuace organické hmoty v čase, ať už z krátkodobého, nebo z dlouhodobého hlediska (Biederbeck et al. 1994).

Nejvíce labilní frakce půdní organické hmoty jsou vodorozpustné a na základě jejich vysoké rychlosti biodegradability představují důležitý zdroj produkce oxidu uhličitého vyplavovaného do půdního prostředí (Hamkalo & Bedernichek 2014).

Rychlost rozkladu či mineralizace labilní frakce půdní organické hmoty závisí na těchto faktorech:

- 1) Jaké jsou vlastnosti složek přítomných v půdě a jaká je jejich dostupnost mikroorganismům, které s těmito složkami interagují,
- 2) V půdním prostředí jsou zajištěny optimální podmínky, které mohou podpořit či naopak inhibovat dané procesy, především (Strosser 2010):
 - vlhkost půdy,
 - pH půdního prostředí,
 - pórovitost,
 - teplota.

3.2.1.1 Stanovení uhlíku oxidovatelného manganistanem draselným

Přestože je půdní organická hmota považována za nejvíce uznávaný indikátor kvality půdy, nevyznačuje se nicméně konkrétním a přesným chemickým složením. Z tohoto důvodu je půdní organický uhlík, prvek dominantně obsažený v půdní organické hmotě, sledován jakožto její nejběžnější a nejčastěji analyzovaná složka (Mandal et al. 2011).

Změny v hodnotách malých, nicméně relativně labilních frakcích půdního organického uhlíku mohou poskytnout časné indikace půdní degradace. Zároveň je možné v souvislosti s měřením těchto hodnot sledovat reakce půdního systému na úpravy půdních režimů a napomáhat tak k jejich zlepšování (Weil et al. 2003).

Měření labilního uhlíku oxidovatelného pomocí manganistanu draselného lze zařadit mezi poměrně nové, a především rychlé a finančně nenáročné metody (Culman et al. 2012). Zejména pak manganistan draselný, jakožto silné oxidační činidlo, vykazuje příznivé vlastnosti k danému použití (Weil et al. 2003):

- Samotné intenzivní fialové zbarvení tohoto činidla lze považovat za indikátor,
- V případě, že je manganistan draselný správně připraven a skladován, jeho životnost se pohybuje v řádech několika měsíců (Swift 1939),
- V koncentracích mezi 0,006 – 0,3 M se jedná o bezpečné činidlo vhodné i pro antiseptické použití v lékařské a veterinární praxi (Brander et al. 1982).

Mírně alkalický manganistan draselný je schopen oxidovat jednoduché karbohydráty, aminokyseliny nebo jiné uhlíkaté sloučeniny obsahující hydroxylovou, ketonovou či karboxylovou složku nebo dvojitou vazbu, čímž se jeho barva mění ve světle růžovou (Loginow et al. 1987). Pokles výrazně tmavě fialové barvy manganistanu draselného je úměrný množství zoxidovaného labilního uhlíku (Mandal et al. 2011). Při jeho použití s vyšší koncentrací o hodnotě 0,333 M bylo nicméně zjištěno, že s tímto oxidačním činidlem reaguje podstatně obsáhlejší část půdního organického uhlíku, nejen jeho nejvíce labilní frakce (Blair et al. 1995). V takových koncentracích by proto zřejmě bylo možné využívat manganistan draselný především jako jednoduchý odhad pro zjištění celkového množství organického uhlíku jakožto indikátoru kvality půdy. Zároveň je však takto vysoce koncentrovaný roztok složitý nejen na přípravu, ale i na manipulaci s ním (Weil et al. 2003). Pro detekci uhlíku oxidovatelného manganistanem draselným se jako nejstabilnější a s nejvíce konzistentními výsledky u vertisolů a entisolů jevílo použití 0,2M roztoku tohoto oxidačního činidla (Mandal et al. 2011).

3.2.1.2 Stanovení uhlíku extrahovatelného studenou a horkou vodou

Půda představuje jeden z největších rezervoárů uhlíku na Zemi, obsahuje až 3x více uhlíku než atmosféra a schraňuje až 4,5x více uhlíku uloženého v biomase. Proto také kvalita a kvantita půdní organické hmoty představuje důležitou roli v rovnováze celosvětového obsahu uhlíku (Hamkalo & Bedernichek 2014).

Mezi nejjednodušší metody stanovení labilního uhlíku ve zkoumaných vzorcích lze zařadit metodu obsahu uhlíku extrahovatelného vodou, též nazývané extrakce studenou vodou (CWSC/WSC/C-W – cold/water soluble carbon) a obsahu uhlíku extrahovatelného horkou vodou (HWSC/HWC/C-HWS – hot water soluble carbon) (Ghani et al. 2003).

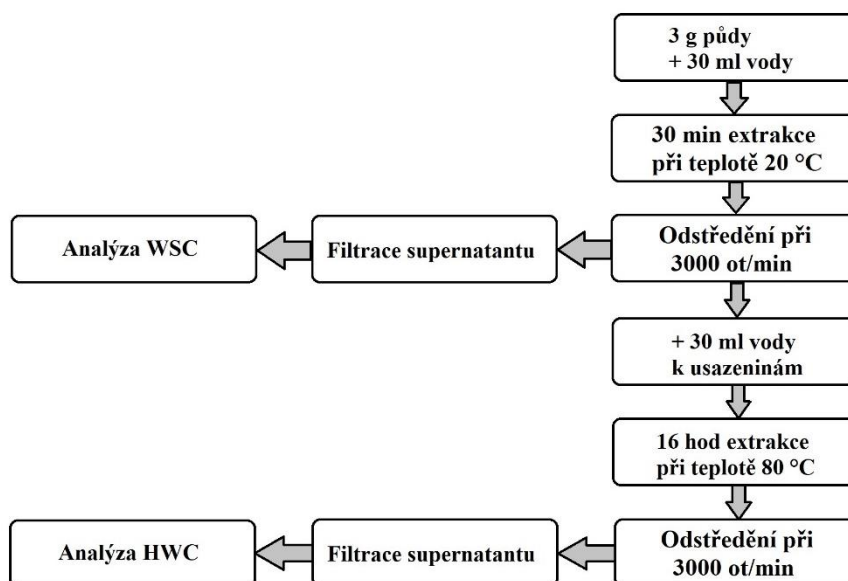
Vodorozpuštěný organický uhlík představuje v půdním prostředí důležitou roli, nevyniká nicméně homogenními vlastnostmi. Rozpuštěnost různých organických sloučenin přítomných v labilní frakci půdní organické hmoty závisí především na rozdílných teplotách, při kterých k jejich rozpuštění dochází. Proto jsou dvě výše zmíněné metody determinace labilního uhlíku zpravidla zkoumány současně (Hamkalo & Bedernichek 2014).

1) Uhlík extrahovatelný studenou vodou (WSC)

- Zaujímá menší část labilní frakce vodorozpuštěného půdního uhlíku,
- Reprezentuje velmi rychle využitelnou frakci organického uhlíku,
- Lze ho využít jako indikátor respiračních procesů v půdním prostředí (Cepáková et al. 2016),
- Existuje více než jedna metoda extrakce uhlíku studenou vodou; dle Ghani et al. (2003) jsou vzorky po dobu 30 minut protřepávány v destilované vodě o teplotě 20 °C (Obr. 2),

2) Uhlík extrahovatelný horkou vodou (HSC)

- Představuje mineralizovanou složku půdní organické hmoty,
- Je částečně derivován z půdního mikrobiálního uhlíku a reprezentuje lehce využitelný zdroj dusičnanů v půdním prostředí (Cepáková et al. 2016),
- Existuje více než jedna metoda extrakce uhlíku horkou vodou; dle Ghani et al. (2003) jsou vzorky po dobu 16 hodin protřepávány v destilované vodě o teplotě 80 °C (Obr. 2).



Obrázek 2 Extrakce vodorozpuštěného uhlíku (Ghani et al. 2003)

3.2.2 Stabilní organická hmota (stabilní frakce)

Stabilní organická hmota, tedy humus a huminové látky, představují méně reaktivní složku půdní organické hmoty, jejíž životnost v půdním systému se pohybuje mezi několika lety až desetiletími. Hlavní funkcí této frakce je její kationtová výměnná kapacita, což představuje množství iontů, které je stabilní organická hmota schopna poutat (Strosser 2010).

Proces vzniku humusu je soustředěn do povrchových vrstev půdního pokryvu. Složením lze humus definovat jakožto komplexní směs přírodních složek; zkráceně je humus tvořen především uhlíkem, kyslíkem, vodíkem a dusíkem, přičemž asi 40 – 60 % obsahu představuje organický uhlík (Andreux 1996).

Z hlediska kritéria kvality lze humusové horizonty rozřadit následovně:

- 1) Mull – velmi dobře humifikované organické látky, které jsou intenzivně promíchány s minerální složkou půdy, typický pro půdy tropických oblastí,
- 2) Moder – průměrný obsah organického uhlíku v kvalitativním rozmezí Mullu a Moru, přítomný v půdách středních až středně chladných oblastí,
- 3) Amphi – vysoké množství uhlíku organického i minerálního původu, typický pomalou biodegradací, výskyt v půdách středozemních oblastí,
- 4) Mor – malé množství živin a uhlíku, typický pro písčité půdy a chladné klimatické oblasti,
- 5) Tangel – velmi pomalá biodegradace, výskyt v půdách horských humidních oblastí s vápencovým podložím (Zanella et al. 2018).

3.2.3 Inertní organická hmota (inertní frakce)

Inertní organická hmota je téměř nereaktivní složkou půdní organické hmoty, jejíž životnost se pohybuje v řádech desítek let až staletí. Funkcí této složky je především její vliv na fyzikální vlastnosti půdy. Vyznačuje se nízkou sorpční kapacitou a je fyzikálně i chemicky chráněna před degradací (Strosser 2010).

Jakožto vysoce rezistentní součást půdní organické hmoty je tato frakce téměř izolovaná od mikrobiální aktivity, a to v souvislosti s jejími biologickými, fyzikálními i chemickými vlastnostmi. V ojedinělých situacích zvýšeného nárůstu mikrobiální aktivity může docházet k přístupnosti labilní frakce k potřebám mikrobiálních společenstev. V takových případech lze zaznamenat posun z rezistence inertní organické hmoty k její dekompozici, čímž dochází k urychlení obratu rezistentního uhlíku (Sanderman et al. 2016).

3.2.4 Vliv půdní organické hmoty na vlastnosti půdy

Půdní organická hmota hraje důležitou roli v zachování a obnovování půdy z dlouhodobého hlediska, čímž je zachována její úrodnost, tedy udržitelné zemědělství, fyzikální, biologické i chemické vlastnosti půdy. Množství obsahu půdní organické hmoty je přímým výsledkem vstupu rostlinných, živočišných a mikrobiálních složek do půdního prostředí a jejich následné dekompozice a mineralizace (Diacono & Montemurro 2010).

Středobodem pozornosti poutané směrem k půdní organické hmotě bylo historicky především zvyšování obsahu organického uhlíku v půdním prostředí. Efekt této složky půdy lze sledovat i na dalších vlastnostech půdy, především pak těchto:

- 1) Retenční schopnost půdy pro vodu
 - S rostoucím množstvím obsahu organické hmoty v půdním prostředí dochází ke zvyšování schopnosti systému zadržovat půdní vodu,
- 2) Agregátová stabilita
 - V závislosti na půdním typu je agregátová stabilita považována za jeden z nejdůležitějších faktorů zachování zdravého půdního prostředí, jelikož tak dochází k ovlivnění půdní pórovitosti, rychlosti zasakování povrchové vody, kontrole půdní eroze a zajištění optimálních podmínek pro růst kořenového systému rostlin,
 - Toto je důležité především u písčitých půd, které jsou typické nízkou agregátovou stabilitou,
 - Obsah půdní organické hmoty v rozmezí 2 – 2,5 % je považován za nezbytný pro zajištění dostatečné agregátové stability,
- 3) Kompaktnost půdy a Atterbergovy meze
 - Se zvyšujícím se podílem půdní organické hmoty dochází ke zvyšování odolnosti půdy vůči utužení,
 - Půdy s obsahem POH pod 1 % vykazují drobnost, což může vést ke komplikacím při obdělávání zemědělské půdy i při růstu kořenových systémů,
- 4) Půdní eroze
 - Se sníženým obsahem organické hmoty v půdním prostředí dochází ke zvyšování náchylnosti půdy k erozi, především pak vodní erozi způsobené odtokem srážkové vody z jejího povrchu,
- 5) Koloběh živin
 - Jedním z hlavních rysů půdní organické hmoty je její schopnost udržovat relativně konstantní poměr přítomných živin,
 - V průběhu jejího rozkladu jsou tyto živiny uvolňovány do půdního prostředí, čímž se půdní organická hmota stává důležitým zdrojem živin především v zemědělské produkci,
 - Pro zajištění efektivity koloběhu živin v půdním prostředí a udržení dobrého stavu půdy je důležitá přítomnost mikrobiální populace, která zabezpečuje, aby byly živiny následně k dispozici rostlinám,
- 6) Kationtová výměnná kapacita
 - Schopnost půdní organické hmoty ovlivňovat kationtovou výměnnou kapacitu závisí na textuře půdy a především na jejím pH,
 - V případě pH půdy pod 5,5 není efekt půdní organické hmoty na kationtovou výměnnou kapacitu nikterak zásadní,

7) Pufrační schopnost půdy

- Půdní organická hmota podporuje pufrační schopnost půdy proti její acidifikaci, tento efekt je však závislý nejen na textuře půdy, ale také na obsahu jílu,
- V případě nárůstu obsahu půdní organické hmoty sice dochází ke zvyšování pufrační schopnosti půdy, tento efekt je však pouze dočasný a nelze ho považovat za dlouhodobé řešení boje proti acidifikaci půdy (Lal 2011; Murphy 2015).

3.3 Ošetření půdy

3.3.1 Biouhel

Biouhel představuje pevnou látku bohatou na uhlík, která vzniká zahřátím biomasy, jako je dřevo, hnůj či opadané listí. Toto zahřívání probíhá za relativně nízkých teplot (přibližně <math><700\text{ }^\circ\text{C}</math>) a s minimem, či naprosto bez přístupu kyslíku (Lee et al. 2019).

Chemicky stabilní uhlík je hlavní stavební složkou biouhlu, tvoří ho z 50 – 95 hm. %. Jedná se o uhlík, který dále v půdě nepodléhá rozkladu a oxidaci (Pohořelý et al. 2020). Rozdílné fyzikální a chemické vlastnosti biouhlu jsou pozorovatelné nejen na základě rozmanitosti výchozích materiálů, ze kterých je biouhel zpracováván, ale i na samotném procesu jeho výroby a přesných podmínkách, které tento proces doprovázejí (Lee et al. 2019). Biouhel obsahuje množství různých povrchových funkčních skupin, které jsou aktivovány tepelnými změnami výchozích materiálů. Při komerční výrobě této látky je proto důležité vzít v potaz, za jakých teplot, tlaků a po jak dlouhou dobu bude výchozí substrát těmto podmínkám vystaven. Variabilitu kvality vzniklého produktu je možné kontrolovat pouze v případě, že je proces jeho výroby podrobně vymezen (Alam & Alessi 2019).

3.3.1.1 Suroviny pro výrobu biouhlu

Z hlediska produkce biouhlu je nutno nejen dodržet přesné postupy výrobních procesů. Pro zajištění samotné proveditelnosti těchto úkonů je důležité vzít v potaz také kvalitu a typ výchozího materiálu, především je nutné uvážit, zdali se jedná o materiál suchý či mokrý. Suchá biomasa zpravidla obsahuje vlhkost do 30 %. Mezi tyto materiály lze řadit dřevo či posklizňové zbytky. Naproti tomu biomasu mokrou, obsahující typicky více než 30 % vlhkosti, představují například čistírenské kaly, řasy nebo rostlinný a živočišný odpad. Vlhké suroviny používané pro obdobné výrobní procesy je však nutno nejdříve vysušit. Tyto kroky se však vyznačují energetickou i časovou náročností, a výrobní procesy tak ztrácí na ekonomické účinnosti (Lee et al. 2019).

Mimo rozdělení výchozí biomasy na základě obsahu vody lze suroviny rozdělit též na účelově pěstovanou biomasu, tedy tzv. energetické plodiny, a odpadní biomasu. Oproti jiným rostlinám mají energetické plodiny velmi nízkou náročnost na údržbu, a zároveň vykazují vysokou energetickou hodnotu. Dodatečně obsahují také velmi nízké množství vody, zpravidla pod 10 %, a nepotřebují proto pro své zpracování dodatečné vysoušení. Energetické plodiny jsou pěstovány zpravidla pro biorafinérský průmysl (Lehmann et al. 2006). Odpadní biomasa

označuje rozsáhlé množství výchozích surovin používaných k produkci biouhlu – lze sem řadit potravinový odpad, čistírenský kal, odpad z agrolesnictví a zvířecí hnůj (Brick & Lyutse 2010).

3.3.1.2 Výroba biouhlu

Biouhel je produkován pomocí termochemické konverze biomasy. Hlavními dvěma procesy výroby biouhlu jsou:

1) Pyrolýza

- Pyrolýza je nejpoužívanější technikou výroby biouhlu. Během tohoto procesu dochází k termickému rozkladu biomasy za zvýšených teplot a kontrolovaných inertních podmínek, tedy bez nebo s velmi malým přístupem kyslíku, či v atmosféře inertního plynu, jako je např. dusík. Biomasa se při rozložení zbavuje vodné fáze v podobě páry, a zachovává si reziduální pevnou složku (Onay & Kockar 2003; Lehmann & Joseph 2009; Lee et al. 2019; Zhang et al. 2022).
- Lee et al. (2019) rozlišují při výrobě biouhlu dva druhy pyrolýzy:
 - a) pyrolýza rychlá – probíhá za teplot 400 – 600 °C, s rychlostí ohřevu 300 °C min⁻¹ a dobou setrvání vodní páry 0,5 – 10 s. Výtěžkem takto rychlé pyrolýzy je především bioolej, nicméně biouhel zde představuje 15 – 30 hm. %,
 - b) pyrolýza pomalá – je upřednostňovanou formou pyrolýzy pro výrobu biouhlu; probíhá za teplot 300 – 800 °C, s rychlostí ohřevu 5 – 10 °C min⁻¹ a dobou setrvání vodní páry mezi několika minutami až hodinami. Výtěžek pevné fáze této pyrolýzy je 30 – 50 hm. %.
- Naproti tomu Onay & Kockar (2003) rozlišují tento proces následovně, přičemž i zde platí, že se vzrůstající rychlostí se výsledný podíl biooleje, jakožto primárního výtěžku, zvyšuje:
 - a) pyrolýza pomalá – probíhá za teplot 400 – 700 °C, s rychlostí ohřevu 30 °C min⁻¹; nejvhodnější teplotou je dle výsledků 550 °C,
 - b) pyrolýza rychlá – probíhá za teplot 400 – 700 °C, s rychlostí ohřevu 300 °C min⁻¹; nejvhodnější teplotou je dle výsledků 550 °C,
 - c) pyrolýza blesková – probíhá za teplot 400 – 700 °C, s rychlostí ohřevu 300 °C min⁻¹; nejvhodnější teplotou je dle výsledků 550 – 600 °C.
- Obdobně lze pyrolýzu dle rychlosti a délky jejího průběhu rozdělit též na pyrolýzu pomalou, středně rychlou a rychlou (Brick & Lyutse 2010).

2) Hydrotermální karbonizace

- Hydrotermální karbonizace představuje chemický proces vhodný ke zpracování surovin s vysokým podílem vlhkosti, jako je např. zvířecí hnůj či řasy, jelikož k provedení tohoto procesu není nutné výchozí surovinu zbavovat nadbytečné vlhkosti v ní obsažené. Tato metoda je prováděna za podstatně nižších teplot v rozmezí 180 – 260 °C, a je možné ji vést po různě dlouhou dobu v rozmezí několika minut až hodin (Brick & Lyutse 2010; Lee et al. 2019).
- Účelem termochemických metod je primárně rozložení rigidních polymerních struktur výchozích surovin na nízkomolekulární chemické sloučeniny.

V případě hydrotermální karbonizace je tento proces započat pomocí hydrolyzy, jelikož k jejímu provedení je využita subkritická voda (Lee et al. 2019). Extrakce subkritickou vodou představuje relativně novou metodu extrakce méně polárních sloučenin. Tato voda je udržována v kapalném stavu za vysokého tlaku a při teplotě 100 – 374 °C, tedy mezi bodem varu a kritickým bodem vody (koncovým bodem křivky mezi párou a kapalinou) (Ko et al. 2020).

- Obecně jsou za koncové produkty hydrotermální karbonizace považovány tři fáze:
 - a) fáze pevná – biouhel
 - b) fáze kapalná – bioolej
 - c) fáze plynná – zpravidla oxid uhličitý

Vzniklý biouhel je tak po vyrobení ve stavu dvoufázové kaše, a je proto nutné u tohoto produktu přistoupit k sérii kroků pro odstranění kapalné fáze (např. mechanické odvodnění, filtrování či termální/solární sušení) (Lee et al. 2019).

V závislosti na použité teplotě během procesu pyrolýzy lze výsledný produkt, tedy biouhel, rozdělit následovně (Pohořelý et al. 2020):

1) Nízkoteplotní biouhel

- výroba při teplotách do 400 °C,
- malá stálost v půdě,
- nízký specifický povrch,
- vysoká kationtová výměnná kapacita,
- nižší pH,
- vyšší výtěžek,
- silná hydrofobicita (způsobena vysokou mírou alifatických funkčních skupin),
- póry zaneseny primárními dehty – tvoří rozpustný uhlík (podpora růstu mikroorganismů v půdě),

2) Středněteplotní biouhel

- neposkytuje výhody nízkoteplotních ani vysokoteplotních biouhlů,

3) Vysokoteplotní biouhel

- výroba při teplotách nad 600 °C,
- dlouhodobá stálost v půdě,
- velký specifický povrch – otevřené póry,
- vyšší pH,
- nižší hydrofobicita (na povrchu přítomno méně alifatických funkčních skupin).

3.3.1.3 Vlastnosti a vliv aplikace biouhlu na půdní prostředí

Biouhel díky svým vlastnostem ovlivňuje mnoho fyzikálních i chemických vlastností půdy v návaznosti na něž dochází ke komplexnímu zlepšení půdního prostředí. Za tímto účelem je dnes biouhel využíván například na zemědělských půdách, kde přispívá ke zvyšování výnosů pěstovaných plodin, ale také v půdách aridních oblastí, kde je jeho aplikace zaměřena na retenci vody v půdním prostředí (Yang & Ali 2019).

Mezi povrchové vlastnosti biouhlu lze řadit plochu jeho povrchu (specifický povrch), strukturu a distribuci pórů či povrchovou hustotu náboje. Všechny tyto jeho zmíněné znaky ovlivňují základní funkce, které přispívají nejen k zadržení vody a živin v půdním prostředí či k podpoře mikrobiální aktivity (Jien 2019).

Vliv biouhlu na půdní prostředí lze shrnout do několika hlavních skupin:

- 1) Retence vody v půdě a půdní struktura,
- 2) Zadržení živin v půdním prostředí a zachycení půdních polutantů,
- 3) Sekvestrace uhlíku.

3.3.1.4 Retence vody v půdě a půdní struktura

Jednou z předních a nejvíce využívaných vlastností biouhlu je jeho schopnost chovat se v půdním prostředí jako sorbent, čímž pozitivně ovlivňuje nejen retenci vody (Alam & Alessi 2019). Z dostupných informací vyplývá, že pokud je biouhel vyroben pomocí pyrolýzy uskutečněné při teplotách vyšších než 400 °C, hydrofilní vlastnosti biouhlu se zvyšují (Jien 2019; Pohořelý et al. 2020). Dochází tak k redukcí množství přítomných alifatických funkčních skupin vázaných ve vzniklém biouhlu. U nízkotepečných biouhlů tak díky jejich přítomnosti silná hydrofobicita přetrvává; zároveň jsou póry těchto biouhlů zaneseny primárními dehty, tudíž míra jejich využitelného povrchu se snižuje (Pohořelý et al. 2020). Naproti tomu specifická velikost povrchu a zvyšující se množství pórů, které představují zásadní kritérium adsorpce vody v půdním prostředí, jsou též podpořeny pyrolýzou provedenou za vyšších teplot (Jien 2019). Zároveň však neplatí pravidlo, že s přibývajícím množstvím použitého biouhlu roste také retenční kapacita půdy. V případě nadměrného užití biouhlu může dojít k jeho velké akumulaci, čímž lze docílit postupného zvýšení hydrofobního efektu. Tento hydrofobní efekt pak negativně převyšuje pozitivní dopad užití biouhlu na ochranu a zachování vody v půdním prostředí (Yang & Ali 2019).

Jelikož půdní prostředí představuje komplexní systém navzájem provázaných sil, zvyšování retence půdní vody není podpořeno jen sorpčními vlastnostmi biouhlu. Fyzikální vlastnosti půdy, jako je její pórovitost, objemová hmotnost nebo textura mají na setrvání vody v půdním horizontu také zásadní vliv (Yang & Ali 2019).

Hustota biouhlu je menší než hustota půdních částic. V důsledku toho lze jeho přidáním do půdního prostředí docílit snížení objemové hmotnosti ošetřené zeminy. Zároveň je tak možné podpořit vytvoření půdních agregátů, zvýšit pórovitost a upravit půdní strukturu. Výsledkem takto pozměněných fyzikálních vlastností je prostředí, které podporuje zasakování vod z povrchu a umožňuje její tok skrz půdní horizont (Yang & Ali 2019).

Obecně také platí, že s podporou zasakování vod lze předejít povrchovému odtoku. Právě povrchový odtok může mít za následek erozi půdy, díky čemuž dochází k odplavování půdních částic, které se následně usazují v depresních oblastech. V důsledku toho tak dochází ke ztenčování půdních horizontů, zvyšování jejich štěrkovitosti či ztrátě nebo poškození zemědělských plodin (Novotný 2014). Aplikací biouhlu a následnou změnou fyzikálních vlastností půdy je možné omezit odtok vody a v návaznosti na to také vodní erozi (Jien 2019).

Konečnou výhodou aplikace biouhlu, respektive jeho podporou vodního režimu půdních horizontů, může být i redukce salinizace, tedy akumulace rozpustných solí v horních vrstvách půdy. Díky udržení vlhkosti v půdním horizontu dochází k zamezení jejího vypařování, které

má v opačném případě za následek posun rozpuštěných solných iontů k povrchu do horních vrstev půd, a tudíž dopad na efektivitu zemědělské činnosti. Toto představuje problém především v aridních oblastech. V případě snížení evaporace a podpoře zasakování půdní vody tak dochází k odtoku solných iontů do podzemních vod. Mimoto je i zde využívána vysoká kapacita biouhlu vázat na svůj povrch výše zmíněné solné ionty, tedy ionty sodíku, draslíku a vápníku, čímž je redukována jejich přítomnost nejen v půdním roztoku, ale i v půdě samotné. Stejně jako u zachování půdní vlhkosti, ani zde nicméně neplatí pravidlo, že s neustálým přidáváním biouhlu do půdy by se salinizace již dále nezvyšovala. Biouhel obsahuje bazické kationty, které by se s jeho zvyšujícím se množstvím v zemině uvolňovaly do okolí. V návaznosti na to by stoupl pH půdy i salinita, čímž by se docílilo opačného efektu, než jaký byl požadován (Yang & Ali 2019).

3.3.1.5 Zadržení živin v půdním prostředí a zachycení půdních polutantů

Stejně, jako je biouhel schopen vázat díky svým povrchovým vlastnostem vodu, je schopen vázat také půdní živiny či polutanty (Jien 2019). Zároveň je ale funkcí biouhlu živiny uchovávat po dlouhou dobu a zabraňovat tak jejich vyplavování (Lehmann et al. 2006; Yang & Ali 2019). Biouhel sám do půdy živiny vnáší – předně dusík a fosfor; jejich obsah v jeho struktuře však nedosahuje takové míry jako například u kompostu. Z tohoto hlediska je jeho význam v půdě spíše podpůrný. Významným přínosem biouhlu zůstává předně jeho dvojí funkce podporující přítomnost a stálost živin v půdním prostředí (Jien 2019).

Biouhel tedy podporuje dostupnost živin následovně:

- 1) Pomocí nábojů funkčních skupin přítomných na povrchu biouhlu – tyto náboje jsou schopny „zachytit“ a akumulovat živiny s využitím elektrostatické adsorpce,
- 2) Biouhel sám doplňuje půdní prostředí o živiny, které nese ve své stavbě, jako je dusík, fosfor a draslík,
- 3) Biouhel funguje jako nosič živin s postupným uvolňováním – zajišťuje přísun živin po delší časový interval,
- 4) Biouhel podporuje aktivitu půdních mikroorganismů, čímž je zvýšen proces nitrifikace či mineralizace organického fosforu (Yang & Ali 2019).

Znečištění životního prostředí kovy patří mezi dlouhodobé hrozby ekosystémů. V půdním prostředí se tyto polutanty mohou vyskytovat ve vysokých koncentracích, čímž vzniká riziko vystavení například zemědělských plodin potenciálně toxickým prvkům. Tyto kovy zároveň v půdním prostředí vykazují vysokou míru persistence a jsou velmi těžko odstranitelné. Díky své mikroporézní struktuře, povrchovým funkčním skupinám a kationtové výměnné kapacitě je biouhel možno využít též pro imobilizaci těchto kovů v půdním prostředí (Alam & Alessi 2019). Stejným způsobem pak může biouhel pomoci i při zachycení jiných organických polutantů (Yang & Ali 2019).

Aplikací biouhlu dochází k obohacení půdního prostředí, která má za následek melioraci fyzikálních i chemických vlastností půdy (Lehmann et al. 2006). Díky tomu dochází k podpoře mikrobiální struktury a diverzity, aktivity půdních enzymů i zlepšení fotosyntetických a jiných fyziologických charakteristik půdního pokryvu. Zásadní význam tak má pro zemědělské půdy, na kterých lze sledovat zvyšování výnosů; pozitivní efekt je však sledován i na půdách aridních oblastí či v lesních ekosystémech (Yang & Ali 2019).

3.3.1.6 Sekvestrace uhlíku

Sekvestrace uhlíku představuje jeho dlouhodobé uchování v oceánech, půdách, vegetaci (především v lesních porostech) a geologických formacích. Rezervoáry uhlíku lze tedy rozdělit na rezervoáry geologické, biotické a půdní. Podíl atmosférického rezervoáru uhlíku je zvětšován v neprospěch podílu geologického uhlíku; to je způsobeno zvyšujícím se podílem emisí fosilních paliv. Snižování podílu uhlíku uloženého ve vegetaci (biotického) je naproti tomu způsobeno především deforestací území a lesními požáry. Rezervoár půdní je ohrožován především nevhodnou kultivací a dalšími antropogenními vlivy (Sparks 2003).

Oxid uhličitý (CO₂), methan (CH₄) a oxidy dusíku (NO_x) jsou předními původci antropogenního efektu globálního oteplování. Tyto látky jsou do životního prostředí uvolňovány především spalováním fosilních paliv a biomasy, ale také během dekompozice povrchové i půdní organické hmoty. Sekvestrace uhlíku za účelem redukce emisí těchto plynů lze v současné době považovat za jedno z předních mezinárodních úsilí (Lehmann et al. 2006).

Aplikace biouhlu do půdního prostředí může být využívána za účelem zvýšení zemědělské produkce i sekvestrace uhlíku (Yang & Ali 2019). Toto je umožněno především specifickými vlastnostmi biouhlu, jenž je tvořen zásadním podílem stabilního aromatického uhlíku, který je podstatně hůře rozložitelný, a jeho vysoce porézní strukturou. Schopnost biouhlu podporovat sekvestraci uhlíku nicméně úzce souvisí též s výchozím materiálem, ze kterého je biouhel vyroben, a také s procesem pyrolýzy (Han et al. 2022).

Biouhel je schopen v půdním prostředí zadržet především uhlík a fosfor, zatímco kompost zadržuje předně dusík, fosfor a draslík. Spojením těchto dvou činitelů a kombinací jejich předností lze docílit produktu, který může podpořit tzv. „smart agriculture“ (doslova „chytré zemědělství“), které využívá moderních metod v půdním managementu (Oldfield et al. 2018). Koaplikace kompostu a biouhlu tedy představuje efektivnější řešení stabilizace a sekvestrace uhlíku v půdním prostředí, než při jejich samostatném použití; především pak pro biouhel produkovaný pyrolýzou za vyšších teplot (Jien 2019).

3.3.2 Aktivace biouhlu rhizobakteriemi rodu *Azotobacter*

Využití tzv. plant growth-promoting rhizobacteria (PGPR), tedy rhizobakterií podporující růst rostlin, je v zemědělské produkci stále více podporováno především jakožto efektivní náhrada za chemická hnojiva, pesticidy či jiné látky, které jsou do půdního prostředí uměle přidávány (Sumbul et al. 2020).

Rod *Azotobacter* představuje v půdě volně žijící rhizobakterie (bakterie kolonizující povrch kořenů), které jsou prokaryotní, Gram-negativní a heterotrofní (Rodrigues et al. 2018; Sumbul et al. 2020).

Mezi nejvíc využívané vlastnosti rodu *Azotobacter* patří:

1) Vliv na rostliny

- Bakterie rodu *Azotobacter* mají vliv na více faktorů, které přímo či nepřímo ovlivňují růst rostlin. Patří mezi organická hnojiva, která představují hnojiva obsahující živé mikroby – tedy bakterie, řasy či houby, a to samostatně či kombinovaně,
- Jsou schopné produkovat rostlinné hormony, které mají inhibiční či stimulační efekt. *Azotobacter* v půdním prostředí vylučuje například kyselinu

indolyl-3-octovou patřící mezi nejznámější auxiny, tedy hormony podporující růst rostlin. Mimoto je v kulturách *Azotobacteria* možné nalézt též hormony ze skupiny gibberelinů, které také mají na růst rostlin signifikantní efekt,

- Mezi neopomenutelné vlastnosti těchto bakterií patří jejich schopnost vázat vzdušný dusík, který *Azotobacter* následně přetvoří na amoniak, tedy formu dusíku jednoduše přijímanou rostlinami. Tato reakce představuje efektivní proces recyklace dusíku a hraje důležitou roli pro udržení homeostázy dusíku v biosféře. Díky tomu dochází také k podpoře rostlinné produkce,
- Důležitou funkcí těchto bakterií je také jejich schopnost potlačovat negativní efekt fytopatogenů. Mohou do půdního prostředí vylučovat antibiotické látky, které následně mají vliv na fungální i bakteriální onemocnění rhizosféry,
- *Azotobacter* je též schopen solubilizovat nerozpustné fosfáty přítomné v půdním prostředí (Das 2019; Sumbul et al. 2020).

2) Bioremediace

- Bioremediace představuje metodu snižování znečištění životního prostředí způsobeného antropogenními vlivy, která využívá schopnosti mikroorganismů toto znečištění odbourávat,
- Bakterie rodu *Azotobacter* jsou schopné zužitkovat řadu organických uhlíkatých látek, jako jsou mannitol, karboxylové kyseliny či fenolické sloučeniny. Na základě toho lze tyto mikroorganismy využít například při odbourávání kontaminací půdního prostředí oleji,
- Mezi nepostradatelné schopnosti těchto bakterií patří také efektivní degradace aromatických látek a jejich derivátů. Toho lze využít pro odbourání benzoátů či chlorovaných fenolů. *Azotobacter* je tak schopen využít přítomnosti pesticidů či herbicidů,
- Neméně důležitou výhodou těchto mikroorganismů je též jejich vliv na redukci kontaminace půdního prostředí odpadními vodami a čistírenskými kaly, s kterými se do půdního prostředí dostávají též těžké kovy, které se ve vyšších koncentracích stávají pro mikroorganismy půdního prostředí toxické. Bakterie rodu *Azotobacter* jsou však schopné vázat molekuly kadmia či chromu, a to in vitro i in vivo (Sumbul et al. 2020).

3.3.3 Kompost

Kompost představuje produkt aerobního recyklačního procesu (Wurff et al. 2016). Tvoří ho organická hmota, která je z podstatné části zetlelá (Kranz et al. 2020). Svou strukturou a vzhledem připomíná půdu a je výsledkem pomalého tlení. Výchozími surovinami pro jeho přípravu jsou rostlinné či živočišné zbytky. Jedná se o základní produkt využívaný v ekologickém zemědělství, který podporuje biodiverzitu půdního prostředí (Pears 2017). Aplikací kompostu do půdy dochází k úpravě jejích vlastností. Tímto se liší například od hnoje, jehož aplikací je ovlivněna především výživa rostlin (Wurff et al. 2016).

Kompost v půdě lze využít v ekologickém zemědělství, pokud je zajištěna čistota vstupních materiálů, ze kterých je kompost následně vyráběn, především z hlediska možných nežádoucích kontaminantů (Wurff et al. 2016).

Kompost v půdním prostředí efektivně ovlivňuje mnoho vlastností půdy. Má pozitivní dopad na zvyšování zásob organické hmoty a její transformace v půdě, ukládání živin důležitých pro rostliny, proces mineralizace; především pak pozitivně ovlivňuje fyzikální vlastnosti půdy jako je agregátová stabilita, v návaznosti na níž následně v půdním prostředí dochází k zlepšení transportu vody v půdním profilu a zvýšení retenční kapacity (Wurff et al. 2016; Kranz et al. 2020).

Zásadní vliv kompostu lze rozdělit do několika skupin (Wurff et al. 2016; Pears 2017; Pennanen et al. 2020):

- 1) Vliv na půdní organickou hmotu a půdní živiny,
- 2) Vliv na fyzikální vlastnosti půd,
- 3) Vliv na odbourání půdních polutantů.

3.3.3.1 Vliv na půdní organickou hmotu a půdní živiny

Aplikace materiálů organického původu do půdního prostředí má přímý vliv na zvyšování podílů půdní organické hmoty, která představuje klíčový komponent komplexní sítě mnoha interakcí, ke kterým v tomto prostředí dochází (Siedt et al. 2020).

Zvyšování podílu organické hmoty nemá pozitivní efekt jen na výsledný výnos zemědělských plodin, respektive úrodnost půdy. Přítomnost organické hmoty v půdním prostředí má zásadní dopad také na půdní biodiverzitu, jelikož představuje primární energetickou zásobu pro všechny přítomné mikroorganismy, jako jsou bakterie či houby.

Využívání kompostu v zemědělství je důležité také stran živin, které je tato hmota schopna půdnímu prostředí zajistit, a to v krátkodobém i dlouhodobém horizontu. Obecně platí pravidlo, že úpravy půdních režimů s využitím organických látek zvyšují kapacitu půdy pro zadržování živin v půdním prostředí (Wurff et al. 2016; Siedt et al. 2020). Rostliny zemědělské produkce vyžadují pro svůj růst například zásadní množství dusíku. Ten je v půdním prostředí z veliké části zajištěn mineralizací půdní organické hmoty, jejíž dostatečný objem lze zajistit pravidelnou aplikací kompostu (Wurff et al. 2016).

Stejně jako při výrobě biouhlu, i u kompostu jsou zásadní výchozí materiály, ze kterých je vyráběn. Výsledný obsah živin, které kompost obsahuje, přímo závisí na vstupních surovinách. Kompost připravovaný z dřevitých materiálů do půdního prostředí vnáší méně živin, než kompost ze surovin obsahujících méně ligninu. Naproti tomu použití zvířecího hnoje je ve výsledném kompostu doprovázeno vysokým množstvím fosforu a dusíku. Organické zbytky půdního pokryvu, jako jsou trávy, a zeleninové zbytky pak nesou zásobu dusíku a draslíku (Wurff et al. 2016; Siedt et al. 2020).

3.3.3.2 Vliv na fyzikální vlastnosti půdy

Rychlý odtok dešťové vody, který podporuje vodní erozi půdy odnosem půdních částic z jejího povrchu, představuje jeden z nejzásadnějších problémů současnosti. Při použití kompostu na zemědělsky obdělávaných půdách byl prokázán pozitivní vliv na jejich fyzikální vlastnosti, čímž dochází k omezení negativních vlivů zmíněné eroze (Kranz et al. 2020).

Půdní struktura zjednodušeně představuje uspořádání půdních částic a pórů v půdním prostředí (Wurff et al. 2016). Aplikací kompostu lze ovlivnit několik aspektů půdní struktury téměř všech typů půd, především pak takových, které mají tuto strukturu nedostatečnou

a obsahují nízký poměr půdní organické hmoty (Kranz et al. 2020). Lze tak podpořit stabilitu půdních agregátů, především v souvislosti s jejich narušováním způsobeném vodní erozí, a zároveň dochází k ovlivnění hydraulické vodivosti půdy (Wurff et al. 2016).

Dle výsledků zkoumání půd ošetřených kompostovým substrátem dochází po jeho aplikaci ke změně jejich fyzikálních vlastností:

1) Objemové hmotnosti

- Ke změnám dochází v závislosti na množství aplikovaného kompostu, způsobu aplikace (hloubková či povrchová), a na kombinaci s dalšími opatřeními ovlivňující fyzikální vlastnosti půdy,
- Dle výsledků lze usuzovat větší dopad na objemovou hmotnost půdy při hloubkové aplikaci kompostového substrátu, oproti aplikaci povrchové,
- Při využití kompostu spolu s hlubokou orbou lze dosáhnout zásadnějších a dlouhodobějších výsledků ve změně objemové hmotnosti půdy; efektu nakypření půdy přispívá nejen narušení její kompaktnosti díky hloubkové orbě, ale také „naředění“ půdy kompostem, který sám vyniká menší hustotou než půda,
- Díky nakypření půdy zavedením kompostu do půdního profilu následně dochází k lepší prostupnosti kořenů rostlin, a tím také k efektivnějšímu využití živin přítomných v půdě,

2) Rychlosti vsakování a obsahu půdní vody

- V návaznosti na změnu objemové hmotnosti půdy lze aplikací kompostového substrátu do půdního profilu ovlivnit také rychlost vsakování srážkové vody do půdy,
- V případě zvýšené kompaktnosti půdy dochází k odtoku povrchové vody, která tak způsobuje vodní erozi půdy,
- Narušením této kompaktnosti a nakypřením půdy dochází ke zvýšení pórovitosti, a tím vzniká v půdním profilu prostor pro zasáknutí srážkové vody do hlubších vrstev, kde může být přijímána kořenovým systémem rostlin,

3) Hydraulické vodivosti

- V závislosti na typu půdy může mít aplikace kompostového substrátu do půdy větší či menší efekt na její hydraulickou vodivost,
- Dle zkoumání tohoto efektu lze usuzovat, že zásadnější vliv, stejně jako v případě objemové hmotnosti či rychlosti vsakování půdní vody, má aplikace kompostového substrátu v půdách těžších, tedy jílovitých či hlinitých,
- V případě půd s vyšším obsahem písku je rozdíl ve sledované hydraulické vodivosti méně zásadní, v některých případech téměř zanedbatelný,

4) Agregátové stability

- Zlepšení agregátové stability lze docílit nejen aplikací kompostu do půdy, ale též využitím tohoto substrátu v kombinaci spolu s biouhlem,
- Zvýšení stability půdních agregátů je však způsobeno nejen přímým efektem kompostu na tuto fyzikální vlastnost; ke zvyšování stability půdních částic dochází také díky přítomnosti půdních hub, především se pak jedná o houby, které spolu s kořeny vyšších rostlin tvoří mykorhizu, tedy symbiotické soužití,

5) Pórovitosti

- Nakypřením půdního profilu, ať už aplikací kompostu či hlubokou orbou, dochází k úpravě celkové půdní pórovitosti,
- V závislosti na výchozím typu půdy záleží na výsledném efektu; v případě kompaktních půd dochází k vyššímu provzdušnění, tedy ke zvýšení pórovitosti; zatím co v případě půd písčitých může dojít hlavně k úpravě velikosti pórů (Kranz et al. 2020; Sharma et al. 2021).

K těmto změnám dochází nejen v závislosti na množství a typu aplikovaného kompostu, ale také na obsahu organické hmoty výchozích substrátů, které byly použity při jeho výrobě. Vliv na fyzikální vlastnosti půdy lze zefektivnit kombinací vícero opatření, jako je kombinace v aplikování kompostového substrátu spolu s biouhlem (Kranz et al. 2020).

3.3.3.3 Vliv na odbourání půdních polutantů

Z hlediska kontaminace půdy těžkými kovy se schopnost kompostu zaměřuje především na imobilizaci iontů. Ionty těžkých kovů interagují s amidovými skupinami přítomnými v kompostu, přičemž dochází k vytvoření komplexních sloučenin. Tyto ionty se mohou vázat též na hydroxylové či karboxylové skupiny (Pennanen et al. 2020).

Kompost je při aplikaci do půdy schopen ovlivnit také přítomnost zbytkových pesticidů, které zde přetrvávají, a to dvěma mechanismy. Stává se tak buďto sorpcí na povrch funkčních skupin, díky čemuž dochází k imobilizaci iontů, anebo biodegradací či mineralizací těchto látek. Půdní organická hmota přítomná v kompostu tak může fungovat dvěma mechanismy. Primárně však funguje jako místo záchytu polutantů, čímž je následně zabráněno jejich průsaku do hlubších vrstev půdního profilu. Tato imobilizace je nicméně reversibilní; biodegradace a mineralizace látek může následovat po jejich remobilizaci (Siedt et al. 2021).

3.3.3.4 Kompostování

Kompost lze rozlišovat dle několika kritérií. Wurff et al. (2016) zmiňují relativní důležitost vlivu použitých výchozích látek, procesu výroby kompostu a jeho zralost na charakteristiky vzniklého kompostového substrátu následovně (Tab. 1):

Tabulka 1 Charakteristika kompostu; +++ silný vliv; ++ střední vliv; + nízký vliv; - téměř žádný vliv (Wurff et al. 2016)

Charakteristika kompostu	Výchozí suroviny	Způsob zpracování	Zralost
Celkový obsah živin	+++	+	-
Dostupný dusík	++	+++	+++
Salinita	+++	+	+
pH	++	+	+++
Obsah humusu	++	+	+++
Obsah stabilních huminů	++	+	+++
Fytotoxicita	+	++	+++
Potenciál suprese chorob	++	+++	++

Výchozí suroviny použité pro kompostování ovlivňují především obsah uhlíku, resp. energie, a živin, které budou do vzniklého produktu vpraveny. Tak lze ovlivnit nejen atributy, které bude výsledný kompost vykazovat, ale také samotný proces kompostování a jeho kvalitu. Pro zajištění kvality kompostu je proto nutné zvolit kvalitní vstupní suroviny, které nebudou obsahovat polutanty a další nevhodné materiály. Z tohoto důvodu je tedy žádoucí zajistit adekvátní poměr C:N (v rozmezí 25-35), provzdušnění navršené biomasy tak, aby zároveň nedocházelo k nežádoucím ztrátám vzniklého tepla, a také pro výrobu kompostu suroviny správně předpřipravit, například zajistit jejich dostatečné rozmělnění. V takovém případě je následně organická hmota snadno dostupná půdním mikroorganismům (Petruccioli et al. 2011; Wurff et al. 2016).

V závislosti na ročním období lze obsah kompostu, a tudíž i živin, které jsou jeho aplikací do půdního prostředí vpraveny, upravovat. Suroviny využívané k výrobě kompostu s vysokým obsahem ligninu jsou typicky více přidávány v zimních obdobích, zatímco materiály s vysokým obsahem dusíku tvoří základní stavební kámen kompostu především v obdobích jara a léta (Wurff et al. 2016).

Fáze kompostování lze rozdělit několika způsoby (Wurff et al. 2016; Liu & Wang 2020):

1) Dvoufázové rozdělení:

a) Fáze aktivní

- Mikroorganismy spotřebovávají kyslík přítomný ve výchozím materiálu v průběhu konzumace jednoduchých cukrů, tuků, aminokyselin, celulózy, hemicelulózy, ligninu a dalších složek,

b) Fáze zrající

- Dochází ke zpomalení mikrobiálních procesů,
- Jsou syntetizovány nové sloučeniny,
- Probíhá mineralizace hůře odbouratelných složek a humifikace lignocelulózních sloučenin,

2) Třífázové rozdělení:

a) Mezofilní fáze

- Též nazývána fází přeměny,
- Fáze rychlého využívání cukrů a škrobů,
- Typická velkým nárůstem obsahu mezofilních bakterií a hub,

b) Termofilní fáze

- Fáze zahřívání kompostu na teploty mezi 40 – 65 °C,
- Fáze degradace proteinů, hemicelulózy a celulózy,
- Kompost obsahuje menší spektrum přítomných termofilních bakterií, aktinomycet i hub,

c) Fáze dozrávání

- Fáze degradace ligninu a dalších rezistentních materiálů,
- Silná homogenizace vstupních surovin, které ve vzniklém kompostu již nejsou rozeznatelné,
- Kompost obsahuje komplexní populace mezofilních aktinomycet, bakterií a hub.

Ve velkoobjemové výrobě kompostu jsou využívány tyto metody (Wurff et al. 2016; Liu & Wang 2020):

- 1) Řádkování
 - Navršení kompostu do řad,
 - Kontrolovaná aerace materiálu,
 - Rozměrově ve výšce 2 – 3,5 m a délce až 20 m,
- 2) Halové kompostování
 - Kontrolovaná aerace materiálu,
 - Materiál je rozložen až do výšky 3,5 m na plochách s šířkou až 20 m,
- 3) Kompostování po stranách obdělávaných zemědělských půd
 - Metoda výhodná především pro farmáře s omezeným množstvím použitelného materiálu,
 - Nedochozí zde k přímému oddělení kompostu od obdělávané půdy.

Kompostování je využíváno také v komerčním měřítku. Pears (2017) rozděluje metody této recyklace živin následovně:

- 1) Použití kuchyňských zbytků
 - Systém bokashi – tato metoda představuje využití fermentačního procesu za pomoci mikroorganismů přidávaných k používanému odpadu, fermentace probíhá bez přístupu vzduchu (tedy v prostředí s nízkým obsahem kyslíku či vysokým obsahem oxidu uhličitého), přítomné cukry jsou rozkládány na etanol, kyselinu mléčnou a oxid uhličitý,
 - Zelený kužel – pomocí speciální nádoby složené ze dvou částí (spodní část - perforovaná a uložená v půdě; svrchní část – uzavřená, kónická, podporující aerobní proces, a umístěná nad půdou) dochází k využití veškerého kuchyňského odpadu a umožňuje tak přístup recyklovaných živin do půdního prostředí, využívá se například v blízkosti kořenů ovocných stromů či keřů,
 - Vermikompostér – metoda využívající speciální druh žížal (žížaly hnojní *Eisenia foetida*, či dešťovky evropské *Eisenia hortensis*) pro recyklaci rostlinných kuchyňských zbytků, výsledkem je tmavý sypký kompost s vysokým obsahem živin,
- 2) Použití zahradního odpadu
 - Listovka – touto metodou lze využít podzimního listí z opadavých stromů, k tlení dochází pomocí hub a plísní, nikoli bakterií, výsledný produkt lze použít pro obohacení trávníku či jako substrát pro předpěstování sazenic,
 - Mulčování – mulč představuje jakýkoli materiál rozprostřený na povrch půdy, v závislosti na typu materiálu lze dosáhnout různých účinků (přihnojení půdy, zlepšení její struktury, zadržení vlhkosti v půdě);
 - Studený kompost a teplý kompost – liší se v rychlosti procesu, náročnosti na množství surovin a zásahu do procesu
 - a) Studený kompost – proces je pomalý, dochází při něm ke zničení pouze některých rostlinných chorob, materiál je přidáván postupně a nevyžaduje téměř žádné zásahy,

- b) Teplý kompost – proces je rychlejší, dochází při něm k vyhubení velikému množství rostlinných chorob, je však nutné mít pro jeho založení velké množství materiálu najednou a vzniklou hromadu kompostu je nutné několikrát obracet.

3.3.3.5 Bokashi

Metoda Bokashi představuje formu biologického ošetření půd, při které dochází ke zpracování biologického (potravinářského) odpadu za využití efektivních mikroorganismů. Stabilizací tohoto bio odpadu vzniká produkt bohatý na živiny, který podporuje nejen rostliny, ale také půdu samotnou. Základem metody Bokashi je využití kontrolovaného fermentačního procesu kyseliny mléčné v anaerobních podmínkách, během kterého je biologický odpad inokulován přirozeně se vyskytujícími efektivními mikroorganismy, jako jsou laktobacily, kvasinky, aktinomycety či purpurové bakterie. V inokulovaném substrátu tak dochází k ustanovení specifické mikrobiální rovnováhy, která následně pozitivně působí nejen na rostlinnou produkci (Olle 2021).

Mezi výhody využití produktu metody Bokashi lze zařadit:

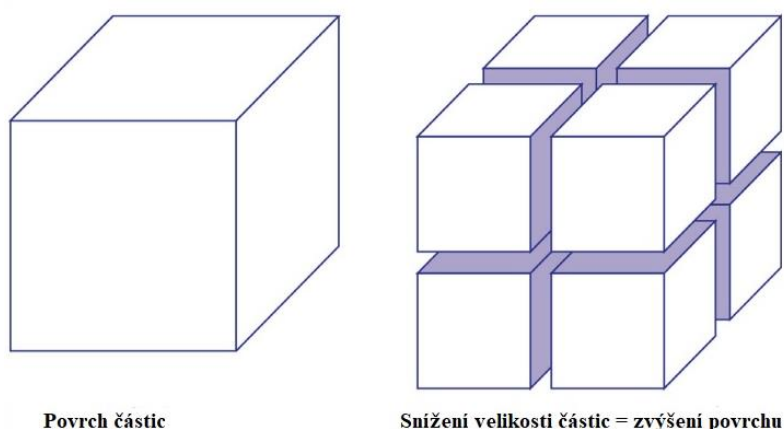
- 1) Zvýšený výnos a kvalita zemědělských plodin,
- 2) Recyklace bio odpadu,
- 3) Při fermentačním procesu není nutné bioodpad mechanicky obracet,
- 4) Rychlost fermentačního procesu (přibližně 10 – 20 dní),
- 5) Vznik menšího množství skleníkových plynů při procesu fermentace než při klasickém kompostování,
- 6) Během fermentačního procesu nedochází ke ztrátě živin a uhlíku, obsah oxidu uhličitého je zachován a uhlík je následně sekvestrován,
- 7) Zvýšení podílu půdní organické hmoty,
- 8) Vzniklý produkt je bohatý na přirozeně prospěšné mikroorganismy,
- 9) Nízké pH má pozitivní vliv na redukci patogenů vyskytujících se v půdě,
- 10) Stabilizace iontů těžkých kovů (imobilizace a vznik komplexních sloučenin),
- 11) Zlepšení půdní pórovitosti a hydraulické vodivosti v reakci na snížení objemové hmotnosti a kompaktnosti půdy,
- 12) Podpora vzniku půdních agregátů,
- 13) V kombinaci s drenážním ošetřením dochází k redukci sekundární salinizace půdy (Xiaohou et al. 2008; Olle 2021).

3.4 Fyzikální vlastnosti půdy

3.4.1 Specifický povrch částic

Specifický, nebo též měrný povrch pevných částic představuje důležitou vlastnost, která má vliv na mnoho půdních procesů, jako je například adsorpce kontaminantů, půdní agregace, poutání vody i její odtok v půdním prostředí. Tato veličina je považována za jednu z nejzákladnějších pro pochopení inženýrských vlastností půdy, tedy její pevnost, stlačitelnost apod. Znalost specifického povrchu proto silně koreluje např. s Atterbergovými mezemi. Vyjadřuje se jako plocha povrchu látky vztažená na hmotnost, nejčastěji [m^2g^{-1}] (Sridharan & Venkatappa Rao 1972; Pennell 2002).

Půda obecně vykazuje vysoký specifický povrch, což vede k mnoha interakcím půdních částic s jejich prostředím, především pak s ionty a molekulami vody. Specifický povrch částic má tudíž podstatný vliv na fyzikální i chemické vlastnosti půdy (Petersen et al. 1996). Půdy, které jsou z velké části tvořené především z písků, mají menší specifický povrch částic, než půdy sestávající z jílu a půdní organické hmoty. Platí zde tedy pravidlo nepřímé úměry: se zmenšující se velikostí částic vzrůstá hodnota jejich specifického povrchu (Obr. 3). Tato hodnota je ještě umocněna, pokud jsou částice pórovitého charakteru (Pennell 2002).



Obrázek 3 Vliv snížení velikosti částic na zvýšení povrchu (Koehler 2015)

Stejně jako u pórovitosti, i specifický povrch částic je silně závislý na původu vzorku, povrchovém náboji či kationtové výměnné kapacitě, především pak u jílových minerálů (Kuila & Prasad 2013).

Determinaci specifického povrchu půdních částic lze rozdělit na dvě základní metody:

1) Přímá metoda

- Je postavena na přímém fyzickém měření specifického povrchu,
- K determinaci je často využívána elektronová mikroskopie či rentgenová difrakce,
- Dochází k zjištění tvarů a rozměrů jednotlivých půdních částic,
- Specifický povrch částic je následně vypočítán pomocí rovnic fungujících na základě poměru hmotnosti částic ku objemu,

- Tato metoda je využitelná například k porovnání specifického povrchu čistých jílu či různých minerálů,
- Aplikace pro přírodní půdy nevhodná – složky půdy jsou často nepravidelné amorfní struktury,

2) Nepřímá metoda

- Nejvíce využívaná metoda,
- Založena na měření adsorpce navázaných molekul na pevném povrchu tvořící monovrstvu,
- Vysoce závislá na povaze a rozsáhlosti interakce mezi molekulami a pevným povrchem, tedy v závislosti na vlastnostech povrchu a jeho interakci s molekulami lze získat informace v různém rozsahu, např.:
 - Molekuly inertního dusíku (N_2) nereagují a nemají přístup do mezivrstev krystalografických ploch, tudíž mohou poskytovat údaje o vnějším specifickém povrchu částic,
 - Polární látky jako ethylenglykol prostupují do těchto mezivrstev a mohou tak poskytovat údaje o celkovém specifickém povrchu (vnějším + vnitřním) (Pennell 2002).

3.4.1.1 Rovnice BET a desikátorová metoda

Základním principem zkoumání specifického povrchu částic je premise, že půdní vzorky nacházející se v řízené atmosféře vodních (či jiných) par udržují s touto atmosférou rovnováhu. V takovém případě dochází k adsorpci odpařených molekul na povrch půdních částic. Množství adsorbovaných molekul se liší v závislosti na výšce parciálního tlaku, který je v atmosféře udržován. Grafickým zobrazením nasycení půdních vzorků vodními parami jsou adsorpční izotermy (Sridharan & Venkatappa Rao 1972).

Brunauer, Emmett a Teller navrhli teoretickou rovnici, tzv. rovnice BET, pro adsorpční izotermy. Tato rovnice následuje Langmuirovu teorii molekulární adsorpce v monovrstvě; rovnice BET nicméně operuje s verzí nekonečného množství vrstev adsorbovaných molekul, přičemž množství energie potřebné pro adsorpci jedné vrstvy se rovná množství potřebné energie pro každou další tuto navázanou vrstvu (Quirk 1955).

Rovnice BET stanovuje potřebnou hodnotu nasycení vodních par ve sledované atmosféře pro vytvoření monovrstvy adsorbovaných molekul, přičemž tato první vzniklá monovrstva odpovídá specifickému povrchu sledovaných půdních částic (Sridharan & Venkatappa Rao 1972). Quirk (1955) zároveň poukazuje na skutečnost, že monovrstva adsorbovaných molekul u jílových částic vzniká při relativním nasycení vodních par (p/p_0) odpovídající přibližně hodnotě 0,20. Sridharan & Venkatappa Rao (1972) na základě těchto výsledků pro zjištění specifického povrchu částic využívá zjednodušené tzv. desikátorové metody, která byla použita i v této diplomové práci a je dále popsána.

3.4.2 Agregátová stabilita

Agregáty představují skupiny primárních částic držících pospolu pomocí koheze, která je mezi těmito částicemi vyšší než mezi částicemi v jejich bezprostředním okolí. Soudržnost těchto částic lze definovat jakožto rezistenci rozdělení jejich spojů vůči vnějším silám. Zkoumáním agregátové stability lze sledovat schopnost půdy odolávat vodní erozi, tvořit půdní škraloup či zvýšit kompaktnost a tím následně zhoršit její hydraulickou vodivost a infiltraci vody do profilu (Angers et al. 2008).

Přítomnost organické hmoty v půdním prostředí má vliv na mnoho fyzikálních vlastností půdy, mezi které patří i agregátová stabilita a pórovitost, tedy vlastnosti, které mají přímý vliv na kořenové prostředí rostlin a tím také na stimulaci jejich růstu (Delibacak et al. 2007).

Mezi metody zkoumání půdních agregátů lze zařadit:

- 1) Vodostálost půdních strukturních agregátů,
- 2) Distribuce vodostálých agregátů na základě velikosti,
- 3) Kombinovaná metoda (Angers et al. 2008).

3.4.3 Zrnitostní rozbor půdy

Zrnitostní rozbor půdy slouží k získání údajů o procentuálním zastoupení půdních částic v analyzovaném vzorku. Je tak zkoumána velikost těchto částic a zároveň jejich distribuce, a to pomocí přesívání půdních vzorků a následných sedimentačních analýz. Na základě poměru zastoupení zrnitostních frakcí jsou dále definovány půdní druhy (Gregorich et al. 2001; Gee & Bauder 1986).

Metody zrnitostních rozborů jsou zpravidla postavené na základě dvou principů - postupném vyplavování částic (metody elutriační) a postupném usazování částic (metody sedimentační). Mezi tyto metody lze zařadit následující:

- 1) Vyplavovací metoda dle Kopeckého,
- 2) Dekantační metoda,
- 3) Pipetovací metoda,
- 4) Areometrická metoda dle Casagrande (Valla 2002).

Nejběžněji využívanými metodami jsou metoda areometrická, neboli hustoměrná, a metoda pipetovací. Oba tyto způsoby jsou postavené na základě přípravy půdních vzorků přesíváním na velikost částic < 2 mm (jemnozem) a následném využití Stokesova zákona, který zjednodušeně ustanovuje následující: rychlost usazování částic v roztoku je dána hustotou těchto částic; tedy k sedimentaci částic o vyšší hustotě dochází rychleji, zatímco částice s menší hustotou zůstávají v kapalině suspendované déle (Kroetsch & Wang 2008).

4 Metodika

4.1 Výzkumné lokality

Výzkumné práce probíhaly na odebraných porušených půdních vzorcích z experimentálních lokalit v Malontech (Bemagro a. s.) a Výzkumné stanici rostlinné výroby v Praze – Uhřetěvesi (Katedra agroekologie a rostlinné produkce, FAPPZ ČZU).

Tyto půdní vzorky byly ošetřeny několika různými organickými materiály a následně sledovány v experimentální části diplomové práce.

4.1.1 Malonty (Bemagro, a. s.)

Bemagro, a. s. je biostatek ležící v okrese Český Krumlov. Kromě bio produkce se Bemagro věnuje též péči o krajinu, jako je obnova mezí, budování biokoridorů, tůňek, a především pak způsobu obhospodařování zemědělských pozemků.

Vzorky z polního poloprovazního experimentu v Malontech (souřadnice pozemku 48.6903658N, 14.5863314E; Obr. 4) byly ošetřeny kompostem a biouhlem na jaře r. 2019 před setím ovsa (*Avena sativa* L.) dávkou 30 t/ha, a to ve třech variantách. Kompost byl nejdříve promíchán s biouhlem, pak aplikován na povrch půdy rozmetadlem a zapraven do hloubky cca 15 cm:

- ČBK – Čerstvá aplikace biouhlu a kompostu – tyto dva komponenty byly smíchány bezprostředně před jejich aplikací v poměru 2:98,
- ČK – Čistý kompost,
- ABK – Aktivovaný biouhel a kompost – aktivace komponentů v tomto případě znamená, že biouhel a zrající kompost byly smíchány v poměru 2:98 přibližně šest měsíců před jejich aplikací.

Odběr vzorků byl následně proveden po 2 měsících od ošetření půdy organickými materiály.

Vzorkovací schéma:

- Vzorky byly odebrány z povrchové vrstvy 0-15 cm,
- Pro každý typ ošetření byly odebrány minimálně 3 vzorky.

U všech parcel byla sledována adsorpční kapacita půdy při 100% a 20% relativní vlhkosti vzduchu a vypočítán specifický povrch.

Pro účely této diplomové práce byly odebrány následující vzorky (Tab. 2):

Tabulka 2 Základní charakteristika vzorků Malonty (Zdroj: R. S. Kara)

Ošetření	pH	Elektrická konduktivita [$\mu\text{S}/\text{cm}$]	Organická hmota [%]	Objemová hmotnost suché zeminy [g/cm^3]	Objemová vlhkost [%]
ČBK	4,7-4,9	90-115	3-3,3	1,1-1,3	35-45
ČK	4,6-4,8	80-95	3-3,8	1,1-1,3	33-39
ABK	4,4-4,5	75-95	3,1-3,3	1,2-1,3	37-41

4.1.2 Výzkumná stanice rostlinné výroby v Praze - Uhříněvsi

Vzorky ze skleníku z Výzkumné stanice rostlinné výroby v Praze - Uhříněvsi (souřadnice 50.0335181N, 14.6089236E; Obr. 5) byly ošetřeny dávkou 20 t/ha kompostem a kompostem ve směsi s biouhlem a aktivovaným biouhlem ve čtyřech variantách na jaře r. 2019 před setím hořčice bílé (*Sinapis alba* L.). Kompost byl nejdříve promíchán s biouhlem, pak ručně aplikován na povrch půdy a zapraven do hloubky cca 15 cm kultivátorem:

- K – Čistý kompost – kontrolní vzorky,
- KB – Čerstvá směs biouhlu a kompostu (20:80),
- KBB – Biouhel aktivovaný pomocí Bokashi metody + kompost (20:80),
- KBA – Biouhel aktivovaný pomocí inokulace bakterie *Azotobacter* do půdy přibližně dva týdny před aplikací + kompost (20:80).

Maloparcelkový pokus probíhal na celkem 12 parcelkách, tedy ve třech opakováních pro každou variantu ošetření. Velikost jedné parcelky byla 1,2 m². Experimentální parcelky byly zavlažovány kapkovou závlahou. Následně byly vzorky odebrány ve dvou etapách:

1. odběr byl proveden 2 měsíce po ošetření organickými materiály,
2. odběr byl proveden po 1 měsíci od odběru prvního.

Vzorkovací schéma 1. odběru:

- Vzorky byly odebrány z povrchové vrstvy 0-15 cm,
- Pro každý typ ošetření byly odebrány 3 vzorky.

Vzorkovací schéma 2. odběru:

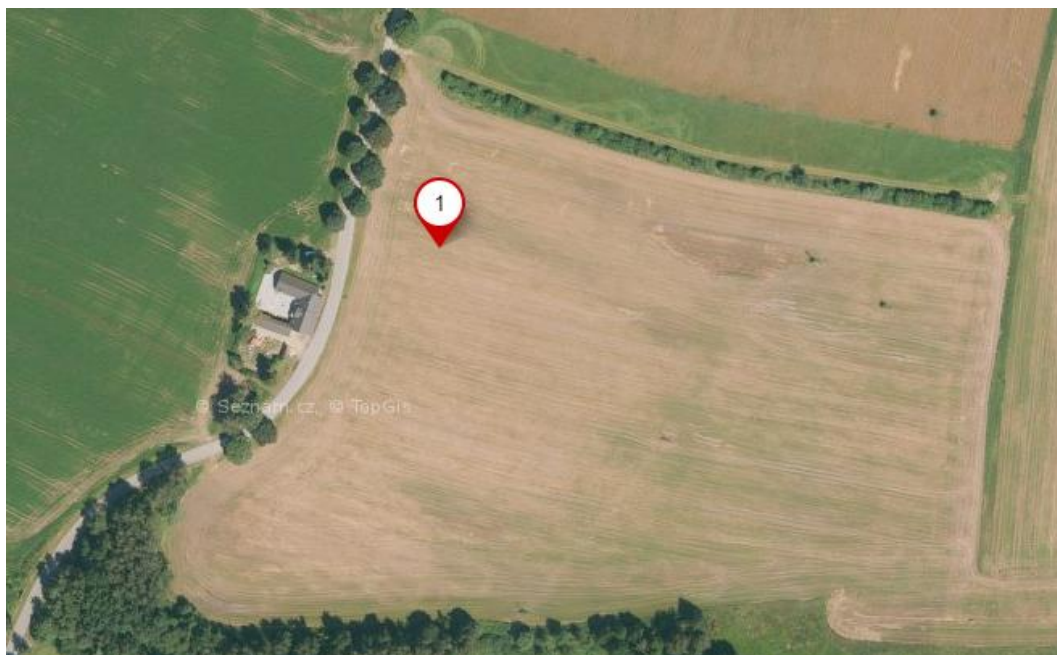
- Vzorky byly odebrány z povrchové vrstvy 0-15 cm,
- Během 2. odběru byly pro experimentální část vybrány konkrétní parcely, u kterých byla sledována jejich objemová vlhkost a potenciál půdní vody,
- Každé ošetření bylo reprezentováno dvěma parcelami,
- Pro zajištění dostatečného množství vzorků byla odebrána prakticky veškerá povrchová vrstva každé sledované parcelky, přičemž z každé parcely byly vytvořeny 3 vzorky, tj. 6 vzorků pro reprezentaci všech jednotlivých ošetření.

U všech parcel byla sledována adsorpční kapacita půdy při 100% a 20% relativní vlhkosti vzduchu, vypočítán specifický povrch, obsah neagregovaného prachu a jílu, zrnitostní složení a obsah uhlíku oxidovatelného manganistanem draselným.

Pro účely této diplomové práce byly odebrány následující vzorky (Tab. 3):

Tabulka 3 Základní charakteristika vzorků Výzkumné stanice rostlinné výroby v Praze – Uhříněvsi (Zdroj: R. S. Kara)

Ošetření	pH	Elektrická konduktivita [μS/cm]	Organická hmota [%]	Objemová hmotnost suché zemín [g/cm ³]	Hmotnostní vlhkost [%]
K	6,5-7	330-420	4,1-5,1	1,2-1,3	39-41
KB	6,5-7,2	380-480	3,9-5	1,1-1,3	35-39
KBA	7-7,3	390-430	4,2-5,3	1,1-1,2	35-38
KBB	6,7-7,1	490-560	4,3-5,3	1,2-1,3	37-40



Obrázek 4 Pozemek místně zvaný „U Trianglu“, lokalita Malonty (www.mapy.cz)



Obrázek 5 Zakládání porostu hořčice ve skleníku (vlevo) a parcely těsně po sklizni (vpravo), lokalita Uhříněves (foto: M. Miháliková)

4.2 Uhlík oxidovatelný manganistanem draselným

Pro provedení experimentu ke zjištění hodnoty uhlíku oxidovatelného manganistanem draselným (POxC; z angl. permanganate-oxidizable carbon) byly použity půdní vzorky získané z experimentální lokality ve Výzkumné stanici rostlinné výroby v Praze – Uhřetěvesi.

Vzorky z prvního vzorkování dvanácti parcel lokality v Praze – Uhřetěvesi byly pro obsah uhlíku oxidovatelného manganistanem draselným sledovány v předcházejícím projektu.

Vzorky z druhého vzorkování dvanácti parcel lokality v Praze – Uhřetěvesi byly v rámci této diplomové práce sledovány pro jejich nasycení ve 100% vzdušné vlhkosti a specifickému povrchu, z tohoto důvodu bylo přistoupeno též ke zjištění obsahu oxidovatelného uhlíku manganistanem draselným, aby bylo možné zkontrolovat případné korelace mezi těmito sledovanými parametry.

Materiál a pomůcky potřebné pro vlastní experiment:

- Půdní standard pro přípravu referenčního vzorku,
- Kalibrované váhy,
- Plastové uzavíratelné lahve o objemu 100 ml,
- Nastavitelná mikropipeta pro malé objemy + špičky,
- Nastavitelná makropipeta pro větší objemy + špičky,
- Dávkovač s nastavitelným objemem,
- Kádinky o objemu 1000 ml,
- Erlenmeyerovy baňky o objemu 1000 ml,
- Magnetický míchací stroj,
- pH metr,
- Orbitální třepačka s oscilací 240 kmitů/min,
- Spektrofotometr s odečtem absorbance 550 nm,
- Skleněné kyvety,
- Stopky,
- Deionizovaná voda,
- Manganistan draselný (KMnO_4 , $M = 158,03 \text{ g mol}^{-1}$),
- Dihydrát chloridu vápenatého ($\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$, $M = 147,01 \text{ g mol}^{-1}$),
- NaOH (0,1 M).

Postup:

- 1) Příprava činidla KMnO_4 (0,2 M):
 - Do kádinky o objemu 1000 ml bylo odváženo 147 g CaCl_2 ,
 - Následně bylo přidáno 900 ml deionizované vody,
 - Kádinka byla umístěna na magnetický míchací stroj a suspenze byla promíchávána po dobu potřebnou k úplnému rozpuštění látky,
 - Vytvořený roztok byl převeden do Erlenmeyerovy baňky o objemu 1000 ml a baňka byla doplněna po risku deionizovanou vodou,

- Do čisté kádinky o objemu 1000 ml bylo odváženo 31,6 g KMnO_4 ,
 - Následně bylo přidáno 900 ml předem připraveného roztoku CaCl_2 ,
 - Kádinka byla umístěna na magnetický míchací stroj a suspenze byla promíchávána po dobu potřebnou k úplnému rozpuštění látky,
 - Do roztoku byl vložen kalibrovaný pH metr, pH roztoku bylo upraveno pomocí 0,1M NaOH přidávaného vždy po jedné kapce, výsledná hodnota pH vzniklého roztoku byla upravena na $\text{pH} = 7,2$;
 - Výsledný roztok byl převeden do Erlenmeyerovy baňky o objemu 1000 ml a baňka byla doplněna po risku roztokem CaCl_2 ,
 - Připravený roztok byl uskladněn do nádoby z tmavého skla a umístěn na tmavé místo.
- 2) Příprava standardů KMnO_4 (vzorků o koncentraci 0,005 M; 0,01 M; 0,015 M a 0,02 M):
- Dle následující tabulky bylo odměřeno potřebné množství předem připraveného roztoku KMnO_4 a deionizované vody dle Weil et al. (2003) (Tab. 4):

Tabulka 4 Příprava standardů roztoku manganistanu draselného pro stanovení PO_xC (Weil et al. 2003)

Výsledná koncentrace standardu	Objem připraveného roztoku KMnO_4 [ml]	Objem deionizované H_2O [ml]
0,005 M	0,25	9,75
0,01 M	0,5	9,5
0,015 M	0,75	9,25
0,02 M	1,0	9,0

- Z každého nově vzniklého roztoku bylo odměřeno 0,5 ml do uzavíratelné PET lahve o objemu 100 ml, která byla následně doplněna do objemu 50 ml deionizovanou vodou.
- 3) Na kalibrovaných vahách bylo odváženo 2,5 g suchých půdních vzorků (vč. vzorků referenčních), které byly jednotlivě přesypány do uzavíratelných PET lahví o objemu 100 ml,
 - 4) Ke každému půdnímu vzorku bylo přidáno 18 ml deionizované vody,
 - 5) Následně byly pipetou do připravených suspenzí přidány 2 ml připraveného 0,2M roztoku KMnO_4 ,
 - 6) Vzniklé vzorky byly uzavřeny a pomocí orbitální třepačky nastavené na oscilaci 240 kmitů/min třepány po dobu přesně 2 min,
 - 7) Po protřepání byly vzorky uzavřeny na tmavém místě na dobu přesně 10 min, během kterých došlo k usazení půdních částic v roztoku,
 - 8) Z usazených vzorků bylo následně pipetou odebráno 0,5 ml supernatantu do čistých PET lahví o objemu 100 ml,
 - 9) 0,5 ml supernatantu bylo doplněno do objemu 50 ml deionizovanou vodou, čímž vznikly vzorky potřebné k provedení analýzy pomocí spektrofotometru,

- 10) Čisté skleněné kyvety byly minimálně z poloviny naplněny získanými roztoky vzorků (vzorky zkoumané, referenční, standardní roztoky připravené v kroku č. 2 a čistá deionizovaná voda),
- 11) Pomocí spektrofotometru byla změřena absorbance vzorků při vlnové délce 550 nm,
- 12) Z hodnot absorbance standardních vzorků o koncentraci 0,005 M; 0,01 M; 0,015 M a 0,02 M byla sestavena křivka, z níž byla odečtena rovnice křivky:
- 13) Pomocí následující rovnice byla vypočítána hodnota POxC pro sledované vzorky (Weil et al. 2003):

$$POxC = [0,02 - (a + b * Abs)] * (9000) * (0,2/W_t) \quad (1)$$

kde: POxC = hodnota uhlíku oxidovatelného manganistanem draselným [mg/kg půdy]

0,02 = koncentrace prvotního roztoku [mol/l]

a = hodnota rovnice křivky standardů

b = sklon křivky standardů

Abs = absorbance zkoumaného vzorku

9000 = množství uhlíku oxidovaného 1 molem MnO₄ při redukci Mn⁷⁺ → Mn⁴⁺ [mg C/mol]

0,02 = objem zreagovaného roztoku KMnO₄ [l]

W_t = množství suchého půdního vzorku [g]

4.3 Zrnitostní rozbor půdy

Zrnitostní složení půd z Výzkumné stanice rostlinné výroby v Praze – Uhřetěvesi bylo stanoveno pro půdní vzorky z první i druhé etapy.

V první etapě odběru bylo každé ošetření reprezentováno 3 vzorky.

Ve druhé etapě odběru, které se soustředilo na podrobně sledované parcely, bylo každé ošetření reprezentováno 4 vzorky.

Materiál a pomůcky potřebné pro vlastní experiment:

- Kalibrované váhy,
- Kalibrované půdní hustoměry,
- Kalibrované odměrné válce o objemu 1000 ml,
- Voda (z vodovodního řádu),
- Kádinky o objemu 500 ml,
- Skleněné tyčinky,
- Peroxid vodíku (H_2O_2 , 15% roztok),
- Grahamova sůl (6NaPO_3 , 4% roztok),
- Mixér,
- Míchadlo pro disperzi vzorku v odměrném válci,
- Stopky,
- Teploměr,
- Síta o průměrech ok ≤ 2 mm, ≤ 1 mm, $\leq 0,5$ mm, $\leq 0,25$ mm, $\leq 0,1$ mm, $\leq 0,063$ mm,
- Stěrka,
- Stříčka,
- Porcelánové nádoby,
- Sušárna.

Postup provedení laboratorního zkoumání zrnitostního složení půdy byl proveden dle postupu areometrické metody podle A. Casagrande (Valla 2002) a v souladu s normou ČSN CEN ISO/TS 17892-4.

Peroxid vodíku byl použit pro odstranění organické hmoty před provedením zrnitostní zkoušky.

4.4 Obsah neagregovaného půdního jílu a prachu

Pro provedení experimentu zjištění množství neagregovaného prachu a jílu byly použity porušené půdní vzorky získané z experimentálního skleníku Výzkumné stanice rostlinné výroby v Praze - Uhřetěvesi odebrané během druhé etapy.

Každé ošetření parcel bylo reprezentováno 6 vzorky ve 2 opakováních.

Mechanicky dispergovatelný prach a jíl byly určeny dle Tüzüner (1990); disperzní poměr byl vypočítán dle Chandry & De (1978) jako podíl mechanicky (vodou) dispergovatelného prachu a jílu z celkového obsahu prachu a jílu ve vzorku.

Materiál a pomůcky potřebné pro vlastní experiment:

- Kalibrované váhy,
- Kalibrovaný půdní hustoměr,
- Kalibrované odměrné válce o objemu 1000 ml, zátka,
- Voda (z vodovodního řádu),
- Síto o průměru $ok \leq 8$ mm,
- Stopky,
- Teploměr.

Postup:

- 1) Suché půdní vzorky byly přesáty přes síto o průměru $ok \leq 8$ mm,
- 2) Na kalibrovaných vahách bylo odváženo přibližně přesně 50 g půdy,
- 3) Vzorky byly kvantitativně přesunuty do odměrných válců,
- 4) Odměrné válce byly doplněny po risku 1000 ml vodou z vodovodního řádu,
- 5) Vzorky byly ponechány po dobu 15 minut v klidu, aby došlo k jejich řádnému provlhčení vodou,
- 6) Následně byly odměrné válce utěsněny zátkou a bylo provedeno manuální promíchání v celém jejich objemu – odměrné válce byly 20x otočeny o 180° a zpět,
- 7) Po manuálním promíchání byl spuštěn časovač,
- 8) Do odměrných válců byl následně vložen hustoměr v časovém rozmezí maximálně 15 s,
- 9) V čase 40 s byla odečtena hodnota ze stupnice hustoměru,
- 10) Po dokončení měření byla odečtena teplota vody v jednotlivých odměrných válcích,
- 11) Hodnoty odečtené ze stupnice hustoměru byly následně přepočítány vůči naměřené hodnotě (hustoměr byl kalibrován na teplotu 20°C),
- 12) Po korekci získaných hodnot bylo vypočítáno množství neagregovaného prachu a jílu dle rovnice Bouyoucose (1962):

$$\frac{\text{Upravená hodnota stupnice hustoměru v čase 40 s}}{\text{Hmotnost vzorku [g]}} * 100 \quad (2)$$

4.5 Index podílu jílu

Bouyoucos (1935; cit. z Chandry & De 1978) navrhl index podílu jílu, původní název „clay ratio“, vypočítaný jednoduše jako součet obsahů písku a prachu vydělený obsahem jílu. Velikost texturních frakcí je definována následovně, jíl <0,002 mm, prach 0,002 až 0,05 mm a písek 0,05 až 2 mm (Soil Survey Staff 1972). Index podílu jílu slouží jako jednoduchý ukazatel náchylnosti půdy k erozi.

4.6 Specifický povrch částic

Pro provedení experimentu ke zjištění specifického půdního povrchu byly použity půdní vzorky získané z experimentálních lokalit v Malontech a Výzkumné stanici rostlinné výroby v Praze - Uhřetěvesi.

V lokalitě v Malontech bylo dvanáct parcel sledováno tak, aby bylo každé ošetření reprezentováno 6 až 8 vzorky.

V prvním vzorkování dvanácti parcel lokality v Praze – Uhřetěvesi bylo každé ošetření reprezentováno 6 vzorky; ve druhém vzorkování, které se soustředilo na osm podrobně sledovaných parcel, bylo každé ošetření reprezentováno 8 vzorky.

Všechny porušené půdní vzorky byly přesáty přes síto o průměru ok $\leq 0,5$ mm a sledovány ve dvou desikátorech.

Materiál a pomůcky potřebné pro vlastní experiment:

- Kalibrované váhy,
- Síto o průměru ok $\leq 0,5$ mm,
- Hliníkové váženky,
- Desikátor,
- Roztok kyseliny sírové (H_2SO_4 , $M = 98,08 \text{ g mol}^{-1}$),
- Voda (z vodovodního řádu),
- Kádinky o objemu 1000 ml,
- Odměrné válce,
- Sušárna,
- Čidlo vlhkosti a teploty vzduchu Minihin THi (Environmental Measuring Systems s.r.o.),
- Vakuová pumpa.

Postup:

- 1) Všechna měření byla prováděna v kontrolované místnosti se stabilní teplotou 20 °C pro zajištění co nejpřesnějších výsledků,
- 2) Na vzduchu vyschlé půdní vzorky byly přesáty přes síto o průměru ok $\leq 0,5$ mm,
- 3) Na kalibrovaných vahách bylo odváženo:

- Pro vzorky z experimentálního pozemku v Malontech bylo odváženo přibližně přesně 10 g půdy,
 - Pro vzorky z experimentálního skleníku Výzkumné stanice rostlinné výroby v Praze – Uhřetěvesi bylo odváženo přibližně přesně 3 g půdy,
 - Vzorky byly odváženy do předem zvážených a označených hliníkových váženek,
- 4) Pro stanovení hodnoty nasycení vzorků při relativní vlhkosti vzduchu 100 % byly hliníkové váženky uloženy do desikátorů naplněných vodou (z vodovodního řádu) a následně uzavřeny, do jednoho desikátoru bylo umístěno čidlo pro sledování vlhkosti a teploty:
- Vzorky z experimentálního pozemku v Malontech byly v desikátoru ponechány 7 dní pro ustanovení rovnováhy parciálního tlaku,
 - Vzorky z experimentálního skleníku Výzkumné stanice rostlinné výroby v Praze - Uhřetěvesi byly v desikátoru ponechány 2 dny pro ustanovení rovnováhy parciálního tlaku,
- 5) Po uplynutí doby potřebné k ustanovení rovnováhy parciálního tlaku byly desikátory otevřeny a vzorky převáženy na kalibrovaných vahách,
- 6) Toto měření bylo zopakováno celkem 2x,
- 7) Po druhém převážení vzorků pro stanovení hodnoty jejich nasycení při relativní vlhkosti vzduchu 100 % byly hliníkové váženky uloženy do sušárny při teplotě 55 °C (pro zachování organické hmoty) a vysušeny do konstantní hmotnosti,
- 8) Následně byl připraven roztok kyseliny sírové dle Solomona (1951) pro zajištění 20% relativní vlhkosti vzduchu sledované v dalším kroku (Tab. 5):
- V odměrném válci bylo odměřeno potřebné množství vody (z vodovodního řádu), která byla převedena do kádinky,
 - Množství přepočítané kyseliny sírové bylo následně též odměřeno v odměrném válci a kyselina byla s opatrností převedena do již připravené kádinky s vodou,
 - Při míchání vody s kyselinou byly dodrženy bezpečnostní opatření a postupy (práce v ochranném obleku, s ochrannými prostředky, kyselina přilévána do vody),
 - Nově vzniklý roztok kyseliny sírové byl po exogenní reakci ponechán k vychladnutí při laboratorní teplotě 20 °C,
- 9) Pro stanovení hodnoty nasycení vzorků při relativní vlhkosti vzduchu 20 % byly vysušené vzorky uloženy do desikátorů naplněných nově vzniklým roztokem kyseliny sírové a následně uzavřeny, do jednoho desikátoru bylo umístěno čidlo pro sledování vlhkosti, desikátory byly evakuovány pomocí vakuové pumpy:
- Vzorky z experimentálního pozemku v Malontech byly v desikátoru ponechány 72-96 hodin pro ustanovení rovnováhy parciálního tlaku,
 - Vzorky z experimentálního skleníku Výzkumné stanice rostlinné výroby v Praze – Uhřetěvesi byly v desikátoru ponechány 72-96 hodin pro ustanovení rovnováhy parciálního tlaku,
- 10) Po uplynutí doby potřebné k ustanovení rovnováhy parciálního tlaku byly desikátory otevřeny a vzorky převáženy na kalibrovaných vahách,

- 11) Toto měření bylo zopakováno celkem 2x,
- 12) Po druhém převážení vzorků pro stanovení hodnoty jejich nasycení při relativní vlhkosti vzduchu 20 % byly hliníkové váženky uloženy do sušárny při teplotě 55 °C (pro zachování organické hmoty) a sušeny do konstantní hmotnosti,
- 13) Vysušené vzorky byly naposledy převáženy,
- 14) Dle následující rovnice byl vypočítán specifický povrch částic dle autorů Sridharan & Venkatappa Rao (1972):

$$S = \frac{w}{M} * \frac{N}{10^4} * A * 10^{-16} \quad (3)$$

kde: S = specifický povrch

w = dosažená rovnováha vlhkosti vzorku [g vody/g půdy]

M = molární hmotnost vody (18,016 g)

N = Avogadrovo číslo ($6,025 \times 10^{23}$)

A = povrch molekuly vody ve čtverečních Ångströmech ($10,8 \text{ \AA}^2$)

Tabulka 5 Příprava roztoku kyseliny sírové pro zajištění sledované relativní vlhkosti vzduchu (Solomon 1951)

Relativní vlhkost při teplotě 25 °C [%]	Hmotnost [g] H ₂ SO ₄ ve 100 g roztoku [hm. %]	Hustota při teplotě 15 °C [g/ml]	Hustota při teplotě 20 °C [g/ml]
100	0	0,999	0,998
95	11,02	1,075	1,073
90	17,91	1,126	1,123
85	22,88	1,165	1,162
80	26,79	1,196	1,193
75	30,14	1,223	1,219
70	33,09	1,248	1,245
65	35,80	1,271	1,267
60	38,35	1,292	1,289
55	40,75	1,313	1,309
50	43,10	1,334	1,330
45	45,41	1,355	1,351
40	47,71	1,377	1,373
35	50,04	1,400	1,396
30	52,45	1,423	1,419
25	55,01	1,449	1,445
20	57,76	1,478	1,474
15	60,80	1,511	1,507
10	64,45	1,551	1,546
5	69,44	1,608	1,604

5 Výsledky

Pro statistické vyhodnocení výsledků proběhlých měření a zachycení významných rozdílů mezi jednotlivými ošetřeními byl použit Duncanův test s p hodnotou $p < 0,05$ (pokud není uvedeno jinak). Statistické vyhodnocení bylo provedeno v programu Statistica 13 (Tibco). Porovnány a dále korelovány byly stanovené hodnoty adsorpční kapacity půdy při 100% r.v.v., specifický povrch (SSA), uhlík oxidovatelný manganistanem draselným (POxC), obsah neagregovaného půdního jílu a prachu a index podílu jílu. Pro porovnání byla dále využita stávající data (obsah živin v půdě, hydraulická vodivost, uhlík extrahovatelný studenou a horkou vodou – C-W, C-HWS) poskytnutá školitelkou a konzultantem.

5.1 Malonty

Vzorky z polního experimentu v Malontech nevykazovaly dle statistických vyhodnocení významné rozdíly v jednotlivých ošetřeních, která zde byla použita (Tab. 6).

U sledované adsorpční kapacity půdy při 100% relativní vlhkosti vzduchu prokázalo ošetření čistým kompostem (ČK) vyšší hodnoty adsorpční kapacity v získaných průměrných hodnotách, než čerstvá (ČBK) a aktivovaná (ABK) aplikace biouhlu s kompostem (Tab. 7).

Tabulka 6 Malonty, 100% r.v.v. - významné diference

Č. buňky	Duncanův test; proměnná 100% r.v.v. (Malonty) Přibližné pravděpodobnosti pro post hoc testy				
	Ošetření	1	2	3	
1	ČBK		0,443998	0,791948	
2	ČK	0,443998		0,333506	
3	ABK	0,791948	0,333506		

Tabulka 7 Malonty, 100% r.v.v. - homogenní skupiny

Č. buňky	Duncanův test; proměnná 100% r.v.v. (Malonty) Homogenní skupiny, alfa = 0,05000			
	Ošetření	100% r.v.v. průměr	1	
3	ABK	3,185883	***	
1	ČBK	3,206257	***	
2	ČK	3,265781	***	

Statistické vyhodnocení specifického povrchu jílových částic vykazovaly rozdílné výsledky, nicméně ani zde nebyly potvrzeny statisticky významné rozdíly mezi ošetřeními (Tab. 8). Nejvyšší hodnotu zde vykazovala aplikace aktivovaného biouhlu a kompostu (ABK, Tab. 9).

Tabulka 8 Malonty, specifický povrch jílových částic - významné difference

Č. buňky	Duncanův test; proměnná SSA (Malonty) Přibližné pravděpodobnosti pro post hoc testy				
	Ošetření	1	2	3	
1	ČBK		0,903602	0,221865	
2	ČK	0,903602		0,240833	
3	ABK	0,221865	0,240833		

Tabulka 9 Malonty, specifický povrch jílových částic - homogenní skupiny

Č. buňky	Duncanův test; proměnná SSA (Malonty) Homogenní skupiny, alfa = 0,05000			
	Ošetření	SSA průměr	1	
1	ČBK	19,08118	***	
2	ČK	19,14232	***	
3	ABK	19,74492	***	

Ve výsledcích vodou extrahovatelného uhlíku (C-W, Tab. 10) a horkou vodou extrahovatelného uhlíku (C-HWS, Tab. 12) nebyly zjištěny statisticky významné rozdíly mezi jednotlivými ošetřeními, v obou případech se však potvrdila stejná posloupnost výsledků, přičemž nejvyšších hodnot dosahoval čistý kompost (ČK) oproti aplikaci čerstvého (ČBK) a aktivovaného (ABK) biouhlu s kompostem (Tab. 11; Tab. 13).

Tabulka 10 Malonty, vodou extrahovatelný uhlík - významné difference

Č. buňky	Duncanův test; proměnná C-W (Malonty) Přibližné pravděpodobnosti pro post hoc testy				
	Ošetření	1	2	3	
1	ČBK		0,439266	0,610463	
2	ČK	0,439266		0,761710	
3	ABK	0,610463	0,761710		

Tabulka 11 Malonty, vodou extrahovatelný uhlík - homogenní skupiny

Č. buňky	Duncanův test; proměnná C-W (Malonty) Homogenní skupiny, alfa = 0,0500			
	Ošetření	C-W průměr	1	
1	ČBK	126,3333	***	
3	ABK	133,6667	***	
2	ČK	138,0000	***	

Tabulka 12 Malonty, horkou vodou extrahovatelný uhlík - významné diference

Č. buňky	Duncanův test; proměnná C-HWS (Malonty) Přibližné pravděpodobnosti pro hoc testy				
	Ošetření	1	2	3	
1	ČBK		0,758305	0,890544	
2	ČK	0,758305		0,856688	
3	ABK	0,890544	0,856688		

Tabulka 13 Malonty, horkou vodou extrahovatelný uhlík - homogenní skupiny

Č. buňky	Duncanův test; proměnná C-HWS (Malonty) Homogenní skupiny, alfa = 0,05000			
	Ošetření	C-HWS Průměr	1	
1	ČBK	525,0000	***	
3	ABK	535,6667	***	
2	ČK	549,6667	***	

Z výsledků korelací mezi hodnotami vodou (C-W) a horkou vodou extrahovatelného uhlíku (C-HWS) a živinami byly vyhodnoceny pozitivní korelace mezi hořčíkem, vápníkem a draslíkem. (Data o obsahu přístupných živin na jednotlivých ošetřeních byla pro účely této práce poskytnuta školitelkou.) Naproti tomu negativní korelace se objevily mezi vodou extrahovatelným uhlíkem (C-W), vápníkem a hořčíkem; negativní korelace byla též zjištěna mezi obsahem vápníku a fosforu (Tab. 14).

Tabulka 14 Malonty, korelace rozpustný uhlík x živiny

Proměnná	Korelace (Malonty) Označ. korelace jsou významné na hlad. p < 0,05000							
	Průměry	Sm. Odch.	C-W	C-HWS	Ca	K	Mg	P
C-W	132,667	15,3460	1,000000	0,290787	-0,725102	-0,599350	-0,726581	0,263263
C-HWS	536,778	79,4226	0,290787	1,000000	-0,389940	0,327342	-0,077955	0,627286
Ca	1212,889	155,4979	-0,725102	-0,389940	1,000000	0,303795	0,869193	-0,669576
K	308,778	99,0426	-0,599350	0,327342	0,303795	1,000000	0,698579	-0,001734
Mg	120,111	19,4579	-0,726581	-0,077955	0,869193	0,698579	1,000000	-0,504073
P	75,222	14,9648	0,263263	0,627286	-0,669576	-0,001734	-0,504073	1,000000

5.2 Výzkumná stanice rostlinné výroby v Praze - Uhříněvsi

Vzorky ze skleníku z Výzkumné stanice rostlinné výroby v Praze – Uhříněvsi nevykazovaly u sledované adsorpční kapacity půdy při 100% relativní vlhkosti vzduchu významné statistické rozdíly (Tab. 15). Nejvyšších průměrných hodnot dosahovalo ošetření biouhlem aktivovaného pomocí inokulace bakterií *Azotobacter* do půdy (KBA, Tab. 16).

Tabulka 15 Praha – Uhříněves, 1. odběrová etapa, 100% r.v.v. - významné difference

Č. buňky	Duncanův test; proměnná 100% r.v.v. (Uhříněves 1. etapa) Přibližné pravděpodobnosti pro post hoc testy					
	Ošetření	1	2	3	4	
1	KBA		0,627385	0,449916	0,247916	
2	K	0,627385		0,755175	0,454621	
3	KB	0,449916	0,755175		0,633373	
4	KBB	0,247916	0,454621	0,633373		

Tabulka 16 Praha – Uhříněves, 1. odběrová etapa, 100% r.v.v. - homogenní skupiny

Č. buňky	Duncanův test; proměnná 100% r.v.v. (Uhříněves 1. etapa) Homogenní skupiny, alfa = 0,05000			
	Ošetření	100% r.v.v. průměr	1	
4	KBB	7,009585	***	
3	KB	7,215659	***	
2	K	7,349816	***	
1	KBA	7,559586	***	

Naproti tomu z výsledků specifického povrchu jílových částic (SSA) byly potvrzeny statisticky významné rozdíly mezi ošetřením pomocí čistého kompostu (tedy kontrolními vzorky, K) a čerstvou aplikací biouhlu a kompostu (KB), a dále mezi ošetřením biouhlem aktivovaným pomocí bokashi metody smíchaným s kompostem (KBB) a čerstvou aplikací biouhlu a kompostu (KB, Tab. 17). Nejvyšších hodnot dosahovalo ošetření čerstvé aplikace biouhlu a kompostu (Tab. 18)

Tabulka 17 Praha - Uhříněves, 1. odběrová etapa, specifický povrch jílových částic - významné difference

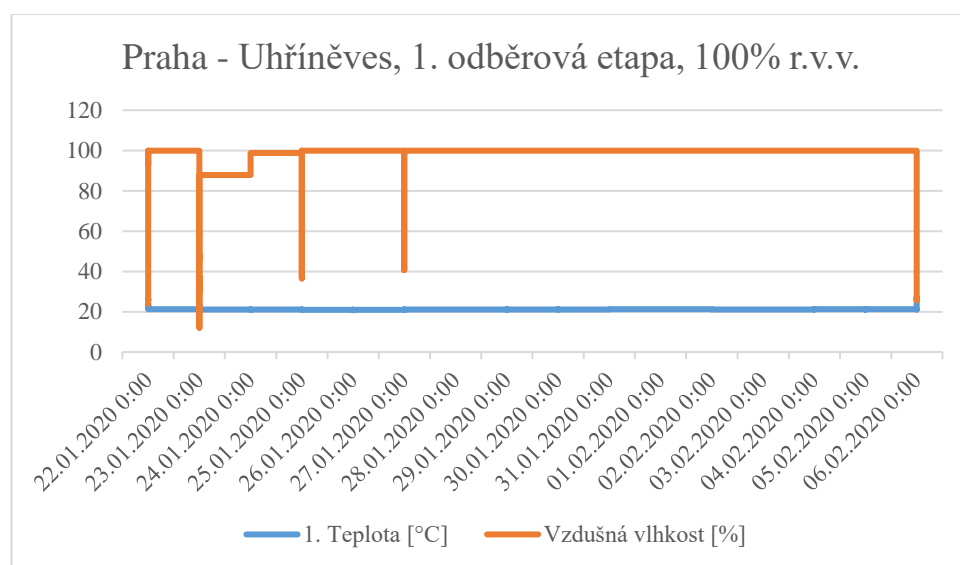
Č. buňky	Duncanův test; proměnná SSA (Uhříněves 1. etapa) Přibližné pravděpodobnosti pro post hoc testy					
	Ošetření	1	2	3	4	
1	KBA		0,459647	0,112772	0,574739	
2	K	0,459647		0,033820	0,821846	
3	KB	0,112772	0,033820		0,046257	
4	KBB	0,574739	0,821846	0,046257		

Tabulka 18 Praha - Uhřetěves, 1. odběrová etapa, specifický povrch jílových částic - homogenní skupiny

Č. buňky	Duncanův test; proměnná SSA (Uhřetěves 1. etapa) Homogenní skupiny, alfa = 0,05000				
	Ošetření	SSA průměr	1	2	
2	K	28,08914	***		
4	KBB	28,34269	***		
1	KBA	28,97639	***	***	
3	KB	30,81935		***	

Vzorky byly v desikátoru při 100% relativní vlhkosti vzduchu ponechány po dobu potřebnou ke stabilizaci nasycení vodními parami. V grafu bylo možné též pozorovat propady křivky, které korelovaly s otevřením desikátoru za účelem vážení těchto vzorků (Graf 1).

Graf 1 Praha - Uhřetěves, 1. odběrová etapa, 100% r.v.v. - stabilizace vodních par



Ke sledovaným parcelám Výzkumné stanice rostlinné výroby v Praze – Uhřetěvesi byly statisticky vyhodnoceny výsledky všech hodnot sledovaných uhlíkových frakcí.

Výsledky sledovaného organického uhlíku vykazovaly statisticky významné a vzrůstající korelace s povrchovými vlastnostmi půdních vzorků. Nejvyšší korelace bylo dosaženo mezi uhlíkem oxidovatelným manganistanem draselným (POxC) a adsorpční kapacitou půdy při 100% relativní vlhkosti vzduchu. Další významné korelace byly zaznamenány mezi adsorpční kapacitou půdy při 100% relativní vlhkosti vzduchu, uhlíkem extrahovatelným horkou vodou (C-HWS) a celkovým obsahem organické hmoty (SOM). Negativní korelace vykazoval poměr C:N vůči adsorpční kapacitě při 100% relativní vlhkosti vzduchu a organickému uhlíku oxidovatelnému manganistanem draselným (Tab. 19).

Tabulka 19 Praha - Uhřetěves, , 1. odběrová etapa, korelace - uhlíkové frakce, organická hmota (SOM), adsorpční vlastnosti půdy, specifický povrch jílových částic (SSA)

Proměnná	Korelace (Uhřetěves 1. etapa) Označ. Korelace jsou významné na hlad. $p < 0,5000$								
	Průměry	Sm. odch.	C-W	C-HWS	100% r.v.v.	SSA průměr	C:N	SOM	POxC
C-W	177,917	36,6047	1,000000	0,331968	0,516246	-0,010765	-0,132413	0,521107	0,400963
C-HWS	587,667	112,5904	0,331968	1,000000	0,616847	-0,012762	-0,557958	0,204254	0,564045
100% r.v.v.	7,284	0,4816	0,516246	0,616847	1,000000	-0,074190	-0,598149	0,704190	0,934379
SSA průměr	29,057	1,1890	-0,010765	-0,012762	-0,074190	1,000000	0,080095	-0,452439	-0,216407
C:N	10,125	0,7754	-0,132413	-0,557958	-0,598149	0,080095	1,000000	-0,142264	-0,608290
SOM	4,663	0,4464	0,521107	0,204254	0,704190	-0,452439	-0,142264	1,000000	0,595759
POxC	1574,268	188,7434	0,400963	0,564045	0,934379	-0,216407	-0,608290	0,595759	1,000000

V případě sledování korelací mezi uhlíkovými frakcemi, adsorpčními vlastnostmi půdy (100% r.v.v.), specifickým povrchem jílových částic (SSA) a hydraulické vodivosti byly potvrzeny pozitivní korelace mezi specifickým povrchem (SSA) a nasycenou hydraulickou vodivostí, a stejně tak mezi hodnotou C:N a nasycenou hydraulickou vodivostí. Naproti tomu negativní korelaci lze pozorovat mezi uhlíkem extrahovatelným horkou vodou (C-HWS) a nenasyčenou hydraulickou vodivostí (Tab. 20). (Nasyčená hydraulická vodivost půdy byla změřena v laboratoři na Kopeckého válečcích na přístroji s proměnným spádem, nenasyčená hydraulická vodivost byla změřena in-situ minidiskovým infiltrometrem při tlakové výšce -2 cm; tato data byla poskytnuta konzultantem.)

Tabulka 20 Praha - Uhřetěves, 1. odběrová etapa, korelace – nasycená a nenasyčená hydraulická vodivost, uhlíkové frakce, adsorpční vlastnosti půdy, specifický povrch jílových částic

Proměnná	Korelace (Uhřetěves 1. etapa)		
	Označ. Korelace jsou významné na hlad. $p < 0,5000$		
	Nenasycená	Nasyčená	
C-W	-0,444262	0,048532	
C-HWS	-0,609247	-0,432088	
100% r.v.v.	-0,447563	-0,297726	
SSA průměr	-0,315072	0,617596	
POxC	-0,426085	-0,463351	
C:N	0,276023	0,676819	
SOM	0,002535	-0,144502	

Korelace byla vzhledem k detailním výsledkům sledována též mezi uhlíkovými frakcemi, organickou hmotou a živinami. Významné pozitivní korelace vykazovaly navzájem všechny sledované živiny, tedy hořčík, fosfor, draslík a vápník. Kromě fosforu pak tyto živiny vykazovaly významnou pozitivní korelaci i s celkovým obsahem organické hmoty (SOM) a uhlíkem oxidovatelným manganistanem draselným (POxC). S uhlíkem extrahovatelným horkou vodou (C-HWS) byla prokázána pozitivní korelace ze sledovaných živin pouze s draslíkem. Konečně byla pozitivní korelace zjištěna též mezi celkovým obsahem organické hmoty (SOM) a uhlíkem oxidovatelným manganistanem draselným (POxC). Naproti tomu negativní korelace ukázal vztah mezi poměrem C:N a hořčíkem, fosforem, draslíkem a uhlíkem oxidovatelným manganistanem draselným (POxC, Tab. 21).

Tabulka 21 Praha - Uhřetěves, 1. odběrová etapa, korelace - uhlíkové frakce, organická hmota, živiny

Proměnná	Korelace (Uhřetěves 1. etapa) Označ. Korelace jsou významné na hlad. p < 0,0500										
	Průměry	Sm. Odch.	C-W	C-HWS	Ca	K	Mg	P	POxC	SOM	C:N
C-W	177,917	36,6047	1,000000	0,331968	0,422495	0,430390	0,285400	-0,133371	0,400963	0,521107	-0,132413
C-HWS	587,667	112,5904	0,331968	1,000000	0,456187	0,689530	0,374560	0,275868	0,564045	0,204254	-0,557958
Ca	4392,500	311,9923	0,422495	0,456187	1,000000	0,738110	0,764155	0,472368	0,786969	0,828880	-0,367789
K	569,500	101,1933	0,430390	0,689530	0,738110	1,000000	0,861081	0,664207	0,854636	0,655574	-0,741449
Mg	361,417	32,4358	0,285400	0,374560	0,764155	0,861081	1,000000	0,827295	0,783208	0,775509	-0,678945
P	268,250	36,9401	-0,133371	0,275868	0,472368	0,664207	0,827295	1,000000	0,573812	0,409324	-0,692280
POxC	1574,268	188,7434	0,400963	0,564045	0,786969	0,854636	0,783208	0,573812	1,000000	0,595759	-0,608290
SOM	4,663	0,4464	0,521107	0,204254	0,828880	0,655574	0,775509	0,409324	0,595759	1,000000	-0,142264
C:N	10,125	0,7754	-0,132413	-0,557958	-0,367789	-0,741449	-0,678945	-0,692280	-0,608290	-0,142264	1,000000

U sledované adsorpční kapacity půdy při 100% relativní vlhkosti vzduchu druhé etapy vzorků z Výzkumné stanice rostlinné výroby v Praze - Uhřetěvesi nebyly sledované statisticky významné rozdíly mezi jednotlivými ošetřeními (Tab. 22). Nejvyšších průměrných hodnot dosahovaly kontrolní vzorky – tedy vzorky ošetřené pouze čistým kompostem (K). Průměrné hodnoty všech ošetření však prokázaly velmi obdobné výsledky (Tab. 23).

Tabulka 22 Praha - Uhřetěves, 2. odběrová etapa, 100% r.v.v. - významné difference

Č. buňky	Duncanův test; proměnná 100% r.v.v. (Uhřetěves 2. etapa) Přibližné pravděpodobnosti pro post hoc testy					
	Ošetření	1	2	3	4	
1	K		0,180087	0,186986	0,204065	
2	KB	0,180087		0,980268	0,879071	
3	KBB	0,186986	0,980268		0,868176	
4	KBA	0,204065	0,879071	0,868176		

Tabulka 23 Praha - Uhřetěves, 2. odběrová etapa, 100% r.v.v. - homogenní skupiny

Č. buňky	Duncanův test; proměnná 100% r.v.v. (Uhřetěves 2. etapa) Homogenní skupiny, alfa = 0,05000			
	Ošetření	100% r.v.v. průměr	1	
3	KBB	5,031396	***	
2	KB	5,033847	***	
4	KBA	5,048859	***	
1	K	5,175996	***	

Ani v případě specifického povrchu jílových částic nebyly ve druhé etapě sledovaných vzorků z Výzkumné stanice rostlinné výroby v Praze – Uhřetěvesi prokázány statisticky významné rozdíly mezi jednotlivými ošetřeními (Tab. 24).

Tabulka 24 Praha - Uhřetěves, 2. odběrová etapa, specifický povrch jílových částic - významné difference

Č. buňky	Duncanův test; proměnná SSA (Uhřetěves 2. etapa) Přibližné pravděpodobnosti pro post hoc testy					
	Ošetření	1	2	3	4	
1	K		0,120750	0,063415	0,053009	
2	KB	0,120750		0,667241	0,582468	
3	KBB	0,063415	0,667241		0,876598	
4	KBA	0,053009	0,582468	0,876598		

V korelační analýze však byly potvrzeny pozitivní korelace mezi uhlíkem oxidovatelným manganistanem draselným (POxC) a specifickým povrchem jílových částic (SSA) a adsorpční kapacitou půdy při 100% relativní vlhkosti vzduchu. Dále byla pozitivní korelace prokázána i navzájem mezi specifickým povrchem jílových částic (SSA) a adsorpční kapacitou půdy při 100% relativní vlhkosti vzduchu (Tab. 25).

Tabulka 25 Praha - Uhříněves, 2. odběrová etapa, korelace - POxC, adsorpční vlastnosti půdy, specifický povrch jílových částic

Proměnná	Korelace (Uhříněves 2. etapa) Označ. korelace jsou významné na hlad. $p < 0,0500$				
	Průměry	Sm. odch.	POxC	100% r.v.v.	SSA
POxC	883,0331	58,20527	1,000000	0,574394	0,635907
100% r.v.v.	5,0739	0,19220	0,574394	1,000000	0,649628
SSA	28,9929	4,02892	0,635907	0,649628	1,000000

Při statistické analýze vzorků druhé etapy z Výzkumné stanice rostlinné výroby v Praze - Uhříněvsi a jejich výsledků uhlíku oxidovatelného manganistanem draselným (POxC) byly zjištěny statisticky významné rozdíly mezi kontrolními vzorky (s čistým kompostem, K), vzorky ošetřenými biouhlem aktivovaným pomocí metody Bokashi (KBB) a vzorky aktivovanými inokulací bakterií *Azotobacter* (KBA, Tab. 26). Nejvyšších výsledků průměrných hodnot dosahují kontrolní vzorky (K) a vzorky ošetřené čerstvou aplikací biouhlu a kompostem (KB, Tab. 27).

Tabulka 26 Praha - Uhříněves, 2. odběrová etapa, POxC - významné diference

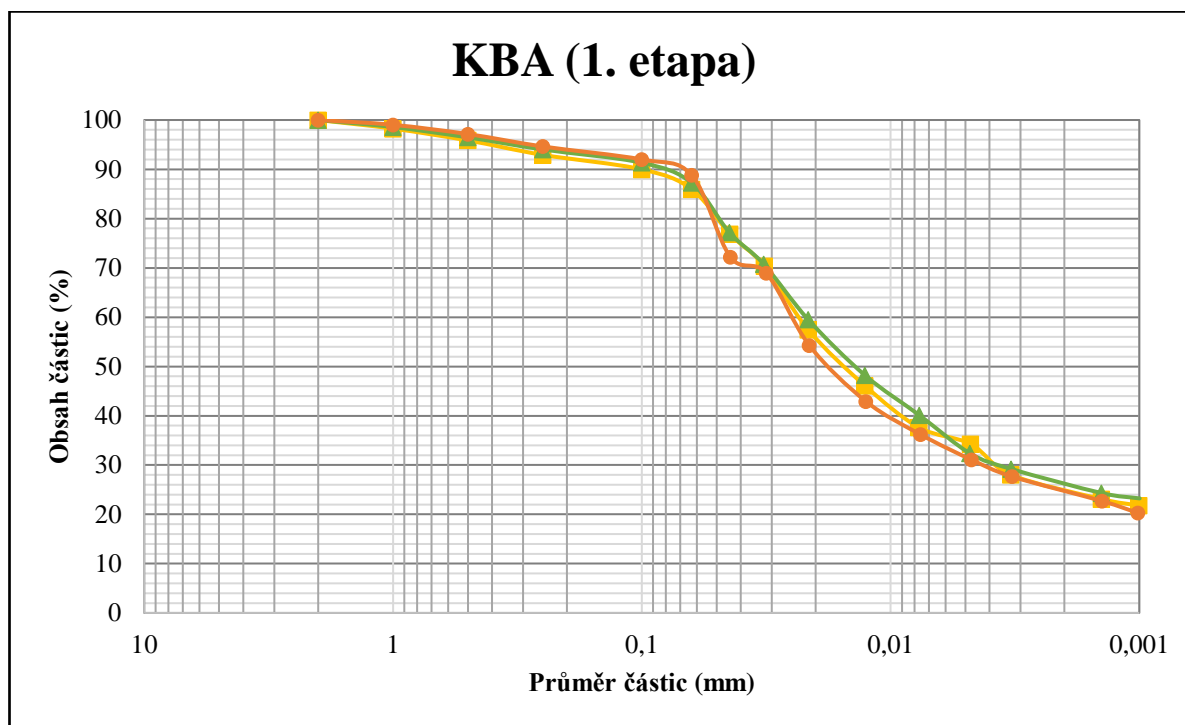
Č. buňky	Duncanův test; proměnná POxC (Uhříněves 2. etapa) Přibližné pravděpodobnosti pro post hoc testy					
	Ošetření	1	2	3	4	
1	K		0,050304	0,000903	0,000762	
2	KB	0,050304		0,078577	0,070753	
3	KBB	0,000903	0,078577		0,880892	
4	KBA	0,000762	0,070753	0,880892		

Tabulka 27 Praha - Uhříněves, 2. odběrová etapa, POxC - homogenní skupiny

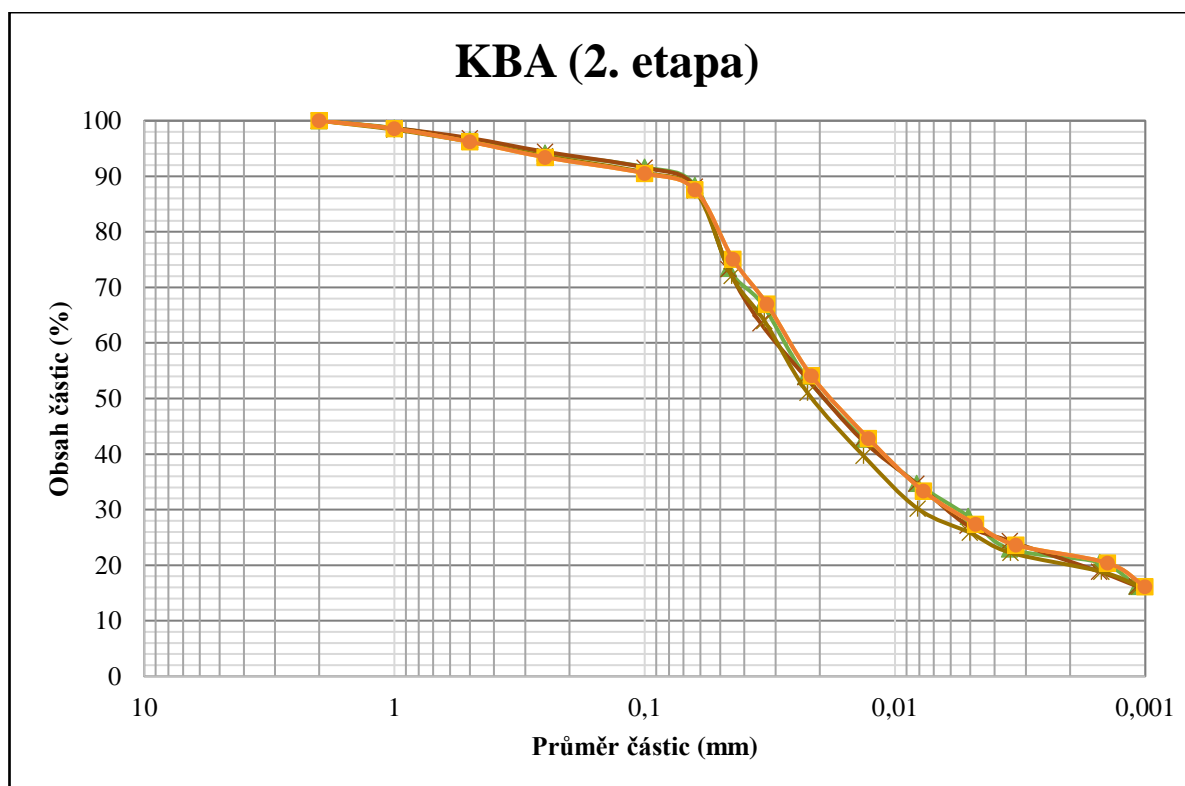
Č. buňky	Duncanův test; proměnná POxC (Uhříněves 2. etapa) Homogenní skupiny, alfa = 0,01000				
	Ošetření	POxC průměr	1	2	
4	KBA	846,1557	***		
3	KBB	849,6771	***		
2	KB	892,2231	***	***	
1	K	939,9069		***	

Ke sledovaným vzorkům první i druhé etapy z Výzkumné stanice rostlinné výroby v Praze - Uhříněvsi byly vykresleny také zrnitostní křivky každého ošetření. Ty jsou dále doplněny zkoumáním poměru obsahu jílových částic a jejich disperzním podílem (Graf 2 – 9).

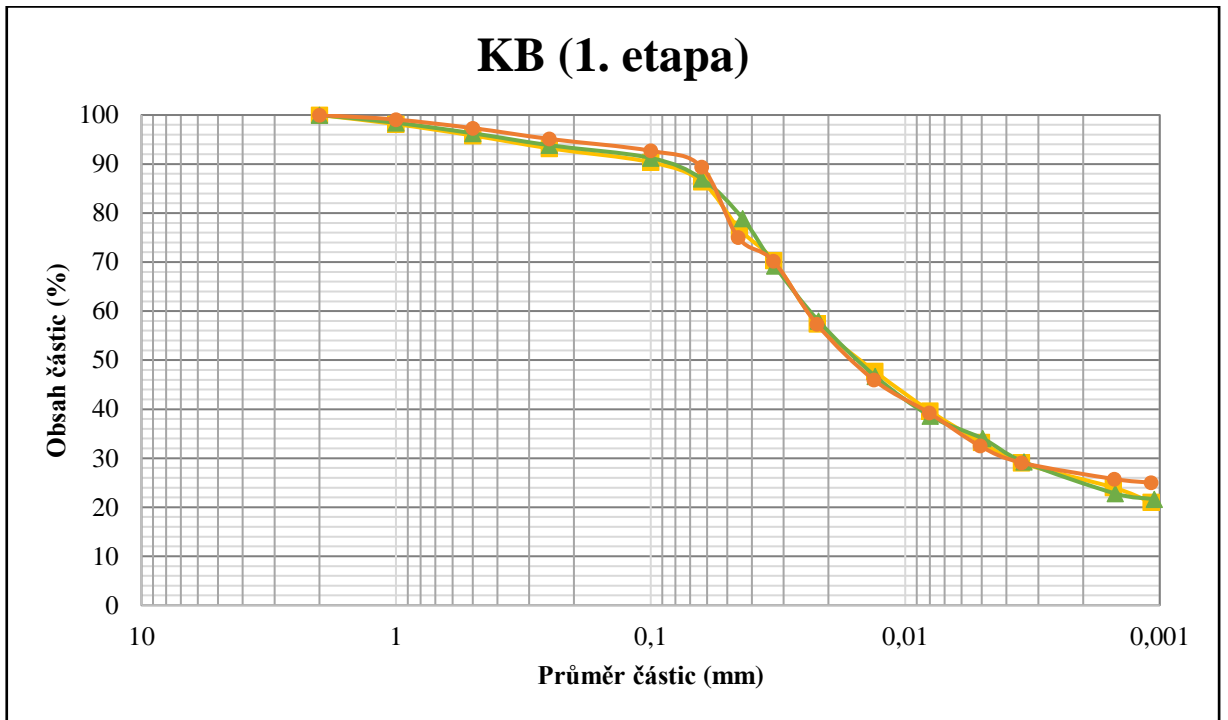
Graf 2 Praha - Uhříněves, 1. odběrová etapa, zrnitostní křivky KBA



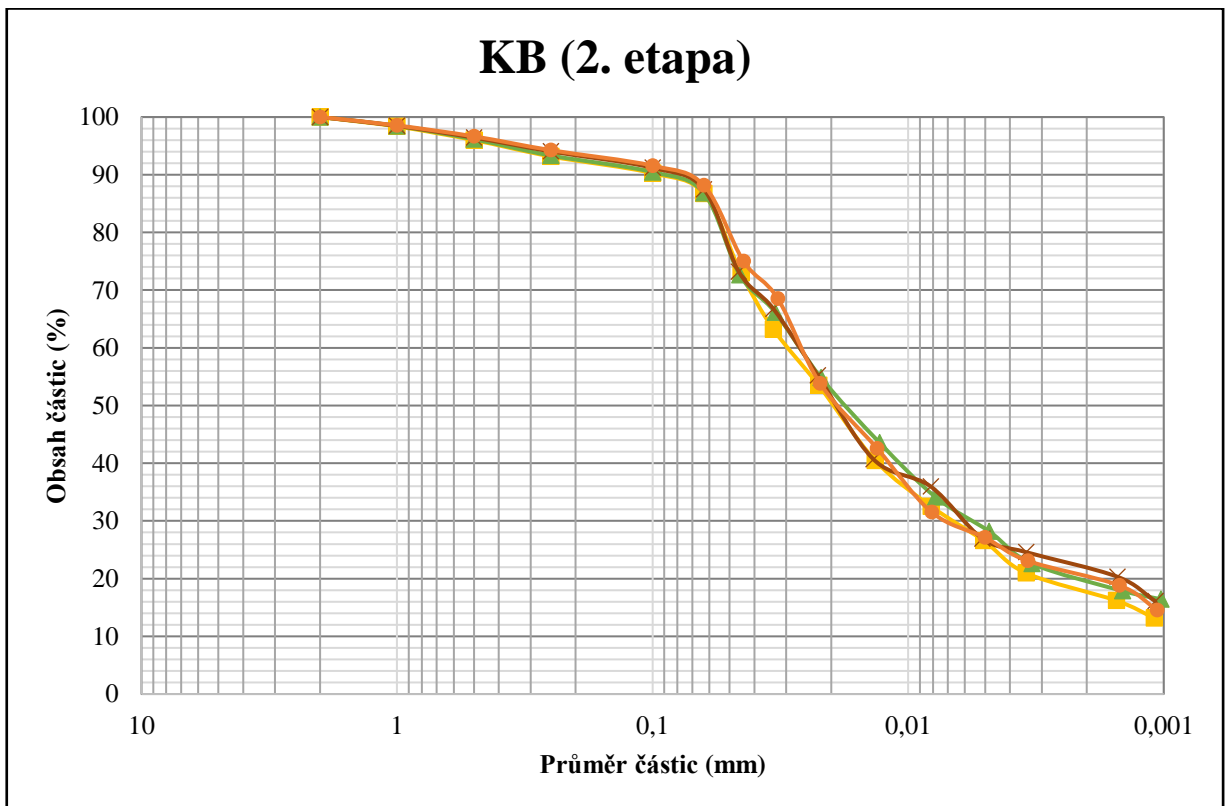
Graf 3 Praha - Uhříněves, 2. odběrová etapa, zrnitostní křivky KBA



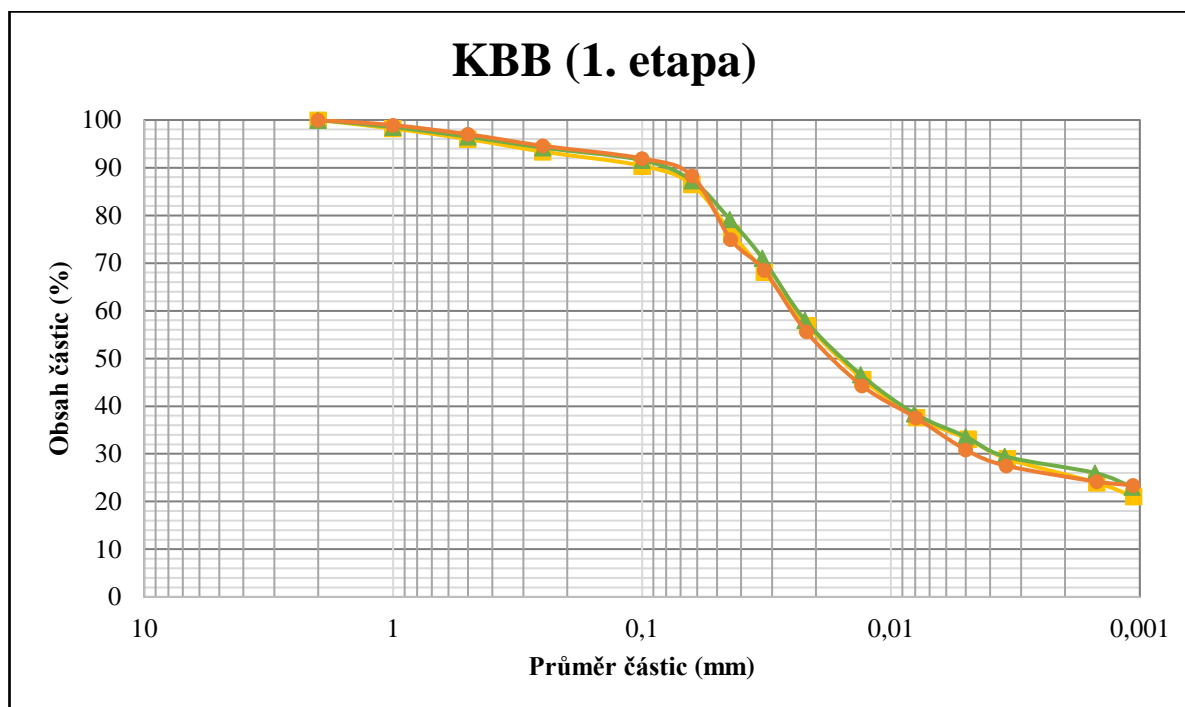
Graf 4 Praha - Uhřetěves, 1. odběrová etapa, zrnitostní křivky KB



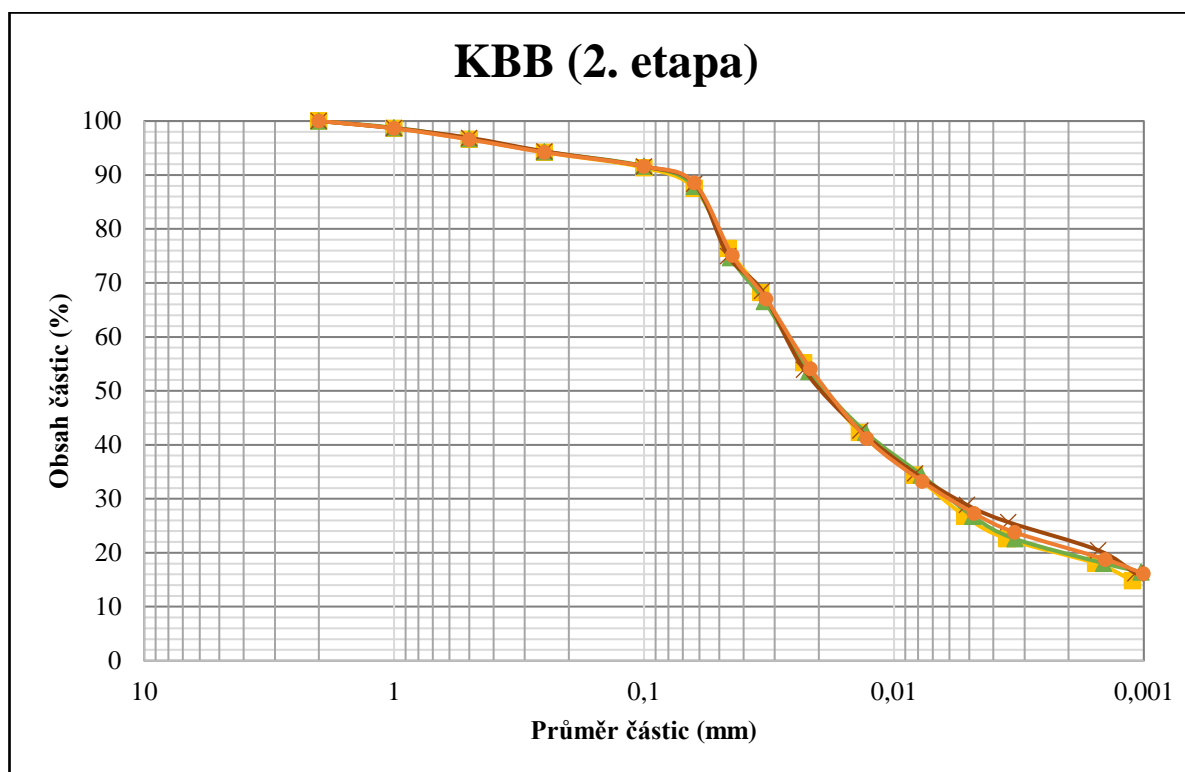
Graf 5 Praha - Uhřetěves, 2. odběrová etapa, zrnitostní křivky KB



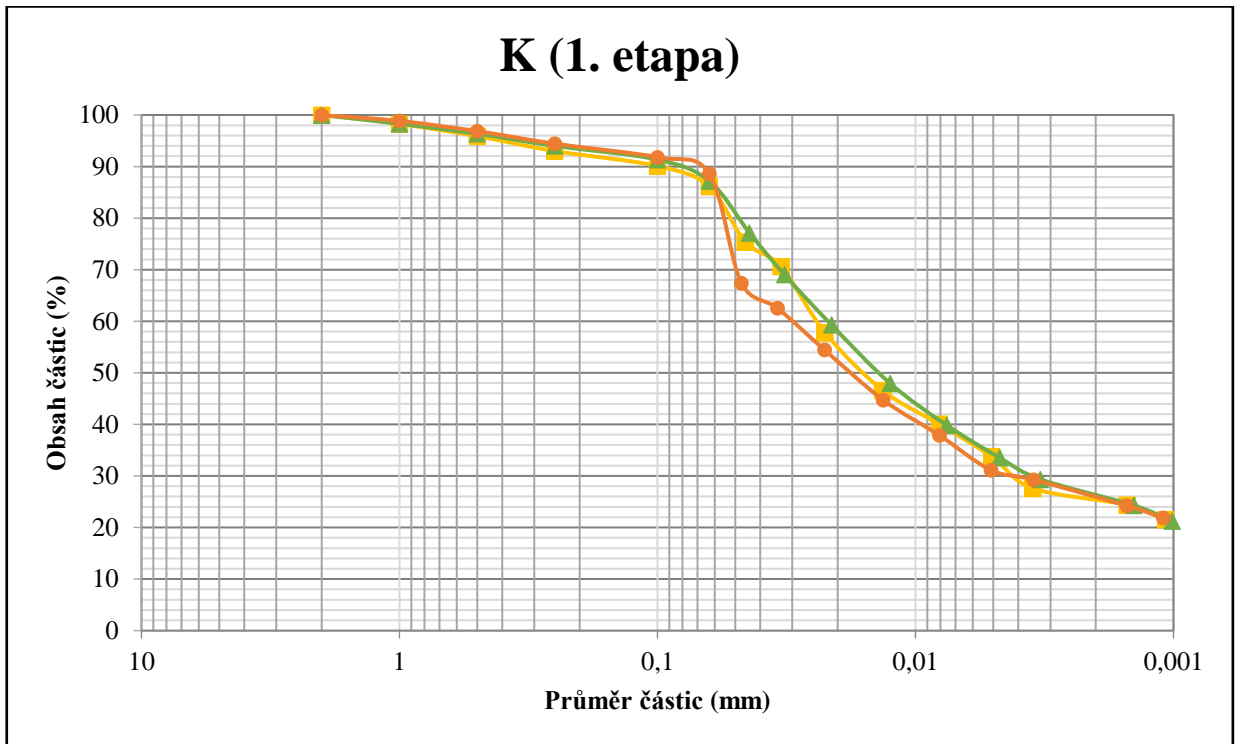
Graf 6 Praha - Uhříněves, 1. odběrová etapa, zrnitostní křivky KBB



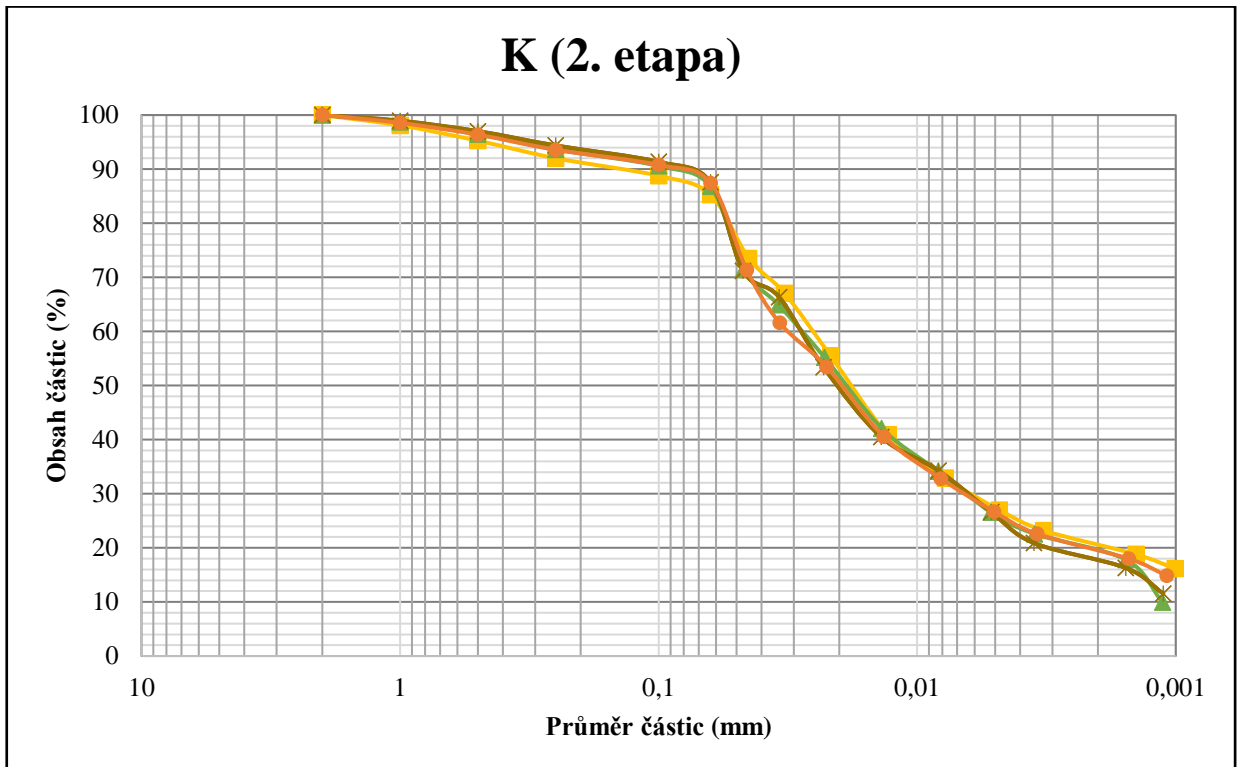
Graf 7 Praha - Uhříněves, 2. odběrová etapa, zrnitostní křivky KBB



Graf 8 Praha - Uhřetěves, 1. odběrová etapa, zrnitostní křivky K



Graf 9 Praha - Uhřetěves, 2. odběrová etapa, zrnitostní křivky K



Výsledky zkoumání indexu podílu jílů u první etapy vzorků odebraných z Výzkumné stanice rostlinné výroby v Praze - Uhřetěvesi neprokázaly významné rozdíly (Tab. 28). Stejně tak nebyly významné rozdíly znatelné ani u homogenních skupin. Nejvyšších průměrných hodnot tohoto indexu dosahovaly vzorky s biouhlem aktivovaným pomocí Bokashi metody s přidaným kompostem (KBB, Tab. 29).

Tabulka 28 Praha - Uhřetěves, 1. odběrová etapa, index podílu jílů - významné diference

Č. buňky	Duncanův test; proměnná Index podílu jílů (Uhřetěves 1. etapa) Přibližné pravděpodobnosti pro post hoc testy					
	Ošetření	1	2	3	4	
1	K		1,000000	0,138101	0,796055	
2	KB	1,000000		0,124355	0,804112	
3	KBA	0,138101	0,124355		0,099320	
4	KBB	0,796055	0,804112	0,099320		

Tabulka 29 Praha - Uhřetěves, 1. odběrová etapa, index podílu jílů - homogenní skupiny

Č. buňky	Duncanův test; proměnná Index podílu jílů (Uhřetěves 1. etapa) Homogenní skupiny, alfa = 0,05000			
	Ošetření	Index podílu průměr	1	
3	KBA	30,57136	***	
2	KB	34,53453	***	
1	K	34,53453	***	
4	KBB	35,15159	***	

Ani při zkoumání druhé etapy sledovaných vzorků nebyly prokázány statisticky významné rozdíly indexu podílu jílů u sledovaných ošetření (Tab. 30). V tomto případě však nejvyšších průměrných hodnot dosahovaly vzorky ošetřené biouhlem aktivovaným inokulací bakterií *Azotobacter* s přidaným kompostem (KBA, Tab. 31).

Tabulka 30 Praha - Uhřetěves, 2. odběrová etapa, index podílu jílů - významné diference

Č. buňky	Duncanův test; proměnná Index podílu jílů (Uhřetěves 2. etapa) Přibližné pravděpodobnosti pro post hoc testy					
	Ošetření	1	2	3	4	
1	K		0,796649	0,189180	0,641636	
2	KB	0,796649		0,262003	0,815389	
3	KBA	0,189180	0,262003		0,338053	
4	KBB	0,641636	0,815389	0,338053		

Tabulka 31 Praha - Uhřetěves, 2. odběrová etapa, index podílu jílů - homogenní skupiny

Č. buňky	Duncanův test; proměnná Index podílu jílu (Uhřetěves 2. etapa) Homogenní skupiny, alfa = 0,05000			
	Ošetření	Index podílu průměr	1	
1	K	24,63337	***	
2	KB	25,04885	***	
4	KBB	25,42525	***	
3	KBA	26,99813	***	

U zkoumaných etap bylo nicméně možné sledovat znatelný rozdíl průměrných hodnot indexu podílu jílu.

U druhé etapy vzorků z Výzkumné stanice rostlinné výroby v Praze - Uhřetěvesi byl zkoumán též disperzní podíl, ten však neukázal žádné statisticky významné rozdíly mezi jednotlivými ošetřeními (Tab. 32). Nejvyššími průměrnými hodnotami u homogenních skupin disponovaly vzorky půdy ošetřené biouhlem aktivovaným inokulací bakterií *Azotobacter* s přidáním kompostem (KBA, Tab. 33).

Tabulka 32 Praha - Uhřetěves, 2. odběrová etapa, disperzní podíl - významné diference

Č. buňky	Duncanův test; proměnná Disperzní podíl (Uhřetěves 2. etapa) Přibližné pravděpodobnosti pro post hoc testy					
	Ošetření	1	2	3	4	
1	K		0,994089	0,117658	0,335563	
2	KB	0,994089		0,125121	0,355177	
3	KBA	0,117658	0,125121		0,459203	
4	KBB	0,335563	0,355177	0,459203		

Tabulka 33 Praha - Uhřetěves, 2. odběrová etapa, disperzní podíl - homogenní skupiny

Č. buňky	Duncanův test; proměnná Disperzní podíl (Uhřetěves 2. etapa) Homogenní skupiny, alfa = 0,05000			
	Ošetření	Disperzní podíl průměr	1	
2	KB	15,68998	***	
1	K	15,69617	***	
4	KBB	16,50141	***	
3	KBA	17,11533	***	

Pro doplnění získaných informací o disperzním podílu ve druhé etapě bylo využito též hodnot C:N u vzorků z Výzkumné stanice rostlinné výroby v Praze – Uhřetěvesi z první etapy vzorkování. Zde byly zjištěny statisticky významné rozdíly mezi vzorky půd aktivovaných pomocí Bokashi metody s přidáním kompostem a vzorky půd aktivovaných inokulací bakterií *Azotobacter* s přidáním kompostem. (Tab. 34). Nejvyšších průměrných hodnot dosahovaly též vzorky půd aktivovaných pomocí Bokashi metody s přidáním kompostem (Tab. 35). Snížený podíl C:N v první etapě odběru vzorků byl v souladu se zvýšeným disperzním podílem v etapě druhé.

Tabulka 34 Praha - Uhřetěves, 1. odběrová etapa, C:N - významné diference

Č. buňky	Duncanův test; proměnná C:N (Uhřetěves 1. etapa)				
	Přibližné pravděpodobnosti pro post hoc testy				
	Ošetření	1	2	3	4
1	KBA		0,598735	0,119308	0,039684
2	K	0,598735		0,239782	0,082607
3	KB	0,119308	0,239782		0,448363
4	KBB	0,039684	0,082607	0,448363	

Tabulka 35 Praha - Uhřetěves, 1. odběrová etapa, C:N - homogenní skupiny

Č. buňky	Duncanův test; proměnná C:N (Uhřetěves 1. etapa)			
	Homogenní skupiny, alfa = 0,01000			
	Ošetření	POxC průměr	1	2
1	KBA	9,48135	***	
2	K	9,76478	***	***
3	KB	10,42171	***	***
4	KBB	10,83411		***

6 Diskuze

6.1 Malonty

Z dostupných výsledků zkoumaných vzorků z lokality v Malontech nebyly prokázány žádné statisticky významné rozdíly v závislosti na použitých ošetřeních, a to ani v jedné sledované veličině.

Výsledky adsorpční kapacity půdy při 100% r.v.v. sice ukázaly určité diference mezi ošetřeními, k zásadním rozdílům však mezi jednotlivými ošetřeními nedocházelo. V hodnotách homogenních skupin lze též sledovat odchylky ve výsledcích jen minimálně.

Stejných výsledků bylo dosaženo při sledování adsorpční kapacity půdy při 20% r.v.v., potažmo ve výsledcích specifického povrchu. Ani zde nebyly potvrzeny významné diference a všechna ošetření vykazovala téměř totožné výsledky.

Zdůvodnění je možné spatřovat v několika aspektech. Použitá koncentrace biouhlu na této lokalitě byla 10x nižší, tudíž jeho efekt na frakcionaci uhlíku se neprojevil. Výsledky frakcionace uhlíku byly samy o sobě omezené, neboť byly stanoveny ze směsných vzorků z každého ošetření a převažoval vliv variability stanoviště. Fyzikální změny ve vztahu k organické hmotě bylo tedy obtížné sledovat.

6.2 Výzkumná stanice rostlinné výroby v Praze - Uhřetěvesi

Výpočty obsahu neagregovaného půdního jílu a prachu poskytují údaje o množství rozptýlených částic ve zkoumané suspenzi v čase měření 40 s, zatím co ostatní větší a agregované částice v tomto čase již v suspenzi rozptýleny nejsou a dopadly na dno odměrného válce.

Na základě měření množství neagregovaného jílu a prachu bylo zjištěno, že mezi použitými ošetřeními půdy nebyly zjištěny statisticky významné rozdíly v první ani druhé odběrné etapě. Byl nicméně zjištěn rozdíl v obsahu neagregovaného jílu a prachu mezi těmito dvěma odběrnými etapami navzájem. S ohledem na časový odstup mezi odběry lze nicméně pokles obsahu jílových a prachových částic ve vzorcích druhé odběrové etapy přisuzovat odnosu těchto částic do spodních vrstev půdního profilu, a to předně v souvislosti se závlahami, které byly u těchto vzorků prováděny v průběhu pokusu. Podobných výsledků bylo zjištěno i u Zhang et al. (2015), kdy stabilita ani množství půdních agregátů nebyly ovlivněny přidáním biouhlu do půdního prostředí. V případě našeho zkoumání však může být nízký efekt biouhlu a dalších ošetření způsoben poměrně krátkou dobou, po kterou byly ošetřené půdy ponechány bez zásahu. Přidání stabilizovaného čistírenského kalu v odstupňovaných dávkách od 30 t/ha až po 90 t/ha statisticky významně ($p < 0,01$) snížilo hodnoty neagregovaného prachu a jílu v půdě ve srovnání s kontrolou ve všech obdobích ve studii Delibacaka et al. (2009). V jejich studii bylo také zjištěno, že neexistuje statistický rozdíl mezi dávkou stabilizovaného čistírenského kalu a celkovým obsahem prachu a jílu v půdě. Rasheed (2016) sledoval vztah mezi využitím území, tedy vegetačním pokryvem, a půdními vlastnostmi. Disperzní podíl se snižoval se zvyšujícím se obsahem organické hmoty a také se zvyšujícím se obsahem

specifického povrchu půdy. Naopak vztah mezi disperzním podílem a objemovou hmotností byl v přímé úměrnosti.

Se stabilitou půdních agregátů souvisí též nižší hodnoty stability půdní organické hmoty, což následně vede k vyšším hodnotám disperze jílových částic. To potvrzuje i Wang et al. (2012), tedy že půdy neobsahující stabilní organickou hmotu snadněji podléhají degradaci; zároveň také doplňuje, že jednoduše degradující labilní organická hmota nemá významný efekt na zvýšení agregátové stability. Diacono & Montemurro (2010) stanovuje, že k zásadnímu zlepšení stability půdních agregátů dochází při pravidelném obohacování půdy organickými ošetřeními. Delibacak et al. (2009) uvádějí, že role organické hmoty s ohledem na stabilitu agregátů je stále kontroverzní, protože např. přidávání organických aniontů (fulváty, citráty, oxaláty, tartráty, salicyláty, aspartáty, laktáty a acetáty) do půdních suspenzí zvyšuje disperzi jílu. Na druhé straně existuje mnoho pozitivních korelací mezi organickou hmotou a vodostálými agregáty, např. Pikul et al. (2007) zkoumali vliv střídání plodin a hospodaření s půdou na půdní organickou hmotu, její složky a vodostálými agregáty v povrchové vrstvě půdy a našli silnou korelaci mezi jemnými částicemi organické hmoty a agregátovou stabilitou. Valarini et al. (2009) zkoumali přímo vliv kompostu na půdní mikrobiologické vlastnosti a mj. také agregátovou stabilitu, která se dle jejich zjištění významně zvýšila.

Poměr C:N je také v pozitivní korelaci s nasycenou hydraulickou vodivostí, což odpovídá např. negativním korelacím mezi poměrem C:N a PO_xC či hodnotám 100% r.v.v. a nasycenou hydraulickou vodivostí a PO_xC. V závislosti na zvyšující se stabilitě půdní organické hmoty dochází ke zvyšování hodnoty nasycené hydraulické vodivosti, zatímco zvyšující se množství labilní organické hmoty tuto hodnotu snižuje. To potvrzuje Sharma et al. (2021) a Kranz et al. 2020, v jejichž výsledcích též došlo ke statisticky významným korelacím mezi agregátovou stabilitou půdy a hydraulickou vodivostí.

Naproti tomu byly potvrzeny statisticky významné pozitivní korelace mezi hodnotami PO_xC a živinami přítomnými ve zkoumaných půdách. To zároveň odpovídá tezi, že labilní organická hmota má zásadní vliv na krátkodobý cyklus živin přítomných v půdním prostředí (Haynes 2000). Sharma et al. (2021) též potvrzuje vliv labilní frakce na sorpční vlastnosti půdy, což odpovídá výsledným pozitivním korelacím mezi PO_xC a 100% r.v.v.

7 Závěr

V této diplomové práci byl zkoumáný sorpční vlastnosti půdy a další půdní vlastnosti, tedy adsorpční kapacita půdy při 100% a 20% r.v.v., specifický povrch částic, uhlík oxidovatelný manganistanem draselným, zrnitostní rozbor půdy včetně obsahu neagregovaného půdního jílu a prachu a indexu podílu jílu, na půdních vzorcích z lokalit Malonty a Výzkumné stanice rostlinné výroby v Praze - Uhřetěvesi, které byly ošetřeny přidáním různých forem organické hmoty (kompost a kompost s několika variantami aktivovaného biouhlu). Byly hledány možné souvislosti mezi formou a obsahem organického uhlíku, a stabilitou půdních agregátů a adsorpčními vlastnostmi půdy.

U obou sledovaných pozemků byly pozorovány silné pozitivní korelace mezi sorpčními vlastnostmi půdy a jejich ošetřením biologickými materiály; bylo tedy potvrzeno, že biologická ošetření, která půdní prostředí obohacují o organickou hmotu, zásadně ovlivňují schopnost půdy adsorbovat vodu vstupující do půdního profilu, což může přispět k debatě o řešení aktuální problematiky sucha. Adsorpční kapacita vzorků v Uhřetěvesi pozitivně korelovala s labilními frakcemi uhlíku, stejně jako adsorpce nutrientů. Hypotéza tedy byla potvrzena.

V rámci zkoumání účinnosti různých forem biologických ošetření nebylo možné jednoznačně určit, které z použitých ošetření vykazovalo největší účinnost u sledovaných půdních vlastností vzhledem k vyrovnanosti výsledných hodnot všech ošetření.

Na základě zkoumání stability půdních agregátů bylo potvrzeno, že stabilní organická hmota má pozitivní efekt také na agregaci půdních částic. Z dostupných dat však nebylo možné potvrdit výrazné rozdíly mezi sledovanými etapami Výzkumné stanice rostlinné výroby v Praze – Uhřetěvesi. Toto mohlo být způsobeno nedostatečným časovým odstupem mezi jednotlivými odběrnými etapami, a také pouze jednou fází biologického ošetření sledovaných půd.

Vzhledem k dosaženým výsledkům se další sledování stability půdních agregátů jeví jako perspektivní, pokud bude zajištěno delší časové období, po které bude ošetření půd biologickými materiály probíhat, případně bude-li opakované.

8 Literatura

Alam Md. S, Alessi DS. 2019. Modeling the Surface Chemistry of Biochars. *Biochar from Biomass and Waste*: 59-72. DOI: 10.1016/B978-0-12-811729-3.00004-2.

Andreux F. 1996. Humus in World Soils. *Humic Substances in Terrestrial Ecosystems*: 45-100. DOI: 10.1016/B978-044481516-3/50003-7.

Angers DA, Bullock MS, Mehuys GR. 2008. Aggregate stability to water. *Soil sampling and methods of analysis* **2**: 811-819.

Bell M, Lawrence D. 2009. Soil carbon sequestration-myths and mysteries. *Tropical Grasslands* **43.4**: 227-231.

Biederbeck VO, Janzen HH, Campbell CA, Zentner RP. 1994. Labile soil organic matter as influenced by cropping practices in an arid environment. *Soil Biology and Biochemistry* **26**(12): 1647-1656. DOI: 10.1016/0038-0717(94)90317-4

Blair GJ, Lefroy RDB, Lisle L. 1995. Soil carbon fractions based on their degree of oxidation, and the development of a carbon management index for agricultural systems. *Australian Journal of Agricultural Research* **46**(7). DOI: 10.1071/AR9951459

Blanco-Canqui H, Lal R. 2010. Soil and Water Conservation. *Principles of Soil Conservation and Management*: 1-19. DOI: 10.1007/978-1-4020-8709-7_1.

Bouyoucos GJ. 1962. Hydrometer Method Improved for Making Particle Size Analyses of Soils. *1. Agronomy Journal* **54**(5): 464-465. DOI: 10.2134/agronj1962.00021962005400050028x.

Brander G, Pugh D, Bywater R. 1982. *Veterinary Applied Pharmacology and Therapeutics*. Bailliere and Tindall, London.

Brick S, Lyutse S. 2010. Biochar: Assessing the promise and risks to guide US policy. *Natural Resources Defense Council., USA*.

Cepáková Š, Tošner Z, Frouz J. 2016. The effect of tree species on seasonal fluctuations in water-soluble and hot water-extractable organic matter at post-mining sites. *Geoderma* **275**: 19-27. DOI: 10.1016/j.geoderma.2016.04.006.

Culman SW et al. 2012. Permanganate Oxidizable Carbon Reflects a Processed Soil Fraction that is Sensitive to Management. *Soil Science Society of America Journal* **76**(2): 494-504. DOI: 10.2136/sssaj2011.0286.

ČSN 75 0145. 1995. *Meliorace – Terminologie v pedologii*. Český normalizační institut, Praha.

ČSN CEN ISO/TS 17892-4 *Geotechnický průzkum a zkoušení - Laboratorní zkoušky zemin - Část 4: Stanovení zrnitosti zemin*.

Das HK. 2019. Azotobacters as biofertilizer. *Advances in Applied Microbiology*. DOI: 10.1016/bs.aams.2019.07.001.

- Delibacak S, Okur B, Ongun AR. 2009. Effects of treated sewage sludge levels on temporal variations of some soil properties of a Typic Xerofluent soil in Menemen Plain, Western Anatolia, Turkey. *Environmental Monitoring and Assessment* **148**(1-4): 85-95. DOI: 10.1007/s10661-007-0141-1.
- Diacono M, Montemurro F. 2010. Long-term effects of organic amendments on soil fertility. A review. *Agronomy for Sustainable Development* **30**(2): 401-42. DOI: 10.1051/agro/2009040.
- Dijkerman JC. 1974. Pedology as a science: The role of data, models and theories in the study of natural soil systems. *Geoderma* **11**(2): 73-93. DOI: 10.1016/0016-7061(74)90009-3.
- Gee, G.W., Bauder, J.W. 1986. Particle-size Analysis. In Klute, A. (Ed): *Methods of Soil Analysis: Part 1. Physical and Mineralogical Methods*, 9. Second Edition. Madison, Wisconsin USA, American Society of Agronomy - Soil Science Society of America. p. 383-411. ISBN 0-89118-088-5.
- Ghani A, Dexter M, Perrott KW. 2003. Hot-water extractable carbon in soils: a sensitive measurement for determining impacts of fertilisation, grazing and cultivation. *Soil Biology and Biochemistry* **35**(9): 1231-1243. DOI: 10.1016/S0038-0717(03)00186-X.
- Gregorich EG, Carter MR, Turchenek LW, Angers DA. 2001. *Soil and Environmental Science Dictionary*. DOI:10.1201/9780849331152.
- Hamkalo Z, Bedernichek T. 2014. Total, cold and hot water extractable organic carbon in soil profile: impact of land-use change. *Zemdirbyste-Agriculture* **101**(2): 125-132. DOI:10.13080/z-a.2014.101.016.
- Han J, Zhang A, Kang Y, Han J, Yang B, Hussain Q, Wang X, Zhang M, Khan MA. 2022. Biochar promotes soil organic carbon sequestration and reduces net global warming potential in apple orchard: A two-year study in the Loess Plateau of China. *Science of The Total Environment* **803**. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.150035.
- Haynes R. 2000. Labile organic matter as an indicator of organic matter quality in arable and pastoral soils in New Zealand. *Soil Biology and Biochemistry* **32**(2): 211-219. DOI: 10.1016/S0038-0717(99)00148-0.
- Horáček J, Novák P, Liebhard P, Strosser E, Babulicová M. 2017. The long-term changes in soil organic matter contents and quality in Chernozems. *Plant, Soil and Environment* **63**(1): 8-13. DOI: 10.17221/274/2016-PSE.
- Chandra S, De SK. 1978. A Simple Laboratory Apparatus to Measure Relative Erodibility of Soils. *Soil Science* **125**(2), 115-121.
- Jien SH. 2019. Physical Characteristics of Biochars and Their Effects on Soil Physical Properties. *Biochar from Biomass and Waste*: 21-35. DOI: 10.1016/B978-0-12-811729-3.00002-9.
- Kalev SD, Toor SG. 2018. The Composition of Soils and Sediments. *Green Chemistry*: 339-357. DOI: 10.1016/B978-0-12-809270-5.00014-5.

- Ko MJ, Nam HH, Chung MS. 2020. Subcritical water extraction of bioactive compounds from *Orostachys japonicus* A. Berger (Crassulaceae). *Scientific Reports* **10**(1). DOI: 10.1038/s41598-020-67508-2.
- Koehler AR. 2015. Toxicity of Engineered Nanomaterials. DOI: 0.13140/2.1.4356.6409.
- Kranz ChN, McLaughlin RA, Johnson A, Miller G, Heitman JL. 2020. The effects of compost incorporation on soil physical properties in urban soils – A concise review. *Journal of Environmental Management* **261**(1). DOI: 10.1016/j.jenvman.2020.110209.
- Kroetsch D, Wang C. 2008. Particle size distribution. *Soil sampling and methods of analysis* **2**: 713-725.
- Kutílek M. 2012. *Půda planety Země*. Dokořán, Praha.
- Lal R, Stewart BA. 1990. *Advances in Soil Science*. DOI: 10.1007/978-1-4612-3322-0.
- Lal R. 2011. Organic matter, effects on soil physical properties and processes. *Encyclopedia of Agrophysics*: 528-534.
- Lee J, Sarmah AK, Kwon EE. 2019. Production and Formation of Biochar. *Biochar from Biomass and Waste*: 3-18. DOI: 10.1016/B978-0-12-811729-3.00001-7.
- Lehmann J, Gaunt J, Rondon M. 2006. Bio-char Sequestration in Terrestrial Ecosystems – A Review. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* **11**(2): 403-427. DOI: 10.1007/s11027-005-9006-5.
- Lehmann J, Joseph S. 2009. *Biochar for environmental management*. Earthscan, London.
- Liu Z, Wang X. 2020. Manure treatment and utilization in production systems. *Animal Agriculture*: 455-467. DOI: 10.1016/B978-0-12-817052-6.00026-4.
- Loginow W, Wisniewski W, Gonet SS, Ciescinska B. 1987. Fractionation of organic carbon based on susceptibility to oxidation. *Polish Journal of Soil Science* **20**(1).
- Mandal UK, Yadav SK, Sharma KL, Ramesh V, Venkanna K. 2011. Estimating permanganate-oxidizable active carbon as quick indicator for assessing soil quality under different land-use system of rainfed Alfisols. *Indian Journal of Agricultural Sciences* **81**(10): 927-931.
- Murphy B. 2015. Key soil functional properties affected by soil organic matter - evidence from published literature. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science* **25**. DOI: 10.1088/1755-1315/25/1/012008
- Nelson DW, Sommers LE. 1996. Total Carbon, Organic Carbon, and Organic Matter. In Sparks DL, Page AL, Helmke PA, Loeppert RH, Soltanpour PN, Tabatabai MA, Johnston CT, Sumner ME (Ed): *Methods of Soil Analysis*. Madison, WI, USA: Soil Science Society of America, American Society of Agronomy, p. 961-1010 ISBN 9780891188667. DOI: 10.2136/sssabookser5.3.c34
- Novotný I. 2014. *Příručka ochrany proti vodní erozi: 2. aktualiz. vyd.* Ministerstvo zemědělství, Praha.

- Oldeman LR. 1992. Global extent of soil degradation. Bi-Annual Report 1991-1992: 19-36.
- Oldfield TL, Sikirica N, Mondini C, López G, Kuikman PJ, Holden NM. 2018. Biochar, compost and biochar-compost blend as options to recover nutrients and sequester carbon. *Journal of Environmental Management* **218**: 465-476. DOI: 10.1016/j.jenvman.2018.04.061.
- Olle M. 2021. Review: Bokashi technology as a promising technology for crop production in Europe. *The Journal of Horticultural Science and Biotechnology* **96**(2): 145-152. DOI: 10.1080/14620316.2020.1810140.
- Onay O, Kockar OM. 2003. Slow, fast and flash pyrolysis of rapeseed. *Renewable Energy* **28**(15): 2417-2433. DOI: 10.1016/S0960-1481(03)00137-X.
- Pears P. 2017. *Kompost: snadno a ekologicky*. Euromedia, Esence, Praha.
- Pennanen T, Srivastava V, Sillanpää M, Sainio T. 2020. Compost: Potent biosorbent for the removal of heavy metals from industrial and landfill stormwater. *Journal of Cleaner Production* **273**. DOI: 10.1016/j.jclepro.2020.122736
- Pennell KD. 2002. Specific Surface Area. *Methods of Soil Analysis*. DOI: 10.2136/sssabookser5.4.c13
- Petersen LW, Moldrup P, Jacobsen OH, Rolston DE. 1996. Relations between specific surface area and soil physical and chemical properties. *Soil Science* **161**(1): 9-21.
- Petrucchioli M, Raviv M, Di Silvestro R, Dinelli G. 2011. Agriculture and Agro-Industrial Wastes, By-products, and Wastewaters: Origin, Characteristics, and Potential in Bio-Based Compounds Production. *Comprehensive Biotechnology*: 477-490. DOI: 10.1016/B978-0-444-64046-8.00375-X.
- Pikul JL, Osborne S, Ellsbury M, Riedell W. 2007. Particulate organic matter and water-stable aggregation of soil under contrasting management. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **71**: 766-776. DOI: 10.2136/sssaj2005.0334
- Pohořelý M, Sedmíhradská A, Trakal L, Jevič P. 2019. Biochar – výroba, vlastnosti, certifikace, použití. *Waste Forum*: 197-210.
- Poirier N, Sohi SP, Gaunt JL, Mahieu N, Randall EW, Powlson DS, Evershed RP. 2005. The chemical composition of measurable soil organic matter pools. *Organic Geochemistry* **36**(8): 1174-1189. DOI: 10.1016/j.orggeochem.2005.03.005.
- Quirk JP. 1955. Significance of surface areas calculated from water vapor sorption isotherms by use of the BET equation. *Soil Science* **80**(6): 423-430.
- Rasheed SMK. 2016. The effect of clay content and land use on dispersion ration at different locations in Sulaimani Governorate – Kurdistan region – Iraq. *Open Journal of Soil Science*, **6**: 1-8. DOI: 10.4236/ojss.2016.61001
- Rodrigues MÂ, Ladeira LCh, Arrobas M. 2018. Azotobacter-enriched organic manures to increase nitrogen fixation and crop productivity. *European Journal of Agronomy* **93**: 88-94. DOI: 10.1016/j.eja.2018.01.002.

- Sanderman J, Baisden WT, Fallon S. 2016. Redefining the inert organic carbon pool. *Soil Biology and Biochemistry* **92**: 149-152. DOI: 10.1016/j.soilbio.2015.10.005.
- Sharma P, Abrol V, Sharma V, Chaddha S, Rao ChS, Ganie AQ, Hefft DI, El-Sheikh MA, Mansoor S. 2021. Effectiveness of biochar and compost on improving soil hydro-physical properties, crop yield and monetary returns in inceptisol subtropics. *Saudi Journal of Biological Sciences* **28**(12): 7539-7549. DOI: 10.1016/j.sjbs.2021.09.043.
- Siedt M, Schäffer A, Smith KEC, Nabel M, Ross-Nickoll M, Van Dongen JT. 2021. Comparing straw, compost, and biochar regarding their suitability as agricultural soil amendments to affect soil structure, nutrient leaching, microbial communities, and the fate of pesticides. *Science of The Total Environment* **751**. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.141607.
- Soil Survey Staff, 1972. Soil survey laboratory methods and procedures for collecting soil samples. Soil Conserv. Serv. USDA, U. S. Govt. Printing Off., Washington, DC. 63 p.
- Sparks DL. 2003. Environmental soil chemistry: An overview. *Environmental soil chemistry* **2**: 1-42.
- Sridharan A, Venkatappa Rao G. 1972. Surface area determination of clays. *Geotech. Engng.* **3**: 127-132.
- Strosser E. 2010. Methods for determination of labile soil organic matter: An overview. *Journal of Agrobiology* **27**(2): 49-60. DOI: 10.2478/s10146-009-0008-x.
- Sumbul A, Ansari RA, Rizvi R, Mahmood I. 2020. Azotobacter: A potential bio-fertilizer for soil and plant health management. *Saudi Journal of Biological Sciences* **27**(12): 3634-3640. DOI: 10.1016/j.sjbs.2020.08.004.
- Swift EH. 1939. System of chemical analysis (qualitative and semi-quantitative) for the common elements. Prentice-Hall, inc.
- Tüzüner A. 1990. Soil and water analysis laboratory manual. Ministry of Agriculture, Forestry and Rural Affairs, General Directorate of Rural Services, Ankara, Turkey.
- Valarini PJ, Curaqueo G, Seguel A, Manzano K, Rubio R, Carnejo P, Borie F. 2009. Effect of compost application on some properties of a volcanic soil from central south Chile. *Chilean journal of agricultural research*, 69(3): 416-425. DOI: 10.4067/S0718-58392009000300015
- Valla M. 2002. Pedologické praktikum. 2. vyd.: Česká zemědělská univerzita, Praha.
- Van-Camp L, Bujarrabal B, Gentile A-R, Jones RJA, Montanarella L, Olazabal C, Selvaradjou SK. 2004. Reports of the Technical Working Groups Established under the Thematic Strategy for Soil Protection. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- Wang Q, Zhang PJ, Meng XD. 2012. Changes of surface soil organic carbon components and its quality in the wetlands with different duration of recovery from farmlands in Caizi Lake of Anhui Province, East China. *Chinese Journal of Ecology* **8**(024).

- Weil R, Islam K, Stine M, Gruver J, Samson-Liebig S. 2003. Estimating active carbon for soil quality assessment: A simplified method for laboratory and field use. *American Journal of Alternative Agriculture* **18**(1): 3-17. DOI: 10.1079/AJAA200228.
- Wurff van der AWG, Fuchs JG, Raviv M, Termorshuizen A. 2016. Handbook for composting and compost use in organic horticulture. *BioGreenhouse*. DOI: 10.18174/375218.
- Xiaohou S, Min T, Ping J, Weiling C. 2008. Effect of EM Bokashi application on control of secondary soil salinization. *Water Science and Engineering* **1**(4): 99-106. DOI: 10.3882/j.issn.1674-2370.2008.04.011.
- Yang X, Ali A. 2019. Biochar for Soil Water Conservation and Salinization Control in Arid Desert Regions. *Biochar from Biomass and Waste*: 161-168. DOI: 10.1016/B978-0-12-811729-3.00009-1.
- Zanella A, et al. 2018. Humusica 1, article 5: Terrestrial humus systems and forms — Keys of classification of humus systems and forms. *Applied Soil Ecology* **122**: 75-86. DOI: 10.1016/j.apsoil.2017.06.012.
- Zhang Q, Du ZL, Lou Y, He X. 2015. A one-year short-term biochar application improved carbon accumulation in large macroaggregate fractions. *CATENA* **127**: 26-31. DOI: 10.1016/j.catena.2014.12.009.
- Zhang X, Zhao B, Liu H, Zhao Y, Li L. 2022. Effects of pyrolysis temperature on biochar's characteristics and speciation and environmental risks of heavy metals in sewage sludge biochars. *Environmental Technology & Innovation* 26. DOI: 10.1016/j.eti.2022.102288.