

**Česká zemědělská univerzita v Praze**

**Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů**

**Katedra pedologie a ochrany půd**



**Vliv aplikace biocharu na emisi CO<sub>2</sub> z půdy při různých  
půdních vlhkostech**

**Diplomová práce**

**Autor práce: Bc. Barbora Kalkušová**

**Obor studia: Ochrana a využívání přírodních zdrojů**

**Vedoucí práce: Ing. Miroslav Fér, Ph.D.**

### **Čestné prohlášení**

Prohlašuji, že svou diplomovou práci Vliv aplikace biocharu na emisi CO<sub>2</sub> z půdy jsem vypracovala 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 autorka uvedené diplomové práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušila autorská práva třetích osob.

V Praze dne 23.4. 2020

---

## **Poděkování**

Ráda bych touto cestou poděkovala Ing. Miroslavu Férovi, Ph.D. za odborné vedení práce a za potřebné rady při jejím zpracování.

# Vliv aplikace biocharu na emisi CO<sub>2</sub> z půdy při různých půdních vlhkostech

## Souhrn

Má diplomová práce se skládá z teoretické a praktické části, které dohromady představují komplexní téma půdní respirace a problematiku aplikace biocharu do půdy. Teoretická část se zabývá popisem uhlíkového cyklu a to jak z globálního hlediska, tak v souvislosti s půdním prostředím. Dále jsou v práci popsány zdroje uhlíku v půdě a s tím související půdní respirace a faktory na ni působící společně s metodami jejího měření. Další kapitola se zabývá popisem biocharu, jeho výrobou, vlastnostmi a využitím biocharu v zemědělské praxi. Dále je v práci popsán vliv aplikace biocharu na emisi CO<sub>2</sub> z půdy.

Praktická část diplomové práce charakterizuje půdní vzorky, které byly odebrány na třech odběrových lokalitách v kraji Vysočina a ve Středočeském kraji a to v obcích Semice, Milčice a Humpolec. Byly odebrány porušené půdní vzorky k dalším analýzám a neporušené půdní vzorky, na kterých byly dle standardizovaných metod stanoveny objemové hmotnosti a celková pórovitost půdy. Porušené půdní vzorky byly v laboratoři usušeny a přesáty přes síto. Následně došlo k namíchání půdních vzorků s různými, předem stanovenými poměry biocharu. Na těchto vzorcích byly stanoveny základní půdní charakteristiky a poté byly tyto vzorky využity k experimentu měření emise CO<sub>2</sub> z půdy při různých vlhkostech půdy.

Hlavním cílem této práce bylo porovnat vliv aplikace biocharu na emisi CO<sub>2</sub> z půdy při různých vlhkostech. Stanovování emise CO<sub>2</sub> z půdních vzorků probíhalo pomocí systému LCI- SD portable photosynthesis s komorou pro měření půdní respirace. Měření každého vzorku probíhalo přibližně 24 hodin se zaznamáváním hodnot aktuální emise CO<sub>2</sub> každou minutu. Naměřené hodnoty byly následně zpracovány pomocí statistického programu Statistica.

Výsledné hodnoty prokázaly odlišný průběh hodnot emisí CO<sub>2</sub> z půdních vzorků při různých hmotnostních vlhkostech půdy i při lišícím se obsahu biocharu ve vzorcích. Aplikace biocharu do půdních vzorků měla zásadní vliv na hodnoty emise CO<sub>2</sub> z půdy, jejichž průběh se lišil v závislosti na vlastnostech použitých půdních vzorků.

**Klíčová slova:** emise půdy, biochar, půdní vlhkost, teplotní závislost

# Effect of biochar application on soil CO<sub>2</sub> emission at different soil water content

## Summary

My diploma thesis consists of a theoretical and practical part, which together represent a complex topic of soil respiration and the issue of application of biochar to the soil. The theoretical part deals with the description of the carbon cycle, both from a global perspective and in connection with the soil environment. Furthermore, the work describes the sources of carbon in the soil and related soil respiration and factors affecting it together with methods of its measurement. The following chapter describes biochar, its production and properties and the use of the biochar in agricultural practice. A separate part of the diploma thesis deals with the influence of the application of biochar on CO<sub>2</sub> emissions from the soil.

The practical part of the diploma thesis further characterized the soil samples, which were taken for its purposes at three sampling sites in the Vysočina region and in the Central Bohemian region in the municipalities of Semice, Milčice and Humpolec. Disturbed soil samples were taken for further analyzes and undisturbed soil samples, on which bulk density and soil porosity were determined according to standardized methods. The disturbed soil samples were dried in the laboratory and sieved through sieve. Subsequently, soil samples were mixed with different, predetermined biochar ratios. The basic soil characteristics were then determined on these samples and the used for an experiment to measure CO<sub>2</sub> emissions from the soil at different soil water content.

The main aim of this work was to compare the effect of biochar application on CO<sub>2</sub> emissions from soil at different soil water contents. The determination of CO<sub>2</sub> emissions from soil samples were performed using the LCi-SD portable photosynthesis system with a chamber for measuring soil respiration. Each sample was measured for approximately 24 hours, recording the actual CO<sub>2</sub> emissions every minute. The measured values were then processed using the statistical program Statistica.

The results showed a different course of CO<sub>2</sub> emission values from soil samples at different soil moisture and with different content of biochar in the samples. The application of biochar to soil samples had a significant effect on the values of CO<sub>2</sub> emissions from the soil, the course of which varied depending on the properties of the soil samples.

**Keywords:** soil emissions, biochar, soil moisture, temperature dependence

# Obsah

<b>1 Úvod.....</b>	<b>1</b>
<b>2 Vědecká hypotéza a cíle práce .....</b>	<b>2</b>
<b>3 Literární rešerše.....</b>	<b>3</b>
<b>3.1 Koloběh uhlíku .....</b>	<b>3</b>
3.1.1 Půda a koloběh uhlíku .....	5
3.1.2 Cyklus uhlíku a jeho vazba na globální oteplování .....	6
<b>3.2 Půdní respirace.....</b>	<b>7</b>
3.2.1 Faktory ovlivňující respiraci půdy.....	9
3.2.2 Metody měření půdní respirace .....	11
<b>3.3 Biochar .....</b>	<b>13</b>
3.3.1 Výroba biocharu .....	14
3.3.2 Vlastnosti biocharu .....	15
3.3.3 Biochar a vztah k uhlíkovému cyklu .....	16
3.3.4 Využití biocharu v zemědělské praxi.....	17
3.3.5 Vliv biocharu na půdní respiraci.....	18
<b>4 Metodika .....</b>	<b>20</b>
<b>4.1 Popis místa odběru vzorků .....</b>	<b>20</b>
<b>4.2 Analýza půdních vzorků.....</b>	<b>21</b>
4.2.1 Základní chemické vlastnosti.....	21
4.2.2 Základní fyzikální vlastnosti.....	24
<b>4.3 Emise CO<sub>2</sub> z půdy.....</b>	<b>25</b>
<b>4.4 Biochar .....</b>	<b>28</b>
<b>5 Výsledky a diskuse .....</b>	<b>30</b>
<b>5.1 Analýza půdních vzorků stanovovaných před měřením emise CO<sub>2</sub> .....</b>	<b>30</b>
5.1.1 Základní chemické vlastnosti stanovované před měřením emise CO <sub>2</sub> .....	30
5.1.2 Základní fyzikální vlastnosti stanovované před měřením emise CO <sub>2</sub> .....	35
5.1.3 Magnetická susceptibilita .....	37
<b>5.2 Emise CO<sub>2</sub> z půdy.....</b>	<b>38</b>
5.2.1 Emise CO <sub>2</sub> z půdních vzorků regozemě .....	39
5.2.2 Emise CO <sub>2</sub> z půdních vzorků kambizemě .....	44
5.2.3 Emise CO <sub>2</sub> z půdních vzorků černice .....	48

5.2.4	Porovnání půd .....	54
<b>5.3</b>	<b>Půdní vlastnosti vzorků po měření emise CO<sub>2</sub> z půdy .....</b>	<b>67</b>
5.3.1	Chemické vlastnosti .....	67
5.3.2	Fyzikální vlastnosti .....	72
<b>6</b>	<b>Závěr .....</b>	<b>74</b>
<b>7</b>	<b>Použitá literatura .....</b>	<b>76</b>
<b>8</b>	<b>Samostatné přílohy .....</b>	<b>84</b>

# 1 Úvod

Výzkum půdní respirace je velice rozšířený, zejména v posledních dvou desetiletích. Jedná se o jeden z klíčových procesů ekosystému, který je velice úzce spjatý s jeho produktivitou, půdní úrodností, ale i s uhlíkovými cykly, a to jak regionálními, tak globálními. Půdní respirace představuje druhý nejširší tok uhlíkového cyklu v celém prostředí, proto půdní respirace souvisí s klimatickými změnami a z toho důvodu spadá celý proces do mnoha různých disciplín.

Množství uhlíku v půdách představuje důležitou globální zásobu uhlíku. Do atmosféry navíc vstupuje větší množství uhlíku z půdních procesů než z antropického spalování fosilních paliv. Proto se nadále zvyšuje zájem o možnostech sledování a přesného měření půdní respirace v souvislosti s kontrolou množství skleníkových plynů v ovzduší a tím související klimatickou změnou (Luo a Zhou).

Sledování emisí oxidu uhličitého z půdního prostředí podle obsahu vody je velice důležité pro pochopení a následný předpoklad vývoje úniků uhlíku z půdy a produkci emisí oxidu uhličitého (Yan et al. 2016).



## 2 Vědecká hypotéza a cíle práce

Cílem práce bylo na základě literatury a laboratorního experimentu popsat vliv aplikace biocharu na emisi  $\text{CO}_2$  z půdy při jejích různých vlhkostech.

Práce se skládá z rešeršní části, která popisuje uhlíkový cyklus a zdroje uhlíku v půdě, popisem emise půdy a faktory, které ji ovlivňují. Detailněji je popsán vliv aplikace biocharu na půdní vlastnosti, zejména ve spojitosti s půdní respirací.

Praktická část diplomové práce zahrnovala laboratorní experiment měření emise  $\text{CO}_2$  z půdy, pro který byly vybrány tři odběrové lokality s odlišnými půdními typy a kontrastními vlastnostmi. Pro každý půdní typ bylo vytvořeno šest půdních vzorků se stupňujícím obsahem biocharu ve vzorcích. Na každém z připravených vzorků byly změřeny charakteristické půdní vlastnosti, jako například aktivní a výměnná půdní reakce, salinita půdy, její vodivost, obsah a kvalita organického uhlíku.

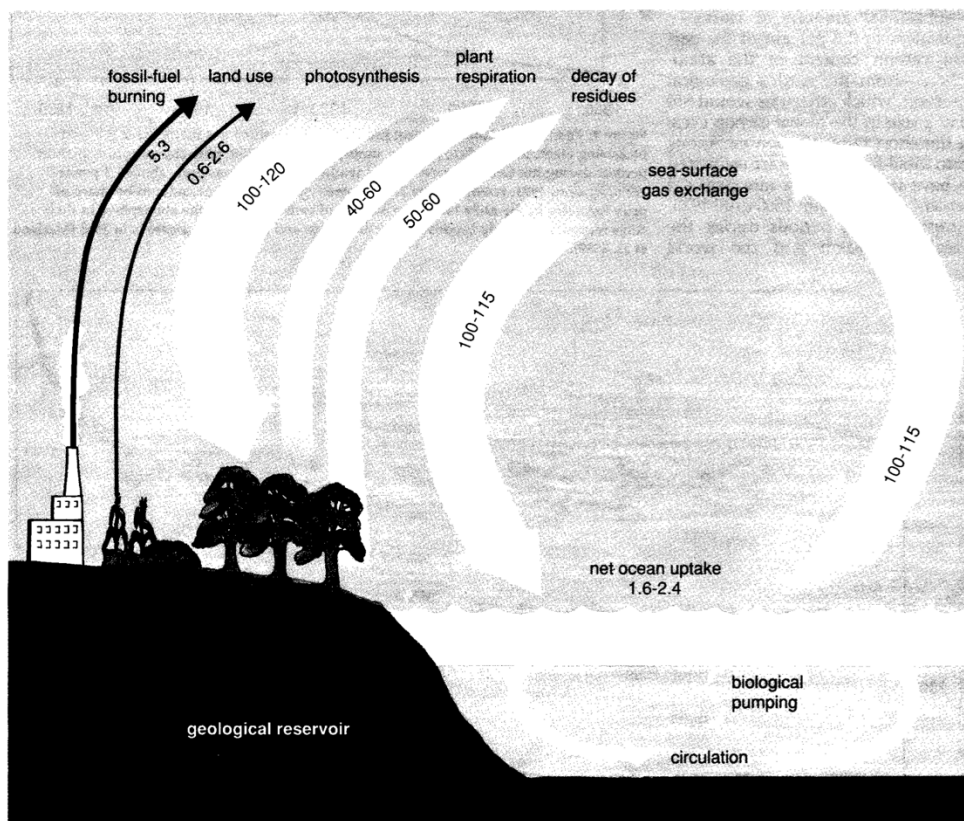
Po změření půdních vlastností došlo k samotnému experimentu měření emise  $\text{CO}_2$  z půdních vzorků. Emise byla měřena na všech vzorcích a to při různých hmotnostních vlhkostech, aby došlo k prozkoumání vlivů vlhkosti a aplikace biocharu na různé půdní typy. Po změření emise  $\text{CO}_2$  na všech vzorcích byly vzorky podrobeny znovu měření půdních vlastností, aby byly zdůrazněny jejich změny po delším časovém období po aplikaci biocharu.

Další hypotézou bylo měření emise  $\text{CO}_2$  po několika měsíční inkubaci, k čemuž bohužel kvůli pandemické situaci a omezenému přístupu do laboratoře nedošlo.

## 3 Literární rešerše

### 3.1 Koloběh uhlíku

Cyklus uhlíku je proces popisovaný výměnou uhlíku mezi jednotlivými složkami světa, mezi které se řadí především oceány, pevnina a atmosféra. Proces přesunu uhlíku mezi těmito složkami je nazýván tokem uhlíku, *carbon flux* (GLOBE 2009). Jedná se o přirozený děj, který je po odečtení antropogenně vzniklých částí uhlíkové toku stabilní (Schimel et al. 2005, GLOBE 2009). Výdej uhlíku jednotlivých složek může být menší, než jejich příjem, v tom případě je hovořeno o propadu, v případě opačném, kdy příjem převyšuje výdej se konkrétní složka nazývá zdrojem uhlíku (GLOBE 2009). Oxidu uhličitý tvoří malou, ale životně důležitou složku atmosféry a je součástí obrovského planetárního cyklu, ve kterém uhlík cirkuluje mezi třemi hlavními rezervoáry a přitom prochází několika změnami chemických forem. Rezervoáry jsou atmosféra, oceány a suchozemské ekosystémy. V suchozemských oblastech je uhlík zásobován v různých místech, zejména v půdě a lesních ekosystémech. Rezervoár uhlíku v oceánech je ze všech tří zdaleka největší, atmosféra je z hlediska ukládání uhlíku naopak nejmenší, ale hraje důležitou roli v cyklu přesunu uhlíku mezi dalšími dvěma rezervoáry (Post et al. 1990). Schéma uhlíkového toku je zobrazeno na Obrázku 1.



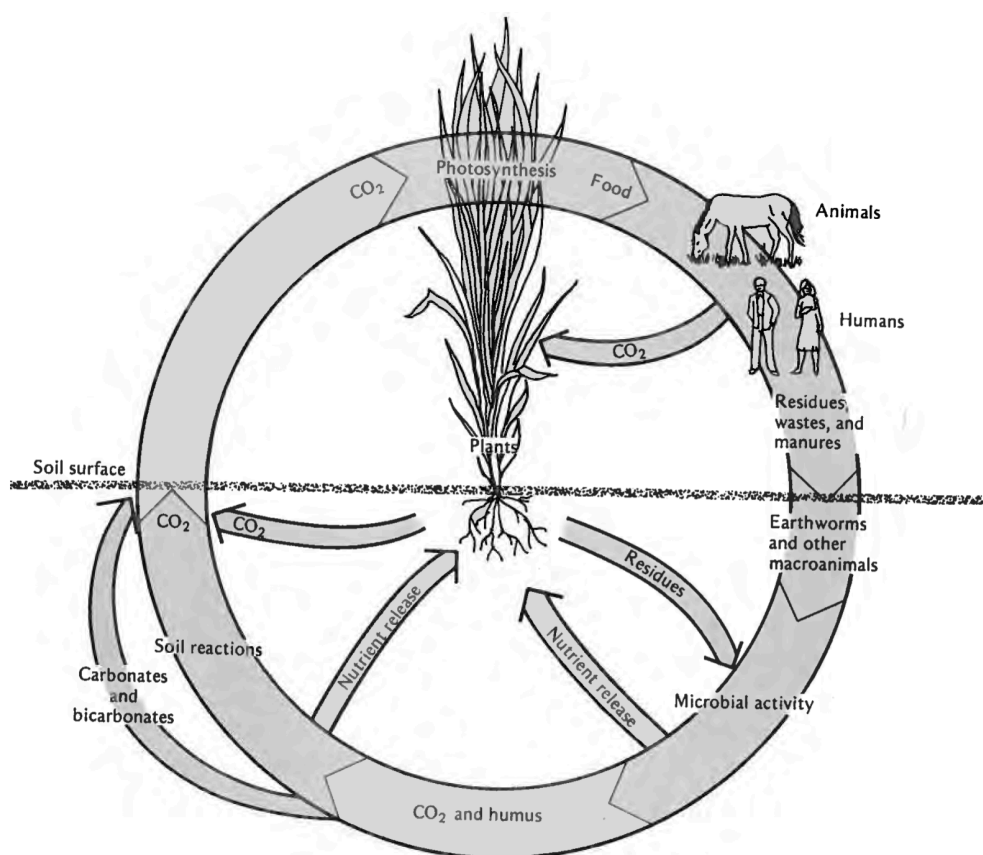
Obrázek 1 - Schéma globálního toku uhlíku (Post et al. 1990)

Přirozené součásti koloběhu uhlíku jsou na obrázku znázorněny bílými šipkami a jedná se tedy o výměnu prvků mezi atmosférou, oceány a rostlinnými společenstvy. Rostliny přijímají oxid uhličitý fotosyntézou, rozkladem rostlinných zbytků a dále například lesními požáry. V případě vody bývají plyny vyměňovány především na povrchu oceánů. Uhlík je pomocí

oceánské cirkulace a biologickým čerpáním, kdy se uhlík zabudovává do mořských organismů a dostává se tak do potravního řetězce. Naopak povrchu je uhlík a ostatní prvky transportován do atmosféry pomocí transpirace (Post et al. 1990).

Antropogenní vlivy uhlíkové toku jsou na Obrázku 2 znázorněny černými šipkami. Lidská aktivita do ovzduší vypouští uhlík a jiné prvky především spalováním fosilních paliv, průmyslovou činností, dopravou a intenzivním zemědělstvím. Významný vliv na globální koloběh uhlíku má člověk především od průmyslové revoluce. (Post et al. 1990).

Uhlík je běžnou složkou veškeré organické hmoty, tudíž je zapojen v zásadě do všech životních procesů. Transformace uhlíku, který v průběhu cyklu mění prostředí i svou chemickou formu tak umožňuje kontinuitu života na Zemi. Uhlíkový cyklus tedy zahrnuje spoustu transformací chemických forem, které jsou zobrazeny na Obrázku 2 (Brady & Weil 1984).



Obrázek 2 – Schéma uhlíkového cyklu, změny chemických forem (Brady & Weil 1984)

Obrázek naznačuje cyklus uhlíku v neglobálním měřítku. Rostliny přijímají uhlík v podobě oxidu uhličitého a asimilují jej na organické sloučeniny za pomoci sluneční energie, jinak řečeno dochází k fotosyntéze. Vyšší organismy včetně člověka získávají energii z rostlinných a živočišných produktů, odpady a zbytky jsou pak navraceny do půdy. Část organických molekul, ať už přidaných do půdy v podobě zbytků od zvěře nebo přímo asimilovaných rostlinami, je využita jako zdroj energie přímo pro rostliny, především pro jejich kořeny; uhlík skrz jejich průduchy poté putuje v podobě oxidu uhličitého do atmosféry. Zbylé organické molekuly jsou v půdě štěpeny makroorganismy a mikroorganismy, vznikají tak živiny důležité pro rostliny a zároveň s tím oxid uhličitý a humus, což jsou relativně stabilní produkty.

Uhlík pokračuje v cyklu tím, že se v podobě CO<sub>2</sub> uvolňuje do atmosféry, kde je opět k dispozici pro další asimilaci rostlinami. Tento obrázek znázorňuje důležitost uhlíku v transformaci energie mezi jednotlivými živočišnými druhy a prostředím (Brady & Weill 1984).

Prvek uhlík, jehož sloučeniny jsou obsaženy ve všech organismech je tedy základním prvkem pro veškerý život na Zemi. Uhlíkový cyklus je velice komplexní, zahrnující do sebe veškerá prostředí (voda, půda, vzduch) a spojuje všechny organismy. Narušení kontinuity uhlíkového cyklu by znamenalo katastrofu pro všechny živé organismy (Brady & Weill 2005).

### 3.1.1 Půda a koloběh uhlíku

Emise oxidu uhličitého skrz půdní respiraci představuje jeden z primárních toků uhlíku mezi půdou a atmosférou. Zahrnuje zhruba 25 % celkového ročního cyklu uhlíku mezi atmosférou a všemi zemskými zdroji (Post et al. 1990).

Hlavním zdrojem půdní organické hmoty je rostlinná tkáň. Živočišná tkáň je brána až jako sekundárním zdrojem uhlíku v půdě, neboť jsou zvířata bráni především jako konzumenti prvotní rostlinné hmoty, kteří do cyklu přispívají svými odpadními produkty a po smrti tělními zbytky. Důležitou roli v cyklu organické hmoty hrají určité druhy půdních živočichů, zejména pak žížaly, termity, mravenci a brouci, kteří organickou hmotu v půdním profilu přemísťují (Brady & Weill 2005).

Uhlík se v půdě velice významně vyskytuje v podobě rostlinných zbytků, například v odumřelých částech rostlin, kořenů nebo opadance. Z celkového množství uhlíku, který je zabudován v půdě, se jen malá část dostává do hlubších vrstev půdního profilu, dle Brady & Weill 2005 jsou v prvním metru hloubky půdního profilu uloženy zhruba dvě třetiny veškerého půdního uhlíku. Většina biomasy rostlinných zbytků podléhá v půdě rozkladu na oxid uhličitý, který posléze putuje do atmosféry. Tento proces je znám jako půdní respirace, což bude detailněji popsáno v Kapitole 3.2. (Schimel et al. 2005).

V případě půdy mluvíme o vysokém potenciálu propadu uhlíku – příjem uhlíku půdních ekosystémů převyšuje jejich výdej. To je způsobeno dlouhou dobou cirkulace uhlíku v půdě, který je pevně vázán do organických sloučenin, jejichž rozpad může trvat desítky i tisíce let. Takto je uhlíku v půdě vázáno zhruba dvě třetiny z celkového půdního množství. Rychlost cirkulace, tedy rozpadu vazeb a úniku uhlíku z půdy do jiné složky se snižuje od rovníku směrem k pólům. To je způsobeno typem porostu, teplotou okolí i půdy, případně permafrostem, dále vlhkostí, zrnitostí a okysličením půdy (Schimel 1994; Schimel et al. 2005).

Zásoby uhlíku zabudovaného do půdní organické hmoty jsou minimálně dvojnásobné oproti zásobám atmosférického uhlíku a uhlíku v živých organismech dohromady (Jobbágy & Jackson 2000, Brady & Weill 2005). Z toho zhruba jedna třetina uhlíku v půdní organické hmotě je zachycena v permafrostu na severní polokouli. Se zvyšováním teploty dochází k zvýšení rychlosti rozpadu půdní organické hmoty, čímž dochází i k rychlejšímu uvolňování oxidu uhličitého a jiných plynů, a to i skleníkových, do atmosféry. Vyjma oxidu uhličitého se jedná především o oxidy dusíku, zejména pak oxidu dusného N<sub>2</sub>O a metanu CH<sub>4</sub> (Gorham 1991; Zhang et al. 1999).

Proces výměny uhlíku mezi pedosférou a atmosférou je z hlediska rozkladu organické hmoty regulován velikostí a složením mikrobiálních společenstev a zároveň dostupností živin pod vegetací. Rozklad půdní organické hmoty lze hodnotit pomocí mikrobiálního metabolického kvocientu  $qCO_2$ , který je počítán pomocí mikrobiální respirace a velikosti mikrobiálního společenstva (Wardle a Ghani 1995). Tento kvocient je stále více používán pro předpověď změn mikrobiálního rozkladu organické hmoty v půdě při změnách v prostředí. Obecně platí, že nové zdroje živin, především tedy uhlíku, navyšují hodnoty  $qCO_2$  (Liu et al. 2016).

### 3.1.2 Cyklus uhlíku a jeho vazba na globální oteplování

V roce 2007 obsahovala atmosféra přibližně 390 ppm oxidu uhličitého. Před průmyslovou revolucí se obsah oxidu uhličitého v atmosféře odhaduje na 280 ppm. Množství  $CO_2$  v atmosféře roste zhruba o 0,5 % ročně. Ačkoli nejvíce přispívá lidská aktivita spalováním fosilních paliv, velká část navyšování koncentrace oxidu uhličitého pochází z rozkladu organické hmoty ze světových půd (Brady & Weil 2008).

Lidská činnost má výrazný negativní vliv na rovnováhu uhlíkového cyklu. Spalování fosilních paliv společně se změnami funkcí suchozemských ekosystémů (například vypalování lesů a zábory půdy) mají za následek zvýšené úniky uhlíku do atmosféry. Naopak přesun uhlíku z atmosféry do oceánských nebo suchozemských rezervoárů je proces velice zdoluhavý, neustálé zvyšování koncentrace uhlíkových sloučenin do atmosféry vlivem lidské činnosti tento cyklus dále znesnadňují a zpomalují. To neodvratitelně vede k dlouhodobé změně stability cyklu a zvyšování prvků a sloučenin, zejména pak oxidu uhličitého v atmosféře (Schimel et al. 2005).

Oxid uhličitý a další skleníkové plyny mají schopnost absorbovat dlouhovlnné záření, které vyzařuje země skrz atmosféru do vesmíru. Část tohoto záření po absorbování na molekuly putuje zpět k zemskému povrchu, čímž dochází k dlouhodobému snížení odvodu tepla z atmosféry (Sawyer 1972).

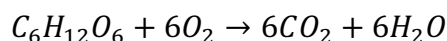
Lidská činnost má samozřejmě vliv i na koloběhy dalších prvků, zejména pak dusíku, jehož roční přítok v reaktivní podobě do atmosféry se za posledních 150 let výrazně zvýšil, a to více než desetinásobně. Další studie pro vývoj koncentrace dusíku v atmosféře předpokládají jeho další nárůst, a to až na trojnásobek hodnot oproti roku 2000 (Galloway & Cowling 2002).

Takovéto zvýšení obsahu dusíku v atmosféře bude mít za následek výraznou změnu globálního prostředí, čímž dojde i k ovlivnění půdního cyklu uhlíku. Pochopení změn prostředí na přídatky dusíkatých látek jsou tedy velice důležité pro další studium globálního toku uhlíku. Vliv dusíku na půdní respiraci bude více popsán v následující kapitole (Luo & Zhou 2006; Zhong et al. 2016).

## 3.2 Půdní respirace

Slovo respirace bylo odvozeno z latinského slova *spirare*, což znamená dýchat a předpony *re*, která vyjadřuje opakovanost, cykličnost. Význam slova respirace je tedy doslova opakované dýchání a je spojováno s výměnou plynů mezi živými organismy a prostředím. (Luo & Zhou 2006).

Z jiného hlediska byla respirace popsána jako reakce, kde dochází k oxidaci anorganických sloučenin s kyslíkem jako hlavním akceptorem elektronů za uvolnění energie (Deetwitche 1967). Reakce může být vyjádřena rovnicí oxidace glukózy.



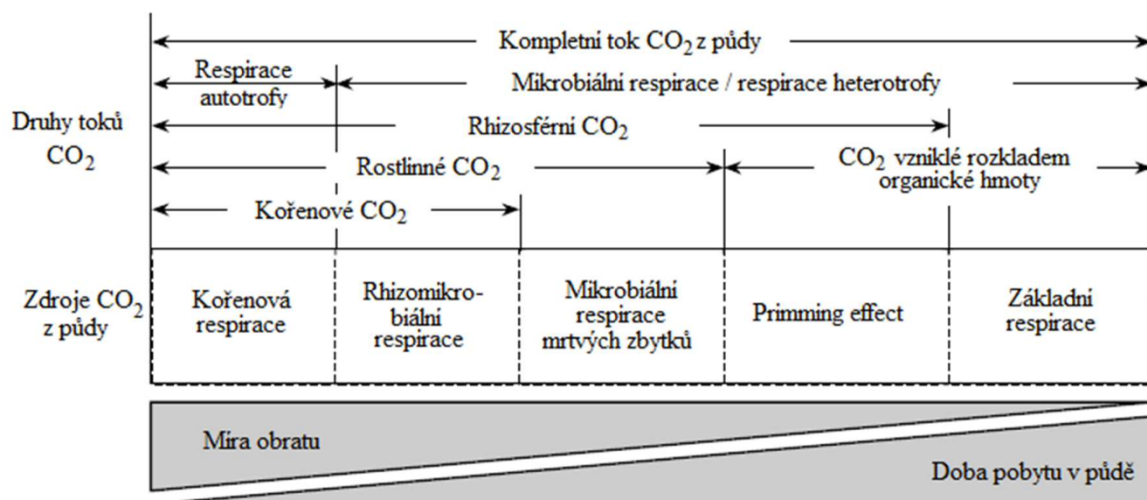
$$\Delta G = -2870 \text{ KJ/mol}$$

Půdní respirace je popsána jako proces, kdy dochází k uvolňování CO<sub>2</sub> z půdy do atmosféry prostřednictvím dýchání rostlinných kořenů, půdní faunou a mikroorganismy. Jedná se o řadu metabolických procesů které rozkladem nebo katolizací organických molekul uvolňují energii, molekuly vody, kyslíku, metanu a oxidu uhličitého (Luo & Zhou 2006). Půdní respirace má řadu různých definic, v principu se jedná o absorpci molekuly kyslíku a uvolnění oxidu uhličitého pomocí mikrobiotického společenstva v půdě (Anderson 1982).

Pomocí půdní respirace se uvolní zhruba polovina z celkového množství uhlíku z půdního prostředí (Hanson et al. 2000, Davidson et al. 2002) a jedná se o druhý největší proces výměny uhlíku v celém ekosystému hned po fotosyntéze (Kuzyakov 2006).

Půdní respirace je nedílnou součástí uhlíkového koloběhu, je spojována s nutričními procesy a zároveň zastává důležitou pozici v regulaci koncentrace CO<sub>2</sub> v atmosféře, čímž má podstatný vliv na dynamiku zemského klimatu (Luo & Zhou 2006).

Půdní respirace se často dělí na dvě kategorie podle primárních producentů oxid uhličitý uvolňujících, a to na respiraci autotrofní a heterotrofní, což je ovšem v principu nesprávná terminologie. Pojmy „autotrofní“ a „heterotrofní“ totiž hovoří o způsobu získávání energie, s respirací přímo nesouvisí (Luo & Zhou 2006; Kuzyakov 2006). Druhy respirace a zdroje CO<sub>2</sub> v půdy jsou popsány v Obrázku 3.



Obrázek 3 - Hlavní zdroje oxidu uhličitého v půdě seřazené dle míry obratu a průměrné doby pobytu v půdě. (Upraveno dle Kuzyakov 2005).

Dle Kuzyakova (2005) je tedy popsáno pět zdrojů  $\text{CO}_2$  v půdním prostředí. Pouze v případě kořenové respirace můžeme hovořit o produkci respirace autotrofními organismy. Ostatní zdroje uhlíku – rhizomikrobiální respirace, mikrobiální respirace mrtvých zbytků, priming effect a základní respirace – jsou zprostředkovány heterotrofními organismy. Priming effect je popsán jako mikrobiální rozklad organických zbytků v půdě, která je silně ovlivněna rozkládaným rostlinným materiálem. Rhizomikrobiální respirace hovoří o mikrobiálním rozkladu živých kořenů, oproti tomu mikrobiální respirace mrtvých zbytků destrukuje již neživé organické materiály. Základní respirace poté popisuje mikrobiotický rozklad organického materiálu v půdě bez vlivu rostlinných a kořenových zbytků (Kuzyakov 2005).

Behera et al. (1990) ve svém výzkumu ve smíšeném lese stanovil, že podíl kořenové respirace na celkové půdní respiraci je 50,5 %, studie Xu et al. (2001) vypočítal tuto hodnotu na borové plantáži na 46,7 %.

Množství mikrobiální biomasy se exponenciálně zvyšuje v reakci na nový zdroj živin. Společně s tím se masivně zvyšuje i emise oxidu uhličitého, tedy půdní respirace, a to v reakci na maximální intenzitu mikrobiální aktivity, která uvolňuje velké množství energie i zmiňovaného  $\text{CO}_2$ . Mikrobiální biomasa v maximu své aktivity může představovat až šestinu veškeré půdní organické hmoty. Společně s množstvím mikrobiálního společenstva dochází v půdě taktéž k syntéze nových exocelulárních organických sloučenin. Takto intenzivní aktivita mikroorganismů může dokonce stimulovat rozpad určitých rezidentních organických sloučenin, což je jev známý jako tzv. priming effect (Brady & Weil 2008).

Respirace půdy je ovlivňována různými faktory, jako jsou vlhkost půdy, její teplota nebo míra fotosyntézy. U respirace heterotrofy může docházet v letních měsících ke snižování v důsledku vysokých teplot a nízké vlhkosti půdy (Zhou et al 2007). Obecně je heterotrofní dýchání úzce vázáno na dostupnost živin, zejména rozložitelného uhlíku pro půdní rozkladače. Dále je heterotrofní respirace spjata i s cykly jiných prvků, a to především dusíku, fosforu a síry – během rozkladu biologického materiálu (například rostlinných zbytků, opadu) dochází

ke zvyšování obsahu zmíněných prvků v mikrobiální biomase oproti uhlíku, který byl vydýchán (Luo & Zhou 2006).

Oproti tomu respirace autotrofy, která je dána aktivitou rostlin, spočívá zejména na velikosti kořenové biomasy. Na podmínky prostředí jako jsou například teplota a vlhkost reaguje mírněji než první příklad (Zhou et al. 2007). Blíže jsou faktory ovlivňující půdní respiraci popsány v následující kapitole.

### **3.2.1 Faktory ovlivňující respiraci půdy**

Na produkci oxidu uhličitého, tedy půdní respiraci má vliv široké množství biotických i abiotických faktorů. Biotické faktory závisí na přítomnosti živých organismů, abiotické faktory naproti tomu závisí na neživých podmínkách okolí (Zhong et al. 2016).

#### **3.2.1.1 Faktory biotické**

Mezi biotické faktory patří například množství kořenových tekutin, hodnota fotosyntézy, struktura komunity mikroorganismů nebo index listové plochy (Zhong et al. 2016).

Respirace pomocí autotrofních organismů velice souvisí s biomasou kořenů, druhu rostliny a celkové produktivitě konkrétního ekosystému. Největší kořenovou biomasou se vyznačují lesní ekosystémy, tudíž právě u lesních biomů bude vliv tohoto druhu respirace podstatně větší, než u ekosystému travnatých (Luo & Zhou 2006). To je ale v rozporu s prací Raich & Tufekcioglu (2000) kteří v několika studiích sledovali půdní respiraci vyšší v travnatých ekosystémech oproti lesním, v některých případech dokonce s rozdílem 20 %. Tento rozdíl může být vysvětlen zadržováním uhlíku ve dřevě v lesních oblastech oproti travnatým ekosystémům, kde produkty fotosyntézy putují pravděpodobně rovnou do atmosféry bez zadržení.

Druh a staří rostliny dále ovlivňuje přenos nutrientů ke kořenům, čímž dochází i k přímému vlivu na kořenovou respiraci. V půdách chudých na živiny a vodu bývá poměr kořenové biomasy větší oproti částem nadzemním, obzvláště pak v podmínkách s větší mírou slunečního záření (Rogers et al. 1996). Respirace heterotrofy, tedy mikrobiální respirace je stimulována především množstvím dostupného uhlíku uvolňovaného zejména kořenovými exudáty (Luo & Zhou 2006).

Dále respirace půdy souvisí s vegetačním typem. V suchých či chladných oblastech bývá měřena nejmenší míra respirace z půdy, největší je naopak měřena v biomech s vysokými teplotami a vlhkostí. Pouště a tundry jsou tedy z hlediska emise plynů z půdy nemějším zdrojem, nejvyšším naopak tropické lesy (Raich & Schlesinger 1992). Hodnoty půdní respirace mohou být dále odlišné v závislosti na prostorovém rozmístění organického uhlíku v půdním profilu (Fér et al. 2018).

#### **3.2.1.2 Faktory abiotické**

Abiotické faktory jsou podmínky neživého prostředí. Z hlediska půdní respirace z abiotických podmínek má největší vliv vlhkost a teplota půdy (Zhong et al. 2016). Až za 70 %



roční variability půdní respirace stojí právě vliv teploty a vlhkosti půdy (Tesařová & Gloser 1976).

#### 3.2.1.2.1 Vliv půdní vlhkosti na respiraci půdy

Vlhkost půdy přímo ovlivňuje produkci oxidu uhličitého. Na základě mnoha studií je zřejmé, že půdní je půdní respirace s rostoucí vlhkostí zvyšována až do bodu, kdy množství vody začíná být pro aktivitu mikroorganismů neideální a dochází k posunu k anaerobním podmínkám v půdě. Tento bod se liší podle půdních typů (Moyano et al. 2012; Yan et al. 2016; Fér et al. 2018).

Řada studií odhalila, že vztah mezi půdní respirací a půdní vlhkostí je složitý a specifický pro každou lokalitu. Je závislý na vlastnostech půdy, obsahu organického uhlíku a jeho dostupnosti a rozložitelnosti a mikrobiální aktivitě (Lehmann et al. 2007; Schaufler et al. 2010; Moyano et al. 2012).

Různé studie tedy uvádí zvyšování měřené půdní respirace do odlišných hodnot půdní vlhkosti v závislosti na půdních vlastnostech. Například studie Jiang et al. (2015) se zabývala změnami hodnot půdní respirace vlivem teploty a vlhkosti na zemědělské půdě s tříletým cyklem střídání rostlin a zaznamenala zvyšování hodnot emise oxidu uhličitého až do hmotnostní vlhkosti 14,7 % nebo do objemové vlhkosti 20,3 % (Jiang et al. 2015). Stejně hodnoty objemové vlhkosti, do které se půdní respirace zvyšovala, zaznamenal i Rey et al. 2002 při studii lesních ekosystémů a Curiel Yuste et al. (2007) při výzkumu půdní respirace v borových plantážích a dubové savaně.

Další proměnnou při měření půdní respirace je prostorová variabilita obsahu organického uhlíku (Raich & Schlesinger 1992; Fér et al. 2018). Bylo zjištěno, že půdní eroze může způsobovat mimo jiné i změny v půdní respiraci, což je způsobeno změnami půdních vlastností počítaje i obsah a rozložení organického uhlíku (Zádorová et al. 2011; Fér et al. 2018).

Schaufler et al. (2010) zkoumal vliv vlhkosti na půdní respiraci na celé řadě lokalit s odlišnými půdními vlastnostmi i využitím. Ve výzkumu byl sledován silný nárůst emisí oxidu uhličitého s rostoucí teplotou na všech lokalitách, ale vliv vlhkosti se na všech stanovištích lišil. Jako optimální obsah vlhkosti pro emise CO<sub>2</sub> naměřil rozmezí 20 – 60 % zaplnění půdních pórů vodou. Zmiňovaných 20 % vysledoval stejně jako předchozí autoři u orné půdy a lesních ekosystémů, při 60 % zaplnění vodou byly emise sledovány v mokřadech (Schaufler et al. 2010).

Nízká půdní vlhkost snižuje propojenost pórů a tím k omezení přesunu organického uhlíku. Tím klesá jeho dostupnost a snižuje se aktivita mikrobiálních společenstev, čímž dochází ke snížení půdní respirace. Naopak přílišná vlhkost mění podmínky v půdě z aerobních na anaerobní, což může být pro půdní organismy kritické (Yan et al. 2016). Největší variabilitu emise oxidu uhličitého z půdy pod vlivem odlišné vlhkosti je možné sledovat v oblasti tropického pásu, kde dochází za poměrně stabilní teploty ke změnám obsahu vody v půdy vlivem střídání deštivých a suchých období (Hashimoto et al. 2006).

### 3.2.1.2.2 Vliv dusíku na půdní respiraci

Mezi abiotické faktory na půdní respiraci se dá zařadit i vliv dusíku, jež byl nastíněn již dříve. Na měření půdní respirace po aplikaci dusíku se zabývalo již široké množství studií, jejich výsledky byly ale různorodé a nedají se tak jednoznačně popsat. Některé studie po experimentálním přidavku dusíku vykazovaly navýšení půdní respirace (Shao et al. 2014), jiné studie nevykazovaly žádnou změnu (Deng et al. 2010) anebo byly sledovány dokonce poklesy půdní respirace (Ramirez et al. 2010). Vysvětlení těchto odlišných reakcí na aplikaci dusíkatých látek je v množství reaktivního dusíku, které bylo do půdy při studiích aplikováno. Dusíkaté látky přidané do půdy totiž mohou podpořit růst rostlin a tím i zvýšit jejich fotosyntetickou kapacitu, čímž by došlo k navýšení i půdní respirace. Pokud je ale do substrátu přidáno dusíku přílišné množství, může dojít k poškození rostlinných orgánů a tím ke snížení rostlinné aktivity (Shangguan 2000). Zároveň může s dlouhodobými přídávky dusíkatých látek do půdy dojít k jejímu okyselení neboli acidifikaci, které vyvolá zvyšování koncentrace toxických sloučenin v půdě, které inhibují aktivitu mikrobiotických společenstev a tím snižují půdní respiraci (Guo et al. 2010).

### 3.2.2 Metody měření půdní respirace

K měření emise  $\text{CO}_2$  z půdy dochází z mnoha rozličných důvodů. Výsledky jsou využívány ke sledování uhlíkového cyklu mezi ekosystémy, umožňují navíc vytvářet predikce toku oxidu uhličitého do atmosféry v nových prostředích.

Výsledky měření půdní respirace jsou výrazně ovlivňovány způsobem transportace oxidu uhličitého v porózním prostředí půdy. Plyny se v půdě totiž pohybují pod vlivem koncentračního i tlakového gradientu,  $\text{CO}_2$  bývá v půdě navíc obvykle ve vyšších koncentracích než v atmosféře (Luo & Zhou 2000).

#### 3.2.2.1 Komorové metody

Pro nej přesnější stanovení respirace půdy na dané lokalitě jsou nejvhodnější metody, které nenarušují půdní strukturu a půdní gradienty. Principem těchto metod je jsou uzavřené komory, které měří respiraci půdy přímo na povrchu půdy, nebo metody měřící koncentraci  $\text{CO}_2$  v půdním profilu, tzv. *gas well* metody.

Metody s komorovým měřením půdní respirace jsou děleny na dvě kategorie, dynamické a statické metody. Metody dynamické umožňují cirkulaci vzduchu mezi senzorem a komorou. Senzorem bývá nejčastěji infračervený plynný analyzátor. Dochází tak k měření koncentrace oxidu uhličitého v komoře v čase (Luo & Zhou 2006).

##### 3.2.2.1.1 Dynamické komorové metody

Jako senzor k detekci oxidu uhličitého je obvykle používán infračervený analyzátor plynů - IRGA, který zaznamenává zvyšování koncentrace  $\text{CO}_2$  v komoře. Jsou známy automatické i manuální dynamické komorové systémy. Komorové metody s automatickým měřením emise  $\text{CO}_2$  jsou považovány za nejkvalitnější, nepatří ale mezi levné varianty.

Dynamické komorové metody se dále dělí na metodu s otevřenou a uzavřenou komorou.

Při metodě s otevřenou dynamickou komorou dochází k využití cirkulace plynů v otevřené komoře. Okolní plyny proudí skrz komoru – ty, co komoru opouštějí, jsou obohaceny o oxid uhličitý, který byl uvolněn pomocí půdní respirace (Luo & Zhou 2006).

V komoře je umožněn pohyb plynů mezi komorou a senzorem, do systému ale již další plyny vstupovat nemohou kvůli uzavřenosti systému. Systém se přiloží k povrchu půdy, v komoře se brzy začne zvyšovat koncentrace oxidu uhličitého uvolněného z půdy. Dojde k zaznamenání počáteční a koncové hodnoty koncentrace CO<sub>2</sub>, jejich rozdílem je stanovena koncentrace emise (Luo & Zhou 2006).

#### 3.2.2.1.2 Statické komorové metody

Statické metody izolují v komoře část atmosféry od okolí, čímž dochází ke změně koncentrace v komorovém prostoru. Výsledkem je rychlost změny proporcionálního toku CO<sub>2</sub> (Luo & Zhou 2006).

Metoda s uzavřenou statickou komorou využívá principu zachytávání molekul oxidu uhličitého na chemické absorbenty s alkalickým roztokem NaOH či KOH nebo se sodnovápenatým roztokem Ca(OH)<sub>2</sub>. Zachycování molekul CO<sub>2</sub> na alkalický roztok je nejstarším způsobem stanovování respirace půdy (Luo & Zhou 2006).

#### 3.2.2.2 Metoda Gas-well

Pomocí metody Gas-well, tzv. plynné studny, jsou určovány koncentrace kyslíku a oxidu uhličitého ve více hloubkách půdního profilu. Do půdního profilu je obvykle vsunuto měřící zařízení s kostrou v podobě ocelové trubky, která je na několika místech proděravěná. Otvory umožňují proudění plynů a každá se nachází v jiné části trubky, v půdě tedy v odlišných hloubkách. Plyn je na otvorech shromažďován v injekčních stříkačkách, jeho analýza je uskutečněna posléze v laboratoři pomocí standardizovaných metod (Luo & Zhou 2006).

Existuje i automatizovaný systém plynné studny, kdy jsou plyny z různých hloubek profilu vytahovány aktivně pomocí membránového čerpadla. V automatizovaném systému projdou plyny skrz mikroporézní teflon, dojde k usušení a filtraci plynů a k měření CO<sub>2</sub> pomocí IRGA (Luo & Zhou 2006).

#### 3.2.2.3 Měření pomocí plynového chromatografu

Plynový chromatograf je využíván k separaci jednotlivých složek plynu a k jejich kvantifikaci, jedná se tedy o metodu gazometrickou. Půdní vzorky jsou vloženy do komory s odtěsněným víčkem. Plyn je v komorách odebírán následně pomocí injekční stříkačky, analýza přítomných plynů je provedena pomocí plynového chromatografu (Luo & Zhou 2006).

Zmiňované metody slouží k měření půdní respirace bez ohledu na původce vzniku oxidu uhličitého v půdě. Existují ale i metody, které jsou schopny rozdělit respiraci prováděnou autotrofy od respirace mikrobiální (Bartuška & Frouz 2010).

Jedním z příkladů oddělení druhů respirace je měření emise plynu in situ na půdním vzorku nejprve s kořeny, poté bez kořenů a porovnání změřených hodnot. Vliv kořenů při měření může být zamezen více způsoby. Například kompletním odstraněním kořenů z půdy, což je poměrně

komplikovaný úkon, vzhledem k nutnosti neporušit půdní vrstvy sledované půdy. Další, méně složitou metodou odstranění vlivu kořenu je jejich přeseknutí. V místě seku je pak umístěna fyzická bariéra, která zabraňuje srůstu a postupu kořenné části. Výhodou této metody je, že nedojde k porušení jednotlivých vrstev půdy, na druhou stranu ale může mít rozkládající kořen negativní vliv na změřené hodnoty respirace (Hanson et al. 2000).

### 3.3 Biochar

Termín biochar, česky známý jako biouhel, je používán k označení dřevěného uhlí určeného k aplikaci do půdy. Jedná se o organický materiál vyráběný pomocí tepelného rozkladu biomasy bez přístupu vzduchu. Volba konkrétní biomasy pro výrobu biocharu závisí na řadě chemických, fyzikálních, environmentálních i ekonomických a logistických faktorů. V minulosti byly používány pro výrobu biocharu již řady materiálů, od dřeva, zbytků plodin po hnůj, ne všechny ale produkovaly kvalitní biochar (Verheijen et al. 2010).

Samotný biochar má řadu definic. Například International Biochar Initiative (IBI 2012) jej popisuje jako pevný materiál získávaný z termochemické přeměny biomasy v prostředí s omezeným obsahem kyslíku. Dle studie Shackley et al. 2012 se jedná o porézní uhlíkatou látku vyrobenou tepelně-chemickou přeměnou organických materiálů v prostředí bez přístupu kyslíku, která má fyzikálně chemické vlastnosti vhodné pro bezpečné a dlouhodobé skladování uhlíku v životním prostředí. Lehmann & Joseph 2009 biochar popisují jako: Produkt bohatý na uhlík získávaný zahříváním biomasy, jako je dřevo, hnůj nebo listy, v uzavřené nádobě s malým nebo žádným přístupem vzduchu.

Výzkumy prokazují, že velké části dřevěného uhlí, které vznikly přirozeně při lesních požárech zůstávají v půdě až tisíc let, což je mnohonásobně delší zdržení uhlíku oproti většině půdní organické hmoty (Steiner et al. 2008). Menší části vzniklé při spalování travních porostů oproti tomu v ekosystémech skoro nelze detekovat (Forbes et al. 2006).

Z toho důvodu aplikace biocharu předpokládá dlouhodobé zadržení uhlíku v půdě. Aplikace biocharu do půdy je ale nevratná, proto jsou zásadní studie o stabilitě biocharu v životním prostředí a jeho účinky na půdní vlastnosti (Steiner et al. 2008; Verheijen et al. 2010; Lehmann et al. 2015).

Pomalý rozklad biocharu je jeho největší výhodou. Aplikace biocharu do půd má tedy důležité důsledky pro globální uhlíkový cyklus (Steiner et al. 2008). Biochar je posledních pár desetiletích zkoumán právě kvůli možnému ukládání uhlíku, při jeho aplikaci do půdy navíc působí biochar jako hnojivo/organická pomocná půdní látka. Přídavek biocharu má potvrzený vliv na výnosy plodin, což bylo známo již starým kulturám (Glaser et al. 2002), doposud je ale známo jen málo o účincích biocharu na půdní mikroorganismy (Steinbess et al. 2009).

Výzkumy, které proběhly v posledních desetiletích prokázaly, že je biochar schopný stimulovat aktivitu půdních mikroorganismů, čímž může výrazně ovlivnit mikrobiologické vlastnosti půdy. Přítomnost biocharu v půdě vhodné prostředí pro mnoho mikroorganismů tím, že je chrání před predací, vysycháním a především tím, že je zásobuje minerálními živinami - zejména uhlíkem a energií (Ogawa 1994; Thies & Rilling 2009).

Populace mikroorganismů v půdě mohou být ovlivněny jak kvalitou, tak kvantitou biocharu přidaného do půdy. Vlastnosti biocharu do značné míry také závisí na surovině a podmínkách pyrolýzy. Například rychlá pyrolýza může na povrchu biocharu zanechávat residuální biooleje a jiné deriváty. V závislosti na složení těchto reziduí mohou tyto sloučeniny sloužit jako substrát pro mikroorganismy, obvykle jsou ale pro půdní biomasu a rostliny ale toxické (Ogawa 1994; Thies & Rilling 2009).

### 3.3.1 Výroba biocharu

Biochar je vyráběn termochemickou konverzí biomasy v nepřítomnosti volného kyslíku, což je proces též známý jako pyrolýza. Společně s biocharem při pyrolýze vznikají produkty nedokonalého spalování, které v sobě zahrnují hořlavé plyny (zejména pak  $H_2$ ,  $CO$  a  $CH_4$ ) a kondenzující podíl. Vzniklé plyny mohou být využity k další výrobě biocharu jako tepelný zdroj, nebo jsou využívány jako obnovitelné palivo, tzv. syngas. Kapalné produkty pyrolýzy jsou po kondenzaci využívány jako biooleje. Samotná pyrolýza se může dělit do dalších kategorií podle rychlosti procesu, a to na pomalou pyrolýzu, rychlou pyrolýzu a rychlou pyrolýzu (Steiner et al. 2008; Ahmed et al 2016).

Vyjma pyrolýzy je možné biochar vyrobit zplyňováním, torefakcí nebo hydrotermální karbonizací (z níž je někdy finální produkt nazýván hydrochar). K výrobě biocharu může být používána celá řada surovin, a to zemědělské materiály, dřeviny, pevné odpady, steliva či krmiva pro zvířata i potravinářské odpady. (Ahmed et al. 2016).

Nejpoužívanějším procesem k výrobě biocharu se používá pomalá pyrolýza, a to především pro její relativně vysoké výtěžky, stále provozní náklady a sníženou nutnost předúpravy biomasy před procesem oproti rychlé pyrolýze (Ahmed et al. 2016). Právě konvenční pyrolýza umožňuje produkci všech tří typů produktů (kapalin, plynů i pevných částí, tedy biocharu) ve velkém množství (Shafizadeh 1982; Demirbas & Arin 2002).

Karbonizace se vyznačuje velice pomalým tempem ohřevu materiálu, je ale využívána spíše pro výrobu biooleje, pevných paliv nebo syngasu, proto je známo jen málo údajů o kvalitě výsledného biocharu. Nejinak tomu je i v případě torefakce a zplyňování (Ahmed et al. 2016).

Pokud je cílem pyrolýzy vyprodukovat větší množství kapalných a plyných produktů na úkor produktů pevných, bývá doporučována rychlá pyrolýza. Dosažení vysokých rychlostí ohřevu vyžaduje velmi vysoké teploty, velmi krátkou dobu zdržení a jemné částice biomasy (Demirbas & Arin 2002).

Přiblížení termochemických metod používaných k výrobě biocharu je v Tabulce 1.

Tabulka 1 – Souhrn termochemických procesů používaných pro výrobu biocharu, upraveno dle Ahmed et al. 2016

proces	rozmezí teplot (°C)	(výťažnost %)	doba zdržení
pomalá pyrolýza	100 – 1000	15 – 40	minuty – hodiny
rychlá pyrolýza	300 – 1000	10 – 25	minuty - sekundy
torefakce	200 – 300	61 – 77	sekundy - hodiny
zplyňování	700 – 1500	10	sekundy – minuty
hydrotermální karbonizace	175 – 300	30 - 72	30 min – 16 hod

V Tabulce 1 je zobrazené rozmezí teplot, při níž konkrétní proces k výrobě biocharu probíhá, dále i výťažnost konkrétní metody a doba zdržení materiálu u zdroje tepla.

Vlastnosti biomasy, tudíž i výsledného produktu jsou řízeny chemickým složením jejích hlavních složek, zejména pak celulózy, hemicelulózy, ligninu a vedlejších složek, jako jsou extrakční látky a anorganické složení. Pyrolýza biomasy probíhá řadou komplexních souběžných i po sobě jdoucích reakcí (Shafizadeh 1982).

Biomasa je tedy složena ze tří základních strukturních složek, a to z ligninu, celulózy a hemicelulózy. Různé složky biomasy vykazují různé tepelné vlastnosti. Konkrétně lignin se rozkládá v daleko širším teplotním rozmezí ve srovnání s dalšími dvěmi složkami, naopak hemicelulóza má teplotní rozmezí rozkladu nejužší (Bridgwater et al. 1999).

V průběhu postupujících reakcí pyrolýzy se uhlík stává méně reaktivním a vytváří stabilní chemické struktury (Tran & Charanjit 1978).

### 3.3.2 Vlastnosti biocharu

Po tom, co je biochar vyroben, je zásadní určení jeho klíčových charakteristik podle nichž se zjistí potenciál produktu pro konkrétní aplikace. Na kvalitu výsledného biocharu má vliv zejména teplota při jeho výrobě (Méndez et al. 2013; Pohorelý et al. 2019). Při vyšších teplotách pyrolýzy se vyrábí menší množství biocharu, za to s lepší mikrostrukturou. Pokud je teplota při pyrolýze vysoká příliš, unikají z povrchu biocharu naopak funkční skupiny, včetně samotného uhlíku. Teplota při pyrolýze má vliv i na chemické složení výsledného produktu, jeho pH, náboj a stabilitu (Mulabagal et al. 2015).

Na základě teplot, při kterých probíhá pyrolýza je možné biochar rozdělit do tří kategorií. První kategorií je nízko teplotní biochar, který je vyráběn při teplotách do 400 °C a vyznačuje se nejmenší stálostí v půdě ze všech tří variant, nižším pH a hydrofobicitou, která je zapříčiněna vysokým podílem alifatických skupin v biocharu. Nízko teplotní biochar má malý povrch a jeho póry bývají zaneseny dehty, které jsou ale tvořeny mimo jiné i rozpustným uhlíkem, který slouží jako zdroj živin pro půdní mikroorganismy. Je to biochar s nejvyšším výťažkem. Vysoko teplotní biochar se vyrábí při teplotách vyšších, než 600 °C. Má velice dlouhodobou stálost

v půdě, vyšším pH, velkým specifickým povrchem s podstatně menší koncentrací funkčních skupin, než v případě prvním. Je podstatně méně hydrofobní. Jedná se o kvalitní biochar, ale pro složitější přípravu s jeho výrobou souvisejí technologické i ekonomické potíže. Biochar středních teplot se vyrábí při teplotách kolem 500 °C. V minulosti byl považován jako kompromis mezi prvními dvěma variantami, ale nemá žádné přímé výhody (Pohořelý et al. 2019).

Objemová hmotnost pevných částic biocharu přímo souvisí s jeho fyzikálními vlastnostmi a je používána k odhadu odolnosti biocharu vůči opotřebení během aplikace do půdy. Samotný biochar má větší skutečnou hustotu než původní surovina, ze které byl vyroben. Objemová hmotnost biocharu bývá uváděna v rozmezí 0,2 – 0,5 g/cm<sup>3</sup> (Brewer et al. 2014; Mulabagal et al. 2015).

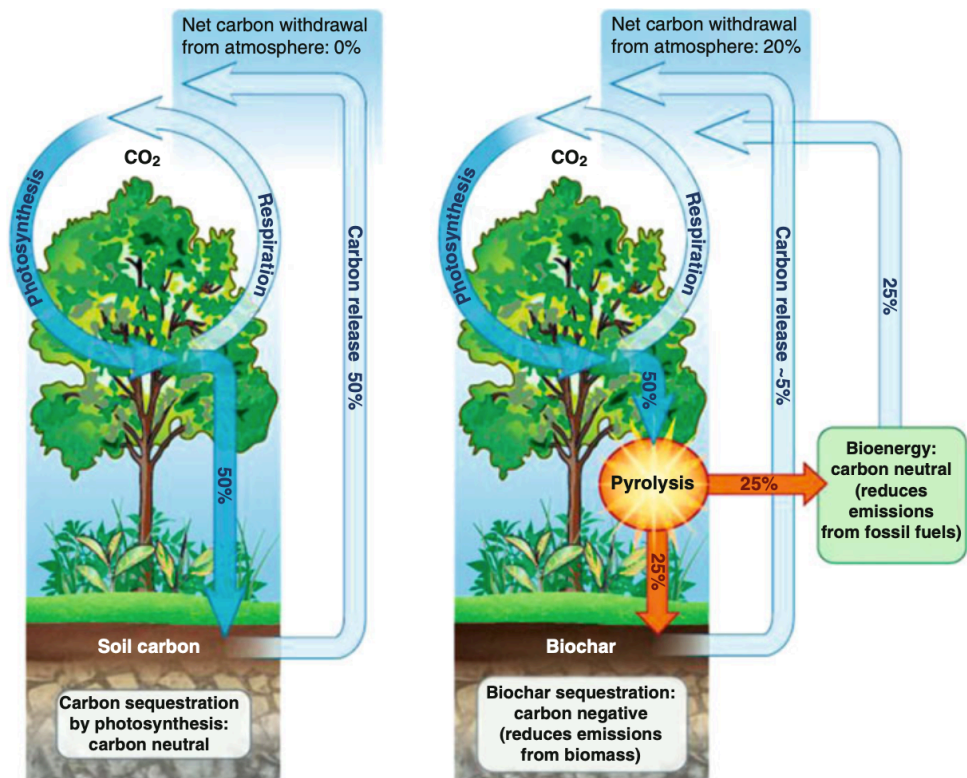
Analýza elementárních složek a jejich poměry jsou velice důležité pro posouzení kvality biocharu, neboť mohou ovlivňovat kvalitu půdy po jeho aplikaci. Tato analýza je obvykle prováděna spalováním biocharu pomocí prvkového analyzátoru. Stanovují se zejména obsahy a poměry uhlíku, kyslíku, vodíku, síry a dusíku. Poměry mezi následujícími prvky C:O, O:H a C:H jsou navíc považovány jako spolehlivé určení kvality pyrolýzy (Kuzyakov et al. 2009; Mulabagal et al. 2015).

### **3.3.3 Biochar a vztah k uhlíkovému cyklu**

Pomocí pyrolýzy biomasy jsou tedy hlavními produkty bioolej, biochar a syngas. Všechny tyto produkty lze použít jako obnovitelné zdroje energie, čímž by bylo dosaženo snížení spotřeby fosilních paliv, tedy i unikání uhlíku do ovzduší. Samotný rozklad biomasy a organické hmoty uvolňuje do atmosféry značné množství oxidu uhličitého. Když je však část biomasy použita k výrobě biocharu, uhlík zůstane v biocharu ve stabilní formě, namísto toho aby byl uvolněn do atmosféry rozkladem organické hmoty. Primárním cílem výroby biocharu na toky skleníkových plynů je tedy vyhýbání se emisím, ke kterým by došlo, kdyby se biomasa nechala rozložit. Uvolňování neboli sekvestrace uhlíku z biocharu se navíc liší od všech ostatních materiálů (Mulabagal et al. 2015).

Dle studie Galinato et al. 2011 bylo zjištěno, že tuna biocharu z bylinné a dřevinné biomasy aplikovaná do půdy má schopnost izolovat 0,61 – 0,80 t uhlíku.

Na Obrázku 4 je znázorněn rozdíl uhlíkového cyklu při běžných podmínkách a po aplikaci biocharu.



Obrázek 4 - Ilustrace běžného uhlíkového cyklu a uhlíkového cyklu po přidání biocharu (Lehmann 2007).

Obrázek 4 popisuje rozdíl uhlíkového cyklu po aplikaci biocharu. V případě běžného, o biochar neobohaceného uhlíkového cyklu je oxid uhličitý absorbován do rostlin pomocí fotosyntézy. Množství absorbovaného  $\text{CO}_2$  je ale příliš malé v poměru s celkovým množstvím oxidu uhličitého v atmosféře. Rozkladem organické hmoty se navíc zachycený oxid uhličitý do atmosféry znovu uvolňuje. Čistý odběr uhlíku pomocí přirozeného uhlíkového cyklu je tedy nulový. Pokud je organická hmota v podobě biomasy ale přeměna na biochar, který je poté aplikován do půdy, čistý odběr uhlíku z atmosféry je okamžitě navýšen na 20 %. Produkty pyrolýzy jsou navíc vhodné pro použití jako zdroje energie, čímž dochází ke snížení emisí o 12 – 84 %, což je vhodný krok blíže k uhlíkově negativním strategiím (Lehmann 2007).

Aplikace biocharu do půd nemá pozitivní vliv jen na uhlíkový cyklus, nýbrž i na cyklus dusíku. Biochar v půdě zvyšuje půdní poměr uhlíku a dusíku, čímž dochází ke snížení emisí  $\text{N}_2\text{O}$  z půdy a tím i zpomalení dusíkového cyklu. Emise  $\text{N}_2\text{O}$  pocházejí především z půd v důsledku rozsáhlého používání dusíkatých hnojiv (Ussiri et al. 2009).

### 3.3.4 Využití biocharu v zemědělské praxi

Výroba biocharu a jeho využití v zemědělství se projevuje jako účinný prostředek ke zdržení uhlíku v půdě a tím spojené snižování skleníkových plynů. To ale bylo zpochybněno studií Wardle et al. 2008, která poukázala na to, že dřevěné uhlí není biologicky inertní a může mít tak významné procesy na biologické procesy v půdě. Dalším výsledkem studie bylo zjištění, že aplikace biocharu může mít za následek rychlou ztrátu humusu v lesních půdních horizontech. Vliv dřevěného uhlí, tedy i biocharu na rozklad organické hmoty v lesních půdách je dle této studie zatím málo pochopen (Liu et al. 2016; Wardle et al. 2008).



Na to navázaly další studie, které uváděly, že má biochar na přirozenou půdní organickou hmotu jen krátkodobý pozitivní účinek (Kuzyakov 2009; Verheijen et al. 2010). Například Kuzyakov 2009 sledoval jen malý účinek biocharu na půdní organismy, který se projevil jen počáteční změnou v hodnotách emise CO<sub>2</sub> z půdy.

Biochar jako takový má odlišnou dostupnost od organické hmoty, proto by mohl vést k významným změnám v mikrobiální biomase (Lehmann et al. 2011). Tyto účinky jsou odlišné pro různé půdní typy, pro odlišné aplikační dávky i materiály, z nichž byl biochar vyroben. Například Steinbeiss 2009 při své studii sledoval výrazný nárůst plísňových společenstev na úkor mikrobiálních.

Biochar má velice vysokou schopnost adsorbovat kationty, což je způsobeno jeho negativním povrchovým nábojem a povrchem biocharu (Sombroek et al. 1993; Liang et al. 2006). Tato schopnost zadržovat kationty v dostupné formě pro rostliny je u biocharu výrazně vyšší, než u jiných organických látek. Živiny jsou v půdě zadržovány především právě adsorbíci na minerální a organické látky, v případě přidání biocharu jsou adsorbovány právě na něj, čímž se stávají daleko dostupnější pro rostliny. Na rozdíl od jiných organických látek je navíc biochar schopen adsorbovat i fosfáty, třebaže mechanismus tohoto procesu není zatím objasněn, jelikož se fosfáty řadí mezi anionty. Biochar je tedy jedinečný nejen z hlediska zadržování uhlíku, ale i z přístupuňování nutrientů pro rostliny, čímž nabízí možnost zlepšení výnosů plodin současně se snížením emisí z půdy (Lehmann 2007).

Dalším z důvodů, proč je biochar využíván k aplikaci na zemědělské plochy, je jeho schopnost zadržovat vodu v půdě. To je způsobeno dvěma principy, prvním z nich je samotný charakter biocharu coby porézního média. Voda může být zadržena v pórech biocharu a tím zvyšovat obsah vody v půdě. Vliv na to může mít i to, že se biochar v půdě váže na další půdní složky, tím zlepšuje její strukturu a zvyšuje tak vodní retenci v půdě (Zhang & You 2013). Dalším vysvětlením zvýšeného zadržení vody v půdě po aplikaci biocharu může být pravděpodobně způsobeno oxidací povrchu biocharu s následným navýšením hydrofilnosti (Zimmerman 2010).

Biochar může být na zemědělské plochy aplikován obvyklými zemědělskými stroji, například rozmetadlem podobně jako hnojiva nebo pomocí secího stroje. Množství aplikované dávky závisí na vlastnostech půdy v zájmové oblasti, plodině, obsahu vápníku v půdě a vlastnostech konkrétního biocharu, zejména pak jeho sorpční kapacitě. Obvykle bývá biochar dávkován v množství 5 – 10 t/ha. Bývá aplikován v sypané formě, a to ve variantách s prachovou frakcí nebo bez ní, nebo ve formě biocharových pelet nebo granulí o velikosti 2 – 4 mm. Biochar aplikovaný na zemědělské půdy zůstává v půdě v závislosti na podmínkách stanoviště a vlastnostech biocharu desítky až stovky let (Pohořelý et al. 2019).

### **3.3.5 Vliv biocharu na půdní respiraci**

Dle studií je uváděno, že půdy s nižším obsahem organického uhlíku jsou citlivější na přidání biocharu, což vede k rapidnějšímu zvýšení emisí CO<sub>2</sub> oproti půdám s výraznějším podílem organického uhlíku (Steward et al. 2013, Yu et al. 2013). To je způsobeno tím, že méně stabilní frakce biocharu slouží v půdě jako substrát pro mikroorganismy, kteří díky tomu zvýší svou aktivitu a společně s tím i půdní respiraci (Cross & Sohi 2011).

Tomu odpovídá studie Sagrilo et al. 2014, která porovnávala různé výzkumy aplikací různého množství biocharu do odlišných půd. Ve všech případech bylo sledováno zvýšení půdní respirace, a to průměrně o 28 %. Největší navýšení emisí oxidu uhličitého bylo vyzorováno u vzorků, kde byl poměr biocharu ku půdní organické hmotě  $< 2$ , půdní organické hmoty se tedy ve vzorcích nacházelo relativně malé množství. Nárůst půdní respirace byla ale sledována jen na krátkou dobu přímo po aplikaci. Výsledky této studie navíc podpořily hypotézu, že bezprostřední zvýšení půdní respirace po přidání biocharu může pocházet především z nestabilních částí biocharu. Významné zvýšení emisí  $\text{CO}_2$  bylo sledováno totiž z materiálů, při nichž byla pyrolýza provedena pouze při teplotách  $\leq 350$  °C. Pyrolýza při nižších teplotách hoření totiž produkuje vyšší podíl nestabilního uhlíku (Sun et al. 2014). Biochar vyráběný při teplotách nad 550 °C se vyznačuje daleko menším obsahem nestabilního uhlíku. Při aplikaci tohoto biocharu bylo sledováno jen malé zvýšení půdní respirace, a to i v případě vysokých aplikačních dávkách biocharu (Sagrilo et al. 2014).

K podobnému zjištění došla publikace Smith et al. 2010, která také sledovala vysoké množství nestabilního uhlíku v biocharu vyráběném prostřednictvím studené pyrolýzy. Předpokládají, že zdrojem nestabilního uhlíku není samotný biochar, ale kondenzáty pocházející z biooleje, které se do biocharu absorbovaly během chlazení. Po aplikaci takového biocharu do půdních vzorků bylo sledováno zvyšování emise  $\text{CO}_2$ , ale totožně jen na omezenou dobu, kdy od šestého do padesátého dne od začátku měření dosáhly všechny půdní vzorky původních hladin emisí  $\text{CO}_2$  (Smith et al. 2010).

To bylo v rozporu s pozorováním Liu et al. 2016, který ve své publikaci sledoval dlouhodobější vliv biocharu na zvýšení emise oxidu uhličitého z půdy. Ten ve své studii sledoval závislost na vlastnostech půdy, než spojitost s teplotním rozmezím výrobního procesu biocharu, neboť nevysledoval předpoklad zvýšení půdní respirace u biocharu z nižších teplot pyrolýzy. Při jeho pozorování byl použit biochar s různým obsahem nestabilního uhlíku, v závislosti na to se ale po aplikaci se ale půdní respirace dlouhodobě neměnila. Závěrem této studie bylo, že krátkodobý nárůst emise  $\text{CO}_2$  po aplikaci biocharu nemůže představovat měřitelný rozdíl (Liu et al. 2016).

Tento princip je vysvětlen dvěma procesy: V půdách s biocharem totiž může docházet k částečné adsorbci  $\text{CO}_2$  přímo na částice biocharu, čímž dojde ke snížení jeho emise do atmosféry (Cornelissen et al. 2013). Navíc mohou být na částice biocharu vázány organické molekuly, čímž je snížena jejich dostupnost pro mikrobiální rozklad (Pignatello et al. 2006).

Studie Kuzyakov et al. 2009 sledovala využití biocharu mikroorganismy. Dle výsledků této publikace bylo navázáno do mikrobiální biomasy pouze 1,5 – 2,6 % biocharu po 624 dnech inkubace. Tím došlo k ukázání nízké mikrobiální dostupnosti biocharu a podle této práce má biochar jako zdroj uhlíku pro mikroorganismy pouze zanedbatelný význam (Kuzyakov et al. 2009).

V současné době zatím stále existuje jen málo studií zabývajících se vlivem různého poměru biocharu na emisí  $\text{CO}_2$  z různých půdních typů s odlišnými půdními vlastnostmi.

## 4 Metodika

Půdní vzorky pro praktickou část mé diplomové práce byly odebrány na třech lokalitách na různých půdních typech s odlišnými půdními vlastnostmi ve Středočeském kraji a v kraji Vysočina. Ve Středočeském kraji byly odebrány půdní vzorky na území dvou obcí, a to konkrétně v Semicích, odkud byl odebrán půdní typ regozem a Milčicích, kde byl stanoven půdní typ černice. Poslední půdní vzorky, které byly stanoveny na půdní typ kambizem byly odebrány v kraji Vysočina, konkrétně na území Humpolce.

Tyto lokality byly v dřívějších letech vybrány i pro vědecké účely na Katedře pedologie a ochrana půd (KPOP) na České zemědělské univerzitě a změřená data z těchto lokalit byla využita například v publikacích Kodešová et al. 2015; Kodešová et al; 2016 a Kodešová et al. 2020.

Všechny vzorky půdy byly převezeny do laboratoře, kde došlo k jejich vysušení na vzduchu a prosetí přes 2 mm síto. Všechny tři půdní typy byly v různých koncentracích smíseny s biocharem a na těchto vzorcích byly následně měřeny půdní charakteristiky, jako aktivní a výměnná půdní reakce, půdní salinita, a především hlavní cíl mé práce, emise oxidu uhličitého z půdy.

### 4.1 Popis místa odběru vzorků

Pro výzkumnou část diplomové práce byly odebrány půdní vzorky ze třech lokalit ve Středočeském kraji a v kraji Vysočina, konkrétně se jednalo o odběry v Semicích, Milčicích a Humpolci. Všechny vzorky byly odebrány v únoru 2020 z orničního horizontu Ap z hloubky 0 – 20 cm.

Vzorky byly odebrány v porušené a neporušené formě. Z porušených půdních vzorků byly stanoveny základní půdní charakteristiky a také byly použity na samotné měření emise CO<sub>2</sub> z půdy. Neporušené půdní vzorky byly využity na stanovení celkové pórovitosti a objemové hmotnosti půdy.

V Tabulce 2 jsou uvedeny průměrné roční teploty, úhrny srážek a nadmořské výšky jednotlivých odběrových lokalit.

*Tabulka 2 - Průměrné roční teploty, úhrny srážek a nadmořské výšky odběrových lokalit (zdroj ČHMU)*

Odběrová lokalita	průměrná teplota	úhrn srážek	nadmořská výška
Semice	6,8 °C	780 mm	179 m n. m.
Humpolec	7,1 – 9 °C	601 – 800 mm	561 m n. m.
Milčice	8 – 0 °C	500 – 600 mm	190 m n. m.

Půdní typ byl na lokalitách určen dle Taxonomického klasifikačního systému půd České republiky (Němeček et al. 2011). Půdní vzorky ze Semic byly klasifikovány jako regozem, vzorky z Milčic pak jako černice a půdní vzorky z Humpolce jako kambizem.

Na odběrové lokalitě Semice byl podle Taxonomického klasifikačního systému učen půdní typ jako regozem. Regozem je jediný půdní typ patřící do referenční třídy Regosolů. Vyznačují se vznikem z nezpevněných sedimentů, jako jsou písky, šterkopísky a spraše. Jsou typické svojí nevyvinutostí a mělkostí horizontu A, který je uložen přímo na zmiňovaný půdotvorný substrát. Nevyznačují se skeletovitostí ani chemismem. (Němeček et al. 2011, Pavlů 2018)

Černice, půdní typ, který byl klasifikován na lokalitě v Milčicích, je typ spadající společně s černozemí do referenční skupiny Černosolů. Černosoly jsou skupinou půd, které se vyvinuly ze sypkých karbonátových substrátů – spraší – v oblastech suššího teplého klimatu. Jedná se o velice kvalitní půdy, které svou úrodností, chemickým složením i fyzikálními vlastnostmi můžeme hodnotit jako optimální pro zemědělské využití. Charakteristické jsou svými novotvary, zvané krotoviny, které vznikají zaplněním nor materiálem pocházejícím z jiných půdních horizontů. Černosoly mají vysokou schopnou bioakumulace, což je proces dlouhodobého ukládání organické hmoty v půdním profilu. Organická hmota je stabilizována procesem humifikace. Tento proces může trvat až několik tisíc let, proto mohou dosahovat humusové horizonty těchto půd mocnosti i více než 60 cm, především u černozemí.

Černice mívají ovšem humusový horizont Ac mělčí a bývají ovlivňovány vodou. Charakteristické často bývají znaky hydromorfismu. Ten se může projevovat mramorováním v horizontu C či zvýšeným obsahem uhlíku. Také se jedná o velice úrodné půdy, které se obvykle nacházejí v depresních polohách černozemí. Jejich výnosy mohou ovšem být negativně ovlivňovány suchem. (Němeček et al. 2011; Pavlů 2018)

Lokalita v Humpolci byl určen dle Taxonomického klasifikačního systému jako půdní typ kambizem, patřící do referenční třídy Kambisolů, což je nejrozšířenější skupina půd v České republice, vyskytující se zhruba na 45 % rozlohy. Z chemického hlediska je tato skupina velice variabilní, což je způsobeno chemismem substrátu, kterým mohou být žuly, bazalty, pískovce či břidlice. Charakteristickým znakem Kambisolů je přítomnost kambického horizontu B vzniklým vnitropůdním zvětráváním. U Kambizemí je tento proces nazýván braunifikací. Při braunifikaci dochází k rozrušení půdních částic, přeměně slíd za vzniku jílu a uvolnění železa, což má za následek charakteristické hnědnutí horizontu. Dalším půdním typem patřícím do Kambisolů jsou pelozemě (Němeček et al 2011).

## **4.2 Analýza půdních vzorků**

Odebrané půdní vzorky byly převezeny do laboratoře. Porušené půdní vzorky byly na vzduchu usušeny, rozdrceny a přesáty přes 2 mm síto. V analýze použitých půdních vzorků jsme určovali základní chemické a fyzikální vlastnosti půd za konstantní laboratorní teploty 20 °C pomocí standardizovaných metod. Část vzorků byla použita pro samotný experiment měření emise oxidu uhličitého z půdy s různým poměrem biocharu.

### **4.2.1 Základní chemické vlastnosti**

Ze základních chemických vlastností byly stanovovány hodnoty aktivní a výměnné pH půdních vzorků, elektrické vodivosti, obsah organického uhlíku a kvality humusu. Všechny dílčí metody probíhaly dle standardizovaných metod v laboratoři.

#### 4.2.1.1 Aktivní a výměnná půdní reakce

První z určovaných chemických vlastností byla aktivní a výměnná půdní reakce dle standardizované normy ISO 10390 (1994). Měření proběhlo potenciometricky za pomoci inoLab Level 1 pH metru a skleněné elektrody. Aktivní půdní reakce pH byla měřena v suspenzi půdy a destilované vody v objemovém poměru 1:2,5. Zjištěné hodnoty jsme pak rozklíčovali dle kritérií uvedených v Tabulce 3.

Tabulka 3 - Hodnotící kritéria pro pH (H<sub>2</sub>O) (Zbiral 2002).

pH [H <sub>2</sub> O]	hodnocení
< 4,9	silně kyselá
4,9 – 5,9	kyselá
5,9 – 6,9	slabě kyselá
6,9 – 7,1	neutrální
7,1 – 8,0	slabě alkalická
8,0 – 9,4	alkalická
> 9,4	silně alkalická

Výměnná půdní reakce pH (KCl) byla měřena taktéž již zmíněným pH metrem v roztoku chloridu draselného, výsledné hodnoty byly následně hodnoceny dle kritérií v Tabulce 4.

Tabulka 4 - Hodnotící kritéria pro pH (KCl) (Zbiral 2002).

pH [KCl]	hodnocení
< 4,5	silně kyselá
4,5 – 5,5	kyselá
5,5 – 6,5	slabě kyselá
6,5 – 7,2	neutrální
> 7,2	alkalická

Hodnoty aktivní a výměnné půdní reakce byly měřeny na všech vzorcích s různými koncentracemi biocharu.

#### 4.2.1.2 Stanovení elektrické vodivosti půdy

Dále byla určována elektrická vodivost půdy neboli salinita, a to dle standardizované metody Rhoades 1996 pomocí alkoholového extraktu. V polyvinylchloridové lahvi bylo smícháno 10 g jemnozeme ze všech předpřipravených vzorků společně s 50 cm<sup>3</sup> destilované vody. Vytvořená suspenze byla následně dvě hodiny protřepána, poté došlo k jejímu zfiltrování přes filtrační papír. V takto vytvořeném filtrátu byla změřena elektrická vodivost konkrétního půdního vzorku. Výsledky měření byly ohodnoceny dle následující Tabulky 5.

Tabulka 5 - Hodnoticí tabulka Salinity (Zbíral 2002.)

Salinita [ $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ]	hodnocení půdy
< 30	minimálně zasolená
30 – 60	bez negativních účinků soli
60 – 120	zvýšené zatížení solemi
> 120	vysoké zatížení solemi

#### 4.2.1.3 Stanovení obsahu organického uhlíku (Cox)

Obsah organického uhlíku byl stanoven pomocí standardizované laboratorní metody (Skjemstad and Baldock, 2008), při níž je uhlík obsažený v organické hmotě zoxidován kyslíkem dvojchromanu draselného v prostředí kyseliny sírové. Půdní vzorky byly přesáty přes 0,25 mm síto. Od každého vzorku byla připravena navážka 2 g, která byla smíchána s 10 ml chromsírové směsi. Z takto vytvořené směsi byla po dobu 45 minut vypalována organická hmota v sušárně při teplotě 125 °C. Po vypálení došlo ke změření množství organického uhlíku při titraci Mohrovou solí pomocí galvanometru. Titrací se určilo nespotřebované množství chromsírové směsi, titrace probíhala až do tzv. mrtvého bodu – do trvalé výchylky na galvanometru. Výsledky měření byly následně zhodnoceny podle Tabulky 6.

Tabulka 6 - Hodnoticí stupnice pro stanovení množství organického uhlíku a humusu (Zbíral 2002).

Cox (%)	humus (%)	označení obsahu
< 0,6	< 1,0	velmi nízký
0,6 – 1,1	1,0 – 2,0	nízký
1,1 – 1,7	2,0 – 3,0	střední
1,7 – 2,9	3,0 – 5,0	vysoký
> 2,9	> 5,0	velmi vysoký

#### 4.2.1.4 Stanovení kvality humusu

Další určovanou chemickou vlastností bylo stanovení kvality humusu. Huminové látky jsme z půdních vzorků extrahovali pomocí 0,05 M pyrofosforečnanu sodného ( $\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7$ ), který byl ve zkumavkách smísen s každým z jednotlivých vzorků. Výsledná směs se nechala třepat a následně došlo k odstředění pevných látek pomocí centrifugy. Ze vzniklé suspenze byl odebírán roztok do kyvet a na spektrofotometru proběhlo měření absorbance, konkrétně při 400 nm a 600 nm, z čehož jsme následně vypočítali hodnotu barevného kvocientu  $Q_{4/6}$ . Každý ze vzorků byl měřen ve dvou opakováních. Kvalita půdní organické hmoty byla hodnocena dle metodiky navržené Pospíšilem (1981), která byla převzata od studie Chen et al. 1977.

$$Q_{4/6} = A_{400}/A_{600}$$

Kde  $A$  značí absorbanci roztoku. Obecně se dá tvrdit, že čím vyšší hodnota barevného kvocientu  $Q_{4/6}$ , tím horší je kvalita humusu (Pospíšil 1971).

## 4.2.2 Základní fyzikální vlastnosti

Ze základních fyzikálních vlastností byly stanovovány hodnoty specifické a objemové hmotnosti půdy a její zrnitost.

### 4.2.2.1 Zrnitost půdy

Měření zrnitosti probíhalo dle Novákovy metody, které klasifikuje půdy na základě jejich procentuálního obsahu částí půdy o velikosti  $< 0,01$  do sedmi frakcí charakterizujících půdní druhy (Vráblíková a Vráblík 2006). Jednotlivé frakce jsou uvedeny v následující Tabulce 7.

Tabulka 7 - Klasifikační stupnice zemin dle Nováka (Jandák et al. 2001).

% obsah částí $< 0,01$ mm	označení frakce	označení druhu půdy
$< 10$ %	písčítá	lehká půda
10 – 20 %	hlinitopísčítá	
20 – 30 %	písčítóhlinitá	středně těžká půda
30 – 45 %	hlinitá	
45 – 60 %	jílovítóhlinitá	těžká půda
60 – 75 %	jílovitá	
$> 75$ %	jíl	

### 4.2.2.2 Specifická hmotnost půdy ( $\rho_z$ )

Specifická hmotnost půdy, která je značena  $\rho_z$ , je určována z porušených půdních vzorků a značí hmotnost pevných částí zeminy o určitém objemu bez pórů.

Nejprve došlo k připravení pyknometrů, které zcela naplněny destilovanou vodou, vytemperovány a zváženy a vylity.

Půdní vzorky byly usušeny, přesáty přes 2 mm síto. Navážka byla smíchána s destilovanou vodou a povařena nad kahanem, což zapříčinilo vypuzení zbytkového vzduchu. Po vychladnutí byla suspenze kvantitativně přesunuta do pyknometru, který byl do plna doplněn destilovanou vodou a vytemperován na teplotu  $20$  °C a následně opět zvážen. Výsledná hodnota  $\rho_z$  byla vypočtena z následujícího vzorce, (Zbíral 2002).

$$\rho_z = \frac{N_z \times \rho_v}{N_z + P_{H_2O} - P_z}$$

Kde  $N_z$  značí navážku vzorku,  $\rho_v$  hustotu vody,  $P_{H_2O}$  hmotnost pyknometru s destilovanou vodou a  $P_z$  hmotnost pyknometru se suspenzí půdního vzorku a destilované vody.

### 4.2.2.3 Objemová hmotnost $\rho_d$ a pórovitost

Objemová hmotnost a pórovitost půdy byly stanoveny na neporušených půdních vzorcích podle metodiky Dane & Topp 2002.

Objemová hmotnost byla vypočtena dle následujícího vztahu, kde  $G_h$  značí hmotnost zeminy v přirozeném stavu půdy vysušená při  $105$  °C,  $V_s$  značí objem vzorku. Hodnoty

objemové hmotnosti u takto vysušených vzorků se obvykle pohybují v hodnotách 1,2 – 1,8 g.cm<sup>-3</sup>. (Zbíral 2002).

$$\rho_d = \frac{Gh}{V_s}$$

Pórovitost byla následně vypočtena z následující rovnice:

$$P = \frac{\rho_z - \rho_d}{\rho_d} \times 100$$

#### 4.2.2.4 Magnetická susceptibilita

Magnetická susceptibilita popisuje schopnost látek podstoupit magnetizaci. Je definována jako poměr magneticky ovlivněného materiálu indukované k vnějšímu magnetickému poli, vyjadřuje se v bezrozměrných jednotkách SI (Thompson & Oldfield 1986).

Pro měření magnetické suscetibility byly půdní vzorky převedeny do plastových misek o objemu 10 ml. Magnetická suscetibilita byla poté měřena pomocí Bartington MS2B systém a to ve dvou frekvencích, při nízké frekvenci – 0,47 kHz a při vysoké frekvenci 4,7 kHz (Bartington Instruments 2008, Jakšík et al. 2016).

### 4.3 Emise CO<sub>2</sub> z půdy

Hlavním cílem mé diplomové práce bylo měření aktuální emise oxidu uhličitého z půdních vzorků. Pro toto měření bylo připraveno 18 variant vzorků, a to vždy šest vzorků z každého půdní typu. První varianta byla kontrola, tedy čistý vzorek půdy bez přidaného biocharu. Následujících pět variant bylo připraveno smísením půdního vzorku s určitým množstvím biocharu. Namíchané varianty odpovídaly hmotnostnímu zastoupení biocharu 0,5, 1, 2, 5 a 10 %. Tyto varianty byly vybrány na základě literární rešerše tak, aby odpovídaly reálnému množství biocharu používaného v praxi v zemědělství 5,10 t/ha. Dále byly použity dávky 25, 50 a 100 t/ha, které simulují zvýšenou dotaci zemědělských půd biocharem.

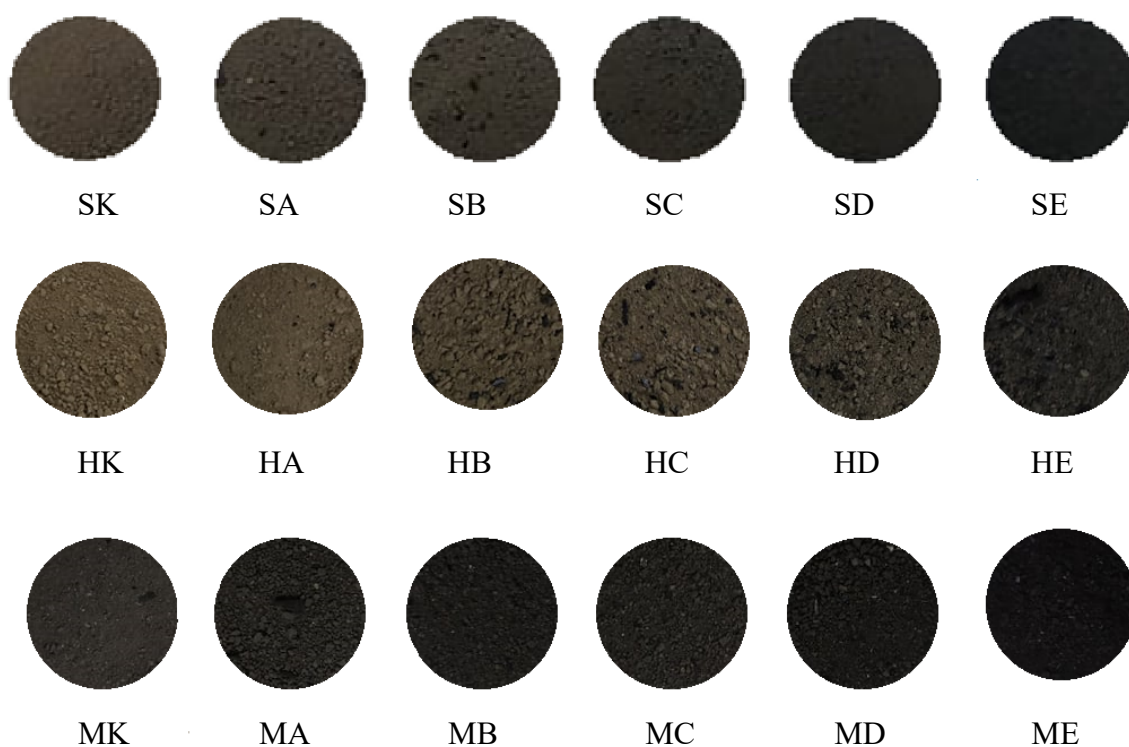
V Tabulce 8 je přehled označení používaných půdních vzorků dle hmotnostních procent biocharu ve vzorku, kde *S* značí půdní vzorky ze Semic, *H* vzorky z Humpolce a *M* půdní vzorky z Milčic.

Tabulka 8 - Přehled označení půdních vzorků pro půdu ze Semic (*S*), Humpolce (*H*) a Milčic (*M*)

Označení vzorku	Biochar (%)
SK/HK/MK	0
SA/HA/MA	0,5
SB/HB/MB	1
SC/HC/MC	2,5
SD/HD/MD	5
SE/HE/ME	10

Vizuální rozdíly v namíchaných půdních vzorcích jsou zřejmé na Obrázku 5.





*Obrázek 5 - Rozdíly v jednotlivých půdních vzorcích půdy z odběrových lokalit Semice (S), Humpolec (H) a Milčice (M), rozdělených dle hmotnostních obsahů biocharu, kde xK značí 0 % hm. biocharu, xA 0,5 % hm. biocharu, xB 1 % hm. biocharu, xC 2,5 % hm. biocharu, xD 5 % hm. biocharu a xE 10 % hm. biocharu (zdroj vlastní)*

Po přípravě vzorků byla na všech namíchaných variantách změřena ve dvou opakováních aktivní půdní reakce (pH H<sub>2</sub>O), výměnná půdní reakce (pH KCl), salinita (EC), kvalita půdní organické hmoty (Q4/6) a magnetická susceptibilita.

Každý z jednotlivých vzorků byl vpraven do ocelového límce o průměru 11 cm a o výšce 7,5 cm. Límec naplněný půdním vzorkem zobrazují na Obrázku 6.



Obrázek 6 - Ocelový límec (zdroj vlastní)

Límec s půdním vzorkem byl přemístěn do růstové komory, v které probíhalo měření aktuální emise  $\text{CO}_2$  pomocí systému LCi-SD portable photosynthesis s komorou pro měření půdní respirace (Obrázek 7). V růstové komoře probíhalo měření za tmy a konstantní teploty  $20\text{ }^\circ\text{C}$  pro odstranění klimatických a jiných vnějších vlivů, které by mohly zasahovat do měření emise oxidu uhličitého z půdy. Tento postup se osvědčil i u mé bakalářské práce (Kalkušová 2019), který je detailně popsán v manuskriptu Fér et al. 2020, kde jsou data ze zmiňované bakalářské práce použita.



Obrázek 7 - Systém LCi-SD portable photosynthesis s komorou pro měření půdní respirace (zdroj vlastní)

Všechny vzorky byly postupně podrobeny měřením při různých hmotnostních vlhkostech půdy. Každý ze vzorků byl nejprve měřen za suchého stavu. Systém LCi-SD portable photosynthesis zaznamenával hodnoty aktuální emise CO<sub>2</sub> z půdy v minutovém intervalu, a to po dobu 24 hodin. Další den byl tentýž vzorek vyndán z růstové komory, ovlhčen na předem určenou hmotnostní vlhkost v misce, promíchán a znovu vpraven do ocelového límce a probíhalo další měření emise v minutovém intervalu. Vzorek i s límcem byl před i po měření zvážen, rozdíly hmotností a množství přidávané vody byly zaznamenávány. Stejným postupem probíhalo měření každého vzorku pro pět vlhkostních kroků. Pro zjištění vlivu vlhkosti na emisi CO<sub>2</sub> z půdy byly vybrány tyto hmotnostní vlhkosti: 0 %, 5 %, 10 %, 15 % a 20 %.

Pro tuto diplomovou práci bylo tedy proměřeno vždy 6 vzorků z každé půdy. Celkem tedy měření emise CO<sub>2</sub> z půdy při různých vlhkostech a různých poměrech biocharu trvalo 18 týdnů.

Při samotném měření v systému LCi-SD portable photosynthesis s komorou pro měření půdní respirace byly v minutovém intervalu zaznamenávány hodnoty čistého výparu CO<sub>2</sub> (NCER).

Čistý molární průtok oxidu uhličitého z půdy nebo do ní neboli půdní respirace (*C*), je vyjádřena následující rovnicí:

$$C = u \times (-\Delta c)$$

V rovnici *u* značí molární průtok (μmol.mol<sup>-1</sup>) a  $\Delta c$  značí rozdíl koncentrací CO<sub>2</sub> přes půdní komoru (μmol.mol<sup>-1</sup>), jehož výpočet je znázorněn v rovnici. Výsledné hodnoty půdní respirace *C* jsou vyjádřeny v p.mol.s<sup>-1</sup>.

$$\Delta c = C_{ref} - C_{an}$$

Kde *C<sub>ref</sub>* značí koncentraci CO<sub>2</sub> proudícího do půdní komory a *C<sub>an</sub>* koncentraci CO<sub>2</sub> proudící z půdní komory, výsledná hodnota také vychází v μmol.mol<sup>-1</sup>.

Čistá výměna oxidu uhličitého (NCER) je vyjádřena rovnicí:

$$NCER = U_s (-\Delta c)$$

Kde *U<sub>s</sub>* vyjadřuje molární tok vzduchu na 1 m<sup>2</sup> půdy a jeho jednotkou je mol.s<sup>-1</sup>.m<sup>-2</sup> (ADC BioScientific 2015).

Po změření emise CO<sub>2</sub> z půdních vzorků byly vzorky vyjmuty z ocelového límce, usušeny na vzduchu a poté znovu přesety přes 2 mm síto. Na vzorcích byly posléze znovu měřeny některé půdní charakteristiky, pro zjištění jejich rozdílu po měření emise oxidu uhličitého při delší přítomnosti biocharu.

#### 4.4 Biochar

Biochar používaný v diplomové práci byl poskytnut Akademií věd České republiky, Ústavem chemických procesů. Zároveň jsme obdrželi změřené vlastnosti biocharu, které jsou vidět v Tabulce 9.

Tabulka 9 - Uvedené vlastnosti biocharu používaného v diplomové práci

vlastnost, veličina	vzorek	jednotka
frakce > 5 mm	0,5	%
frakce 2 – 5 mm	14,8	%
frakce 0,5 – 2 mm	40,9	%
frakce < 0,5 mm	43,8	%
sypná hmotnost	195	$\text{g}\cdot\text{dm}^{-3}$
zdánlivá hustota, $\rho_{\text{Hg}}$	0,389	$\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$
skeletální hustota, $\rho_{\text{He}}$	2,08	$\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$
porozita, e	0,813	–
specifický povrch, $S_{\text{BET}}$	525	$\text{m}^2/\text{g}$
specifický povrch mesopórů, $S_{\text{meso}}$	222	$\text{m}^2/\text{g}$
specifický celkový objem pórů, $V_{\text{tot}}$	389	$\text{mm}^3/\text{liq}/\text{g}$
specifický objem mikropórů, $V_{\text{micro}}$	147	$\text{mm}^3/\text{liq}/\text{g}$
specifický intruzní objem, $V_{\text{intr}}$	1,79	$\text{cm}^3/\text{g}$
pH	11	–
vodivost, EC	1325	$\mu\text{S}/\text{cm}$
vlhkost, W	2,07	% hm.
popel, $A^{\text{d}}$	11,4	% hm.
hořlavina, $h^{\text{d}}$	88,6	% hm.
prchavá hořlavina, $V^{\text{d}}$	4,09	% hm.
fixní uhlík, $\text{FC}^{\text{d}}$	84,5	% hm.
spalné teplo, $Q_{\text{s}}^{\text{d}}$	30,1	$\text{MJ}\cdot\text{kg}^{-1}$
výhřevnost, $Q_{\text{i}}^{\text{d}}$	29,9	$\text{MJ}\cdot\text{kg}^{-1}$
obsah uhlíku, $C^{\text{d}}$	84,6	% hm.
obsah organického uhlíku, $C_{\text{org}}^{\text{d}}$	87	% hm.
obsah vodíku, $H^{\text{d}}$	0,671	% hm.
obsah dusíku, $N^{\text{d}}$	0,18	% hm.
obsah kyslíku, $O^{\text{d}}$	3,09	% hm.
H/ $C_{\text{org}}$	0,0918	–
H/C	0,0944	–
O/C	0,0274	–
C/N	547	–
obsah celkové síry, $S1^{\text{d}}$	0,0227	% hm.
obsah spalitelné síry, $S2^{\text{d}}$	348	$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$
obsah chloru, $\text{Cl}^{\text{d}}$	707	$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$
obsah fluoru, $\text{Fd}$	22	$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$
Suma 12 PAH	< 0,5	$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$
Suma 16 PAH	< 0,5	$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$

## 5 Výsledky a diskuse

Pro potřeby této diplomové práce byly tedy použity půdní vzorky ze třech odběrových lokalit, na kterých byl určen půdní typ podle Klasifikačního systému půd jako regozemě, kambizemě a černice. Odebrané neporušené půdní vzorky byly použity na stanovení objemové hmotnosti a pórovitosti. Porušené půdní vzorky byly v laboratoři připraveny k jednotlivým analýzám vysušením na vzduchu a přesátím přes 2 mm síto, následně bylo od každého půdního druhu připraveno 6 variant vzorků s rozdílem v hmotnostním obsahu biocharu ve vzorcích. Na jednotlivých půdních vzorcích byly následně změřeny základní chemické a fyzikální vlastnosti půd.

Po stanovení základních analýz byla na všech vzorcích postupně měřena emise CO<sub>2</sub> z půdy při různých vlhkostech půdy.

Po poměření emise CO<sub>2</sub> z půdy došlo k měření jednotlivých chemických a fyzikálních vlastností půd na vzorcích ještě jednou, pro stanovení změn v naměřených hodnotách po dlouhodobější přítomnosti biocharu v půdních vzorcích.

### 5.1 Analýza půdních vzorků stanovovaných před měřením emise CO<sub>2</sub>

Chemické i fyzikální metody pro základní analýzu jednotlivých vzorků probíhaly dle standardizovaných laboratorních metod popsanych v předešlých kapitolách.

#### 5.1.1 Základní chemické vlastnosti stanovované před měřením emise CO<sub>2</sub>

##### 5.1.1.1 Aktivní a výměnná půdní reakce

První z chemických vlastností jsme na vzorcích určovali hodnotu aktivní a výměnné půdní reakce. Hodnoty byly naměřeny na všech půdních vzorcích ve dvou opakováních, dále jsme půdní reakce měřili i na samotném biocharu. Prvními stanovovanými vzorky byly půdní vzorky regozemě z odběrové lokality Semice. Naměřené hodnoty jsou znázorněny v následující Tabulce 10.

*Tabulka 10 - Stanovené hodnoty aktivní a výměnné půdní reakce půdních vzorků regozemě ze Semic seřazen podle obsahu biocharu v hmotnostních procentech kde SK = 0 % hm. biocharu, SA = 0,5 % hm. biocharu, SB 1 % hm. biocharu, SC 2,5 % hm. biocharu, SD 5 % hm. biocharu a SE 10 % hm. biocharu*

vzorek	pH H <sub>2</sub> O	směrodatná odchylka	pH KCl	směrodatná odchylka
SK	6,06	0,046	4,40	0,037
SA	6,17	0,009	5,13	0,062
SB	6,54	0,035	5,65	0,042
SC	7,034	0,054	6,55	0,025
SD	7,64	0,088	7,37	0,052
SE	8,25	0,079	8,05	0,148
Biochar	10,49	0,034	10,55	0,010

Z tabulky je zřejmý nárůst pH s vzrůstajícím obsahem biocharu. Samotný biochar má pH vysoké, dle Tabulky 3 jej hodnotíme jako silně alkalický pro pH H<sub>2</sub>O a alkalický pro pH KCl dle Tabulky 4. Proto bylo zvýšení hodnot aktivní i výměnné půdní reakce se zvyšujícím obsahem biocharu předpokládáno.

Samotný půdní vzorek bez přídavku biocharu, vzorek SK hodnotíme dle Zbiralovy tabulky jako slabě kyselou pro jeho aktivní půdní reakci a jako silně kyselou pro jeho výměnnou půdní reakci. Společně se zvyšováním hmotnostního obsahu biocharu dochází k posunu hodnocení do alkalického spektra, vzorek s hmotnostním obsahem 10 % biocharu – vzorek SE, již dle Tabulky 4 hodnotíme jako alkalický pro jeho aktivní i výměnnou půdní reakci.

Dále byla měřena aktivní a výměnná půdní reakce u půdních vzorků kambizemě z Humpolce, hodnoty jsou zobrazeny v Tabulce 11.

*Tabulka 11 - Stanovené hodnoty aktivní a výměnné půdní reakce půdních vzorků kambizemě z Humpolce seřazen podle obsahu biocharu v hmotnostních procentech kde HK = 0 % hm. biocharu, HA = 0,5 % hm. biocharu, HB 1 % hm. biocharu, HC 2,5 % hm. biocharu, HD 5 % hm. biocharu a HE 10 % hm. biocharu*

<b>vzorek</b>	<b>pH H<sub>2</sub>O</b>	<b>směrodatná odchylka</b>	<b>pH KCl</b>	<b>směrodatná odchylka</b>
HK	6,10	0,330	4,68	0,011
HA	6,28	0,006	5,01	0,028
HB	6,36	0,025	5,25	0,040
HC	6,69	0,045	5,78	0,081
HD	7,03	0,036	6,32	0,008
HE	7,55	0,009	7,05	0,060
Biochar	10,49	0,034	10,55	0,010

I v případě kambizemě dochází po přídavku biocharu ke zvyšování pH. Samotný vzorek bez biocharu měl hodnotu 6,10 pro pH H<sub>2</sub>O, což nese dle Tabulky 3 hodnocení jako slabě kyselá, 4,68 pro pH KCl je ohodnoceno jako vzorek kyselý. V porovnání s půdními vzorky regozemě ze Semic má vzorek kambizemě velice blízkou aktivní i výměnnou půdní reakce a nese totožné hodnocení.

Oproti tomu vzorek s nejvyšším obsahem biocharu, vzorek HE se již s hodnotami vzorků regozemě liší. Pro pH H<sub>2</sub>O nese vzorek HE hodnocení jako slabě alkalický, pro pH KCl je hodnocen jako neutrální.

Dále byla měřena hodnota aktivní a výměnné půdní reakce u půdních vzorků černice z Milčice, výsledky jsou zobrazeny v Tabulka 12.

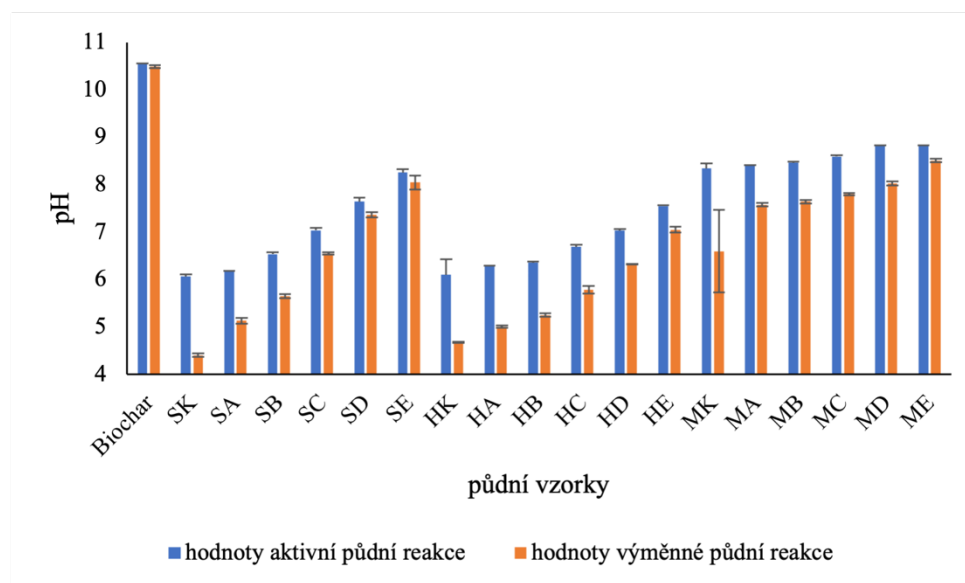
Tabulka 12 - Stanovené hodnoty aktivní a výměnné půdní reakce půdních vzorků černice z Milčic seřazen podle obsahu biocharu v hmotnostních procentech, kde MK = 0 % hm. biocharu, MA = 0,5 % hm. biocharu, MB 1 % hm. biocharu, MC 2,5 % hm. biocharu, MD 5 % hm. biocharu a ME 10 % hm. biocharu

vzorek	pH H <sub>2</sub> O	směrodatná odchylka	pH KCl	směrodatná odchylka
MK	8,34	0,110	6,60	0,870
MA	8,40	0,011	7,58	0,033
MB	8,46	0,019	7,64	0,037
MC	8,60	0,030	7,80	0,028
MD	8,82	0,001	8,02	0,042
ME	8,82	0,001	8,51	0,036
Biochar	10,49	0,034	10,55	0,010

Vzorek černice bez přídavku biocharu (MK) má v porovnání s oběma předešlými vzorky bez biocharu podstatně vyšší pH. Podle Tabulek 3 a 4 půdní vzorek hodnotíme jako alkalický pro jeho aktivní půdní reakci a jako neutrální pro jeho půdní reakci výměnnou.

Se zvyšujícím se obsahem biocharu pH dále roste. Vzorek s hmotnostním obsahem 10 % biocharu je hodnocen stále jako alkalický pro pH H<sub>2</sub>O, stejně tak alkalický pro jeho pH KCl.

Naměřené hodnoty aktivní a výměnné půdní reakce zobrazují v Obrázku 8.



Obrázek 8 - Naměřené hodnoty aktivní a výměnné půdní reakce půdních vzorků regozemě ze Semic (S), kambizemě z Humpolce (H) a černice z Milčic (S)

Z grafu je také zřejmý trend zvyšování pH po přidání vzrůstající koncentrace biocharu. Nejnižší hodnoty byly naměřeny u vzorku SK, což byl čistý půdní vzorek regozemě ze Semic bez přídavku biocharu, jehož naměřené hodnoty aktivní půdní reakce pH H<sub>2</sub>O činila 6,06 a výměnné půdní reakce pH KCl 4,40. Nejvyšší hodnoty pH u půdních vzorků byly zjištěny u vzorku ME, což je černice z Milčic s největším přídavkem biocharu, a to deseti hmotnostních procent. Nejvyššími hodnotami pH disponuje samotný biochar, u kterého bylo naměřena hodnota aktivní půdní reakce 10,5495 a výměnné půdní reakce 10,489.

Z Obrázku 13 také lépe vynikají rozdíly mezi hodnotami pH H<sub>2</sub>O a pH KCl, kdy druhá zmiňovaná hodnota bývá průměrně o průměrně 0,8765 nižší. To ovšem neplatí pro biochar, který má hodnoty aktivní i výměnné půdní reakce téměř totožné a to 10,49 pro pH H<sub>2</sub>O a 10,55 pH KCl.

Zvýšení hodnoty pH půdních vzorků po přidavku biocharu bylo sledováno i ve studii Jones et al. 2011, kde došlo při aplikaci 4 g biocharu do 40 g půdního vzorku k navýšení hodnot aktivní půdní reakce pH o 0,42.

#### 5.1.1.2 Elektrická vodivost půdy

Salinita neboli elektrická vodivost půdy (EC, electrical conductivity) byla stanovována pomocí standardizované metody Rhoades 1996. V Tabulce 13 jsou zobrazeny naměřené hodnoty elektrické vodivosti pro všechny půdní vzorky včetně biocharu.

Tabulka 13 - Naměřené hodnoty elektrické vodivosti (EC) včetně směrodatných odchylek pro půdní vzorky regozemě ze Semic (S), kambizemě z Humpolce (H) a černice z Milčic (M)

vzorek	Semice		Humpolec		Milčice	
	EC [ $\mu\text{S cm}^{-1}$ ]	směrodatná odchylka	EC [ $\mu\text{S cm}^{-1}$ ]	směrodatná odchylka	EC [ $\mu\text{S cm}^{-1}$ ]	směrodatná odchylka
SK/HK/MK	23,60	0,50	50,55	0,15	162,15	0,15
SA/HA/MA	25,95	2,05	56,00	0,00	159,85	0,25
SB/HB/MB	41,05	0,45	61,30	0,50	159,05	4,45
SC/HC/MC	92,10	1,40	90,20	1,40	156,50	2,80
SD/HD/MD	145,70	2,90	153,90	2,40	174,55	4,05
SE/HE/ME	198,55	1,45	243,50	4,50	210,50	0,50

biochar	1782,00	2,00
---------	---------	------

Biochar má sám o sobě elektrickou vodivost velice vysokou, proto jeho zvyšující se obsah v půdních vzorcích postupně zvyšoval hodnotu salinity.

Půdní vzorky regozemě ze Semic bez přidavku biocharu vykazovaly hodnotu salinity 23,60  $\mu\text{S cm}^{-1}$ , což dle Zbiralovy Tabulky 5 hodnotíme jako půdní vzorek minimálně zasolený, stejně hodnotíme i vzorek SA s hmotnostním obsahem 0,5 % biocharu. Již u vzorku SB ale dochází ke změně hodnocení na vzorek bez negativních účinků soli, vzorek SC je již hodnocen jako se zvýšeným zatížením solemi a vzorky SD a SE mají vysoké zatížení solemi.

Vzorky kambizemě bez přidavku biocharu (HK) jsou hodnoceny jako vzorky bez negativních účinků soli, ke změně hodnocení dochází až u vzorku HC, který je hodnocen jako se zvýšeným zatížením solemi. Vzorky HD a HE mají totožně jako vzorky regozemě vysoké zatížení solemi.

Půdní vzorky černice z Milčic dosahují i bez přidavku biocharu největších hodnot elektrické vodivosti. Vzorek MK nese hodnotu 162,15  $\mu\text{S cm}^{-1}$ , což je hodnoceno jako vzorek s vysokým zatížením solemi. U dalších třech vzorků (MA, MB a MC) jsme sledovali snížení hodnot salinity. Vysoké hodnoty salinity jsou nejspíše dány vysokým obsahem karbonátů.



Následující vzorky měly už opět vzrůstající trend na konečnou hodnotu 210,50  $\mu\text{S cm}^{-1}$  u vzorku ME.

Řada studií sledovala výrazné zvýšení salinity při vysoké aplikační dávce biocharu (Sigua et al. 2016; Zheng et al. 2017). Společně s tím byly ve stejných publikacích i sledováno zvýšení obsahu sodíku v půdách. V půdách s vysokým obsahem sodíku nebo v půdách s vysokým zatížením solemi může být zvýšena ztráta živin vyluhováním. Podobně mohou být vysokými koncentracemi těchto látek nepříznivě ovlivněny růst a aktivita mikrobiální biomasy (Saifullah et al. 2018).

#### 5.1.1.3 Stanovení obsahu organického uhlíku (Cox)

Odlišnost vlastností vybraných půdních typů je zřejmá právě na výsledcích stanovení obsahu organického uhlíku, dále pak aktivní a výměnné půdní reakce a částečně zrnitosti.

Obsah organického uhlíku byl stanovován dle standardizované metody Skjemstad and Baldock, 2008. Pro stanovení obsahu organického uhlíku byly namíchány vzorky při navážkách 0,2 g, proto byly stanovovány jen základní vzorky bez přídavku biocharu. Při této metodice byly totiž ostatní vzorky vyhodnoceny jako nereprezentativní. Stanovení proběhlo ve čtyřech opakováních před měřením emise  $\text{CO}_2$  z půdy. V Tabulce 14 znázorňuji naměřené hodnoty.

*Tabulka 14 - Naměřené hodnoty stanovení obsahu organického uhlíku pro půdní vzorky ze Semic (SK), Humpolce (HK) a Milčic (MK)*

	<b>Cox (%)</b>	<b>směrodatná odchylka</b>
SK	0,40	0,06
HK	1,46	0,02
MK	3,50	0,74

Nejméně organického uhlíku bylo naměřeno u půdního vzorku regozemě ze Semic (SK), nejvíce poté u černice z Milčic. Humpolecká kambizem dosahovala prostředních hodnot.

Vzorky byly srovnány s Tabulkou 6, čímž jsme došli k hodnocení půdních vzorků na základě obsahu organického uhlíku. Vzorek regozemě ze Semic obsahuje dle této tabulky méně než 1 % humusu, tudíž nese hodnocení jako velmi nízký obsah humusu.

U vzorku z Humpolce bylo naměřeno 1,46 % organického uhlíku, dle Zbiralovy tabulky obsahuje tedy 2 – 3 % humusu a je hodnocen jako se středním obsahem. Vzorek černice z Milčic má dle měření 3,5 % organického uhlíku, což znamená velmi vysoký obsah humusu, konkrétně více než 5 %.

Přídavky biocharu do půdy zvyšují obsah organického uhlíku v půdních vzorcích. To je dáno samotným charakterem biocharu a jeho vysokým obsahem uhlíku, jehož část může být využita jako substrát pro mikroorganismy. Tento trend byl sledován například ve studiích Jones et al. 2011; Xiao et al. 2020.

#### 5.1.1.4 Stanovení kvality humusu

Další určovanou vlastností půdy bylo stanovení kvality humusu pomocí absorbance půdního roztoku. Hodnoty včetně směrodatných odchylek jsou zobrazeny v následující Tabulce 15.

Tabulka 15 - Naměřené hodnoty Q4/6 pro všechny půdní vzorky, kde S značí vzorky ze Semic, H vzorky z Humpolce a M vzorky z Milčic.

vzorek	Semice		Humpolec		Milčice	
	Q4/6	směrodatná odchylka	Q4/6	směrodatná odchylka	Q4/6	směrodatná odchylka
SK/HK/MK	3,32	0,092	3,30	0,170	2,88	0,163
SA/HA/MA	3,12	0,132	3,34	0,131	2,76	0,029
SB/HB/MB	2,86	0,060	3,47	0,173	3,14	0,041
SC/HC/MC	3,01	0,082	3,21	0,008	2,92	0,127
SD/HD/MD	2,78	0,008	3,3	0,038	2,84	0,094
SE/HE/ME	2,41	0,027	2,71	0,355	2,76	0,029

biochar	1,22
---------	------

V práci Pospíšil 1971 je popsáno, že čím je vyšší hodnota barevného kvocientu Q4/6, tím je horší kvalita humusu. Dle naměřených hodnot je zřejmé, že se hodnoty barevného kvocientu v jednotlivých půdách snižovaly s přidáním biocharu, čímž tedy došlo ke zvyšování kvality humusu.

Ze základních vzorků bez přidání biocharu měl nejnižší hodnotu barevného kvocientu Q4/6 vzorek s Milčic (MK) v hodnotě 2,88, což i odpovídá předchozímu měření, kdy nám vyšlo, že měl vzorek z Milčic největší obsah humusu.

#### 5.1.2 Základní fyzikální vlastnosti stanovované před měřením emise CO<sub>2</sub>

Z fyzikálních vlastností bylo na půdních vzorcích před měřením emise CO<sub>2</sub> z půdy měřena zrnitost půdy, specifická hmotnost, a magnetická susceptibilita. Dále byla v rámci fyzikálních vlastností dopočtena objemová hmotnost a pórovitost vzorků.

##### 5.1.2.1 Zrnitost

Zrnitostní složení bylo určováno u všech třech půdních druhů, a to jak před měřením emise CO<sub>2</sub> z půdy, pak po ní. Hodnoty byly klasifikovány dle Nováka a jsou znázorněny v Tabulce 16.

Tabulka 16 - Procentuální zastoupení zrnitostních kategorií (Z. k.) u vzorků před měřením emise CO<sub>2</sub> z půdy pro půdní vzorky ze Semic (S), Humpolce (H) a Milčic (M)

	I. Z. k.	II. Z. k.	III. Z. k.	IV. Z. k.	písek	silt	fyzikální jíł
velikost (mm)	< 0,01	0,01 – 0,05	0,05 – 0,1	0,1 – 2	0,05 – 2	0,002 – 0,05	< 0,002
S	12,29 %	4,09 %	9,78 %	73,82 %	83,6 %	8,02 %	8,38 %
H	43,89 %	21,9 %	7,4 %	26,8 %	34,2 %	43,2 %	22,6 %
M	44,12 %	21,53 %	5,61 %	28,72 %	34,33 %	37,49 %	28,18 %

Při měření zrnitostního složení jsme hodnotu první zrnitostní kategorie porovnávali s Tabulkou 7. V případě vzorků regozemě ze Semic jsme získali hodnotu 12,29 %, čímž v porovnání s Novákovo tabulkou hodnotíme půdní vzorek jako půdu hlinitopísčitou.

U vzorků kambizemě z Humpolce hovoříme o půdě hlinité, stejně jako v případě vzorků černice z Milčic, v obou případech jsme totiž naměřili procentuální zastoupení první zrnitostní kategorie v rozmezí 30 – 45 %.

#### 5.1.2.2 Specifická hmotnost, objemová hmotnost a pórovitost půdy

Hodnoty specifické hmotnosti ( $\rho_z$ ) byly měřeny dle standardizované laboratorní metody pomocí pyknometrů. Dále byla pomocí hodnot hmotnosti zeminy v přirozeném stavu půdy vysušené při 105 °C a objemu vzorku vypočtena objemová hmotnost půdy ( $\rho_d$ ). Pomocí hodnot specifické a objemové hmotnosti byla vypočtena pórovitost. Výsledné hodnoty jsou uvedeny v Tabulce 17.

Tabulka 17 - Stanovené hodnoty specifické hmotnosti ( $\rho_z$ ), objemové hmotnosti ( $\rho_d$ ) a pórovitosti půdy (P) pro půdní vzorky ze Semic (S), Humpolce (H) a Milčic (M)

	$\rho_z$ (g.cm <sup>-3</sup> )	$\rho_d$ (g.cm <sup>-3</sup> )	P (%)
S	2,62	1,52	42,0
H	2,54	1,39	45,3
M	2,50	1,23	50,8

Nejvyšší specifickou hmotnost jsme sledovali u půdního vzorku ze Semic, nejnižší naopak u vzorku z Milčic. Stejně tomu tak bylo u objemové hmotnosti. Naopak pórovitost byla sledována právě u vzorků z odběrové lokality Milčice, nejnižší u vzorků ze Semic. Půdní vzorky z Humpolce byly ve všech třech kategoriích shodně prostřední.

Tyto hodnoty byly měřeny jen u vzorků bez přídavku biocharu. Dle Xiao et al. 2020 u půdních vzorků dochází ke snižování objemové hmotnosti se zvyšujícím se obsahem biocharu. Studie ale také zjistila, že snížení objemové hmotnosti na zemědělských plochách po aplikaci biocharu je jen dočasné, společně se zemědělským využíváním území se měřené hodnoty postupně navrátí k původním hodnotám.

Stejná studie se zabývala i vlivem aplikace biocharu na zemědělských plochách na kapilární pórovitost. Shodně zaznamenali výrazné zvýšení kapilární pórovitosti již po první aplikaci biocharu. Při dalších, časově oddělených měření zaznamenali postupné snižování hodnot kapilární pórovitosti, opět pravděpodobně v reakci na zemědělské využití oblasti (Xiao et al. 2020).

### 5.1.3 Magnetická susceptibilita

Magnetická susceptibilita byla měřena na všech vzorcích před i po experimentu měření emise CO<sub>2</sub> z půdy i na samotném biocharu. V Tabulce 18 jsou výsledné hodnoty.

Tabulka 18 - Naměřené hodnoty magnetické susceptibility pro všechny půdní vzorky

vzorek	Semice		Humpolec		Milčice	
	susceptibilita (10 <sup>-8</sup> m <sup>3</sup> /kg)	směrodatná odchylka	susceptibilita (10 <sup>-8</sup> m <sup>3</sup> /kg)	směrodatná odchylka	susceptibilita (10 <sup>-8</sup> m <sup>3</sup> /kg)	směrodatná odchylka
xK	8,8	0,222	48,1	0,064	16,7	0,111
xA	9,1	0,143	41,9	0,036	15,7	0,032
xB	9,8	0,212	42,4	0,337	12,9	0,175
xC	11,7	0,339	38,4	0,664	14,7	0,134
xD	11,2	0,124	38,6	0,420	26,5	0,330
xE	11,8	0,159	55,8	1,710	18,8	0,886

biochar	72,3
---------	------

Nejvyšších hodnot magnetické susceptibility dosahuje samotný biochar s naměřenou hodnotou 72,3 (10<sup>-8</sup> m<sup>3</sup>/kg). Nejnížší hodnoty byly naměřeny u půdních vzorků regozemě ze Semic, nejvyšší pak u vzorků kambizemě z Humpolce. Zde byla u vzorku HE naměřena nejvyšší hodnota 55,8 10<sup>-8</sup> m<sup>3</sup>/kg. Kvůli tomu, že je tato hodnota v porovnání s předchozími hodnotami z Humpolce až příliš vysoká, uvažují jako o chybě v měření, což také potvrzuje vysoká směrodatná odchylka. Milčické vzorky černice dosahovaly středních hodnot.

Je zřejmé, že se se zvyšujícím obsahem biocharu hodnota magnetické susceptibility zvyšovala. Stejný trend sledovala i řada studií (Jordanova et al. 2018; Jordanova et al. 2019), zabývajících se změnami magnetické susceptibility v přirozených podmínkách po zasažení požárem. Všechny sledovaly zvýšení magnetické frakce, tedy i magnetické susceptibility v důsledku hoření. Dle předpokladu je zvýšení magnetické susceptibility je způsobeno procesy tepelné transformace ve vegetaci a půdě, zároveň také zvýšením interakcí mezi bakteriemi a oxidy železa ve spáleném materiálu bohatém na pyrogenní uhlík, který se nachází také v biocharu.

## 5.2 Emise CO<sub>2</sub> z půdy

Půdní vzorky ze všech třech odběrových lokalit by po změření dříve uvedených chemických a fyzikálních vlastností byly jednotlivě v předem určené navážce vpraveny do ocelového límce, kde probíhalo následujících 24 hodin měření emise CO<sub>2</sub> z půdy pomocí systému LCi-SD portable photosynthesis s komorou pro měření půdní respirace. Celé měření probíhalo v růstové komoře pro zamezení vnějších vlivů při stálé teplotě 20 °C

Hodnoty aktuální emise CO<sub>2</sub> byly v systému zaznamenávány každou minutu. Prvním měřeným vzorkem byla půda neovlhčená. Po naměření prvního vzorku došlo k jeho vyjmutí z růstové komory a zvažení pro zaznamenání úbytku hmotnosti výparem. Vzorek byl posléze vysypán z ocelového límce a ovlhčen na následující předem určenou hmotnostní vlhkost, opět vpraven zpět do límce a pak zpět do růstové komory k dalšímu měření aktuální půdní emise CO<sub>2</sub>.

Pro každý vzorek proběhlo měření při pěti vlhkostech, od zcela suchého vzorku po vzorek s největší hmotnostní vlhkostí. Vlhkostní kroky s používanými hmotnostními vlhkostmi jsou uvedeny v Tabulce 19.

Tabulka 19 – hmotnostní vlhkosti vzorků

<b>vlhkostní kroky</b>	<b>hmotností vlhkosti (%)</b>
1.	0
2.	5
3.	10
4.	15
5.	20

V následující Tabulce 20 jsou uvedeny hmotnostní procenta biocharu v jednotlivých vzorcích. S značí, že se jednalo o půdní vzorky regozemě ze Semic, M značí vzorky z Milčic a H vzorky z Humpolce.

Tabulka 20 – obsah biocharu v jednotlivých vzorcích v hmotnostních procentech.  
S značí vzorky ze Semic, M půdní vzorky z Milčic a H vzorky z Humpolce

<b>vzorek</b>	<b>biochar (%)</b>
SK/HK/MK	0
SA/HA/MA	0,5
SB/HB/MB	1
SC/HC/MC	2,5
SD/HD/MD	5
SE/HE/ME	10

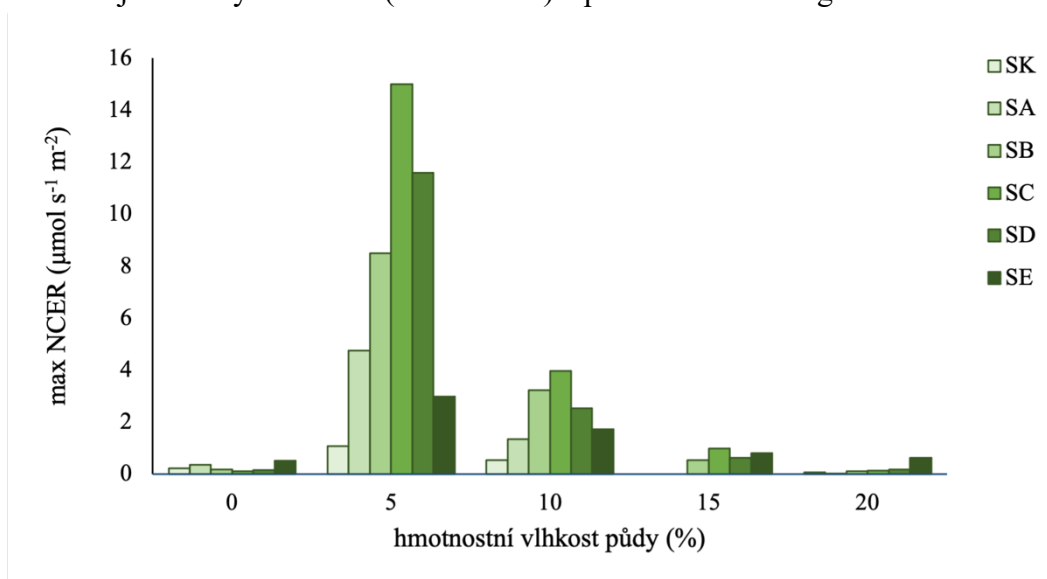
Změření jednoho vzorku ve všech vlhkostních stupních tedy trvalo pět dní, vzorků z každé lokality bylo šest podle obsahu biocharu, od vzorku bez přídavku biocharu až po vzorek s největším obsahem. Jelikož se jednalo o tři typy půd, celková doba měření trvala 90 dní.

Naměřené hodnoty každého půdního vzorku byly zpracovány. Zaznamenali jsme hodnoty maximální emise CO<sub>2</sub> z půdy, hodnoty kumulativní emise, hodnoty počáteční a konečné. Tyto hodnoty jsou zobrazeny v následujících kapitolách.

## 5.2.1 Emise CO<sub>2</sub> z půdních vzorků regozemě

### 5.2.1.1 Maximální hodnoty emise CO<sub>2</sub> půdních vzorků regozemě

Pomocí systému LCI-SD portable photosynthesis s komorou pro měření půdní respirace byla na všech připravených vzorcích měřena aktuální emise CO<sub>2</sub> v minutovém intervalu. V Obrázku 9 jsou zobrazeny nejvyšší hodnoty emise oxidu uhličitého dosažené v průběhu celého měření jednotlivých vzorků (max NCER) z půdních vzorků regozemě ze Semic.



Obrázek 9 - Maximální naměřené hodnoty aktuální emise CO<sub>2</sub> půdních vzorků regozemě ze Semic

V neovlhčených půdních vzorcích byly hodnoty emise nízké, v rozmezí od 0,11 μmol s<sup>-1</sup> m<sup>-2</sup> (u vzorku SC, který byl obsažen 2,5 hmotnostními procenty biocharu) po 0,51 μmol s<sup>-1</sup> m<sup>-2</sup> u vzorku SE (s obsahem hmotnostních 10 % biocharu).

Z grafu je zřejmé, že nejvyšší hodnoty emise CO<sub>2</sub> z půdních vzorků byly sledovány v druhém vlhkostním kroku, tedy při hmotnostní vlhkosti půdy 5 %. Hodnoty v tomto vlhkostním kroku se pohybovaly v rozmezí od nejnižší hodnoty 1,08 μmol s<sup>-1</sup> m<sup>-2</sup> u vzorku SK po nejvyšší hodnotu 14,99 μmol s<sup>-1</sup> m<sup>-2</sup> u vzorku SC.

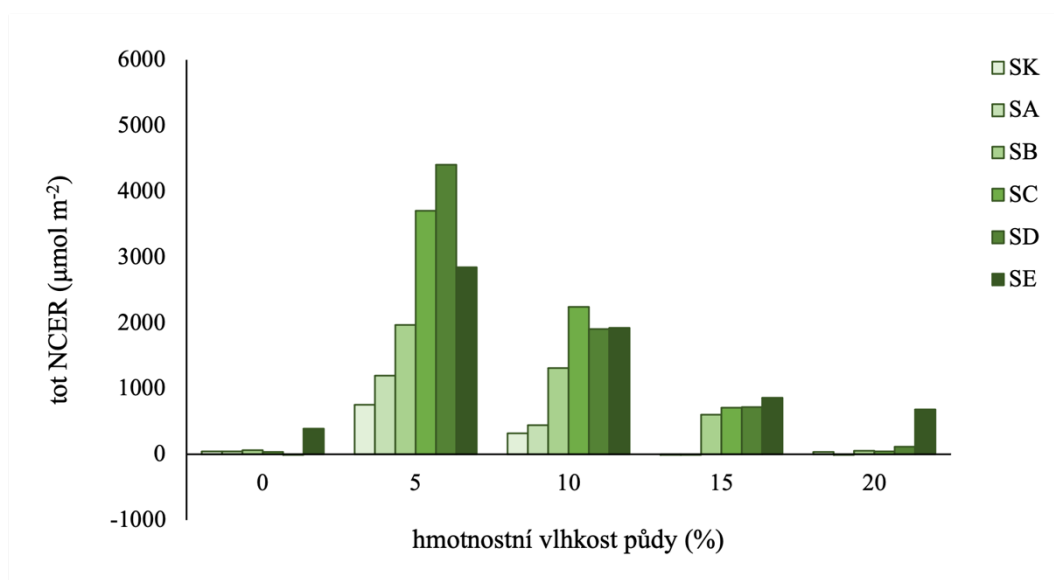
V dalších vlhkostních krocích následovalo postupné snižování maximální naměřené emise oxidu uhličitého z půdy. Přesné hodnoty jsou zobrazeny Tabulce 21.

Tabulka 21 - Maximální naměřené hodnoty aktuální emise CO<sub>2</sub> půdních vzorků regozemě ze Semic

hmotnostní vlhkost půdy (%)	maxNCER (μmol s <sup>-1</sup> m <sup>-2</sup> )					
	SK	SA	SB	SC	SD	SE
0	0,21	0,36	0,17	0,11	0,16	0,51
5	1,08	4,75	8,49	14,99	11,6	2,97
10	0,52	1,34	3,23	3,97	2,52	1,72
15	0,00	0,00	0,52	0,99	0,61	0,80
20	0,06	0,01	0,11	0,13	0,17	0,62

### 5.2.1.2 Kumulativní hodnoty emise CO<sub>2</sub> půdních vzorků regozemě

Stejným způsobem byly vyhodnoceny i hodnoty kumulativní emise CO<sub>2</sub> z půdních vzorků. Kumulativní vyjádření je součtem jednotlivých naměřených hodnot aktuální emise oxidu uhličitého. V Obrázku 10 jsou zobrazeny naměřené kumulativní emise CO<sub>2</sub> pro půdní vzorky regozemě ze Semic. Označeny jsou jako totNCER (total emissions).



Obrázek 10 - hodnoty kumulativní emise CO<sub>2</sub> půdních vzorků regozemě ze Semic

Při měření emise CO<sub>2</sub> na neovlhčených vzorcích jsme zaznamenali velice nízké hodnoty kumulativní emise. Došlo k naměření i záporných hodnot kumulativní emise, a to u vzorku SD, kdy byla naměřena hodnota kumulativní emise -0,99 μmol m<sup>-2</sup>. V takovém případě se dle ADC BioScientific 2015 v ocelovém límci vzorek nemineralizuje, tudíž je CO<sub>2</sub> naopak spotřebováván. Většina hodnot aktuální emise CO<sub>2</sub> z konkrétního vzorku je pak záporná, po jejich sečtení zůstává zápornou i celková kumulativní emise. Nejvyšší hodnota kumulativní emise v neovlhčeném vzorku byla sledována u vzorku s nejvyšším obsahem biocharu, u vzorku SE, kde bylo naměřeno 392,4 μmol m<sup>-2</sup>.

V Tabulce 22 vidíme největší hodnoty kumulativní emise CO<sub>2</sub> také u druhého vlhkostního kroku, při 5% hmotnostní vlhkosti. Při této vlhkosti je také zřejmý nárůst hodnot od nejnižších u vzorku SK, po nejvyšší 4404,4 μmol m<sup>-2</sup> u vzorku SD s hmotnostním obsahem biocharu 5 %. U vzorku SE při 5% hmotnostní vlhkosti půdy došlo ke snížení kumulativní hodnoty emise CO<sub>2</sub> oproti krokům SC a SD, které tomu předcházely.

Výrazné navýšení hodnot emise CO<sub>2</sub> z půdy bezprostředně po prvním ovlhčení půdního vzorku sledovali ve svých studiích také Liu et al. (2002); Fér et al. (2018). Tento trend – vzrůst hodnoty emise po prvním ovlhčení vzorku a postupné snižování hodnot při dalších vlhkostních krocích – je znám jako Birchův efekt. Ten je definován počátečním rychlým nárůstem čistého odtoku CO<sub>2</sub> s prvotním ovlhčením vzorku, dále ale hodnoty emise oxidu uhličitého postupně klesají se zvyšujícím se množstvím vody infiltrovaným do vzorku. Vyskytuje se u půd s nejlépe vyvinutou půdní strukturou. (Birch 1958, Smith et al 2017). Stejný trend byl sledován také ve studii Fér et al. (2020), kde byl mimo jiné také sledován vývoj hodnot emise CO<sub>2</sub> z půdy v různých vlhkostních krocích, a to na půdním typu černozem modální. I v této práci jsme se

shledali s nejvyšší hodnotou emise v druhém vlhkostním kroku, tedy hned po prvním ovlhčení půdy. Ke snižování hodnot emise CO<sub>2</sub> z půdy se zvyšujícím se obsahem vody ve vzorku dochází kvůli postupným potlačováním aktivity aerobních organismů při posunu podmínek v půdním vzorku směrem k anaerobním. (Moayno et al 2012).

V třetím vlhkostním kroku došlo k snížení kumulativní emise. Nejvyšší hodnota byla naměřena u vzorku SC a dosáhla hodnoty 2239,4 μmol m<sup>-2</sup>, což je téměř o polovinu nižší kumulativní emise v porovnání s nejvyšší hodnotou u předchozího vlhkostního kroku. Nejnižší hodnota kumulativní emise byla opět naměřena u vzorku bez přídavku biocharu (SK) a to pouhých 316,5 μmol m<sup>-2</sup>. Do již zmíněného vzorku SC došlo ke zvyšování kumulativní emise, poté opět ke snížení. U vzorku SD jsme zaznamenali nižší hodnoty, než u vzorku předcházejícího i následujícího.

U vzorků měřených při 15 % hmotnostní vlhkosti jsme zaznamenali opět snížení oproti dvěma předcházejícím vlhkostním krokům. Vzorky SK a SB měli oba zápornou kumulativní hodnotu emise CO<sub>2</sub> z půdy, a to -0,09 μmol m<sup>-2</sup> u vzorku SK a -0,06 μmol m<sup>-2</sup> u vzorku SA. Nárůst kumulativní emise oxidu uhličitého zaznamenáváme až od vzorku SB s hmotnostním obsahem biocharu 1 %, kde byla naměřena hodnota 608,1 μmol m<sup>-2</sup>. Následně docházelo ke zvyšování kumulativní emise až po poslední vzorek SE, který měl v tomto vlhkostním kroku kumulativní emisi nejvyšší, a to v hodnotě 858,2 μmol m<sup>-2</sup>.

Při poslední měřené hmotnostní vlhkosti 20 % byly zaznamenány hodnoty od - 0,07 μmol m<sup>-2</sup> u vzorku SA po nejvyšší hodnotu 686,9 μmol m<sup>-2</sup>, opět u vzorku SE. Proto můžeme uvažovat, že na základě našeho měření půdních vzorků ze Semic vidíme souvislost celkové emise CO<sub>2</sub> z půdy při vyšším obsahu biocharu a při vyšší hmotnostní vlhkosti vzorku.

Všechny naměřené hodnoty kumulativní emise CO<sub>2</sub> jsou zaznamenány v Tabulce 22.

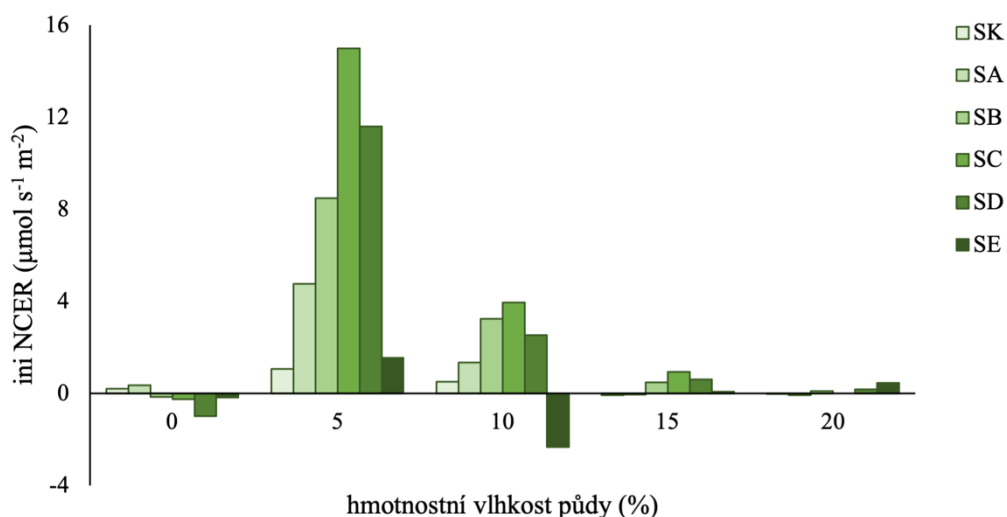
Tabulka 22 – hodnoty kumulativní emise CO<sub>2</sub> půdních vzorků regozemě ze Semic

hmotnostní vlhkost půdy (%)	totNCER (μmol m <sup>-2</sup> )					
	SK	SA	SB	SC	SD	SE
0	43,83	46,86	61,89	32,66	-0,99	392,37
5	750,6	1194,3	1970,2	3707,9	4404,4	2842,6
10	316,5	442,6	1316,7	2239,4	1908,4	1926,3
15	-0,09	-0,06	608,1	709,0	719,2	858,2
20	35,21	-0,07	55,26	42,89	118,6	686,9

### 5.2.1.3 Počáteční hodnoty emise CO<sub>2</sub> půdních vzorků regozemě

Dále byly zaznamenány hodnoty počáteční emise CO<sub>2</sub> z půdních vzorků (iniNCER). Jednalo se o první hodnoty změřené pomocí systému LCI-SD portable photosynthesis v první minutě měření. Jsou zobrazeny v Obrázku 11.





Obrázek 11 - hodnoty počáteční emise CO<sub>2</sub> půdních vzorků regozemě ze Semic

I zde vidíme nejvyšší hodnoty u druhého vlhkostního kroku při 5% hmotnostní vlhkosti půdy. V neovlhčených vzorcích se hodnoty pohybovaly od -0,99  $\mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$  (vzorek SD) po 0,36  $\mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$  u vzorku SA. Pouze dva vzorky – jeden s nulovým a druhý s 0,5% hmotnostním obsahem biocharu měly hodnoty iniciální emise CO<sub>2</sub> z půdy nezáporné, s vyšším přídatkem biocharu již byly v tomto vlhkostním kroku záporné všechny.

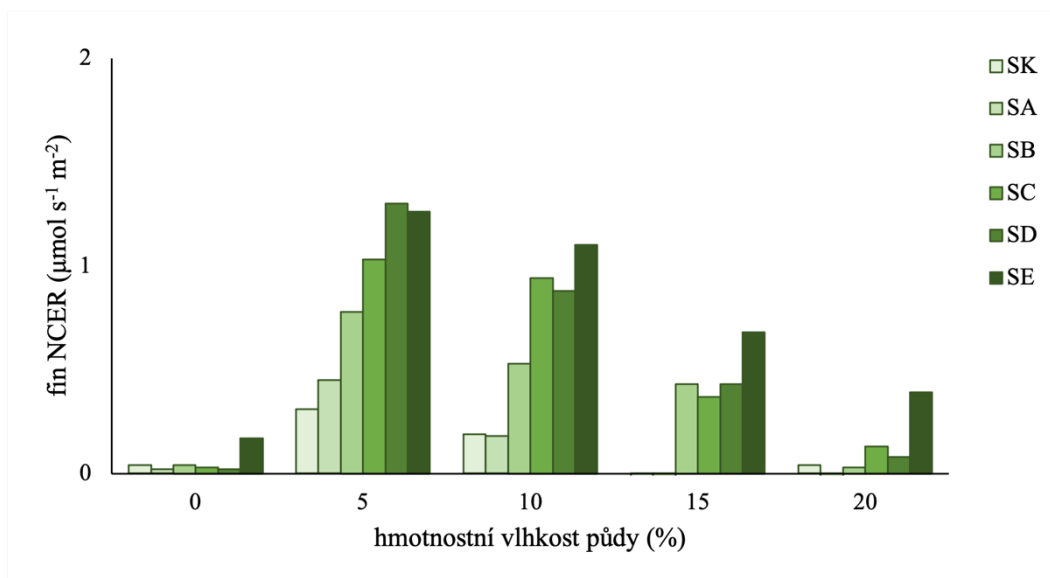
Při hmotnostní vlhkosti 5 % se naměřené hodnoty pohybovaly od 1,07  $\mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$  (vzorek SK) po 14,99  $\mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$  (vzorek SC). Stejně jako hodnot maximální emise CO<sub>2</sub> je v tomto vlhkostním kroku zřejmě zvyšování hodnoty aktuální emise od SK po SC a následovně snížení dvou nadcházejících hodnot počáteční aktuální emise CO<sub>2</sub> (SD a SE). Naměřené hodnoty počáteční emise CO<sub>2</sub> z půdních vzorků jsou zobrazeny v Tabulce 23.

Tabulka 23 – hodnoty počáteční emise CO<sub>2</sub> půdních vzorků regozemě ze Semic

hmotnostní vlhkost půdy (%)	iniNCER ( $\mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$ )					
	SK	SA	SB	SC	SD	SE
0	0,19	0,36	-0,16	-0,27	-0,99	-0,17
5	1,07	4,75	8,49	14,99	11,60	1,54
10	0,51	1,34	3,23	3,95	2,52	-2,33
15	-0,09	-0,06	0,47	0,92	0,60	0,06
20	-0,02	-0,07	0,10	0,00	0,16	0,44

#### 5.2.1.4 Konečné hodnoty emise CO<sub>2</sub> půdních vzorků regozemě

Totožným způsobem byly zpracovány i zaznamenané hodnoty fin NCER, což byly oproti předchozí kapitole poslední změřené hodnoty aktuální emise CO<sub>2</sub> z půdních vzorků. Graficky je zobrazuje Obrázek 12.



Obrázek 12 - hodnoty konečné emise CO<sub>2</sub> půdních vzorků regozemě ze Semic

I na tomto grafu sledujeme podobná trend hodnot jako u grafů předchozích, ovšem s menšími rozdíly mezi jednotlivými vlhkostními kroky. Nejnížší hodnoty byly naměřeny u neovlhčených vzorků, kde se hodnoty pohybovaly v rozmezí od 0,02  $\mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$  po 0,17  $\mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$  u vzorku SE.

V druhém vlhkostním kroku při 5% hmotnostní vlhkosti byly opět sledovány hodnoty nejvyšší se vzrůstajícím charakterem od vzorku SK (u nějž bylo naměřeno 0,31  $\mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$ ) až po vzorek SD s hodnotou 1,30  $\mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$ . Poslední vzorek s nejvyšším obsahem biocharu měl již poslední naměřenou hodnotu aktuální emise oxidu uhličitého nižší, a to 1,26  $\mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$ .

U dalších třech vlhkostních kroků jsme vysledovali postupné snižování naměřených hodnot, s tím že hodnoty vzorku SE s 10% hmotnostním obsahem biocharu byly v jednotlivých vlhkostních krocích vždy nejvyšší. Naměřené hodnoty jsou zobrazeny v Tabulce 24.

Tabulka 24 - hodnoty konečné emise CO<sub>2</sub> půdních vzorků regozemě ze Semic

hmotnostní vlhkost půdy (%)	fin NCER ( $\mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$ )					
	SK	SA	SB	SC	SD	SE
0	0,04	0,02	0,04	0,03	0,02	0,17
5	0,31	0,45	0,78	1,03	1,30	1,26
10	0,19	0,18	0,53	0,94	0,88	1,10
15	-0,02	-0,02	0,43	0,37	0,43	0,68
20	0,04	-0,02	0,03	0,13	0,08	0,39

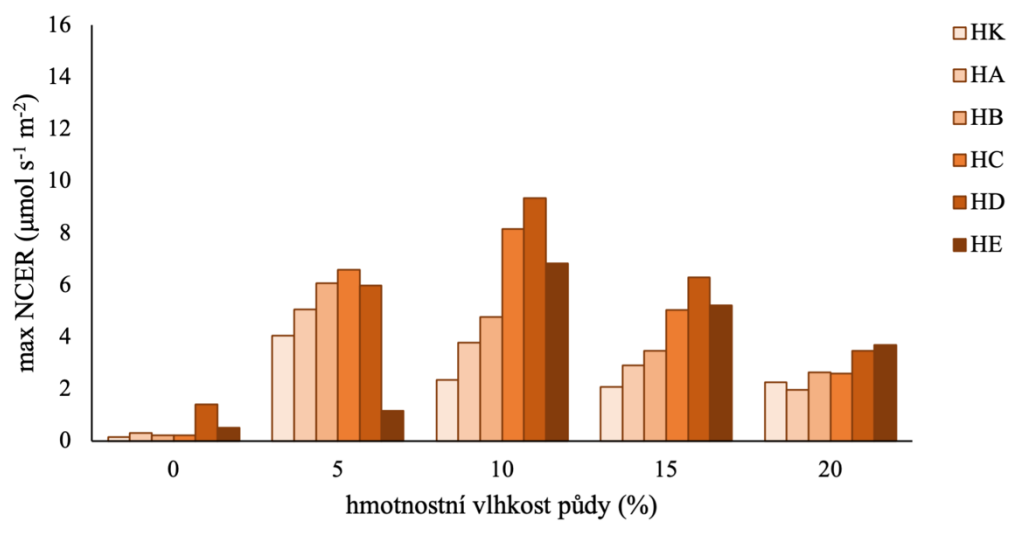
Časový průběh s hodnotami aktuální emise ze všech vzorků regozemě ze Semic je graficky znázorněn v Příloze 1. Vývoj kumulativních hodnot v průběhu jednotlivých měření je zobrazen v Příloze 2.

## 5.2.2 Emise CO<sub>2</sub> z půdních vzorků kambizemě

Půdní vzorky kambizemě z Humpolce byly zpracovány totožným způsobem jako vzorky ze Semic.

### 5.2.2.1 Maximální hodnoty emise CO<sub>2</sub> půdních vzorků kambizemě

V následujícím Obrázku 13 jsou zobrazeny maximální naměřené hodnoty aktuální emise CO<sub>2</sub> z půdních vzorků kambizemě z Humpolce.



Obrázek 13 - maximální naměřené hodnoty aktuální emise CO<sub>2</sub> půdních vzorků kambizemě z Humpolce

I zde sledujeme, že v neovlhčených vzorcích byla naměřené hodnoty aktuální emise velice nízké. Nejnižší hodnota  $0,14 \mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$  byla naměřena u vzorku HK, tedy u vzorku bez přídavku biocharu. Naopak nejvyšší hodnoty  $1,40 \mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$  dosáhl HD s 5% hmotnostním obsahem biocharu. U vzorku HE s nejvyšším obsahem biocharu jsme zaznamenali snížení hodnot v porovnání se vzorkem předchozím.

U vzorků při hmotnostní vlhkosti 5 % jsme zaznamenali zvýšení hodnot. Maximální naměřené hodnoty aktuální emise CO<sub>2</sub> měli vzrůstající trend, a to od vzorku HK po HC, posléze došlo opět ke snížení hodnot. Nejvyšší hodnota byla naměřena tedy právě u zmíněného vzorku HC s hmotnostním obsahem 2,5 % biocharu, a to  $6,59 \mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$ . Nejnižší hodnota v tomto vlhkostním kroku byla změřena u vzorku HE, a to  $1,15 \mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$ .

Třetí vlhkostní krok s hmotnostní vlhkostí půdy 10 % dosáhl nejvyšších naměřených hodnot, a to konkrétně u vzorku HD, jehož maximální emise CO<sub>2</sub> z půdy byla  $9,35 \mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$ . Nejnižší hodnota byla naměřena opět u vzorku HK, poté došlo ke zvyšování maximální emise až po zmíněný vzorek HD, načež u vzorku s 10% hmotnostním obsahem biocharu došlo ke snížení na  $6,84 \mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$ .

Čtvrtý vlhkostní krok s hmotnostní vlhkostí 15 % měl stejný trend, jako vlhkostní krok třetí, ale s nižšími naměřenými hodnotami, a to od  $2,08 \mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$  po  $6,30 \mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$ . Při nejvyšší vlhkosti půdy došlo opět ke snížení hodnot a ke změně trendu, nejvyšší hodnota v tomto kroku byla výsledována u vzorku HE.

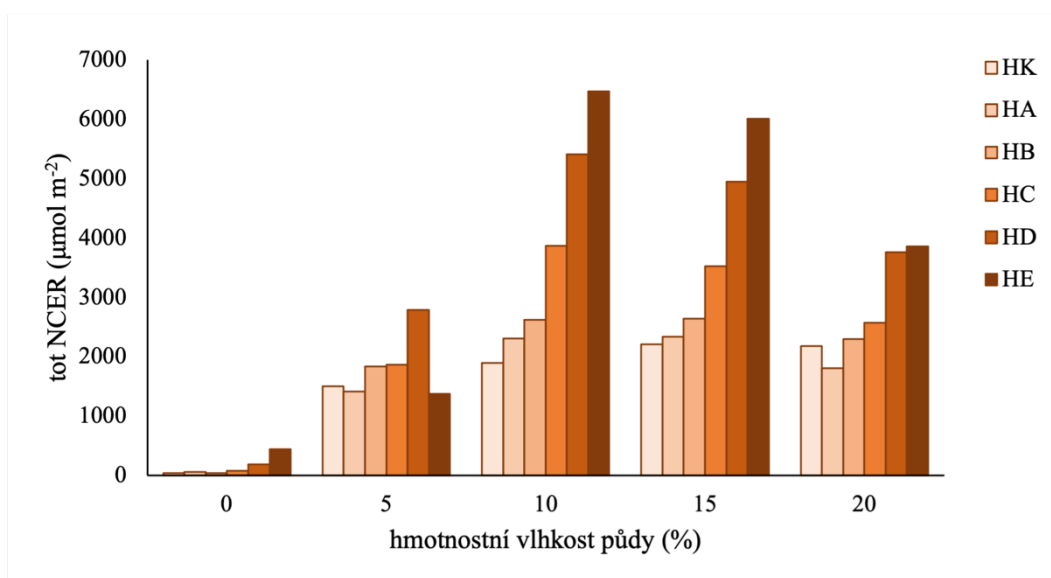
Naměřené maximální hodnoty emise oxidu uhličitého z půdních vzorků kambizemě z Humpolce zobrazují v následující Tabulce 25.

Tabulka 25 - maximální naměřené hodnoty aktuální emise CO<sub>2</sub> půdních vzorků kambizemě z Humpolce

hmotnostní vlhkost půdy (%)	max NCER ( $\mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$ )					
	HK	HA	HB	HC	HD	HE
0	0,14	0,30	0,22	0,22	1,40	0,51
5	4,05	5,07	6,08	6,59	5,99	1,15
10	2,35	3,79	4,76	8,15	9,35	6,84
15	2,08	2,90	3,46	5,03	6,30	5,21
20	2,26	1,97	2,64	2,59	3,47	3,70

### 5.2.2.2 Kumulativní hodnoty emise CO<sub>2</sub> půdních vzorků kambizemě

V Obrázku 14 znázorní kumulativní hodnoty emise CO<sub>2</sub> z půdních vzorků kambizemě.



Obrázek 14 - hodnoty kumulativní emise CO<sub>2</sub> půdních vzorků kambizemě z Humpolce

Stejně jako u předchozích grafů sledujeme i zde v neovlhčených vzorcích velice nízkou kumulativní emisi CO<sub>2</sub> z půdy. Nejvyšší byla sledována u vzorku HE, a to v hodnotě 437,9  $\mu\text{mol m}^{-2}$ , nejnižší naopak u vzorku HK s hodnotou 42,14  $\mu\text{mol m}^{-2}$ .

U druhého vlhkostního kroku detekujeme zvýšení hodnot, a to v na maximální hodnotu 2792,2  $\mu\text{mol m}^{-2}$  u vzorku HD. Další zvýšení je sledováno u hmotností vlhkosti 10 %, kde jsme naměřili i nejvyšší hodnotu kumulativní emise těchto půdních vzorků, a to 5406  $\mu\text{mol m}^{-2}$  u vzorku HD. Nejnižší byla v tomto vlhkostním kroku naměřena u vzorku HK, a to 1890,9  $\mu\text{mol m}^{-2}$ .

U čtvrtého vlhkostního kroku sledujeme u prvních třech vzorků – HK – HB další zvýšení kumulativní emise oproti předchozím hodnotám, vzorku HC, HD a HE mají ale hodnotu oproti předchozímu kroku nižší. Kumulativní emise má v tomto kroku vzrůstající trend s nejnižší hodnotou u vzorku HK 2211,9  $\mu\text{mol m}^{-2}$ , po nejvyšší hodnotu 6009,1  $\mu\text{mol m}^{-2}$  u vzorku HE.

U vzorků s největší hmotnostní vlhkostí došlo ke snížení kumulativní emise CO<sub>2</sub>. Největší emise byla naměřena u vzorku HE – 3855,5 μmol m<sup>-2</sup>.

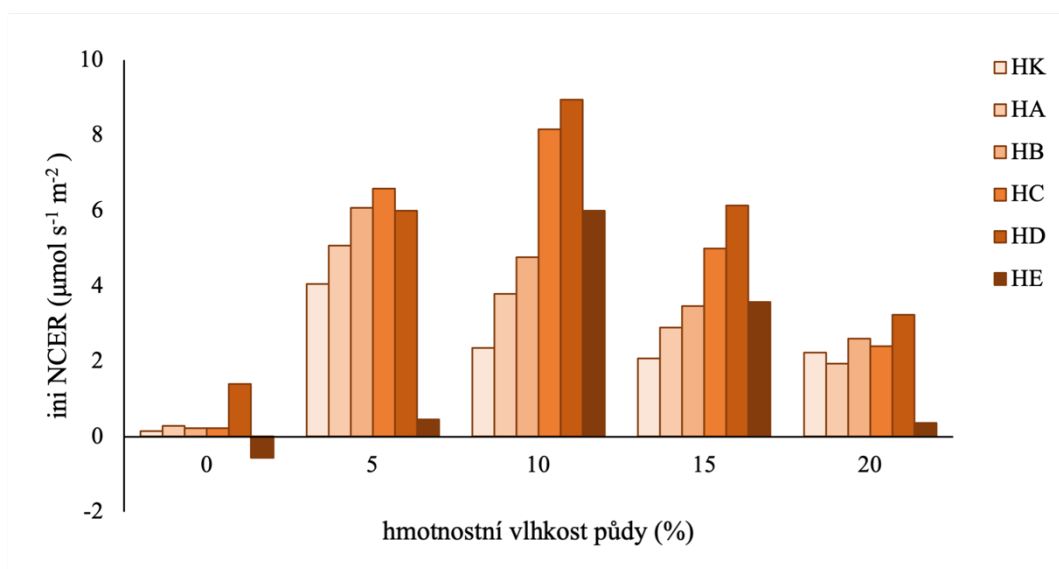
Konkrétní naměřené hodnoty jsou zobrazeny v Tabulce 26.

Tabulka 26 - hodnoty kumulativní emise CO<sub>2</sub> půdních vzorků kambizemě z Humpolce

hmotnostní vlhkost půdy (%)	tot NCER (μmol m <sup>-2</sup> )					
	HK	HA	HB	HC	HD	HE
0	42,14	55,54	41,39	74,29	190,1	437,9
5	1505,2	1416,4	1830,9	1863,6	2792,2	1374,7
10	1890,7	2309,0	2617,8	3871,3	5406,0	6472,7
15	2211,9	2336,2	2639,3	3522,7	4951,2	6009,1
20	2180,9	1808,5	2296,7	2570,5	3759,3	3855,5

### 5.2.2.3 Počáteční hodnoty emise CO<sub>2</sub> půdních vzorků kambizemě

Naměřené hodnoty počáteční emise CO<sub>2</sub> z půdních vzorků kambizemě jsou zobrazeny v Obrázku 15.



Obrázek 15 - hodnoty počáteční emise CO<sub>2</sub> půdních vzorků kambizemě z Humpolce

I zde byly v prvním vlhkostním kroku naměřeny nízké počáteční hodnoty emise CO<sub>2</sub> z půdy. Nejnižší hodnoty dosáhl vzorek HE, který byl v záporných hodnotách, a to - 0,57 μmol s<sup>-1</sup> m<sup>-2</sup>. Vyjma tohoto vzorku jsme v neovlhčených vzorcích sledovaly navyšování počátečních hodnot emisí od vzoru HA s 0,14 μmol s<sup>-1</sup> m<sup>-2</sup> po nejvyšší v tomto kroku naměřenou hodnotu 1,40 μmol s<sup>-1</sup> m<sup>-2</sup> u vzorku HD.

Druhý vlhkostní krok s hmotnostní vlhkostí 5 % dosáhl navýšení naměřených hodnot. Vzorek bez přídavku biocharu měl počáteční hodnotu emise CO<sub>2</sub> 4,05 μmol s<sup>-1</sup> m<sup>-2</sup>, poté docházelo k dalšímu zvyšování iniciálních hodnot až po vzorek HC s hodnotou 6,50 μmol s<sup>-1</sup> m<sup>-2</sup>, která je v tomto kroku hodnotou nejvyšší. Po další dva vzorky jsme sledovali snížení, u vzorku HE bylo naměřeno jen 0,46 μmol s<sup>-1</sup> m<sup>-2</sup>.

U vzorků s hmotnostní vlhkostí půdy 10 % jsme naměřili nejvyšší počáteční emise ze všech vlhkostních kroků, a to u vzorku HD s  $8,95 \mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$ . Vzorek HC s  $8,15 \mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$  byl se svou počáteční emisí druhý nejvyšší, následoval jej pak vzorek HE s  $6,00 \mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$ . Vzorky HK, HA a HB měly nižší počáteční emise než v předchozím vlhkostním kroku.

V dalších dvou vlhkostních krocích jsme sledovali u všech vzorků postupné snižování hodnot počáteční emise s výjimkou vzorku HK, který při hmotnostní vlhkosti 20 % svou počáteční emisí  $\text{CO}_2$  převyšoval předchozí vlhkostní krok.

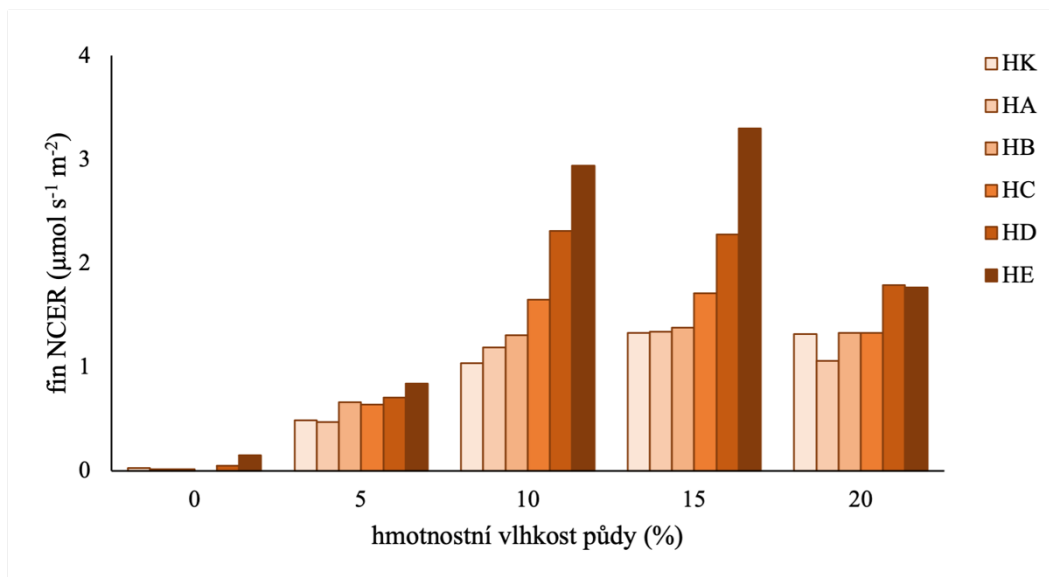
Naměřené hodnoty jsou uvedeny v Tabulce 27.

Tabulka 27 - hodnoty počáteční emise  $\text{CO}_2$  půdních vzorků kambizemě z Humpolce

hmotnostní vlhkost půdy (%)	ini NCER ( $\mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$ )					
	HK	HA	HB	HC	HD	HE
0	0,14	0,29	0,22	0,22	1,40	-0,57
5	4,05	5,07	6,08	6,59	5,99	0,46
10	2,35	3,79	4,76	8,15	8,95	6,00
15	2,08	2,90	3,46	5,00	6,13	3,57
20	2,23	1,94	2,60	2,40	3,24	0,36

#### 5.2.2.4 Konečné hodnoty emise $\text{CO}_2$ půdních vzorků kambizemě

V Obrázku 16 jsou uvedeny poslední zaznamenané hodnoty emise oxidu uhličitého z půdních vzorků kambizemě z Humpolce.



Obrázek 16 - hodnoty konečné emise  $\text{CO}_2$  půdních vzorků kambizemě z Humpolce

I zde je zřejmý postupný nárůst konečných hodnot emise  $\text{CO}_2$  od prvního vlhkostního kroku až po krok čtvrtý s hmotnostní vlhkostí půdy 15 %. V případě neovlhčené půdy byly konečné hodnoty zanedbatelné v rozmezí od  $0,00 \mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$  u vzorku HC po  $0,15 \mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$  u vzorku s největším obsahem biocharu, vzorku HE.

Vyšší hodnoty byly naměřeny až u druhého vlhkostního kroku, kde nejmenší hodnotou disponoval vzorek HK a to  $0,49 \mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$  a největší opět vzorek HE s hodnotou

0,84  $\mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$ . Vzorky s hmotnostní vlhkostí půdy 10 % mají stejný trend hodnot s nejnižší hodnotou znovu u vzorku HK s 1,04  $\mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$  a nejvyšší u HE 2,94  $\mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$ . Z tohoto vlhkostního kroku je zřejmý nárůst hodnot konečné emise  $\text{CO}_2$  od vzorku bez přídavku biocharu po vzorek s největším obsahem biocharu.

Stejně tomu tak je i při hmotnostní vlhkosti 15 %, kde dosáhly všechny vzorky nejvyšších konečných hodnot emise oxidu uhličitého. Vzorek bez biuhlu měl v tomto kroku hodnotu 1,33  $\mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$  a vzorek s 20 hmotnostními procenty pak 3,30  $\mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$ .

V posledním vlhkostním kroku došlo ke snížení hodnot a k pozměnění jejich trendu, nejnižší hodnotou nyní disponuje vzorek HB s 1,06  $\mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$ , nejvyšší naopak vzorek HD s 1,79  $\mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$ . Všechny hodnoty jsou uvedeny v následující Tabulce 28.

Tabulka 28 - hodnoty konečné emise  $\text{CO}_2$  půdních vzorků kambizemě z Humpolce

hmotnostní vlhkost půdy (%)	fin NCER ( $\mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$ )					
	HK	HA	HB	HC	HD	HE
0	0,03	0,02	0,02	0,00	0,05	0,15
5	0,49	0,47	0,66	0,64	0,71	0,84
10	1,04	1,19	1,31	1,65	2,31	2,94
15	1,33	1,34	1,38	1,71	2,28	3,30
20	1,32	1,06	1,33	1,33	1,79	1,77

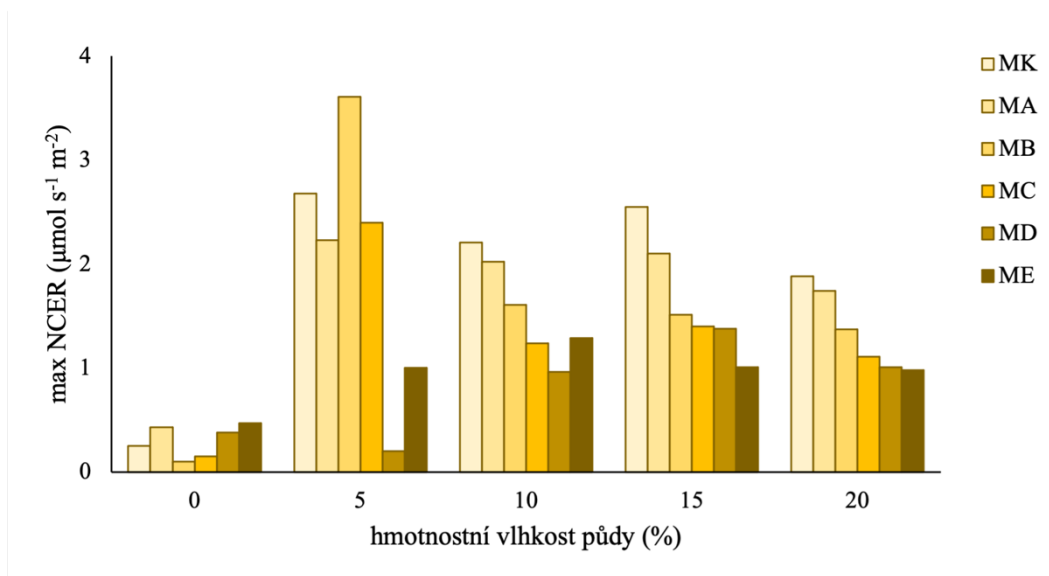
Časový průběh s hodnotami aktuální emise ze všech vzorků kambizemě z Humpolce je graficky znázorněn v Příloze 3, vývoj kumulativních emisí je zobrazen v Příloze 4.

### 5.2.3 Emise $\text{CO}_2$ z půdních vzorků černice

Poslední stanovovanou půdou byla černice z odběrové lokality Milčice, na jejíchž vzorcích byly stejně jako v předchozích případech změřeny hodnoty maximální, kumulativní, počáteční a konečné emise  $\text{CO}_2$  z půdy.

#### 5.2.3.1 Maximální hodnoty emise $\text{CO}_2$ půdních vzorků černice

Na Obrázku 17 jsou uvedené maximální naměřené hodnoty emise oxidu uhličitého půdních vzorků z Milčic.



Obrázek 17 - maximální naměřené hodnoty aktuální emise CO<sub>2</sub> půdních vzorků černice z Milčic

Stejně jako v obou předchozích půd byly nejnižší hodnoty naměřeny u neovlhčených půdních vzorků. V tomto prvním vlhkostním kroku byly naměřeny hodnoty od nejnižší 0,10 μmol s<sup>-1</sup> m<sup>-2</sup> u vzorku MB po nejvyšší 0,47 μmol s<sup>-1</sup> m<sup>-2</sup> (ME). V tomto vlhkostním kroku není zřejmý trend vlivu aplikace biocharu na maximální emisi CO<sub>2</sub> z půdy.

Při hmotnostní vlhkosti 5 % byly naměřeny vyšší hodnoty, v případě vzorku MB dokonce hodnota nejvyšší ze všech vzorků při všech vlhkostech, a to 3,61 μmol s<sup>-1</sup> m<sup>-2</sup>. I vzorky HK, HA a HC dosáhly v tomto vlhkostním kroku nejvyšších hodnot v porovnání s dalšími vlhkostmi. Nejnižší hodnota byla změřena u vzorku MD, a to 0,20 μmol s<sup>-1</sup> m<sup>-2</sup>.

Ve třetím vlhkostním kroku došlo tedy ke snížení hodnot v porovnání s předchozí vlhkostí, a to u vzorků MK – MC, kdy nejvyšší naměřená byla u vzorku MK 2,21 μmol s<sup>-1</sup> m<sup>-2</sup>. Poté docházelo ke snižování hodnot maximální emise až po vzorek MD, který ale se svými 0,96 μmol s<sup>-1</sup> m<sup>-2</sup> měl v tomto vlhkostním kroku hodnotu vyšší, než v krocích předchozích. Vzorek s hmotnostním obsahem biocharu 20 % dosáhl vyšší hodnoty, než zmiňovaný vzorek MD, a to 1,29 μmol s<sup>-1</sup> m<sup>-2</sup> a i u tohoto vzorku sledujeme navýšení oproti předchozím krokům.

V posledních dvou vlhkostních krocích při hmotnostních vlhkostech 15 a 20 % je zřejmý trend poklesu maximálních hodnot emisí CO<sub>2</sub> z půdy a to s největšími hodnotami u vzorku MK bez přidavku biocharu a nejmenšími u vzorku HE s největším obsahem biocharu. V případě čtvrtého vlhkostního kroku měl vzorek HK hodnotu 2,55 μmol s<sup>-1</sup> m<sup>-2</sup>, HE potom pouze 1,01 μmol s<sup>-1</sup> m<sup>-2</sup>, v nejvíce ovlhčovaných vzorcích bylo nejvyšší hodnotou 1,88 μmol s<sup>-1</sup> m<sup>-2</sup> a nejnižší 0,98 μmol s<sup>-1</sup> m<sup>-2</sup>. Naměřené hodnoty jsou zobrazeny v Tabulce 29.

V případě maximální dosažené hodnoty emise CO<sub>2</sub> z půdních vzorků černice z odběrové lokality Milčice jsme z hlediska vlhkostních kroků sledovali podobný trend jako ve studii Fér et al. (2020), kde byly měřeny hodnoty maximální emise oxidu uhličitého z půdních vzorků fluvizemě modální.

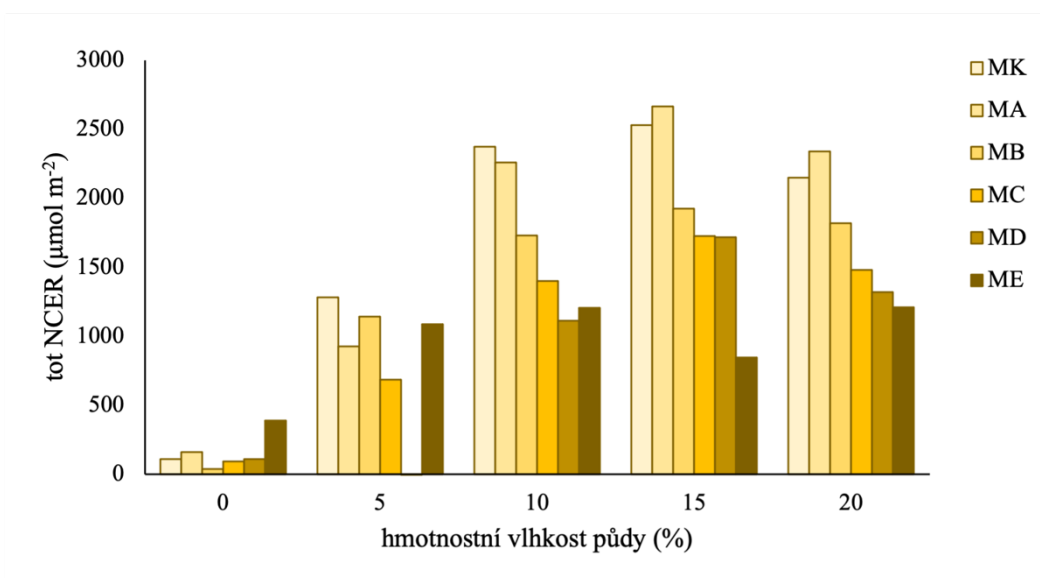


Tabulka 29 - maximální naměřené hodnoty aktuální emise CO<sub>2</sub> půdních vzorků černice z Milčic

hmotnostní vlhkost půdy (%)	maxNCER ( $\mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$ )					
	MK	MA	MB	MC	MD	ME
0	0,25	0,43	0,10	0,15	0,38	0,47
5	2,68	2,23	3,61	2,40	0,20	1,00
10	2,21	2,02	1,61	1,24	0,96	1,29
15	2,55	2,10	1,51	1,40	1,38	1,01
20	1,88	1,74	1,37	1,11	1,01	0,98

### 5.2.3.2 Kumulativní hodnoty emise CO<sub>2</sub> půdních vzorků černice

Hodnoty zobrazené v Obrázku 18 jsou kumulativním vyjádřením veškerých naměřených hodnot pro půdní vzorky z Milčic.



Obrázek 18 - hodnoty kumulativní emise CO<sub>2</sub> půdních vzorků černice z Milčic

Stejně jako v případě maximálních naměřených hodnot emise CO<sub>2</sub> jsou i zde zřejmé nízké hodnoty u neovlhčených vzorků. Nejnížší hodnoty byly naměřeny u vzorku MB s 35,60  $\mu\text{mol m}^{-2}$ , nejvyšší u ME s 388,80  $\mu\text{mol m}^{-2}$ .

V druhém vlhkostním kroku došlo k navýšení hodnot kumulativní emise oproti kromu předchozímu, s výjimkou vzorku MD, u něhož byla naměřena hodnota -0,08  $\mu\text{mol m}^{-2}$ . Záporná hodnota je způsobena zvýšenou spotřebou oxidu uhličitého ve vzorku, jelikož nedošlo k jeho mineralizaci, tudíž ani k emisi. U dalších vzorků se hodnota emise pohybuje od 685,7  $\mu\text{mol m}^{-2}$  u vzorku MC po 1281  $\mu\text{mol m}^{-2}$  u vzorku MK bez zřejmého trendu hodnot.

Rostoucí množství studií, prokazující že jsou půdy schopny oxid uhličitý nejen emitovat, ale i přijímat (tzv. negativní tok CO<sub>2</sub> v půdě) a způsobovat tak záporné hodnoty emise CO<sub>2</sub> z půdních vzorků prokazují, že uhlíkový cyklus v půdním profilu může podléhat i dalším procesům, než jen metabolickým a biologickým přeměnám. Nejčastěji byl tento jev sledován v studených nebo horkých pouštích s řídkou vegetací anebo v alkalických půdách (Cueva et al. 2019).

Při hmotnostní vlhkosti 10 % jsme sledovali další navýšení hodnot s takřka klesajícím trendem od vzorku MK bez přídavku biocharu po vzorek s největším obsahem biocharu, tento trend narušuje akorát vzorek MD, jehož hodnota je nižší než hodnota následujícího vzorku ME. Nejvyšší hodnotou je 2373,3  $\mu\text{mol m}^{-2}$  u vzorku MK, nejnižší 1113,5  $\mu\text{mol m}^{-2}$  u vzorku MD.

V posledních dvou vlhkostních krocích sledujeme totožný trend hodnot, kdy hodnota vzorku bez přídavku biuhlu je nižší, než hodnota vzorku MA, která byla u obou kroků hodnotou maximální. Od vzorku MA pak dochází k postupnému snižování hodnot až po poslední vzorek ME. Při hmotnostní vlhkosti 15 % byly naměřeny nejvyšší hodnoty ze všech vlhkostí, a to u všech vzorků s výjimkou vzorku ME, který měl pouhých 846,2  $\mu\text{mol m}^{-2}$ . Nejvyšší naměřenou hodnotou disponoval vzorek MA s 2664,1  $\mu\text{mol m}^{-2}$ .

Vzorek s hmotnostní vlhkostí disponoval tedy stejným trendem, ale nižšími hodnotami v porovnání s krokem předchozím. Pouze vzorek ME dosáhl zvýšení hodnot kumulativní emise  $\text{CO}_2$  oproti čtvrtému vlhkostnímu kroku, a to na 1210,5  $\mu\text{mol m}^{-2}$ . Naměřené hodnoty jsou zobrazeny v Tabulce 30.

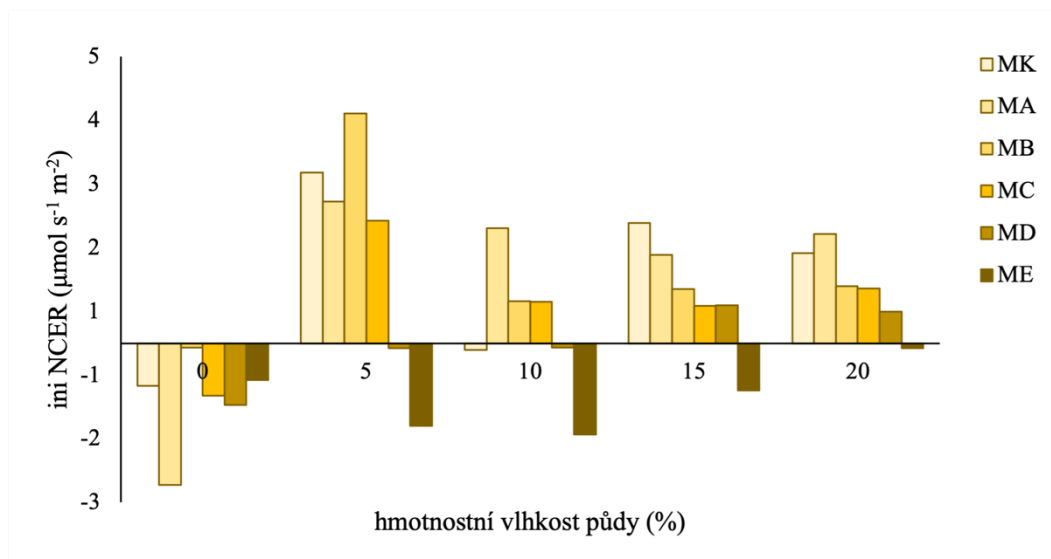
I v případě kumulativních hodnot jsme shledali v naměřených hodnotách korelaci se studií Fér et al. (2020), kde byla na půdním typu fluvizemě modální sledována hodnota kumulativní emise v šesti vlhkostních krocích. U obou prací jsme sledovali postupný nárůst hodnot až po čtvrtý vlhkostní krok.

Tabulka 30 - hodnoty kumulativní emise  $\text{CO}_2$  půdních vzorků černice z Milčic

hmotnostní vlhkost půdy (%)	totNCER ( $\mu\text{mol m}^{-2}$ )					
	MK	MA	MB	MC	MD	ME
0	106,7	160,1	35,6	89,5	109,5	388,8
5	1281,0	926,5	1140,8	685,7	-0,08	1085,9
10	2373,3	2258,7	1727,6	1398,5	1113,5	1204,8
15	2530,0	2664,1	1925,7	1726,0	1716,4	846,2
20	2148,0	2338,3	1817,5	1478,4	1318,4	1210,5

### 5.2.3.3 Počáteční hodnoty emise $\text{CO}_2$ půdních vzorků černice

Stejně jako v předchozích případech byly zpracovány i hodnoty počáteční naměřené emise oxidu uhličitého z půdních vzorků. Ty jsou znázorněny v Obrázku 19.



Obrázek 19 - hodnoty počáteční emise CO<sub>2</sub> půdních vzorků černice z Milčic

V případě neovlhčených vzorků jsme sledovali všechny iniciální emise CO<sub>2</sub> z půdy v záporných hodnotách, a to od -2,23 μmol s<sup>-1</sup> m<sup>-2</sup> u vzorku MA po -0,07 μmol s<sup>-1</sup> m<sup>-2</sup> u MB.

Nejvyšších počátečních hodnot bylo naměřeno u vzorku s hmotnostní vlhkostí 5 %. Zcela nejvyšší hodnoty dosáhl vzorek MB s 3,61 μmol s<sup>-1</sup> m<sup>-2</sup>. Nejnižší hodnota byla opět záporná, a to u vzorku ME s -1,20 μmol s<sup>-1</sup> m<sup>-2</sup>.

V třetím vlhkostním kroku byla hodnota vzorku MK také záporná, společně se vzorky MD a ME. Kladných počátečních hodnot dosáhly jen vzorky MA – MC s nejvyšší naměřenou počáteční hodnotou u vzorku MA s 1,81 μmol s<sup>-1</sup> m<sup>-2</sup>.

Při hmotnostní vlhkosti vzorku 15 % dochází ke snižování hodnot od nejvyšší u vzorku MK bez přidavku biocharu s 1,89 μmol s<sup>-1</sup> m<sup>-2</sup> až po vzorek ME, který je opět záporný s hodnotou - 0,74 μmol s<sup>-1</sup> m<sup>-2</sup>.

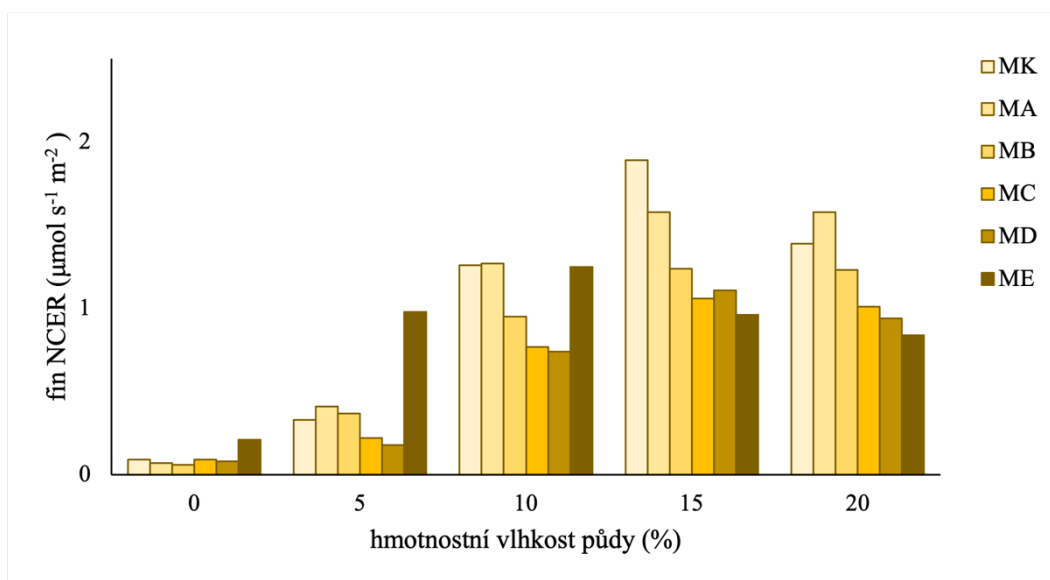
Poslední vlhkostní měl počáteční hodnotu emise CO<sub>2</sub> nejvyšší u vzorku MB s hodnotou 1,72 μmol s<sup>-1</sup> m<sup>-2</sup>, poté docházelo k postupnému snižování hodnoty až do opět záporného vzorku ME s -0,08 μmol s<sup>-1</sup> m<sup>-2</sup>. Naměřené hodnoty jsou zobrazeny v Tabulce 31.

Tabulka 31 - hodnoty počáteční emise CO<sub>2</sub> půdních vzorků černice z Milčic

hmotnostní vlhkost půdy (%)	iniNCER (μmol s <sup>-1</sup> m <sup>-2</sup> )					
	MK	MA	MB	MC	MD	ME
0	-0,67	-2,23	-0,07	-0,82	-0,97	-0,58
5	2,68	2,23	3,61	1,93	-0,08	-1,30
10	-0,10	1,81	0,66	0,65	-0,07	-1,43
15	1,89	1,39	0,85	0,59	0,60	-0,74
20	1,42	1,72	0,90	0,86	0,50	-0,08

#### 5.2.3.4 Konečné hodnoty emise CO<sub>2</sub> půdních vzorků černice

Na Obrázku 20 jsou vyjádřeny závěrečné hodnoty měření emise CO<sub>2</sub> z půdních vzorků černice z Milčic.



Obrázek 20 - hodnoty konečné emise CO<sub>2</sub> půdních vzorků černice z Milčic

Ve vzorcích s nulovou hmotnostní vlhkostí půdy jsme naměřili nejnižší hodnoty závěrečné emise CO<sub>2</sub> z půdy. Nejnižší hodnota byla v tomto kroku naměřena u vzorku MB (0,06 μmol s<sup>-1</sup> m<sup>-2</sup>), nejvyšší poté u ME (0,21 μmol s<sup>-1</sup> m<sup>-2</sup>).

U druhého a třetího vlhkostního kroku sledujeme podobný trend – lehké zvýšení hodnoty konečné emise u vzorku MA oproti vzorku MK, následovné postupné snižování emise až po vzorek MD a překvapivé navýšení hodnoty u vzorku s největším obsahem biocharu, vzorku ME. V případě hmotnostní vlhkosti 5 % byla nejnižší hodnota naměřena u vzorku MD a to 0,18 μmol s<sup>-1</sup> m<sup>-2</sup>, nejvyšší pak u ME 0,98 μmol s<sup>-1</sup> m<sup>-2</sup>.

Při hmotnostní vlhkosti 10 % došlo k dalšímu zvýšení hodnot oproti předchozímu vlhkostnímu kroku, nejnižší hodnota byla naměřena opět u vzorku MD (0,74 μmol s<sup>-1</sup> m<sup>-2</sup>), nejvyšší ale u vzorku MB (1,27 μmol s<sup>-1</sup> m<sup>-2</sup>).

Zcela nejvyšších konečných hodnot emise dosahovaly vzorky s hmotnostní vlhkostí 15 %, kde jsme sledovali postupné snižování hodnot od vzorku bez přídatku biocharu, po vzorek s největším hmotnostním obsahem biocharu. Tento trend narušuje akorát vzorek MD, který dosáhl vyšších hodnot, než vzorek MC.

Měření emise při největší hmotnostní vlhkosti ukazuje postupné snižování hodnot od vzorku MA až po vzorek ME. Vzorek bez biocharu měl hodnotu konečné emise nižší, než vzorek MA s hmotnostním obsahem biocharu 0,5 %.

Naměřené hodnoty jsou zobrazeny v Tabulce 32.

Tabulka 32 - hodnoty konečné emise CO<sub>2</sub> půdních vzorků černice z Milčicích (M)

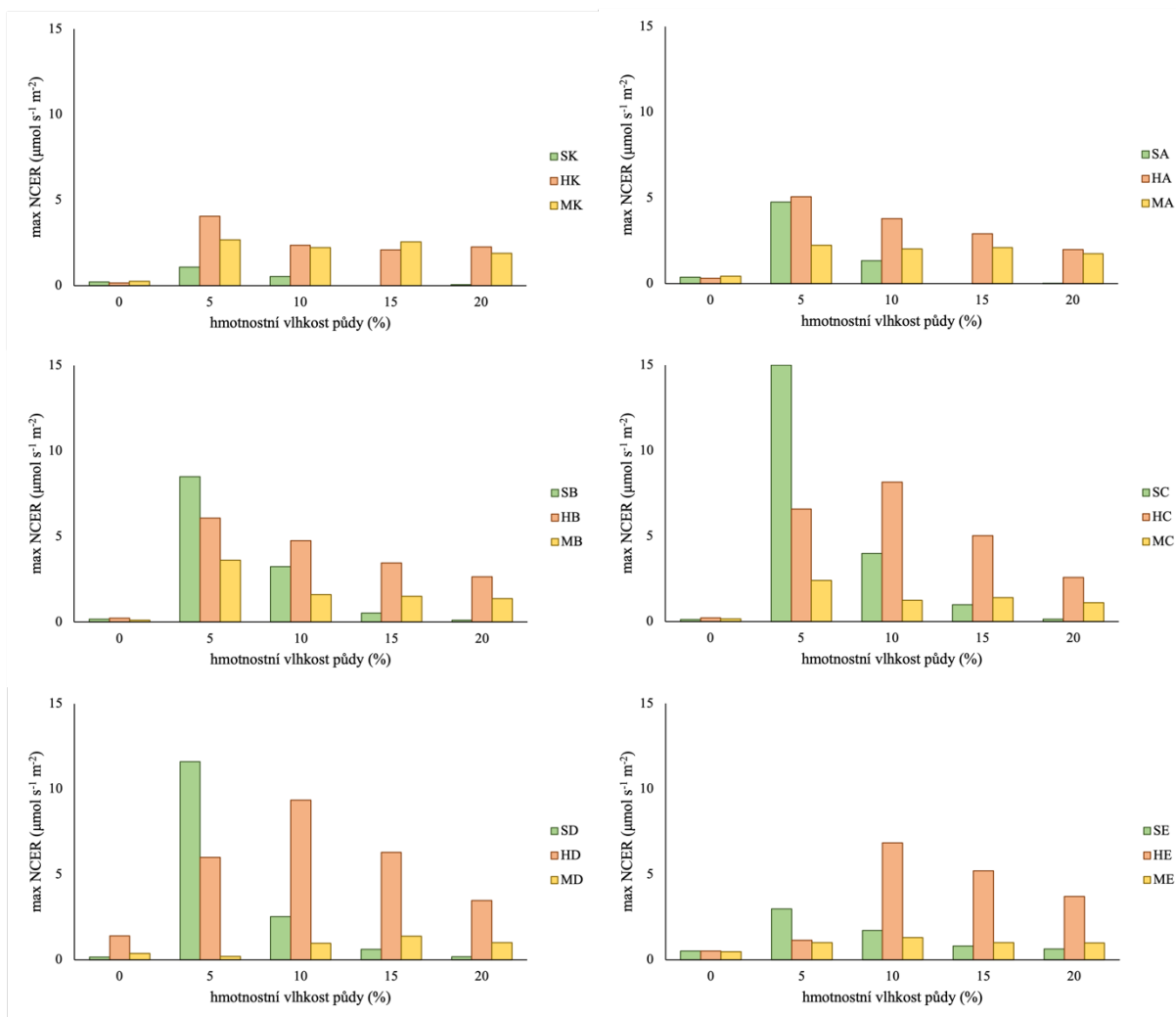
hmotnostní vlhkost půdy (%)	fin NCER ( $\mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$ )					
	MK	MA	MB	MC	MD	ME
0	0,09	0,07	0,06	0,09	0,08	0,21
5	0,33	0,41	0,37	0,22	0,18	0,98
10	1,26	1,27	0,95	0,77	0,74	1,25
15	1,89	1,58	1,24	1,06	1,11	0,96
20	1,39	1,58	1,23	1,01	0,94	0,84

Časový průběh s hodnotami aktuální emise ze všech vzorků černice z Milčic je graficky znázorněn v Příloze 5, vývoj kumulativních hodnot v Příloze 6.

## 5.2.4 Porovnání půd

### 5.2.4.1 Maximální hodnoty emise CO<sub>2</sub> půdních vzorků

V Obrázku 21 jsou zobrazeny grafy maximálních naměřených hodnot aktuální emise CO<sub>2</sub> z půdy postupně pro všechny půdní vzorky od vzorků bez biocharu (SK/HK/MK) po vzorky s největším obsahem biocharu (SE/HE/ME).



Obrázek 21 - Maximální naměřené hodnoty aktuální emise  $\text{CO}_2$  pro půdní vzorky ze Semic (S), Humpolce (H) a Milčice (M) rozdělené dle jednotlivých hmotnostních obsahů biocharu, kde  $xK = 0\%$ ,  $xA = 0,5\%$  hm. biocharu,  $xB = 1\%$  hm. biocharu,  $xC = 2,5\%$  hm. biocharu,  $xD = 5\%$  hm. biocharu a  $xE = 10\%$  hm. biocharu.

U vzorků bez přidavku biocharu vidíme nejnižší maximální hodnoty emise  $\text{CO}_2$  z půdy u půdního vzorku ze Semic, vzorek SK, jehož nejvyšší hodnota byla naměřena u hmotnostní vlhkosti půdy 5 % a to  $1,8 \mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$ . Půdní vzorek z Humpolce bez přidavku biocharu (HK) dosáhl nejvyšších hodnot také v druhém vlhkostním kroku, celkově byly navíc jeho hodnoty maximální dosažené emise  $\text{CO}_2$  zpravidla ve vyšších hodnotách oproti oběma zbylým půdním vzorku, jen při hmotnostních vlhkostech 0 % a 15 % byla naměřena vyšší hodnota u půdního vzorku ze Milčice (MK).

U vzorků s hmotnostním obsahem biocharu 0,5 % (SA/HA/MA) jsme opět sledovali nejvyšší dosažené emise při hmotnostní vlhkosti 5 %. V porovnání jednotlivých půdních vzorků celkově nejvyšších hodnot dosahuje znovu vzorek z odběrové lokality Humpolce (HA), jen při nulové vlhkosti půdy byly naměřeny vyšší hodnoty emise jak u vzorku SA, tak u MA. Od druhého vlhkostního kroku pak sledujeme postupné snižování maximálních naměřených hodnot emise až po vzorky s nejvyšším obsahem biocharu. Stejně jako u vzorků bez přidavku biocharu půdní vzorky z odběrové lokality Semice (SA) jsou v grafu zobrazeny jen při prvních třech hmotnostních vlhkostech (0, 5 a 10 %). V případě hmotnostní vlhkosti 10 % byla totiž

naměřena hodnota maximální emise vzorku SA pouze  $0,00 \mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$  a při vlhkosti 15 %  $0,01 \mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$ .

Je zřejmý rozdíl v emisi  $\text{CO}_2$  ze vzorků bez přídavku biocharu a ve vzorcích po aplikaci biocharu, a to především u vzorků z odběrové lokality Semice. To je způsobeno tím, že dle výsledků stanovení organického uhlíku je právě vzorek SK na organický uhlík nejchudší. Předpokládáme, že ve vzorku bez biocharu probíhá jen nízká mineralizace. Po přídavku biocharu mikroorganismy silně reagují na nový zdroj uhlíku, výsledkem jejich zvýšené aktivity, mineralizace, čímž dojde ke zvýšení i půdní respirace (Cros & Sohi 2011). Tomu odpovídají studie Steward et al. (2013); Yu et al. (2013); Sagrilo et al. (2014), které vyzorovaly výraznější zvýšení emisí  $\text{CO}_2$  v půdách s nižšími obsahy organického uhlíku oproti jiným půdám. Půdní vzorky z odběrové lokality Humpolec má dle Tabulky 14 střední množství organického uhlíku a jeho reakce na přídavky biocharu byla také poměrně výrazná. Vzorky z Milčic na přidání biocharu reagovaly nejméně a spíše snížením hodnot maximální emise  $\text{CO}_2$ . Tato zjištění tedy odpovídají řadě studií (Cros & Sohi 2011; Steward et al. 2013; Yu et al. 2013; Sagrilo et al. 2014).

Při hmotnostním obsahu biocharu 1 % ve vzorcích SB, HB a MB opět sledujeme téměř nulové hodnoty maximální emise u neovlhčených vzorcích, výrazný nárůst hodnot při hmotnostní vlhkosti 5 % a poté postupné snižování v dalších vlhkostních krocích, což je trend, který jsme sledovali již u předchozích vzorků (SA, HA a MA). Při hmotnostní vlhkosti 5 % dosáhl nejvyšší hodnoty emise  $\text{CO}_2$  z půdy vzorek z odběrové lokality Semice (SB), druhým nejvyšším byl vzorek z Humpolce (HB) a nejnižší hodnoty dosáhl vzorek Milčický (MB). Již při hmotnostní vlhkosti 10 % se pořadí liší, nejvyšších hodnot dosahuje vzorek HB, prostředních SB a nejnižších opět MB. Již při dalším vlhkostním kroku maximální naměřené hodnoty vzorku ze Semic výrazně klesají a při hmotnostní vlhkosti 20 % dosahují už pouhých  $0,11 \mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$ . I v posledních dvou vlhkostních krocích jsou naměřeny nejvyšší dosažené hodnoty emise  $\text{CO}_2$  u vzorku HB. Vzorky z Milčice dosahují při hmotnostním obsahu 1 % nejvyšších dosažených hodnot maximální emise  $\text{CO}_2$ .

V případě vzorků SC, HC a MC s hmotnostním obsahem biocharu 2,5 % byly v neovlhčených vzorcích opět naměřeny hodnoty velmi blízké nule. Při druhém vlhkostním kroku jsme sledovali nejvyšší hodnotu emise  $\text{CO}_2$  u vzorku z odběrové lokality Semice (SC), která byla s hodnotou  $14,99 \mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$  celkově nejvyšší dosaženou hodnotou ze všech měření. Hodnoty vzorku SC při dalších vlhkostních krocích postupně klesaly stejně jako v předchozích sledováních. Jinak tomu ale bylo o vzorku z odběrové lokality Humpolec (HC), kde byla nejvyšší dosažená hodnota aktuální emise sledována až při hmotnostní vlhkosti 10 %. V případě vzorku HC tedy sledujeme nejnižší hodnotu aktuální emise při nulové vlhkosti, pak postupné zvyšování až po zmiňovanou hmotnostní vlhkost 10 % následovanou postupným snižováním hodnoty ve dvou dalších vlhkostních krocích. Vzorek z odběrové lokality Milčice (MC) dosahoval ve všech vlhkostních krocích nejnižších hodnot maximální emise. U vzorku MC navíc nejsou sledovány tak výrazné rozdíly v maximální dosažené emise  $\text{CO}_2$  z půdy mezi jednotlivými vlhkostními kroky jako u obou předchozích vzorků.

Vzorky s hmotnostním obsahem biocharu 5 % dosahují při nulové hmotnostní vlhkosti půdy vyšších hodnot v porovnání se stejnými vlhkostními kroky u odlišných hmotnostních

obsahů biocharu. Nejvyšší hodnota maximální dosažené emise v tomto vlhkostním kroku byla sledována u vzorku HD s hodnotou  $1,40 \mu\text{mol s}^{-1} \text{ m}^{-2}$ . Půdní vzorek z odběrové lokality Humpolec (HD) měl navíc stejný trend, jako při hmotnostním obsahu biocharu 2,5 %, a to postupné zvyšování maximální dosažené hodnoty emise  $\text{CO}_2$  až po hmotnostní vlhkost 10 % následované postupným snižováním hodnoty. Půdní vzorek z Humpolce navíc při tomto měření dosáhl nejvyšší naměřené hodnoty oproti ostatním měřením s odlišným obsahem biocharu, a to  $9,35 \mu\text{mol s}^{-1} \text{ m}^{-2}$  při zmiňované hmotnostní vlhkosti 10 %. Vzorek SD z odběrové lokality Semice vykazoval stejný trend jako v předchozích případech – nejvyšší naměřenou hodnotu při hmotnostní vlhkosti 5 % a postupné snižování hodnot až po hmotnostní vlhkost 20 %. V případě vzorků z odběrové lokality Milčice (MD) jsme opět sledovali nejnižší hodnoty maximální emise  $\text{CO}_2$  z půdy, kdy nejnižší byla naměřena při hmotnostní vlhkosti 5 % a nejvyšší u hmotnostní vlhkosti 15 %.

Tím se dostávám ke vzorkům SE, HE a ME, s nejvyšším obsahem biocharu, a to v obsahu deseti hmotnostních procent. Zde sledujeme stejný trend u půdních vzorků z Humpolce i Semic jako v případě předchozích grafů. Vzorek SE dosahuje nejvyšší hodnoty při hmotnostní vlhkosti 5 %, v dalších vlhkostních krocích sledujeme v případě půdního vzorku ze Semic postupné snižování maximální dosažené hodnoty. Vzorek z odběrové lokality Humpolec dosahuje svého maxima opět při hmotnostní vlhkosti 10 %, navíc u něj byly sledovány zpravidla nejvyšší hodnoty ze všech tří půdních vzorků, což porušuje jen vzorek SE v druhém vlhkostním kroku. Nejnižších hodnot dosáhl znovu vzorek z odběrové lokality Milčice, který dosáhl stejně jako vzorek HE svého maxima při hmotnostní vlhkosti 10 %, v předchozích vlhkostních krocích sledujeme postupný nárůst hodnot maximální emise, při hmotnostních vlhkostech 15 a 20 % poté opět postupné snižování, proto je v tomto kroku sledován totožný trend, i když v menších hodnotách, jako u vzorku HE.

Hodnoty maximálních emisí byly dále zpracovány pomocí statistické metody ANOVA hlavních efektů bez interakcí pro statistické zhodnocení vlivu vlhkosti půdy, množství aplikační dávky biocharu a půdního typu na množství maximální emise  $\text{CO}_2$  z půdních vzorků. Výsledky šetření jsou zobrazeny v Přílohách.

Tabulka zobrazující jednorozměrné testy významnosti pro hodnoty maximálních emisí  $\text{CO}_2$  je zobrazen v Příloze 7. Podle hodnot p value je zřejmé, že rozdíly mezi jednotlivými půdními typy a používanými hmotnostními vlhkostmi jsou statisticky významné. Dle tabulky v Příloze 7 aplikace biocharu nezpůsobila statisticky významný rozdíl.

V Příloze 8 je zobrazen grafický výsledek ANOVA bez hlavních efektů v souvislosti s odběrovou lokalitou. I podle tohoto šetření byly největší hodnoty naměřeny u půdních vzorků z odběrové lokality Humpolec a nejnižší u vzorků z odběrové lokality Semice. Vzhledem k tomu, že dle Přílohy 4 byl mezi půdními vzorky statisticky významný rozdíl, byl proveden ještě Scheffého test, který je zobrazen v Příloze 9. Podle toho hodnotíme, že statisticky významný rozdíl by sledován mezi lokalitami Humpolec a Milčice, významný rozdíl byl taky vysledován mezi vzorky z Humpolce a Milčicemi. Mezi vzorky z odběrové lokality Semice a Milčice nebyl sledován statisticky významný rozdíl.

Výsledek ANOVA hlavních efektů bez interakcí dle aplikační dávky biocharu je zobrazen v Příloze 10. Z výsledného grafu je zřejmé, že nejvyšší hodnoty maximální emise  $\text{CO}_2$  byly



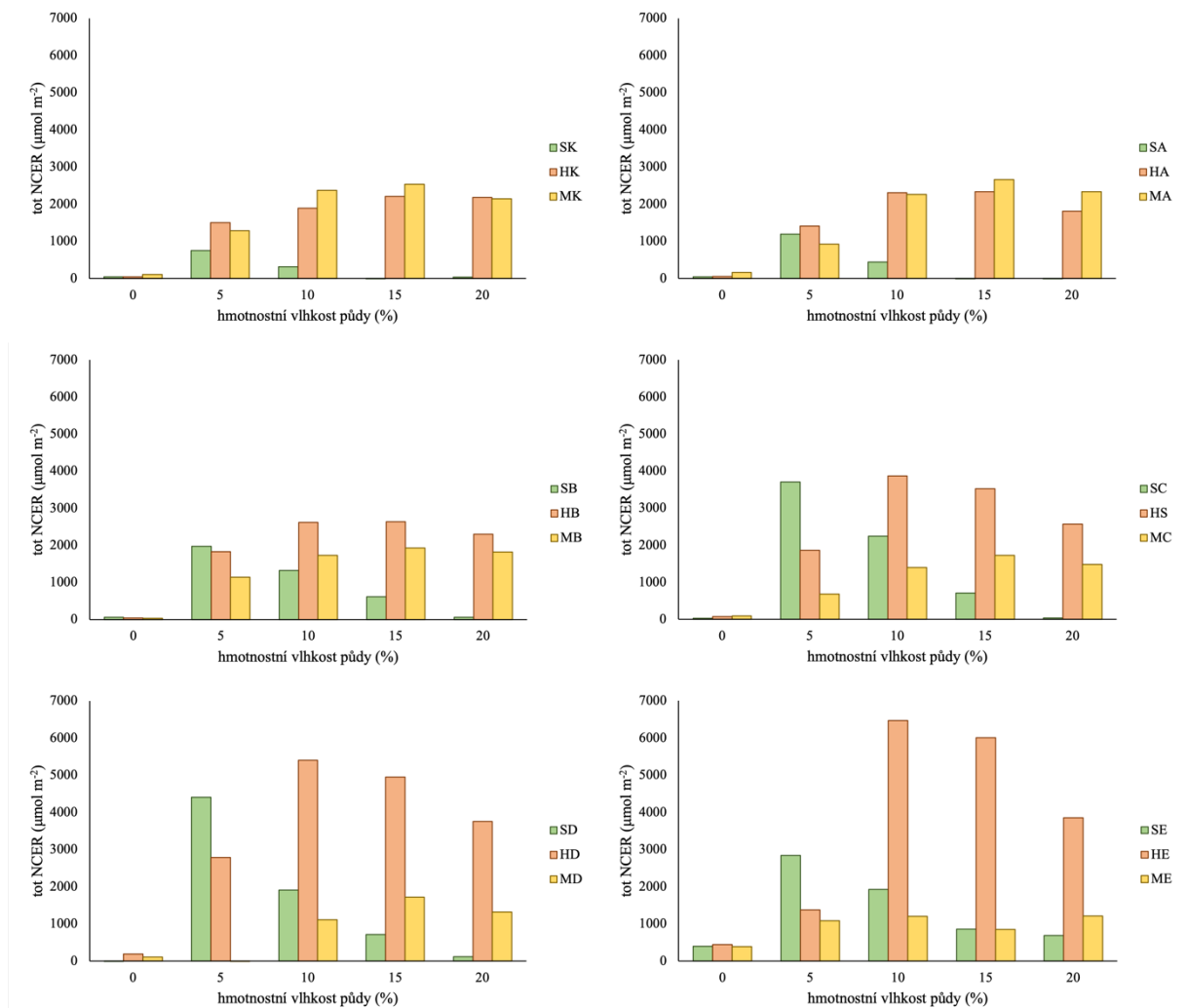
sledovány u půdních vzorků SC/HC/MC, tedy u půdních vzorků s hmotnostním obsahem biocharu 2,5 %. Nejnížší hodnoty byly naměřeny u půdních vzorků SK/HK/MK bez přídavku biocharu. Vzhledem k tomu, že dle tabulky v Příloze 7 nebyly mezi dávkami biocharu sledovány statisticky významné rozdíly, Scheffého test nebyl v tomto případě proveden.

V Příloze 11 je zobrazen grafický výsledek statistické metody ANOVA hlavních efektů bez interakcí z hlediska půdní vlhkosti. Dle výsledného grafu hodnotíme, že nejmenší hodnoty maximální emise CO<sub>2</sub> z půdních vzorků byly sledovány u půdních vzorků v prvním vlhkostním kroku, tedy s nulovou hmotnostní vlhkostí. Naopak nejvyšší hodnoty maximální emise CO<sub>2</sub> byly sledovány již v druhém vlhkostním kroku s hmotnostní vlhkostí 5 %. V následujících měření se zvyšující se hmotnostní vlhkostí hodnoty maximální emise CO<sub>2</sub> z půdních vzorků postupně klesaly.

Dle Přílohy 7 víme, že byly sledovány statisticky významné rozdíly mezi jednotlivými vlhkostními kroky, z toho důvodu byl proveden Scheffého test, který je zobrazen v Příloze 12. Podle toho víme, že byl sledován rozdíl mezi prvním a druhým vlhkostním krokem, dále byl sledován statisticky významný rozdíl mezi druhým vlhkostním krokem a vlhkostním krokem čtvrtým a pátým.

#### 5.2.4.2 Kumulativní hodnoty emise CO<sub>2</sub> půdních vzorků

Podobným způsobem jsou v následujícím Obrázku 22 zobrazeny grafy kumulativních hodnot emisí CO<sub>2</sub> ze všech tří půdních typů odstupňovaných podle přídavku biocharu od půdních vzorku bez biocharu (SK, HK a MK) až po vzorky s hmotnostním obsahem biocharu 10 % (vzorky SE, HE a ME). Naměřené hodnoty jsou zobrazeny na Obrázku 22.



Obrázek 22 - kumulativní hodnoty emise  $CO_2$  pro půdní vzorky ze Semic (S), Humpolce (H) a Milčic (M) rozdělené dle jednotlivých hmotnostních obsahů biocharu, kde  $xK = 0\%$ ,  $xA = 0,5\%$  hm. biocharu ve vzorku,  $xB = 1\%$  hm. biocharu ve vzorku,  $xC = 2,5\%$  hm. biocharu,  $xD = 5\%$  hm. biocharu a  $xE = 10\%$  hm. biocharu ve vzorku

První graf na obrázku zobrazuje hodnoty kumulativní emise pro čisté vzorky bez přídavku biocharu. Při hmotnostní vlhkosti 0 % byly naměřeny velice nízké hodnoty, s tím že nejvyšší byla sledována u půdního vzorku MK z odběrové lokality Milčice v hodnotě  $106,73 \mu\text{mol m}^{-2}$ . Nejnižší hodnotou v tomto vlhkostním kroku disponoval vzorek z Humpolce s hodnotou  $42,14 \mu\text{mol m}^{-2}$ . V druhém vlhkostním kroku při hmotnostní vlhkosti 5 % již sledujeme zvýšení kumulativních hodnot emise  $CO_2$  ze všech tří půdních typů. Nejnižší hodnota byla naměřena u vzorku ze Semic, prostředních hodnot dosahuje Milčický vzorek a nejvyšší hodnotou disponuje vzorek z Humpolce. Při hmotnostní vlhkosti 10 % sledujeme u vzorku SK snížení kumulativní hodnoty emise, u vzorků HK a MK ale naopak další zvýšení, s tím že vzorek z odběrové lokality Milčice má hodnotu emise v kumulativním vyjádření nejvyšší ze všech tří půdních typů. Ve čtvrtém vlhkostním kroku již další zvýšení hodnot u vzorků HK a MK, půdní vzorek z Milčic dosahoval nejvyšších hodnot ze všech tří půd. Půdní vzorek ze Semic byl při hmotnostní vlhkosti 15 % dokonce záporný v hodnotě  $-0,09 \mu\text{mol m}^{-2}$ . V posledním vlhkostním kroku sledujeme nepatrné snížení hodnot kumulativní emise u vzorků HK i MK, naproti tomu zvýšení hodnoty u vzorku SK oproti předchozímu vlhkostnímu kroku.

Půdní vzorky s hmotnostním obsahem biocharu 0,5 % napodobují trend hodnot předchozího grafu. Rozdílem je, že při hmotnostní vlhkosti 10 % byla nejvyšší hodnota sledována u vzorku HA z odběrové lokality Humpolec – při měření u vzorků bez přídavku biohlu byla největší hodnota měřena u vzorku z Milčic. Obrácení jsme sledovali i při největší hmotnostní vlhkosti půdy, kdy oproti předchozímu měření byla největší hodnota kumulativní emise naměřena u vzorku MA z Milčic. Vzorek z odběrové lokality Milčice při hmotnostním obsahu biocharu 0,5 % dosáhl nejvyšších hodnot kumulativní emise, s dalším přídavkem biocharu se jeho hodnoty postupně snižovali.

Hodnoty kumulativní emise u vzorků s hmotnostním obsahem biocharu 1 % (vzorky SB, HB a MB) vykazují lehkou změnu trendu. V případě vzorku SB sledujeme, že prvních dvou vlhkostních krocích (při hmotnostní vlhkosti 0 % a 5 %) byla jeho hodnota kumulativní emise nejvyšší ze všech tří vzorků. Při následujících hmotnostních vlhkostech jeho hodnota postupně klesala. U vzorku HB sledujeme postupné navyšování hodnoty kumulativní emise CO<sub>2</sub> z půdy od nulové vlhkosti až po hmotnostní vlhkost 15 %, kde s hodnotou 2639,31 μmol m<sup>-2</sup> dosáhl svého maxima a v dalším vlhkostním kroku sledujeme lehké snížení. U vzorku MB byla při neovlhčeném stavu půdy sledována nejvyšší hodnota kumulativní emise ze všech tří vzorků. V dalších dvou vlhkostních krocích (při hmotnostních vlhkostech 5 a 10 %) ale sledujeme hodnoty kumulativní emise nejnižší ze všech tří vzorků. Při hmotnostní vlhkosti 15 % je hodnota kumulativní emise vzorku MB sice zhruba o 1000 μmol m<sup>-2</sup> vyšší, než kumulativní emise vzorku SC, ale zároveň je nižší o více jak polovinu oproti vzorku HB. V posledním vlhkostním kroku sledujeme u vzorku z odběrové lokality Milčice další snížení.

U vzorku SD s hmotnostním obsahem biocharu 5 % jsme naměřili nejvyšší hodnotu kumulativní emise oproti všem ostatním obsahu biocharu, a to při hmotnostní vlhkosti 5 % v hodnotě 4404,41 μmol m<sup>-2</sup>. V předchozím vlhkostním kroku se jednalo o hodnotu zápornou -0,99 μmol m<sup>-2</sup>, v dalších vlhkostních krocích jsme sledovali postupné snižování hodnoty kumulativní emise CO<sub>2</sub>. Hodnoty kumulativní emise vzorku HD potvrzují trend z předchozího kroku – zvyšování hodnot kumulativní emise až po maximum při hmotnostní vlhkosti 10 % následovně dalším snižováním. Celkově byly u vzorku z odběrové lokality Humpolec naměřeny nejvyšší hodnoty. Naproti tomu vzorek MD má hodnoty oproti vzorku HD nízké, a to jen při posledních třech vlhkostních krocích – při hmotnostní vlhkosti 10, 15 a 20 %, s tím, že nejvyšší hodnota byla naměřena při čtvrtém vlhkostním kroku.

U vzorků s hmotnostním obsahem biocharu 10 % sledujeme podobný trend, jako v předchozích grafech. V případě vzorku SE z odběrové lokality Semice je opět nejvyšší hodnota kumulativní emise CO<sub>2</sub> sledována u hmotnostní vlhkosti půdy 5 %, poté se hodnoty postupně snižují. U vzorku HE sledujeme zvyšování hodnot až po vzorek s hmotnostní vlhkostí půdy 10 %, který s hodnotou 6472,72 μmol m<sup>-2</sup> dosáhl nejvyšších hodnot ze všech měření. V dalších dvou vlhkostních krocích se hodnoty snižují. Vzorek MD z odběrové lokality Milčice dosahuje podobně jako v předchozích grafech v prvních čtyřech vlhkostních krocích nejnižších hodnot ze všech tří půdních vzorků, u hmotnostní vlhkosti 20 % je ale hodnota kumulativní emise CO<sub>2</sub> ze vzorku ME vyšší, než v případě vzorku SE.

Je tedy zřejmé, že u každého půdního typu sledujeme odlišný postup hodnot kumulativní emise. U půdní vzorků z odběrové lokality Semice (vzorky SK – SE) sledujeme postupný nárůst

hodnot kumulativní emise CO<sub>2</sub> se zvyšujícím se obsahem biocharu ve vzorcích, kde maximum bylo sledováno u vzorku SD s hmotnostním obsahem biocharu 5 %, vzorek SE již vykazoval snížení hodnot. Vzhledem k vlhkosti nejvyšší hodnoty kumulativní emise CO<sub>2</sub> byly měřeny vždy v druhém vlhkostním kroku při hmotnostní vlhkosti 5 %. Nejnižší hodnoty byly naměřeny u půdního vzorku SK bez přídavku biocharu. Je tedy zřejmý vliv aplikace biocharu na zvyšování emise CO<sub>2</sub>.

Zvýšení kumulativních hodnot emise CO<sub>2</sub> z půdních vzorků s přídavkem biocharu bylo sledováno i ve studii Jones et al. (2011), kde bylo do 40 g zeminy přidáno 4 g biocharu, což by měl být ekvivalent aplikace biocharu 100 t/ha. Došlo k zaznamenání zvýšení kumulativní emise ze vzorků, a to 2,5krát v porovnání s kontrolními vzorky bez biocharu. Zvýšená emise CO<sub>2</sub> byla nejzřetelnější v prvních 48 hodinách po přidání biocharu, jeho účinek na produkci CO<sub>2</sub> byl ale sledován i déle než měsíc (Jones et al. 2011).

Studie Lima et al. (2020) také sledovala vliv aplikace biocharu na emise CO<sub>2</sub> z půdních vzorků patřících do referenční třídy regosolů, stejně jako v případě půdních vzorků z odběrové lokality Semice. Na rozdíl od této diplomové práce ale nebyla vysledována žádná změna v půdní respiraci po aplikaci biocharu, naměřili pouze změnu v obsahu organickém uhlíku a v obsahu vody ve půdních vzorcích po přidání biocharu.

Půdní vzorky z odběrové lokality Humpolec také vykazují zvyšování hodnot kumulativní emise CO<sub>2</sub> z půdních vzorků se zvyšujícím se obsahem biocharu. Nejvyšší hodnoty byly naměřeny u vzorku HE s hmotnostním obsahem 10 % biocharu, nejnižší u vzorků HK a HA, kde se lišily jednotlivé hodnoty dle hmotnostních vlhkostí. V prvních třech grafech, tedy u vzorků HK, HA a HB byly maxima kumulativní emise CO<sub>2</sub> sledovány při hmotnostní vlhkosti 15 %, u vzorků HC, HD a HE došlo k posunu maxima na hmotnostní vlhkost 10 %. Obecně ale můžeme říct, že u vzorků u odběrové lokality Humpolce došlo ke změření zpravidla nejvyšších hodnot kumulativní emise CO<sub>2</sub>.

Stejný trend, jako byl sledován u vzorků z odběrové lokality Humpolec byl pozorovaný ve studii Smith et al. (2010). V obou případech bylo zaznamenáno zvyšování hodnot emise CO<sub>2</sub> z půdy společně s rostoucím obsahem biocharu v půdních vzorcích. Studie Smith et al. (2010) navíc používala půdní vzorky s velice blízkými výsledky aktivní půdní reakce a obsahu organického uhlíku v porovnání s vlastnostmi vzorků kambizemě z Humpolce, souvislost je tedy zřejmá.

Vzorky z odběrové lokality Milčice měly nevyšší hodnoty kumulativní emise u vzorku MK a MA, tedy u vzorků s žádným nebo minimálním obsahem biocharu. Se zvyšujícím se obsahem biocharu docházelo ke snížení hodnot kumulativní emise, ale oproti předchozím vzorkům nedošlo k vytvoření pevného trendu hodnot. Při jednotlivých měřeních byla obvykle sledována nejvyšší hodnota při hmotnostní vlhkosti 15 %.

Jin et al. (2008) a Liang et al. (2008) sledovali ve svých studiích podobný trend, jako byl popsán u vzorků černice z Milčic, a to postupný pokles kumulativních hodnot emise CO<sub>2</sub> z půdy s rostoucím obsahem biocharu v ní obsažené. Snižující se respirace by mohla naznačovat, že přidaný biochar ve vzorku inhibuje aktivitu mikroorganismů, mění strukturu populace nebo navyšuje mineralizaci uhlíku ve vzorku. Dle studie Liang et al. (2008) by neměl stát za snížením

emise CO<sub>2</sub> ze vzorku úbytek biomasy mikroorganismů, neboť v půdách bohaté na biochar mikrobiální komunita roste (Thies & Rilling 2009).

Studie Luo et al. (2011) se zabývala vlivem biocharu a půdních vlastností. Zjistili, že na emise CO<sub>2</sub> z půdy má přímý vliv pH. V půdních vzorků, u kterých došlo k naměření vysokého pH sledovali nižší hodnoty emise CO<sub>2</sub>. To by mohl být důvod, pro půdní vzorky z odběrové lokality Milčice dosahovaly po přidání biocharu nízkých hodnot emise oxidu uhličitého v porovnání se vzorky z jiných lokalit. Černice Z Milčic dosahovala totiž podle stanovení nejvyšších hodnot pH. Nižší emise CO<sub>2</sub> v půdách s vysokým pH jsou pravděpodobně způsobeny tím, že dochází k větší mineralizaci uhlíku, čímž nedochází k jeho unikání do atmosféry v podobě oxidu uhličitého pomocí půdní respirace. Stejný trend vysledovala i studie Cheng et al. (2008).

Také publikace Sheng & Zhu (2018) sledovala vliv pH půdních vzorků na hodnoty kumulativní emise CO<sub>2</sub>. K naměření vyšších hodnot kumulativní emise CO<sub>2</sub> došlo u půdních vzorků s nižším pH, se vzrůstajícím pH se produkce CO<sub>2</sub> z půdních vzorků snižovala. Hodnoty pH půdních vzorků totiž nepřímo ovlivňují mikrobiální společenstva tím, že mají vliv na molekulární složení organické hmoty.

Stejně jako v případě hodnot maximální emise CO<sub>2</sub> bylo provedeno statistické šetření ANOVA hlavních efektů bez interakcí. V Příloze 13 je zobrazena tabulka ukazující jednorozměrné testy významnosti pro hodnoty kumulativních emisí CO<sub>2</sub>. Podle ní je zřejmé, že byl podobně jako v případě maximálních emisí CO<sub>2</sub> sledován statisticky významný rozdíl mezi vlhkostními kroky a mezi použitými půdními typy.

V Příloze 14 zobrazují grafický výsledek použitého statistického šetření s ohledem na použité půdní typy. I dle tohoto grafu byly nejvyšší hodnoty sledovány u půdních vzorků z odběrové lokality Humpolec, nejnižší kumulativní hodnoty byly sledovány u půdních vzorků ze Semic.

Provedený Scheffého test, který hodnotí statisticky významné rozdíly mezi půdními typy, je zobrazen v Příloze 15. Dle výsledků je zřejmé, že byly sledovány statisticky významné rozdíly mezi odběrovou lokalitou Humpolec a oběma dalšími odběrovými lokalitami.

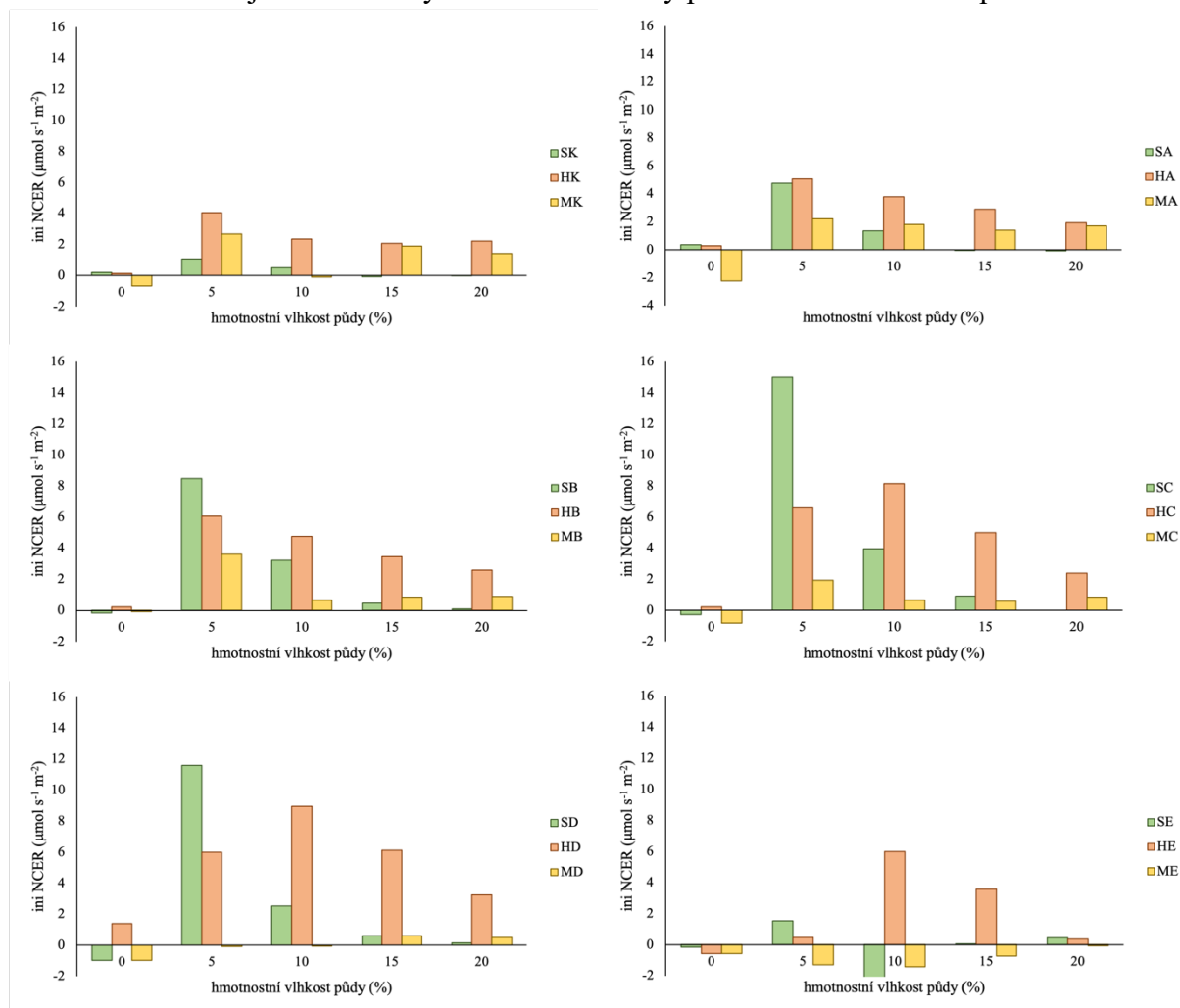
Výsledek ANOVA hlavních efektů bez interakcí v souvislosti s aplikační dávkou biocharu je zobrazen v Příloze 16. Zde sledujeme postupný nárůst hodnot kumulativní emise CO<sub>2</sub>, kde nejnižší byl sledován u vzorků bez přídavku biocharu (SH/HK/MK) po vzorky s nejvyšším hmotnostním obsahem biocharu (10 % hm., SE/HE/ME).

Stejně byl zpracován výsledek statistického šetření pro jednotlivé hmotnostní vlhkosti půdy, který je zobrazen v Příloze 17. Podle toho soudíme, že nejmenší kumulativní hodnoty emise CO<sub>2</sub> byly sledovány u neovlhčených půdních vzorků, v dalších vlhkostních krocích byl sledován nárůst kumulativní emise až po maximální hodnotu u třetího vlhkostního kroku s hmotnostní vlhkostí 10 %. V dalších dvou vlhkostních krocích sledujeme pozvolné snížení hodnot kumulativní emise.

Dle Přílohy 13 víme, že mezi vlhkostními kroky byl sledován statisticky významný rozdíl, proto byl opět proveden i Scheffého test, jehož výsledky jsou uvedeny v Příloze 18. Podle toho víme, že byl sledován statisticky významný rozdíl mezi prvním vlhkostním krokem a vlhkostním krokem druhým, třetím, čtvrtým i pátým.

### 5.2.4.3 Počáteční hodnoty emise CO<sub>2</sub> z půdních vzorků

V Obrázku 23 jsou zobrazeny naměřené hodnoty počáteční emise CO<sub>2</sub> z půdních vzorků.



Obrázek 23 - Počáteční naměřené hodnoty emise CO<sub>2</sub> pro půdní vzorky ze Semic (S), Humpolce (H) a Milčic (M) rozdělené dle jednotlivých hmotnostní obsahů biocharu, kde xK = 0 %, xA 0,5 % hm. biocharu, xB = 1 % hm. biocharu, xC = 2,5 % hm. biocharu ve vzorku, xD = 5 % hm. biocharu ve vzorku a xE = 10 % hm. biocharu ve vzorku

I pro počáteční naměřené hodnoty sledujeme podobný trend jako v případě kumulativních i maximálních hodnot. Půdní vzorky z odběrové lokality Semice vykazovaly nejvyšší hodnotu počáteční emise u vzorku SC s hmotnostním obsahem biocharu 2,5 % při hmotnostní vlhkosti 5 %.

Půdní vzorky z odběrové lokality Humpolec dosahovaly svého maxima obvykle při hmotnostní vlhkosti 10 %, zcela nejvyšší byly naměřeny u vzorku HD s hmotnostním obsahem biocharu 5 %. Nejnižších hodnot dosahovaly vzorky z Milčic.

Stejně jako v případě maximálních i kumulativních hodnot emise CO<sub>2</sub> bylo provedeno statistické šetření ANOVA hlavních komponentů bez interakcí, jejíž výsledky jsou uvedeny v přílohách.

V Příloze 19 je uvedena výsledná tabulka jednorozměrného testu významnosti pro počáteční emise CO<sub>2</sub> (ANOVA). Z jejích výsledků je zřejmé, že v případě hodnocení hodnot iniciální emise z půdních vzorků byl sledován statisticky významný rozdíl mezi jednotlivými

půdními vzorky, mezi vlhkostními kroky a poprvé i mezi dávkami biocharu ve vzorcích. Z toho důvodu byl pro všechny tři proměnné následně proveden Scheffého test.

V případě rozdílů mezi jednotlivými půdními vzorky je výsledný graf ze statistické šetření zobrazen v Příloze 20. Podle grafu opět hodnotíme, že nejvyšších hodnot počáteční emise dosáhly vzorky z odběrové lokality Humpolec, druhých nejvyšších hodnot vzorky ze Semic a hodnot nejnižších vzorky z Milčic.

Podle výsledků Scheffého testu, který je zobrazen v Příloze 21, je zřejmé, že byl sledován statisticky významný rozdíl mezi odběrovou lokalitou Humpolec a Semice, stejně tak i mezi lokalitami Humpolec a Milčice.

Příloha 22 zobrazuje průběh hodnot počáteční emise CO<sub>2</sub> z půdních vzorků na základě množství biocharu v nich obsažených. Dle grafu v Příloze 19 je zřejmý nárůst hodnot od prvních vzorků bez přídavku biocharu (SK/HK/MK) až po vzorky s hmotnostním obsahem biocharu 2,5 %, vzorky SC/HC/MC. Poté byl sledován výrazný úbytek hodnot počáteční emise s rostoucí koncentrací biocharu ve vzorcích až po vzorky SE/HE/ME, kde byla iniciální emise CO<sub>2</sub> sledována nejnižší.

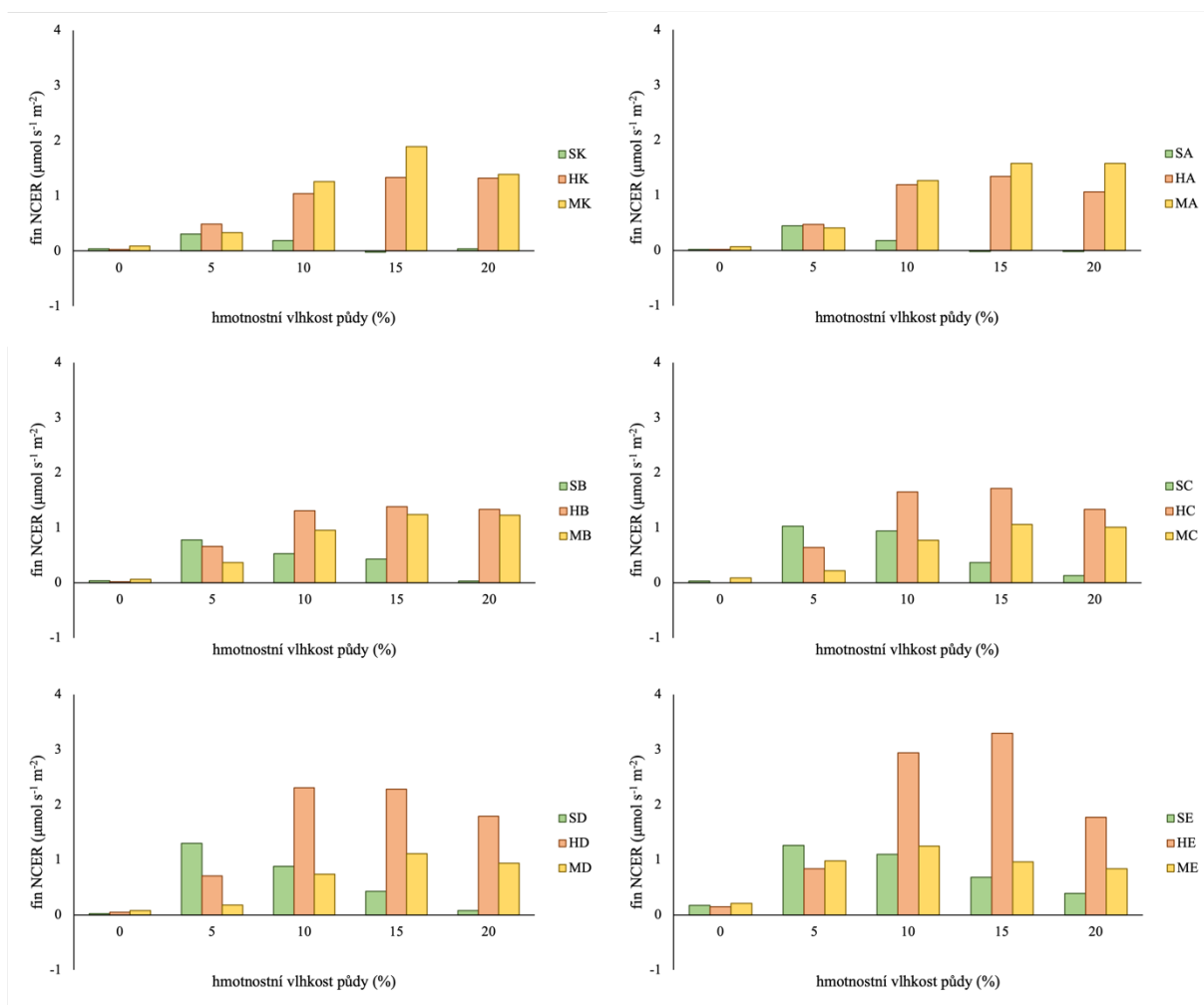
Následný Scheffého test pro rozdíly mezi hmotnostními obsahy ve vzorcích je zobrazen v Příloze 23. Je zřejmý statisticky významný rozdíl mezi vzorky s hmotnostním obsahem biocharu 2,5 % (SC/HC/MC) se vzorky s hmotnostním obsahem biocharu 10 % (SE/HE/ME).

Příloha 24 zobrazuje hodnoty počáteční emise v souvislosti s hmotnostní vlhkostí půdy. Nejnižší hodnoty byly sledovány u neovlhčených vzorků, nejvyšší poté hned v druhém vlhkostním kroku při hmotnostní vlhkosti vzorků 5 %. V následujících krocích bylo sledováno postupné snižování hodnot.

Scheffého test pro hodnocení vlhkostních kroků zobrazuje statisticky významné rozdíly mezi prvním vlhkostním krokem a vlhkostním krokem druhým a třetím. Dále byly sledovány statisticky významné rozdíly mezi druhým vlhkostním krokem a vlhkostním krokem čtvrtým a pátým. Výsledná tabulka je znázorněna v Příloze 25.

#### 5.2.4.4 Konečné hodnoty CO<sub>2</sub> z půdních vzorků

Totožně byly zpracovány i poslední naměřené hodnoty emise CO<sub>2</sub>, které jsou zobrazeny v Obrázku 24.



Obrázek 24 - Naměřené hodnoty konečné emise CO<sub>2</sub> pro půdní vzorky ze Semic (S), Humpolce (H) a Milčic (M) rozdělené dle jednotlivých hmotnostní obsahů biocharu, kde xK = 0 %, xA 0,5 % hm. biocharu ve vzorku, xB = 1 % hm. biochar, xC = 2,5 % hm. biocharu, xD = 5 % hm. biocharu a xE = 10 % hm. biocharu ve vzorku

V případě posledních naměřených hodnot sledujeme nejnižší hodnoty u vzorků z odběrové lokality Semice. Stejně jako v předchozích případech byla ale nejvyšší hodnota emise naměřena při hmotnostní vlhkosti 5 %.

V případě půdních vzorků z Humpolce sledujeme lehké odlišení od předchozích kroků stanovení – nejvyšší hodnota byla naměřena při hmotnostní vlhkosti 15 %.

I v případě konečných hodnot došlo ke zpracování pomocí statistické metody ANOVA hlavních komponentů bez interakcí. V příloze 26 je uvedena tabulka jednorozměrného testu významnosti, z níž je zřejmé, že jsou sledovány statisticky významné rozdíly mezi půdními vzorky, vlhkostními kroky i dávkami biocharu.

V příloze 27 je zobrazen rozdíl v konečných hodnotách emise CO<sub>2</sub> mezi jednotlivými půdními typy. Z grafu uvedeném v příloze je zřejmé, že nejvyšších hodnot dosahují opět půdní vzorky z odběrové lokality Humpolec. Nejnižší hodnoty konečné emise byly sledovány u



vzorků z odběrové lokality Semice. V Příloze 28 je zobrazen následovný Scheffého test pro zhodnocení statisticky významných rozdílů mezi půdními vzorky. Dle zmiňované přílohy sledujeme statisticky významný rozdíl mezi všemi třemi odběrovými lokalitami.

Příloha 29 znázorňuje hodnoty konečné emise CO<sub>2</sub> rozdělených podle množství biocharu v půdních vzorcích. Graf ukazuje vzrůstání hodnot konečné emise z půdních vzorků společně se vzrůstající koncentrací biocharu. Následný Scheffého test je zobrazen v Příloze 30.

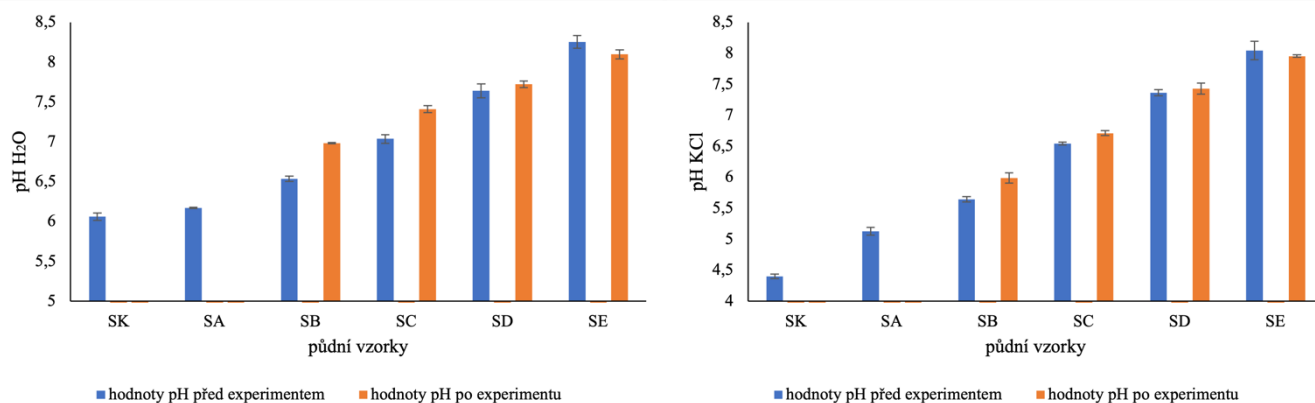
Hodnoty konečné emise CO<sub>2</sub> podle hmotnostní vlhkosti půdy jsou zobrazeny v Příloze 31. Z té je zřejmé, že nejnižší hodnoty konečné emise CO<sub>2</sub> z půdních vzorků byly sledovány v prvním vlhkostním kroku, u neovlhčených vzorků. Následně bylo sledováno postupné zvyšování závěrečné emise společně se vzrůstající hmotnostní vlhkostí, nejvyšší emise bylo dosaženo u čtvrtého vlhkostního kroku s hmotnostní vlhkostí 15 %, poté došlo ke snížení hodnot. Výsledky Scheffého testu jsou zobrazeny v Příloze 32.

## 5.3 Půdní vlastnosti vzorků po měření emise CO<sub>2</sub> z půdy

### 5.3.1 Chemické vlastnosti

#### 5.3.1.1 Aktivní a výměnná půdní reakce

V následujícím Obrázku 25 znázorňuji naměřené hodnoty aktivní a výměnné půdní reakce před a po experimentu měření emise CO<sub>2</sub> z půdy.



Obrázek 25 - Hodnoty aktivní a výměnné půdní reakce pro půdní vzorky regozemě ze Semic (S) před i po experimentu měření emise CO<sub>2</sub>

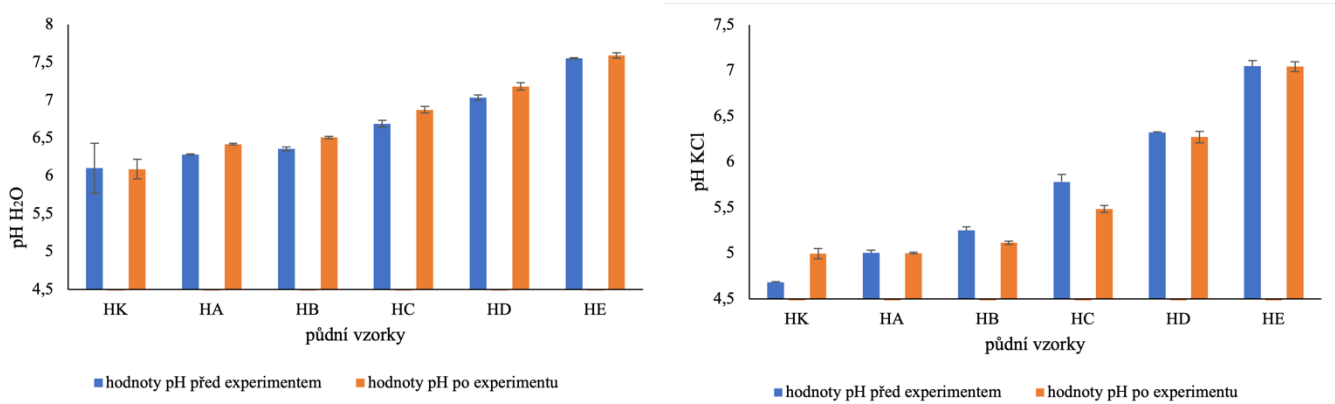
V obou grafech je zřejmý nárůst hodnot pH s vzrůstajícím obsahem biocharu ve vzorcích.

Bohužel u prvních dvou vzorků SK a SA nedošlo k naměření aktivní a výměnné půdní reakce po měření emise CO<sub>2</sub>, což bylo zapříčiněno dlouhou mezerou mezi měřeními na podzim roku 2020 kvůli probíhající pandemii, kdy byly vzorky po experimentu znehodnoceny. Z toho důvodu nemůžeme ohodnotit pH těchto dvou vzorků, dle ostatních lze ale předpokládat vzrůstající hodnoty pH stejně jako u vzorků měřených před experimentem.

Naměřené hodnoty pH po experimentu vykazují u aktivní i u výměnné půdní reakce vyšší hodnoty než ty před experimentem. Jinak tomu ale je u vzorků posledních – SE, kdy hodnota pH vzorků před měřením emise CO<sub>2</sub> převyšuje hodnoty po měření.

Konkrétní naměřené hodnoty aktivní a výměnné půdní reakce pro půdní vzorky regozemě ze Semic po experimentu měření emise CO<sub>2</sub> včetně směrodatných odchylek jsou zaznamenány v Příloze 33.

Stejným způsobem byly zpracovány i naměřené hodnoty půdních vzorků kambizemě z Humpolce, které jsou zaznamenány v Obrázku 26.

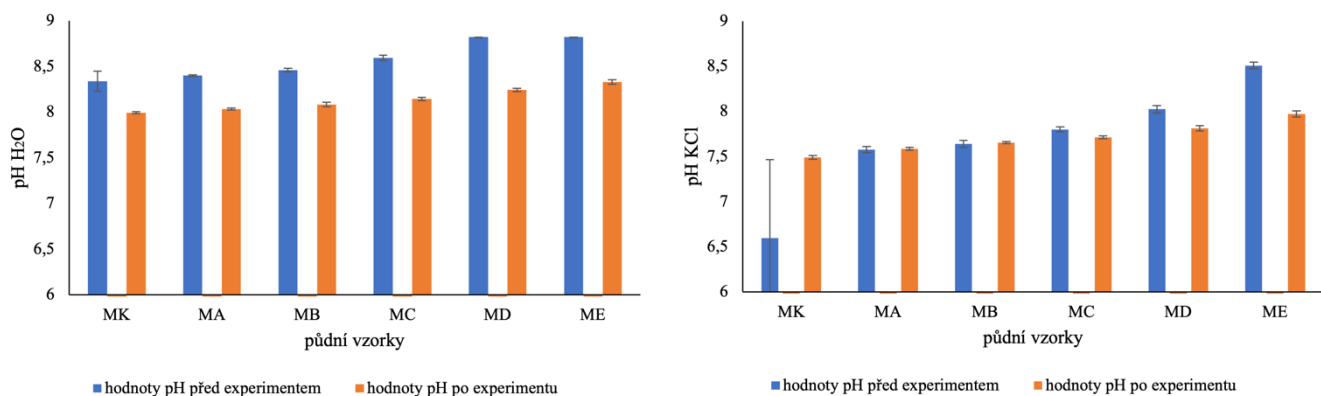


Obrázek 26 - Hodnoty aktivní a výměnné půdní reakce pro půdní vzorky kambizemě z Humpolce (H) před i po experimentu měření emise CO<sub>2</sub>

I v případě půdních vzorků kambizemě dochází ke zvyšování hodnot pH podle přidavku biocharu. V případě pH H<sub>2</sub>O sledujeme, že hodnoty aktivní půdní reakce jsou ve stanovení po experimentu měření emise CO<sub>2</sub> z půdy nepatrně vyšší, než ve stanovení před měřením emise. V případě pH KCl je tomu ale přesně naopak, vyjma půdního vzorku HK bez přidavku biocharu sledujeme hodnoty výměnné půdní reakce vyšší v měření před experimentem stanovování emise CO<sub>2</sub>. Přesné naměřené hodnoty aktivní a výměnné půdní reakce po experimentu měření emisí CO<sub>2</sub> z půdních vzorků kambizemě z Humpolce jsou uvedeny v Příloze 34.

Glaser et al. (2002); Thies a Rilling (2009) ve svých pracích uvádějí zvýšení pH půdy po přidání biocharu do kyselých půd. My sledovali výrazné zvýšení hodnot aktivní i výměnné půdní reakce u půdních vzorků z odběrové lokality Semice a Humpolec, u nichž byly vzorky bez přidavku biocharu shodně hodnoceny jako slabě kyselé.

Poslední půdou, ze které byly vytvořeny půdní vzorky, byla černice z odběrové lokality Milčice. Stanovené hodnoty pH znázorňují následující Obrázek 27.



Obrázek 27 - Hodnoty aktivní a výměnné půdní reakce pro půdní vzorky černice z Milčic (M) před i po experimentu měření emise CO<sub>2</sub> z půdy

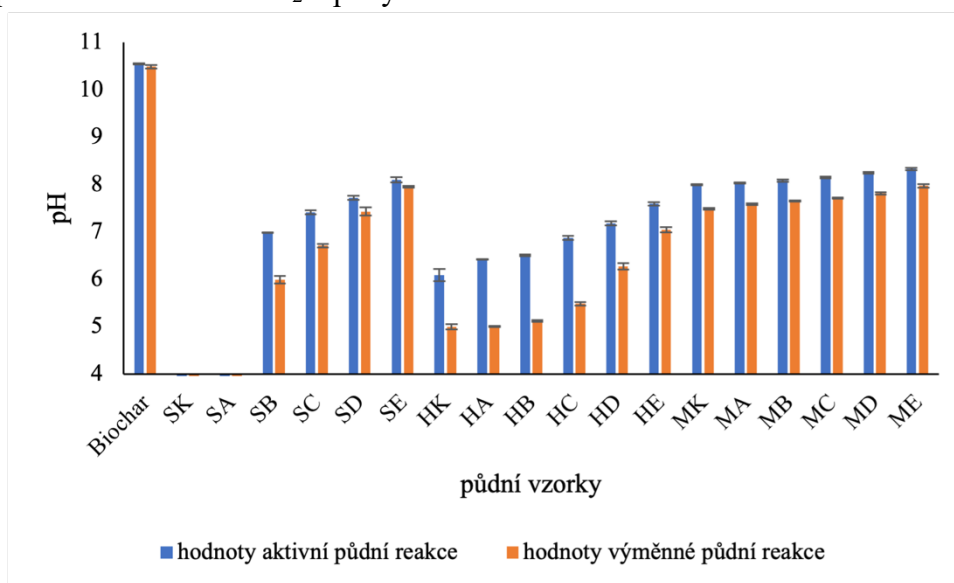
Již z prvního pohledu je zřejmé, že již samotný půdní vzorek MK je alkaličtější, než vzorky předchozí. V případě čisté půdy bez biocharu se jedná o hodnoty 8,34 pro pH H<sub>2</sub>O pro půdní

vzorek před experimentem, což je dle Zbiralovy tabulky hodnoceno jako půda alkalická. Hodnota aktivní půdní reakce po experimentu byla naměřena nižší, a to 7,995 – nese ohodnocení slabě alkalická. V Obrázku 27 pro hodnoty pH H<sub>2</sub>O je zřejmé, že jsou naměřena data po experimentu měření emise CO<sub>2</sub> nižší než data měřená před experimentem. To je pravděpodobně způsobeno tím, že v časové prodlevě mezi měřeními zmineralizovalo ve vzorcích množství uhlíku a tím došlo ke snížení půdní reakce.

V Obrázku 27 znázorňujícím naměřené hodnoty výměnné půdní reakce pH KCl je u prvního vzorku MK měřeným před samotným experimentem vidíme velice nízkou hodnotu v porovnání s ostatními. Proto, i dle velikosti směrodatné odchylky, předpokládáme chybu v měření. Naměřená hodnota pH KCl 6,597, což by nám dle Tabulky 4 detekovalo půdu neutrální.

I v případě vzorků z odběrové lokality Milčice sledujeme nárůst hodnot pH, ale s podstatně menšími rozdíly mezi jednotlivými vzorky, nárůst pH je pozvolnější. Rozdíl oproti předchozím vzorkům je dán typem půdní reakce. Půdní vzorky z Milčic bez přídavku biocharu byly hodnoceny jako vzorky alkalické. Totožný průběh pH sledoval také Ventura et al. (2013), který podobně jako my sleduje jen malý rozdíl v hodnotě pH alkalických vzorků po aplikaci biocharu. Naměřené hodnoty aktivní a výměnné půdní reakce půdních vzorků z odběrové lokality Milčice jsou uvedeny v Příloze 35.

Obrázek 28 ukazuje hodnoty porovnání hodnot aktivní a výměnné půdní reakce měřené před i po stanovení emise CO<sub>2</sub> z půdy.



Obrázek 28 - Hodnoty aktivní a výměnné půdní reakce všech vzorků po experimentu měření emise CO<sub>2</sub> z půdy

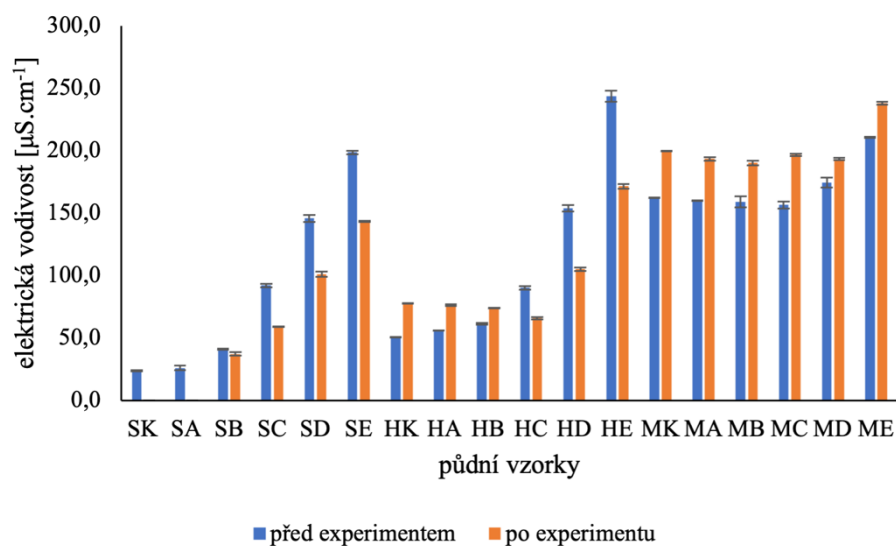
I zde můžeme hovořit o nižších hodnotách výměnné půdní reakce než aktivní půdní reakce, a to průměrně o 0,73. Obecně můžeme říct, že změna pH před a po experimentu závisela na typu půdy. U regozemě (vzorky SK – SE) jsme sledovali vyšší hodnoty obou půdních reakcí ve vzorcích měřených po experimentu měření emise CO<sub>2</sub>, ale kvůli absenci hodnoty SK a SA po experimentu se bohužel jedná pouze o předpoklad.

Vzorky kambizemě z Humpolce (HK – HE) vykazovaly vyšší hodnoty pH H<sub>2</sub>O pro vzorky po experimentu, ale naopak pH KCl bylo sledováno vyšší u vzorků měřených

před stanovováním respirace. Zcela opačně tomu bylo u vzorků černice, kdy vyšší pH H<sub>2</sub>O bylo naměřeno u vzorků před experimentem, pH KCl naopak vymazovalo zvýšení po experimentu.

### 5.3.1.2 Elektrická vodivost půdy

Další hodnotou stanovovanou i po měření emise CO<sub>2</sub> z půdy byla elektrická vodivost (EC) půdy neboli salinita. V následujícím Obrázku 29 jsou naměřené hodnoty salinity jednotlivých vzorků, a to před i po měření půdní respirace.



Obrázek 29 - Hodnoty elektrické vodivosti pro všechny půdní vzorky před i po experimentu měření emise CO<sub>2</sub> z půdy

Z uvedeného grafu vidíme vzrůstající trend elektrické vodivosti se zvyšujícím obsahem biocharu, což je způsobeno velmi vysokou hodnotou salinity biocharu a to 1782 μS.cm<sup>-1</sup>. Naměřené hodnoty salinity všech vzorků před i po experimentu uvádím v Tabulce 33.

Tabulka 33 - Naměřené hodnoty elektrické vodivosti všech vzorků a biocharu [μS.cm<sup>-1</sup>]

vzorek	Semice		Humpolec		Milčice	
	před	po	před	po	před	po
xK	23,6	-	50,55	77,85	162,15	199,95
xA	25,95	-	56	76,45	159,85	193,5
xB	41,05	37,2	61,3	74,3	159,05	190,1
xC	92,1	59,3	90,2	65,95	156,5	196,6
xD	145,7	101	153,9	105,05	174,55	193,3
xE	198,55	143,3	243,5	171,4	210,5	238

biochar	1782
---------	------

U vzorků regozemě ze Semic (vzorky SK – SE) je u vidět před experimentem přímý nárůst salinity. Vzorek SK měřený před experimentem dosáhl hodnoty 23,6 μS.cm<sup>-1</sup>, v porovnání se Zbiralovou Tabulkou 5 můžeme půdní vzorek ohodnotit jako půdu minimálně zasolenou. Naopak poslední vzorek regozemě SE již hodnotíme podle stejné tabulky jako vzorek s vysokým zatížením solemi, jeho hodnoty totiž při měření dosáhly 198,55 μS.cm<sup>-1</sup>.

První dva vzorky po experimentu (SK a SA) opět bohužel chybí, ale i zde vidíme vzrůstání hodnot a to od 37,2  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  u vzorku SB, což dle Tabulky 5 hodnotíme jako vzorek bez negativních účinků soli, až po hodnotu 143,3  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ , což už je opět vzorek s vysokým zatížením solemi. Celkově dosahují ale vzorky regozemě měřené po experimentu emise  $\text{CO}_2$  z půdy nižších hodnot, než vzorky před experimentem. Celá tabulka naměřených hodnot elektrické vodivosti ze vzorků ze Semic jsou uvedeny v Příloze 36.

Půdní vzorky kambizemě z Humpolce (HA – HE) stejně jako vzorky regozemě vykazovaly vzrůstající trend se zvyšujícím se obsahem biocharu. U prvních třech vzorků (HK, HA a HB) byly sledovány vyšší hodnoty elektrické vodivosti u vzorků po experimentu měření emise  $\text{CO}_2$  z půdy v porovnání s hodnotami před experimentem. Samotný půdní vzorek HK před experimentem vykazoval hodnotu 50,55  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ , což dle Zbíralovy Tabulky 5 hodnotíme jako vzorek bez negativních účinků soli; vzorek HK po experimentu dosáhl hodnoty 77,85  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ , což už nese hodnocení jako zvýšené zatížení solemi.

Zcela nejvyšší hodnoty z celého měření salinity dosáhl vzorek HE před experimentem, u kterého bylo naměřeno 243,5  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ , u stejného vzorku po experimentu byla hodnota nižší, a to 171,4  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ; v obou případech vzorek hodnotíme jako vzorek s vysokým zatížením solemi. Hodnoty elektrické vodivosti vzorků kambizemě včetně směrodatných odchylek jsou uvedeny v Příloze 37.

Milčické půdní vzorky vykazují nejvyšších hodnot u prvních třech vzorků (MK, MA a MB) v porovnání se vzorky ze Semic a Humpolce s tím, že první hodnota MK je v měření před i po experimentu vyšší než dvě následující hodnoty. U prvního vzorku (MK) před experimentem bylo naměřeno 162,15  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ , vzorek MA měl 159,85  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  a vzorek třetí MB 159,05  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  a vzorek MC 156,5  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ . Následné vzorky již vykazovalo zvýšení hodnot, a to do konečné hodnoty u vzorku ME 210,5  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ .

U vzorků měřených po experimentu byl trend naměřených hodnot velice podobný, od poměrně vysoké hodnoty MA 199,95  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  následovalo snižování hodnoty po další dva vzorky a následně opět zvýšení až po konečnou hodnotu 238  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ . Všechny naměřené hodnoty z půdních vzorků černice hodnotíme jako vzorky s vysokým zatížením solemi a jsou detailněji uvedeny v Příloze 38.

### 5.3.1.3 Stanovení kvality humusu

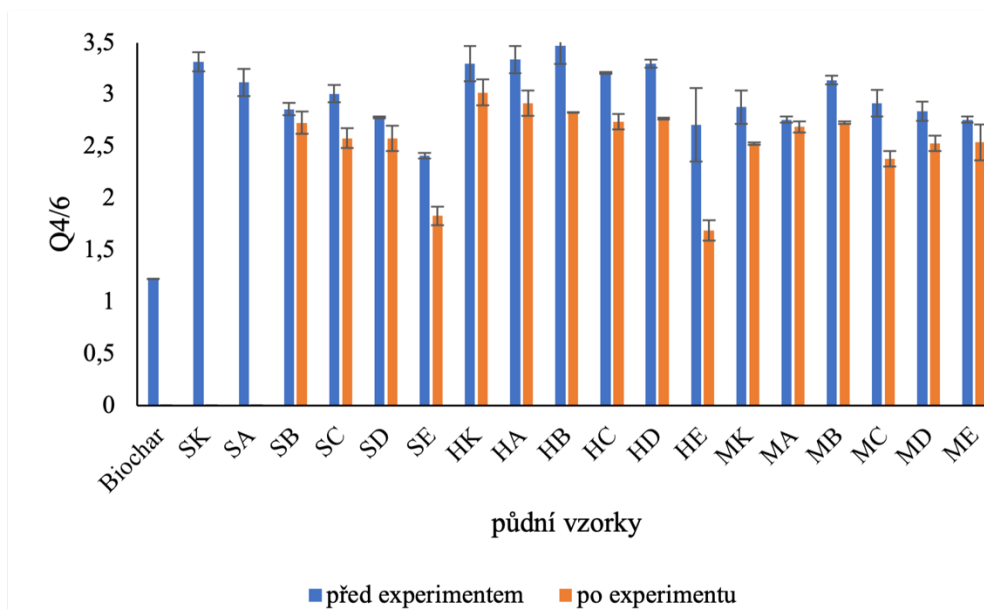
Stanovení kvality humusu probíhalo pomocí stanovení absorbance půdního roztoku. Výsledné hodnoty půdních vzorků stanovených před i po samotném experimentu měření emise  $\text{CO}_2$  jsou zobrazeny v následující Tabulce 34.

Tabulka 34 - Hodnocení kvality humusu pro všechny půdní vzorky před i po experimentu

vzorek	Semice		Humpolec		Milčice	
	před	po	před	po	před	po
xK	3,32	-	3,30	3,02	2,88	2,53
xA	3,12	-	3,34	2,92	2,76	2,69
xB	2,86	2,73	3,47	2,83	3,14	2,73
xC	3,01	2,58	3,21	2,74	2,92	3,38

xD	2,78	2,58	3,30	2,77	2,84	2,53
xE	2,41	1,83	2,71	1,69	2,76	2,54

Stanovené hodnoty pro všechny půdní vzorky včetně směrodatných odchylek jsou uvedeny v Přílohách 39, 40 a 41, naměřené hodnoty jsou graficky znázorněny v Obrázku 30.



Obrázek 30 - Hodnocení kvality humusu pro všechny půdní vzorky před i po experimentu

Obecně můžeme říct, že sledujeme snížení hodnot Q4/6 měřených po stanovení emise oxidu uhličitého z půdy téměř u všech vzorků. To je v rozporu se studií Zackrisson et al. (1996), která sledovala zlepšení kvality humusu po aplikaci a biocharu a jeho dlouhodobější přítomnosti ve vzorku.

### 5.3.2 Fyzikální vlastnosti

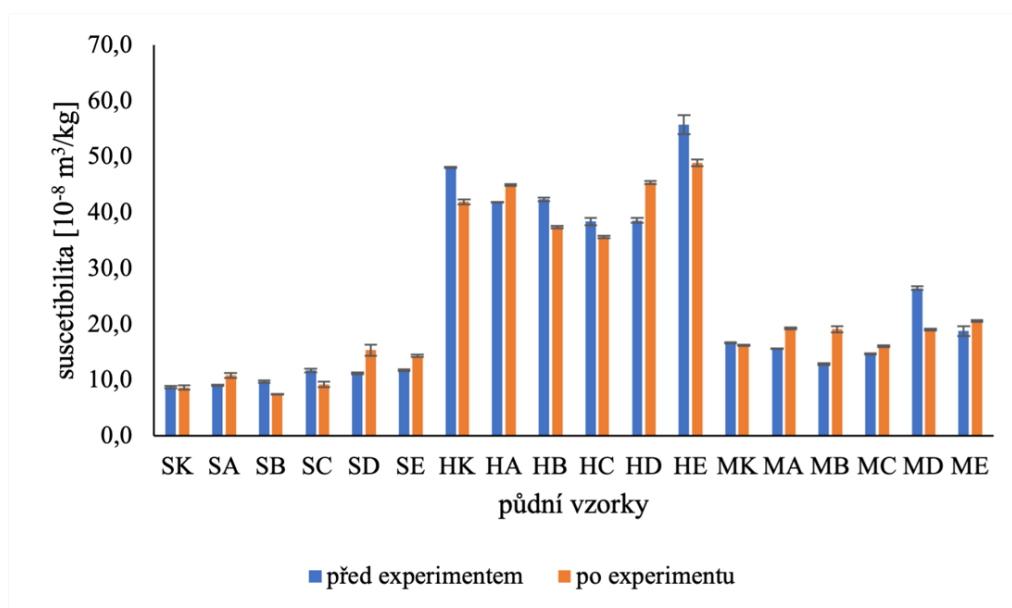
#### 5.3.2.1 Magnetická susceptibilita

Magnetická susceptibilita byla měřena pomocí Bartington MS2B systémem. V následující Tabulce 35 jsou znázorněny hodnoty všech vzorků a to před i po měření emise CO<sub>2</sub> z půdy.

Tabulka 35 - Stanovené hodnoty magnetické susceptibility ( $10^{-8} \text{ m}^3/\text{kg}$ ) stanovených před i po měření emise  $\text{CO}_2$  z půdy z půdních vzorků ze Semic (S), Humpolce (H) a Milčice (M)

vzorek	Semice ( $10^{-8} \text{ m}^3/\text{kg}$ )		Humpolec ( $10^{-8} \text{ m}^3/\text{kg}$ )		Milčice ( $10^{-8} \text{ m}^3/\text{kg}$ )	
	před měřením emise $\text{CO}_2$	po měření emise $\text{CO}_2$	před měřením emise $\text{CO}_2$	po měření emise $\text{CO}_2$	před měřením emise $\text{CO}_2$	po měření emise $\text{CO}_2$
xK	8,8	8,7	48,1	41,9	16,7	16,2
xA	9,1	10,8	41,9	45	15,7	19,3
xB	9,8	7,5	42,4	37,4	12,9	19,1
xC	11,7	9,2	38,4	35,7	14,7	16,1
xD	11,2	15,4	38,6	45,4	26,5	19,1
xE	11,8	14,4	55,8	48,9	18,8	20,6

U všech vzorků ze všech tří odběrových lokalit sledujeme změnu v naměřených hodnotách magnetické susceptibility, nelze ale hovořit o pravidelném snížení nebo zvýšení hodnot. Ke změně magnetické susceptibility po měření emise  $\text{CO}_2$  oproti předchozím hodnotám docházelo zcela nepravidelně oběma směry. V následujícím Obrázku 31 jsou hodnoty magnetické susceptibility pro větší přehlednost znázorněny graficky.



Obrázek 31 - Stanovené hodnoty magnetické susceptibility pro půdní vzorky ze Semic (S), Humpolce (H) a Milčice (M) před a po měření emise  $\text{CO}_2$  z půdních vzorků

Tuto nepravidelnost hodnot bez zjevného trendu přisuzujeme tomu, že nedošlo ke změření totožných 10 ml půdního vzorku jako v případě stanovení před experimentem měření emise  $\text{CO}_2$ . Ve válcovém límci, v kterém probíhalo měření emise oxidu uhličitého se totiž nacházel mnohonásobně větší objem zeminy a výběr příhodných 10 ml vpravených do misek pro měření susceptibility byl čistě náhodný.

Stanovené hodnoty magnetické susceptibility všech vzorků včetně směrodatných odchylek jsou uvedeny v Přílohách 42, 43 a 44.



## 6 Závěr

Cílem této práce bylo prozkoumat vliv aplikace biocharu na emisi oxidu uhličitého z půdy při různých půdních vlhkostech. Pro účely diplomové práce byly odebrány porušené a neporušené půdní vzorky s odlišnými půdními vlastnostmi ze třech lokalit ve Středočeském kraji a kraji Vysočina. Půdní typy použitých půdních vzorků byly klasifikovány regozemě, kambizemě a černice. Z každého půdního typu bylo připraveno šest vzorků s odlišným hmotnostním obsahem biocharu. Na vzorcích byly stanoveny dle standardizovaných metod půdní vlastnosti a pak na nich probíhal samotný experiment měření emise CO<sub>2</sub> z půdy pomocí systému LCi-SD portable photosynthesis s komorou pro měření půdní respirace. Měření každého vzorku probíhalo v růstové komoře po přibližnou dobu 24 hodin, hodnoty aktuální emise byly zaznamenávány v minutovém intervalu. Po dni měření byl vzorek z růstové komory vyndán, ovlhčen na následující předem stanovenou hmotnostní vlhkost a poté opět vrácen k dalšímu měření emise CO<sub>2</sub>. Byly sledovány průběhy aktuální emise CO<sub>2</sub>, maximální dosažené hodnoty emise při jednotlivých měření a hodnoty kumulativní emise.

Výsledné hodnoty prokazují rozdílné průběhy hodnot emisí v závislosti na užitém půdním typu, vlhkosti vzorku i přídavku biocharu. U jednotlivých vzorků z odlišných odběrových lokalit byl vysledován rozdíl v hodnotách maximální i kumulativní emise, půdní vzorky nejvyšších hodnot emise CO<sub>2</sub> dosahovaly při odlišných objemových vlhkostech i podílech biocharu ve vzorcích.

Půdní vzorky z odběrové lokality Semice dosahovaly nejvyšších hodnot emise CO<sub>2</sub> při hmotnostní vlhkosti vzorků 5 % a to v případě všech vzorků nezávisle na podílu biocharu v nich obsažených. Naopak z hlediska množství biocharu byly nejvyšší hodnoty naměřeny u půdního vzorku s hmotnostním obsahem biocharu 2,5 %. Zcela nejvyšší hodnota maximální emise CO<sub>2</sub> u půdních vzorků regozemě byla tedy naměřena u vzorku s 2,5 % hm. obsahem biocharu a při hmotnostní vlhkosti 5 % a to v hodnotě 14,99  $\mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$ . Stejná hmotnostní vlhkost dosahovala i nejvyšších kumulativních hodnot, kde nejvyšší byly naměřeny u půdního vzorku s hmotnostním obsahem biocharu 5 %, a to v hodnotě 4404,4  $\mu\text{mol m}^{-2}$ .

Hmotnostní vlhkost, při které byly dosaženy nejvyšší hodnoty u půdních vzorků z odběrové lokality Humpolec byla odlišná. U půdních vzorků kambizemě byly maximální hodnoty emise naměřeny až v třetím vlhkostním kroku při hmotnostní vlhkosti 10 %. Naopak v souvislosti s množstvím biocharu obsažených ve vzorcích byly maximální hodnoty dosaženy ve vzorku s hmotnostním obsahem biocharu 5 %, a to s hodnotou 9,35  $\mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$ . Kumulativně vzorky z Humpolce dosahovaly nejvyšších hodnot ze všech tří použitých půdních typů, zcela nejvyšší hodnota byla naměřena opět u vzorku s hmotnostním obsahem biocharu 5 % a při hmotnostní vlhkosti vzorku 10 %, kde emise CO<sub>2</sub> z půdního vzorku dosáhla hodnoty 5406,0  $\mu\text{mol m}^{-2}$ .

Naměřené hodnoty emise CO<sub>2</sub> z půdních vzorků černice z odběrové lokality Milčice byly v porovnání s oběma předchozími půdními typy zcela nejnižší. Maximální hodnoty emise CO<sub>2</sub> bylo dosaženo při hmotnostní vlhkosti vzorku 5 % s hmotnostním obsahem biocharu 1 %, a to v hodnotě 3,61  $\mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$ . Kumulativní hodnoty půdních vzorků z Milčice prokázaly, že

největší emise oxidu uhličitého půdy probíhaly při hmotnostní vlhkosti vzorků 15 %, a to ve vzorku s hmotnostním obsahem biocharu 0,5 %, kde bylo dosaženo hodnoty 2664,1  $\mu\text{mol m}^{-2}$ .

Dle statistické metody ANOVA hlavních komponentů bez interakcí bylo zjištěno statisticky významné rozdíly v maximální a kumulativní emisi  $\text{CO}_2$  z půdních vzorků mezi půdními typy a mezi hmotnostními vlhkostmi vzorků. Aplikační dávka biocharu podle statistického šetření v množství emise  $\text{CO}_2$  z půdy nevytvářela statisticky významný rozdíl. Rozdíly v množství emitovaného  $\text{CO}_2$  z půdních vzorků vysoce pravděpodobně souvisí s fyzikálně chemickými vlastnostmi konkrétního vzorku, dle literatury s hodnotou emise z půdy souvisí zejména pH a obsah organického uhlíku půdních vzorků.

Výsledky jasně prokazují, že emise  $\text{CO}_2$  z půdních vzorků s odlišnými charakteristikami mohou být také odlišné v závislosti na půdních vlastnostech.

Diplomová práce probíhala formou laboratorního experimentu. Pro podrobné ověření vlivu aplikace biocharu na emise  $\text{CO}_2$  z půdy by bylo třeba provést měření v terénu v přirozených podmínkách.

## 7 Použitá literatura

- ADC BioScientific. 2015. User Manual LCi-SD Leaf Chamber/Soil Respiration Analysis Systém. Hertfortshire.
- Ahmed MB, Zhou JL, Ngo HH, Guo W. 2016. Insight into biochar properties and its cost analysis. *Biomass and Bioenergy* **84**:76-86. DOI: 10.1016/j.biombioe.2015.11.002
- Anderson JPE. 1982. Soil Respiration. *Methods of Soil Analysis, Part 2. Chemical and Microbiological Properties – Agronomy Monograph* **9**:831-871.
- Bartington Instruments. 2008. Operation Manual for MS2 Magnetic Suscetibility System. Oxford, Bartington Instruments, Ltd.
- Bartuška M, Frouz J. 2010. Methods for measuring carbon dynamics in soil: Review, 2010. *Environmentalica* **1-2**:109-122. ISSN 0862-6529.
- Behera N, Joshi SK, Pati DP. 1990. Root contribution to total soil metabolism in a tropical forrest soil from Orissa, India. *Forrest Ecology and Management* **36(2-4)**:125-134. DOI: 10.1016/0378-1127(90)90020-c
- Birch, H. 1958. The effect of soil drying on humus decomposition and nitrogen availability. *Plant Soil*, **10**, 9–31. DOI: 10.1007/BF01343734
- Brady NC. 1984. *The Nature and Properties of Soils*. Macmillan Publishing Company, New York. ISBN: 0-02-313340-6
- Brady NC, Weil RR. 2008. *The Nature and Properites of Soils*. 14th Edition. Pearson, London. ISBN: 978-0132279383
- Bridgwater AV, Meier D, Radlein D. 1999. An overview of fast pyrolysis of biomass. *Organic Geochem* **30**:1479-1493. DOI: 10.1016/S0146-6380(99)00120-5
- Chen Y, Senegi N, Schnitzer M. 1977. Information Provided on Humic Substances by E4/E6 Ratios. *Soil Science Society of America Journal* **41(2)**:352-358. DOI:10.2136/sssaj1977.03615995004100020037x
- Cheng CH, Lehmann J, Thies JE, Burton SD. 2008. Stability of black carbon in soils across a climatic gradient. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* **113(G2)**1-10. DOI: 10.1029/2007jg000642
- Cornelissen G, Rztherford DW, Arp HPH, Dörsch P, Kelly CN, Rostad CE. 2013. Sorption of Pure N<sub>2</sub>O to Biochars and Other Organic and Inorganic Materials under Anhydrous Conditions. *Environmental Science & Technology* **47(14)**:7704-7712. DOI:10.1021/es400676q
- Cross A, Sohi SP. 2011. The priming potential of biochar products in relation to labile carbon contents and soil organic matter status. *Soil Biology and Biochemistry* **43(10)**:2127-2134. DOI: 10.1016/j.soilbio.2011.06.016
- Cueva A, Volkman THM, Haren J, Troch PA, Meredith LK. 2019. Reconciling Negative Soil CO<sub>2</sub> Fluxes: Insight from a Large-Scale Experimental Hillslope. *Soil Syst.***2019**:3-10. DOI: 10.3390/soilsystems3010010
- Curiel Yuste J, Baldocchi DD, Gerhenson A, Goldstein A, Misson L, Wong S. 2007. Microbial soil respiration and its dependency on carbon inputs, soil temperature and moisture. *Global Change Biology*, **13(9)**:2018-2035. DOI: 10.1111/j.1365-2486.2007.01415.x

- Dane JH, Topp GC. 2002. Methods of soil analysis, part 4, physical methods. SSSA book series no 5. Soil science Society of America Madison USA. ISBN: 0-89118-841-X.
- Davidson EA, Savage K, Bolstad P, Clark DA, Curtis PS, Ellsworth DS, Hanson PJ, Law BE, Luo Y, Pregitzer KS, Randolph JC, Zak D. 2002. Belowground carbon allocation in forests estimated from litterfall and IRGA- based soil respiration measurements. *Agric For Meteorol* **113**(1-4):9-51. DOI: 10.1016/S0168-1923(02)00101-6
- Deetwiche CC. 1967. Energy relationships in soil biochemistry. Pages 1-21 in McLaren AD, Peterson GH, editors. *Soil Biochemistry*. Marcel Dekker, Inc. New York.
- Demirbas A, Arin G. 2002. An Overview of Biomass Pyrolysis. *Energy Sources* **24**(5): 471-482. DOI: 10.1080/00908310252889979
- Deng Q, Zhou G, Liu J, Liu S, Duan H, Zhang D. 2010. Responses of soil respiration to elevated carbon dioxide and nitrogen addition in young subtropical forest ecosystems in China. *Biogeosciences* **7**(1):315-328. DOI:10.5194/bg-7-315-2010.
- Fér M, Kodešová R, Kalkušová B, Klement A, Nikodem A. 2020. An empirical model for describing the influence of water content and concentration of sulfamethoxazole (antibiotic) in soil on the total net CO<sub>2</sub> efflux. *Journal of Hydrology and Hydromechanics*. 2020, **68**(4), 351-358. ISSN 0042-790X. DOI:10.2478/johh-2020-0031
- Fér M, Kodešová R, Nikodem A, Jelenová K, Klement A. Influence of soil water content on CO<sub>2</sub> efflux within the elevation transect heavily impacted by erosion. *Ecohydrology*. 2018, **11**(6), 1-13. ISSN: 1936-0584. DOI: 10.1002/eco.1989
- Forbes MS, Raison RJ, Skjemstad JO. 2006. Formation, transformation and transport of black carbon (charcoal) in terrestrial and aquatic exosystems. *Science of the Total Environment* **370**:190-206. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2006.06.007
- Galinato SP, Yoder JK, Granatstein D. 2011. The economic value of biochar in crop production and carbon sequestration. *Energy Policy* **39**(10):6344-6350. DOI: 10.1016/j.enpol.2011.07.035
- Galloway JN, Cowling EB. 2002. Reactive nitrogen and the world: 200 years of change. *Ambio: A Journal of the Human Environment*. DOI:10.1579/0044-7447-31.2.64
- Glaser B, Lehmann J, Zech W. 2002. Ameliorating physical and chemical properties of highly weathered soil in the tropics with charcoal – a review. *Biology & Fertility of Soils*, **35**, 219-230.
- GLOBE. 2009. An Introduction to the Global Carbon Cycle. University of New Hampshire. Dostupné z <http://globecarboncycle.unh.edu/CarbonCycleBackground.pdf>
- Gorgam E. 1991. Northern peatlands role in the carbon cycle and probable responses to climatic warming. *Journal of Applied Ecology* **1**:182-195. DOI: 10.2307/1941811
- Guo J, Liu X, Zhang Y, Shen J, Han W, Zhang W, Christie P, Goulding K, Vitousek P, Zhang F. 2010. Significant acidification in major Chinese croplands. *Science* **327**(5968):1008-10. DOI:10.1126/science. 1182570
- Hanson PJ, Edwards NT, Garten CT, Andrews JA. 2000. Separating root and soil microbial contribution to soil respiration: A review of of methods and observations. *Biochemistry* **48**:115-146. DOI:10.1023/a:1006244819642
- Hashimoto H, Fujii R, Yanagi K, Kosumoto T. 2006. Structures and functions of carbonoids bound to reaction centres from purple photosynthetic bacteria. *Pure and Applied Chemistry* **78**:1505-1518. DOI: 10.1351/pac200678081505

- Jandák J, Pokorný E, Prax A. 2001. Půdoznalství. Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně. Brno.
- Jakšík O, Kodešová R, Kapička A, Klement A, Fér M, Nikodem A. 2016. Using magnetic susceptibility mapping for degradation due to water erosion. *Soil and Water Research*. 2017, **11**(2), 105-113. ISSN 18015395. DOI: 10.17221/233/2015-SW
- Jiang J, Guo S, Zhang Y, Liu Q, Wang R, Wang Z, Li N, Li R. 2015. Changes in temperature sensitivity of soil respiration in the phases of a free-year crop rotation system. *Soil and Tillage Research* **150**:139-146. DOI: 10.1016/j.still.2015.02.002
- Jin H, Lehmann J, Thies JE. 2008. Soil microbial community response to amending corn soils with corn stover charcoal. Proceedings of the 2008 Conference of International Biochar Initiative, 8–10 September 2008, Newcastle, UK
- Jobbágy EG, Jackson RB. 2000. The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. *Ecological Applications* **10**:423-436. DOI:10.1890/1051-0761(2000)010[0423:TVDOSO]2.0.CO;2
- Jones DL, Murphy DV, Khalid M, Ahmad W, Edwards-Jones G, DeLuca TH. 2011. Short-term biochar-induced increase in soil CO<sub>2</sub> release both biotically and abiotically mediated. *Soil Biology and Biochemistry* **43**(8):1723-1731. DOI: 10.1016/j.soilbio.2011.04.018
- Jordanova D, Jordanova N, Barrón V, Petrov P. 2018. The signs of past wildfires encoded in the magnetic properties of forests soil. *Catena* **171**:265-279. DOI: 10.1016/j.catena.2018.07.030
- Jordanova N, Jordanova D, Mokreva A, Ishlyamski D, Georgieva B. 2019. Temporal changes in magnetic signal of burnt soils – A compelling three years pilot study. *Science of The Total Environment* **669**:729-738. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.03.173
- Kalkušová B. 2019. Vliv sulfometaxazolu na respiraci půdy [Bcs. Thesis]. Česká zemědělská Univerzita, Praha.
- Kodešová R, Chroňáková A, Grabicová K, Kočárek M, Schimdtová Z, Frková Z, Vojs Stáňová A, Nikodem A, Klement A, Fér M, Grabic R. 2020. How microbial community composition, sorption and simultaneous application of six pharmaceuticals affect their dissipation in soils. *Science of the Total Environment* **746**:141134. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.141134
- Kuzyakov Y. 2005. Sources of CO<sub>2</sub> efflux from soil and review of partitioning methods. *Soil Biology and Biochemistry* **38**:425-448. DOI: 10.1016/j.soilbio.2005.08.020
- Kuzyakov Y, Subbotina I, Chen H, Bogomolova I, Xu X. 2009. Black carbon decomposition and incorporation into soil microbial biomass estimated by <sup>14</sup>C labeling. *Soil Biology and Biochemistry*, **41**(2):210-219. DOI: 10.1016/j.soilbio.2008.10.016
- Lehmann J. 2007. Bio-energy in the black. *Frontiers in Ecology and the Environment* **5**(7):381-387. DOI: 10.1890/1540-9295(2007)5[381:bitb]2.0.co;2
- Lehmann J, Kinyangi J, Solomon D. 2007. Organic matter stabilization in soil microaggregates: implications from spatial heterogeneity of organic carbon contents and carbon forms. *Biochemistry* **85**(1):45-57. DOI:10.1007/s10533-007-9105-3
- Lehmann J, Rillig MC, Thies J, Masiello CA, Hockaday WC, Crowley D. 2011. Biochar effects on soil biota – A review. *Soil Biology and Biochemistry* **43**(9):1812-1836. DOI: 10.1016/j.soilbio.2011.04.022

- Lehmann J, Joseph S. 2009. Biochar for Environmental Management: Science and Technology. In: Lehmann J, Joseph S (eds), Earth Scan, London & Sterling. London, GB: Earthscan 2009.
- Liang B. (2008) The Biogeochemistry of Black Carbon in Soils [PhD thesis]. Cornell University, Ithaca, New York.
- Liang B, Lehmann J, Solomon D, Kinyangi J, Grossman J, O'Neill B, Skejvstad JO, Thies JE, Luizao FJ, Petersen J, Neves EG. 2006. Black Carbon Increase Cation Exchange Capacity in Soils. *Soil Science of America Journal* **70**(5):1719-1730. DOI: 10.2136/sssaj2005.0383
- Lima JRS, Oliviera JES, Hammercker C, Duda GP, Medeiros EV, Antonio ACD, Souza RMS, Souza ES. 2020. Biochar increases soil water content and total organic carbon but has no effects on soil respiration in a Regosol of Caatinga. *Revista Brasileira de Geografia Física* **13**(7):3448-3458. ISSN: 1984-2295
- Liu W., Fox JED, and Xu Z. (2002) Litterfall and nutrient dynamics in a montane moist evergreen broad-leaved forest in Ailao Mountains, SW China. *Plant Ecology*, **164**(2), 157–170. DOI: 10.1023/A:1021201012950
- Liu X, Zhang A, Ji C, Joseph S, Bian R, Li L, Pan G, Paz-Ferreiro J. 2013. Biochar's effect on crop productivity and the dependence on experimental conditions – a meta-analysis of literature data. *Plant and Soil* **373**(1-2):583-594. DOI: 10.1007/s11104-013-1806-x
- Liu X, Zheng J, Zhang D, Cheng K, Zhou H, Zhang A, Li L, Joseph S, Smith P, Crowley D, Kuzyakov Y, Pan G. 2016. Biochar has no effect on soil respiration across Chinese agricultural soils. *Science of the Total Environment* 554-555, 259-265. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2016.02.179
- Luo Y, Zhou X. 2006. *Soil Respiration and the Environment*. ISBN 978-0-12-088782-8. Elsevier Academic Press. California.
- Luo Y, Durenkamp M, De Nobili M, Lin Q, Brookes PC. 2011. Short term soil priming effects and the mineralisation of biochar following its incorporation to soil of different pH. *Soil Biology and Biochemistry* **43**(11):2304-2314. DOI: 10.1016/j.soilbio.2011.07.020
- Moayno FE, Vasilyeva N, Bouckaert L, Cook F, Craine J, Curiel YJ, Don D, Epron D, Formanek P, Franzluebbers A, Ilstedt U, Kätterer K, Orchard V, Reichstein M, Rey A, Ruamps L, Subke JA, Thomsen IK, Chenu C. 2012. The moisture response of soil heterotrophic respiration: interaction with soil properties. *Biogeosciences* **9**:1173–1182. DOI:10.5194/bg-9-1173-2012
- Mulabagal V, Baah DA, Egiebor NO, Chen WY. 2015. Biochar from Biomass: A Strategy for Carbon Dioxide Sequestration, Soil Amendment, Power Generation, and CO<sub>2</sub> Utilization. *Handbook of Climate Change Mitigation and Adaptation* 1-31. DOI: 10.1007/978-1-4614-6431-0\_80-1
- Němeček J, Mühlhanslová M, Macků J, Vokoun J, Vavříček D, Novák P. 2011. Taxonomický klasifikační systém půd České republiky. ČZU Praha, Praha.
- Ogawa M. 1994. Symbiosis of people and nature in the tropics. *Farming Japan* **28**(5): 10-34.
- Pavlu L. 2018. *Základy pedologie a ochrany půd*. Česká zemědělská univerzita v Praze, Praha.
- Pignatello JJ, Kwon S, Lu Y. 2006. Effect of Natural Organic Substances on the Surface and Adsorptive Properties of Environmental Black Carbon (Char): Attenuation of Surface Activity by Humic and Fulvic Acids. *Environmental Science & Technology* **40**(24):7757-7763. DOI:10.1021/es061307m

- Pohořelý M, Sedmíhradská A, Trakal L, Jevič P. Biochar – vlastnosti, certifikace, použití. Waste forum **3**:197-210.
- Pospíšil F. 1971. Humic acids, their properties and effect on phytate hydrolysis. Pages 343-350 in Novák B, Macura J, Kutílek M, Pokorná-Kozová J, Tichý V. Humus et Planta V. Prague, Transactions of the International Symposium.
- Pospíšil F. 1981. Group- and fractional composition of the humus of different soils. In transactions of the fifth international soil science conference **1**:135-138. Research Institute for Soil Improvement Prague
- Post WM, Peng TH, Emanuel WR, King AW, Dave VH, DeAngelis DL. 1990. The global carbon cycle. American scientist **78**(4):310-326. Environmental Sciences Division, Oak Ridge National Laboratory, TN 37831-6335.
- Raich JW, Schlesinger WH. 1992. The global carbon dioxide flux in soil respiration and its relationships to vegetation and climate. Tellus **44B**:81-99.
- Raich JW, Tufekcioglu A. 2000. Vegetation and soil respiration: Correlations and controls. Biochemistry **48**:71-90.
- Rey A, Pegoraro E, Tedeschi V, De Parri I, Jarvis PJ, Valentini A. 2002. Annual variation in soil respiration and its components in a coppice oak forest in Central Italy. Plant and Soil **284**(1-2):7-22. DOI:10.1007/s11104-005-5109-8
- Rhoades JD. 1996. Salinity: electrical conductivity and total dissolved solids. Pages 417-435 in Sparks DL, Page AL, Helmke PA, Loeppert RH, Soltanpour PN, Tabatabai MA et al., editors. Methods of soil analysis, Part 3 – Chemical methods. Soil Science Society of America, Inc., Madison.
- Rogers HH, Prior SA, Runion GB, Mitchell RJ. 1996. Root to shoot ratio of crops as influenced by CO<sub>2</sub>. Plants and Soil **187**:229-248.
- Sagrilo E, Jeffery S, Hofflanf E, Kuyper TW. 2014. Emission of CO<sub>2</sub> from biochar-amended soils and implications for soil organic carbon. GCB Bioenergy **7**(6):1294-1304. DOI: 10.1111/gcbb.12234
- Saifullah, Dahlawi S, Naeem A, Rengel Z, Naidu R: 2018. Biochar application for the remediation of salt-affected soils: Challenges and opportunities. Science of The total Environment **625**:320-335. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.12.257
- Sawyer J. 1972. Man-made Carbon Dioxide and the “Greenhouse” Effect. *Nature* **239**:23–26. DOI:10.1038/239023a0
- Schaufler G, Kitzler B, Schindlbacher A, Skiba U, Sutton MA, Zechmeister-Boltenstern S. 2010. Greenhouse gas emissions from European soils under different land use: effects of soil moisture and temperature. European Journal of Soil Science **61**(5):683-696. DOI:10.1111/j.1365-2389.2010.01277.
- Schimel DS. 1994. Climatic, Edaphic and Biotic Controls over storage and Turnover of Carbon in Soils. Global Biochemical Cycles **8**(3): 279-293. DOI: 10.1029/94gb00993
- Schimel DS, Wigley TML. 2005. The Carbon cycle. Cambridge: Cambridge University Press. ISBN: 978-0-521-58337-4.
- Shackley S, Carter S, Knowles T, Middellink E, Haefe S, Haszeldine S. 2012. Sustainable gasification biochar systems. A case study of rice husk gasification in Cambodia, part II: field trial results, carbon abatement, economic assessment and conclusions. Energy Policy **41**:618-623. DOI: 10.1016/j.enpol.2011.11.023

- Shafizadeh F. 1982. Introduction fo pytolysis of biomass. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis* **3**(4):283-305. DOI:10.1016/0165-2370(82)80017-x
- Shangguan Z, Shao M, Dyckmans J. 2000. Nitrogen nutrition and water stress effects on leaf photosynthetic gas Exchange and water use efficiency in winterwheat. *Environmental and Experimental Botany* **44**(2):141-149. DOI:10.1016/S009-8472(00)00064-2
- Shao R, Deng L, Yang Q, Shangguan Z. 2014. Nitrogen fertilization increase soil carbon dioxide efflux of winter wheat field: a case study in Northwest China. *Soil and Tillage Research* **143**:163-171. DOI:10.1016/j.still.2014.07.003
- Sheng Y, Zhu L. 2018. Biochar alters microbial community and carbon sequestration potential across different soil pH. *Science of The Total Environment* **622-623**:1391-1399. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.11.337
- Sigua GC, Novak JM, Watts DW, Johnson MG, Spokas K. 2016. Efficacies of designer biochars in improving biomass and nutrient uptake of winter wheat grown in a hard setting subsoil layer. *Chemosphere* **142**:176-183. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2015.06.015
- Skjemstad JO, Baldock JA. 2008. Total and organic carbon. Pages 225-237 in Carter MR, Gregorich EG (eds). *Soil sampling and method of analysis*. Taylor and Francis Group, Abingdon.
- Smith AP, Bond-Lamberty B, Benscoter BW, Tfaily MM, Hinkle CR, Liu C, Bailey VL. 2017. Shifts in pore connectivity from precipitation versus groundwater rewetting increases soil carbon loss after drought. *Nature Communications*. 2017, **8**(1). ISSN 2041-1723. DOI:10.1038/s41467-017-01320-
- Smith JL, Collins HP, Bailey VL. 2010. The effect of young biochar on soil respiration. *Soil Biology and Biochemistry* **42**(12):2345-2347. DOI: 10.1016/j.soilbio.2010.09.013
- Sombroek W, Ruivo MDL, Fearnside PM, Glaser B, Lehmann J. 2004. Amazonian Dark Earths as Carbon Stores and Sinks. *Amazonian Dark Earths* 125-139. DOI: 10.1007/1-4020-2597-1\_7
- Steinbeiss S, Gleixner G, Antonietti M. 2009. Effect of biochar amendment on soil carbon balance and soil microbial activity. *Soil Biology and Biochemistry* **41**(6):1301-1310. DOI: 10.1016/j.soilbio.2009.03.016
- Steiner CB, Glaser WG, Teixeira G, Lehmann J, Blum WEH, Zech W. 2008. Nitrogen Retention and Plant Uptake on a Highly Weathered Central Amazonian Ferralsol mended with Compost and Charcoal . *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* **171**(6): 893-899. DOI:10.1002/jpln.200625199
- Steward CE, Zheng J, Botte J, Cotrufo MF. 2012. Co-generated fast pyrolysis biochar mitigates green-house gas emissions and increases carbon sequestration in temperate soils. *GCB Bioenergy* **5**(2):153-164. DOI: 10.1111/gcbb.12001
- Sun Y, Gao B, Yao Y, Fang J, Zhang M, Zhou Y, Chen H, Yang L. 2014. Effects of feedstock type, production method, and pyrolysis temperature on biochar and hydrochar properties. *Chemical Engineering Journal* **240**:574-578. DOI: 10.1016/j.cej.2013.10.081
- Tesařová M, Gloser J. 1976. Total CO<sub>2</sub> output from alluvial soil with two types of grassland communities. *Pedobiologica* **16**:362-372.
- Thies JE, Rilling MC. 2009. Characteristics of biochar: biological properties. Pages 85-106 in Lehmann J, Joseph S, editors. *Biochar for Environmental Management: Science and Technology*. ISBN: 978-1-84407-658-1. Earthscan, London.

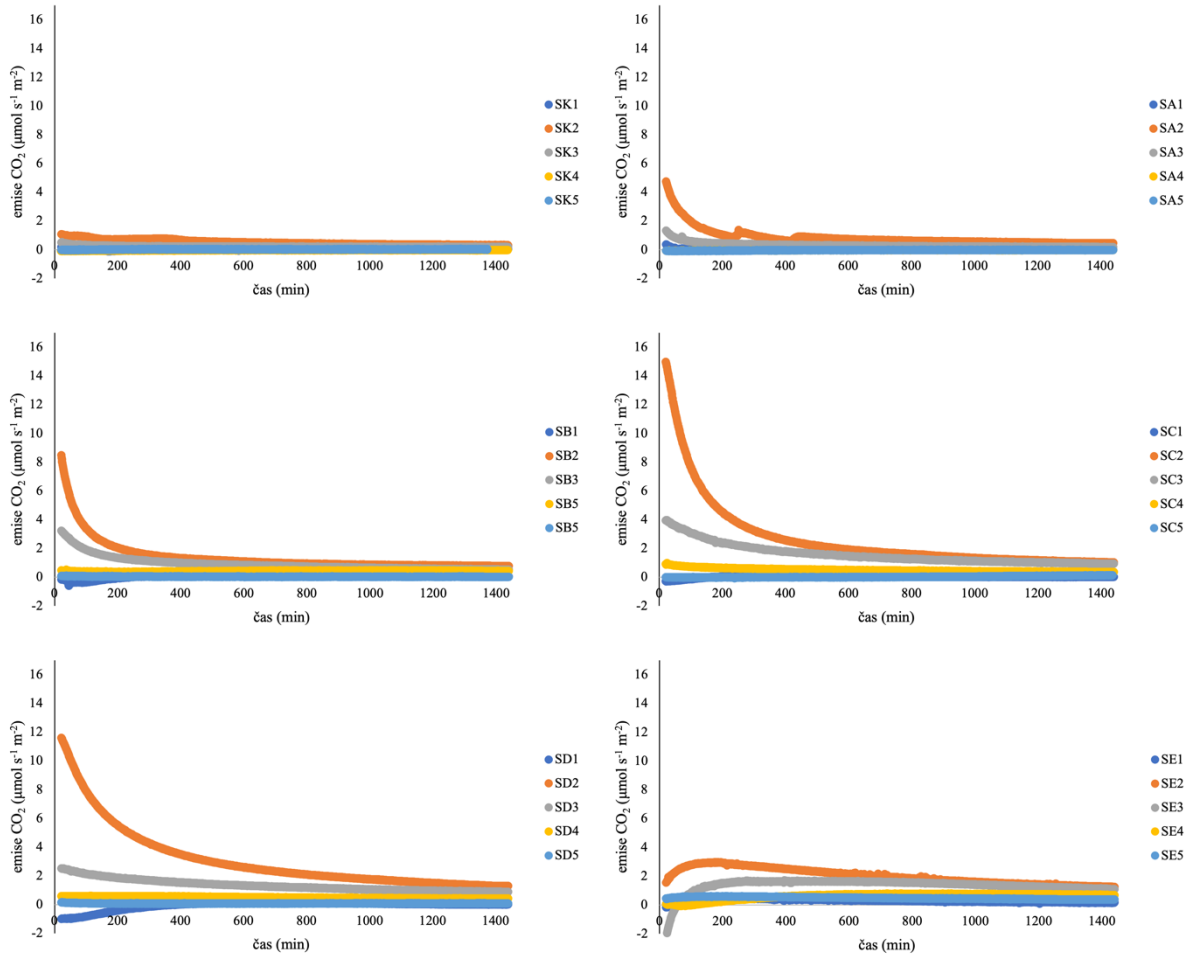


- Thompson R, Oldfield F. 1986. Environmental Magnetism. Allen and Unwin, London. ISBN: 978-94-011-8036-8
- Tran DQ, Charanjit R. 1978. A kinetic model for pyrolysis of Douglas fir bark. *Fuel* **57**:293-298. DOI: 10.1016/0016-2361(78)90007-8
- Ussiri DAN, Lal R, Jarecki MK. 2009. Nitrous oxide and methane emissions from long-term tillage under continuous corn cropping system in Ohio. *Soil and Tillage Research* **104**(2):247-255. DOI: 10.1016/j.still.2009.03.001
- Ventura M, Zhang C, Baldi E, Fornasier F, Sorrenti G, Panzacchi P, Tonon G. 2014. Effect of biochar addition on soil respiration partitioning and root dynamics an apple orchard. *European Journal of Soil Science*. 2014, **65**, 186 – 195. DOI: 10.1111/ejss.12095
- Verheijen FGA, Jeffery S, Bastos AC, van der Velde M, Diafas I. 2010. Biochar application to soils – a critical scientific review of effects on soil properties, processes and function. EUR24099EN. Office for the Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- Vráblíková J, Vráblík P. 2006. *Základy pedologie*. Univerzita Jana Evangelisty Purkyně v Ústí nad Labem. Ústí nad Labem.
- Wardle DA, Ghani A. 1995. A critique of the microbial metabolic quotient ( $qCO_2$ ) as a bioindicator of disturbance and ecosystem development. *Soil Biology and Biochemistry*, **27**(12):1601-1610. DOI: 10.1016/0038-0717(95)00093-T
- Wardle DA, Nilsson MC, Zackrisson O. 2008. Fire-Derived Charcoal Causes Loss of Forest Humus. *Science* **320**(5876):629-629. DOI: 10.1126/science.1154960
- Xiao L, Yuan G, Feng L, Bi D, Wei J, Shen G, Liu Z. 2020. Coupled effects of biochar use and farming practise on physical properties of a salt-affected soil with wheat-maize rotation. *Journal of Soils and Sediments*. DOI: 10.1007/s11368-020-02616-0
- Xu M, DeBiase TA, Qi Y, Goldstein A, Liu Z. 2001. Ecosystem respiration in a young ponderosa pine plantation in the Sierra Nevada Mountains, California. *Tree Physiology* **21**(5):309-318. DOI: 10.1093/treephys/21.5.309
- Yan Z, Liu C, Todd-Brown KE, Liu Y, Bond-Lamberty B, Bailey VL. 2016. Pore-scale investigation to moisture condition in heterogenous soils. *Biochemistry* **131**:121-134. DOI:10.1007/s10533-016-0270-0
- Yu L, Tang J, Zhang R, Wu Q, Gong M. 2012. Effects of biochar application on soil methane emission at different soil moisture levels. *Biology and Fertility of Soils* **49**(2):119-128. DOI: 10.1007/s00374-012-0703-4
- Zackrisson O, Nilsson MC, Wardle DA. 1996. Key ecological function of charcoal from wildfire in the Boreal forests. *Oikos* **77**:10-19.
- Zádorová T, Penížek V, Šefrna L, Rohošková M, Borůvka L. 2011. Spatial delineation of organic carbon-rich colluvial soils in chernozem regions by terrain analysis and fuzzy classification. *Catena* **85**(1):22-33. DOI:10.1016/j.catena.2010.11.006
- Zbírál J. 2002. *Analýzy půd I – Jednotné pracovní postupy*. ÚKZÚZ, Laboratorní odbor. Brno.
- Zhang T, Barry RG, Kkowles K, Heginbottom JA, Brown J. 1999. Statistic and characteristic of permafrost and ground-ice distribution in the norzhern hemisphere. *Polar Geography* **23**:132-154. DOI: 10.1080/10889379909377670

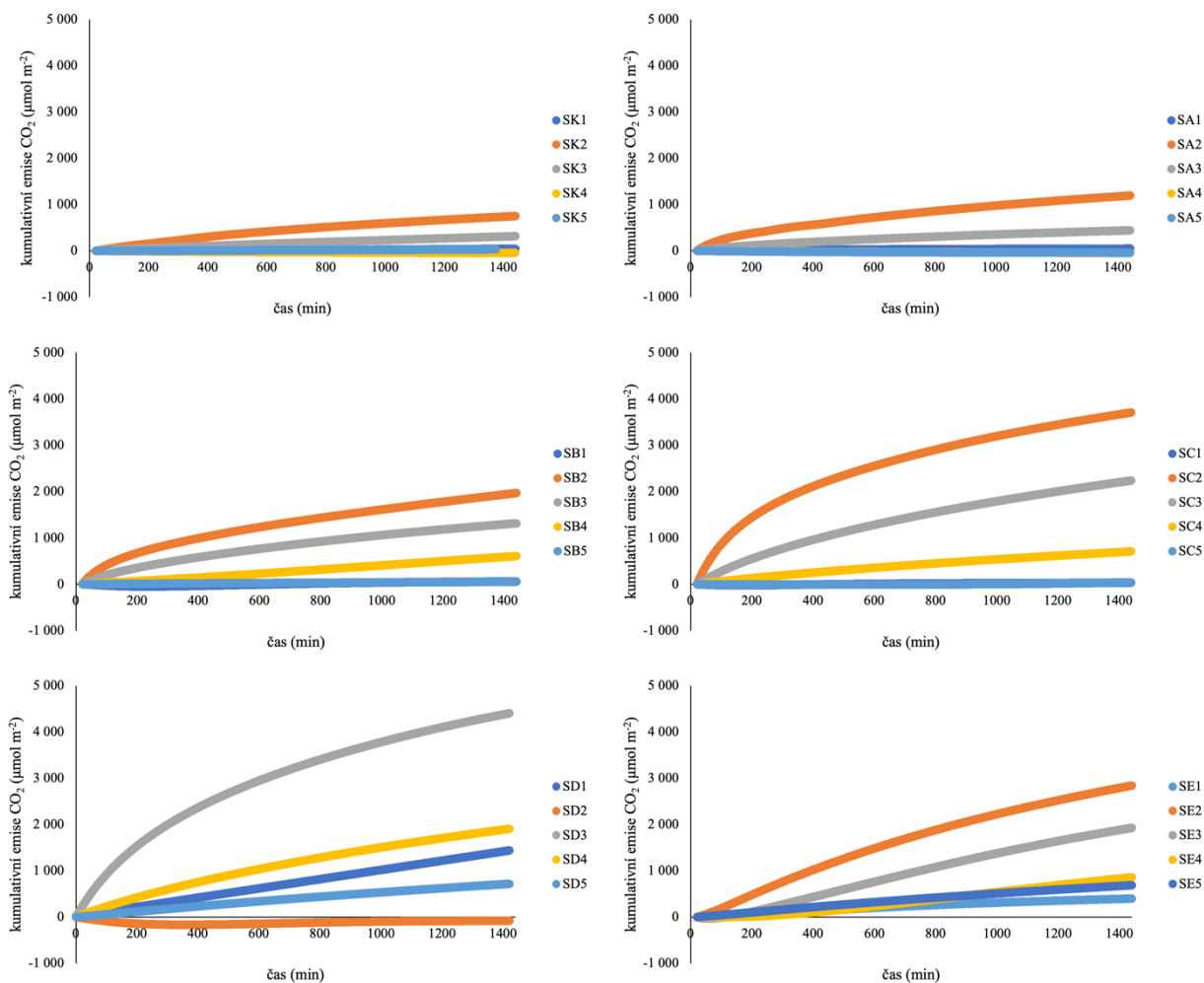
- Zhang J, You C. 2013. Water Holding Capacity and Absorption Properties of Wood Chars. *Energy & Fuels*, **27**(5):2643–2648. DOI:10.1021/ef4000769
- Zheng H, Wang X, Chen L, Wang Z, Xia Y, Zhang Y, Wang H, Luo X, Xing B. 2017. Enhanced growth of halophyte plants in biochar-amended coastal soil: roles of nutrient availability and rhizosphere microbial modulation. *Plant, Cell & Environment*, **41**(3):517–532. DOI:10.1111/pce.12944
- Zhong Y, Yan W, Zong Y, Shnagguan Z. 2016. Biotic and abiotic controls on the diel and seasonal variations in soil respiration and its components in a wheat field under long-term nitrogen fertilization. *Field crop Research*. DOI: 10.1016/j.fcr.2016.09.014
- Zhou X, Wan S, Luo Y. 2007. Source components and interannual variability of soil CO<sub>2</sub> efflux under experimental warming and clipping in grassland ecosystem. *Global Change Biology* **13**:761-775.
- Zimmerman AR. 2010. Abiotic and Microbial Oxidation of Laboratory-Produced Black Carbon (Biochar). *Environmental Science & Technology* **44**(4):1295-1301. DOI: 10.1021/es903140c

## 8 Samostatné přílohy

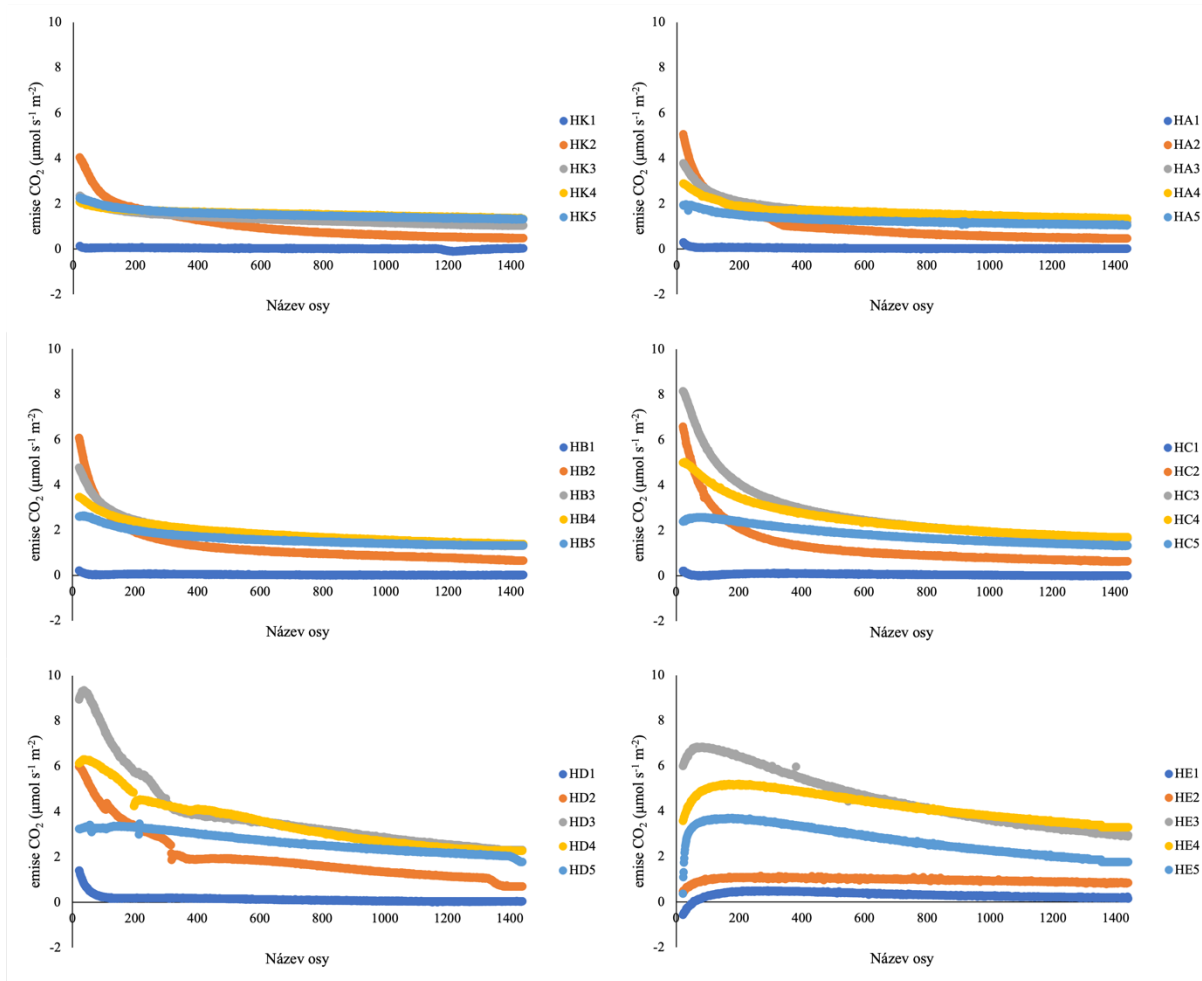
Příloha 1 - časový průběh aktuálních emisí  $\text{CO}_2$  z půdních vzorků regozemě ze Semic (S), Rozděleno dle hmotnostního obsahu biocharu ve vzorcích, kde  $K = 0\% \text{ hm.}$ ,  $A = 0,5\% \text{ hm.}$ ,  $B = 1\% \text{ hm.}$ ,  $C = 2,5\% \text{ hm.}$ ,  $D = 5\% \text{ hm.}$ ,  $E = 10\% \text{ hm.}$  biocharu a dle vlhkostních kroků při hmotnostních vlhkostech půdy, kde  $1 = 0\% \text{ hm.}$ ,  $2 = 5\% \text{ hm.}$ ,  $3 = 10\% \text{ hm.}$ ,  $4 = 15\% \text{ hm.}$ ,  $5 = 20\% \text{ hm.}$



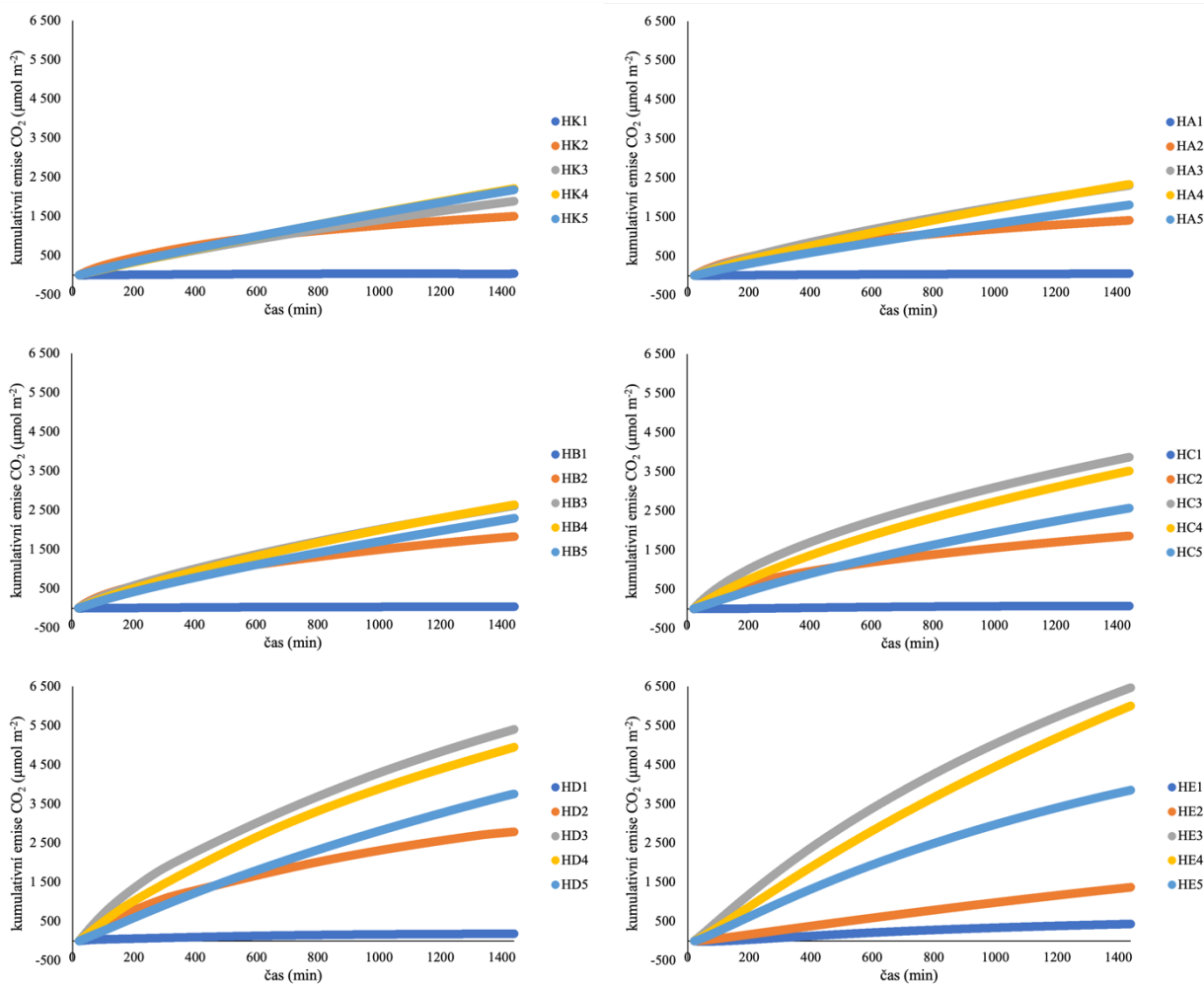
Příloha 2 - časový průběh kumulativních emisí  $\text{CO}_2$  z půdních vzorků regozemě ze Semic (S), Rozděleno dle hmotnostního obsahu biocharu ve vzorcích, kde K = 0 % hm., A = 0,5 % hm., B = 1 % hm., C = 2,5 % hm., D = 5 % hm., E = 10 % hm. biocharu a dle vlhkostních kroků při hmotnostních vlhkostech půdy, kde 1 = 0 % hm., 2 = 5 % hm., 3 = 10 % hm., 4 = 15 % hm., 5 = 20 % hm.



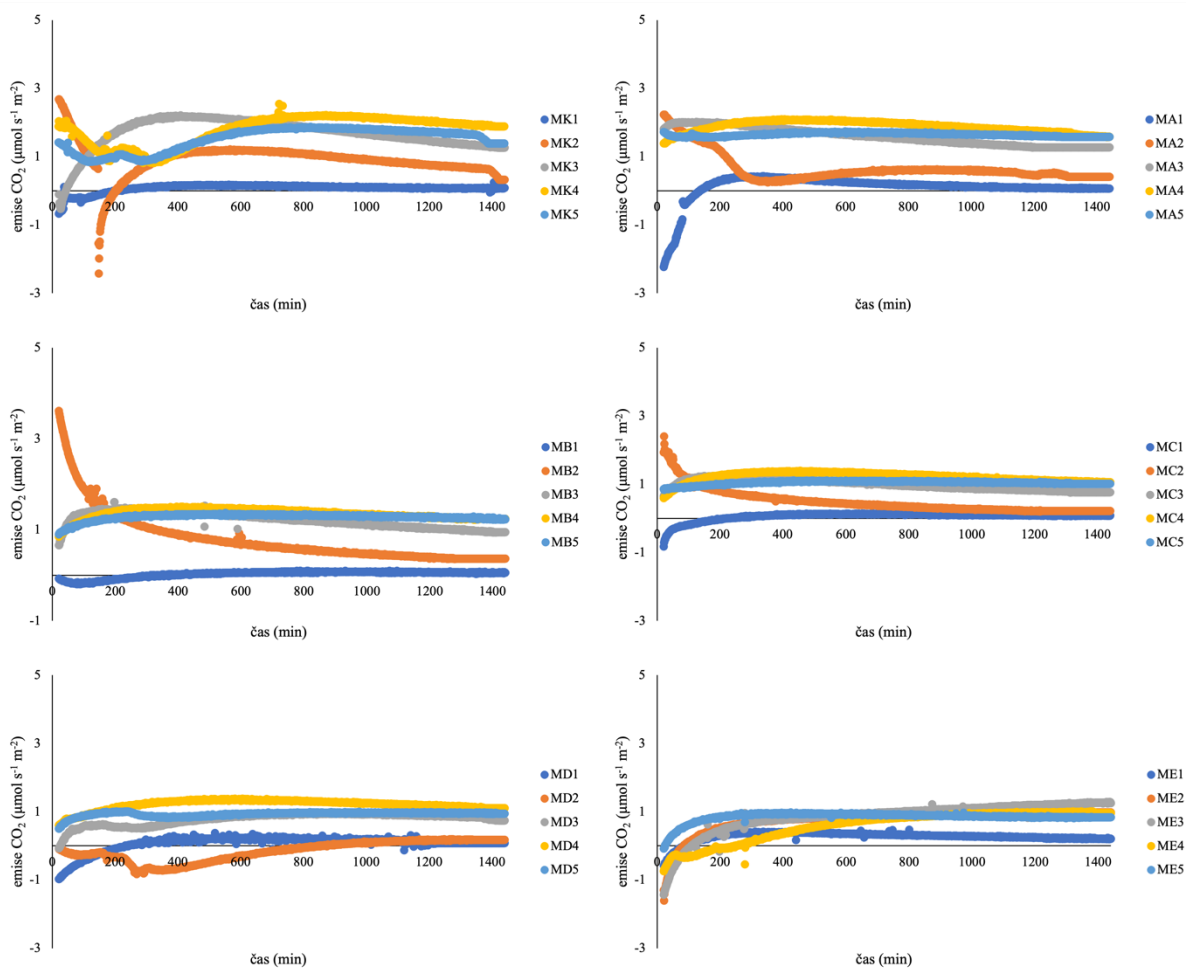
*Příloha 3 - časový průběh aktuálních emisí CO<sub>2</sub> z půdních vzorků kambizemě z Humpolce (H), Rozděleno dle hmotnostního obsahu biocharu ve vzorcích, kde K = 0 % hm., A = 0,5 % hm., B = 1 % hm., C = 2,5 % hm., D = 5 % hm., E = 10 % hm. biocharu a dle vlhkostních kroků při hmotnostních vlhkostech půdy, kde 1 = 0 % hm., 2 = 5 % hm., 3 = 10 % hm., 4 = 15 % hm., 5 = 20 % hm.*



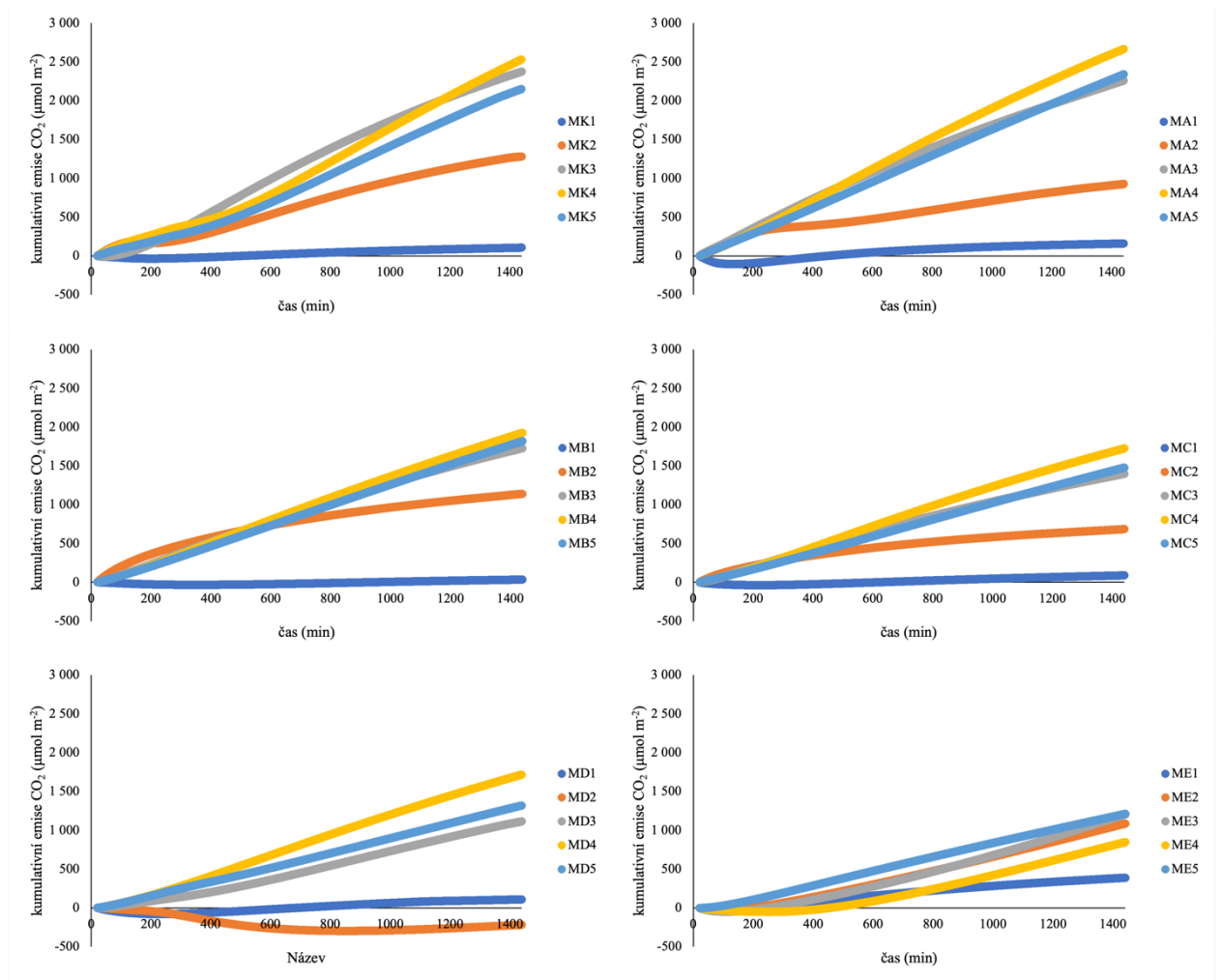
Příloha 4 - časový průběh kumulativních emisí  $\text{CO}_2$  z půdních vzorků kambizemě z Humpolce (H), Rozděleno dle hmotnostního obsahu biocharu ve vzorcích, kde  $K = 0\% \text{ hm.}$ ,  $A = 0,5\% \text{ hm.}$ ,  $B = 1\% \text{ hm.}$ ,  $C = 2,5\% \text{ hm.}$ ,  $D = 5\% \text{ hm.}$ ,  $E = 10\% \text{ hm.}$  biocharu a dle vlhkostních kroků při hmotnostních vlhkostech půdy, kde  $1 = 0\% \text{ hm.}$ ,  $2 = 5\% \text{ hm.}$ ,  $3 = 10\% \text{ hm.}$ ,  $4 = 15\% \text{ hm.}$ ,  $5 = 20\% \text{ hm.}$



Příloha 5 - časový průběh aktuálních emisí  $\text{CO}_2$  z půdních vzorků černice z Milčic (M). Rozděleno dle hmotnostního obsahu biocharu ve vzorcích, kde K = 0 % hm., A = 0,5 % hm., B = 1 % hm., C = 2,5 % hm., D = 5 % hm., E = 10 % hm. biocharu a dle vlhkostních kroků při hmotnostních vlhkostech půdy, kde 1 = 0 % hm., 2 = 5 % hm., 3 = 10 % hm., 4 = 15 % hm., 5 = 20 % hm.



Příloha 6 - časový průběh kumulativních emisí CO<sub>2</sub> z půdních vzorků černice z Milčic (M). Rozděleno dle hmotnostního obsahu biocharu ve vzorcích, kde K = 0 % hm., A = 0,5 % hm., B = 1 % hm., C = 2,5 % hm., D = 5 % hm., E = 10 % hm. biocharu a dle vlhkostních kroků při hmotnostních vlhkostech půdy, kde 1 = 0 % hm., 2 = 5 % hm., 3 = 10 % hm., 4 = 15 % hm., 5 = 20 % hm.

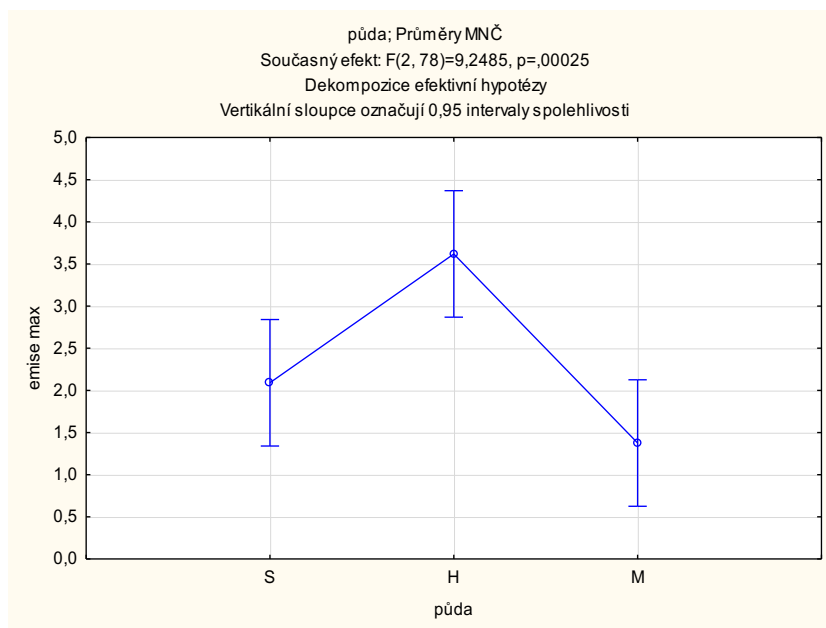


Příloha 7 - výsledky jednorozměrného testu významnosti (ANOVA) hlavních komponent bez interakce pro maximální emise CO<sub>2</sub> z půdních vzorků

Efekt	Jednorozměrné testy významnosti pro emise max (anova) Sigma-omezená parametrizace Dekompozice efektivní hypotézy				
	SČ	Stupně volnosti	PČ	F	p
Abs. člen	502,0195	1	502,0195	117,8474	0,000000
půda	78,7957	2	39,3979	9,2485	0,000249
biochar	36,7179	5	7,3436	1,7239	0,138949
vlhkost	203,4486	4	50,8621	11,9397	0,000000
Chyba	332,2730	78	4,2599		



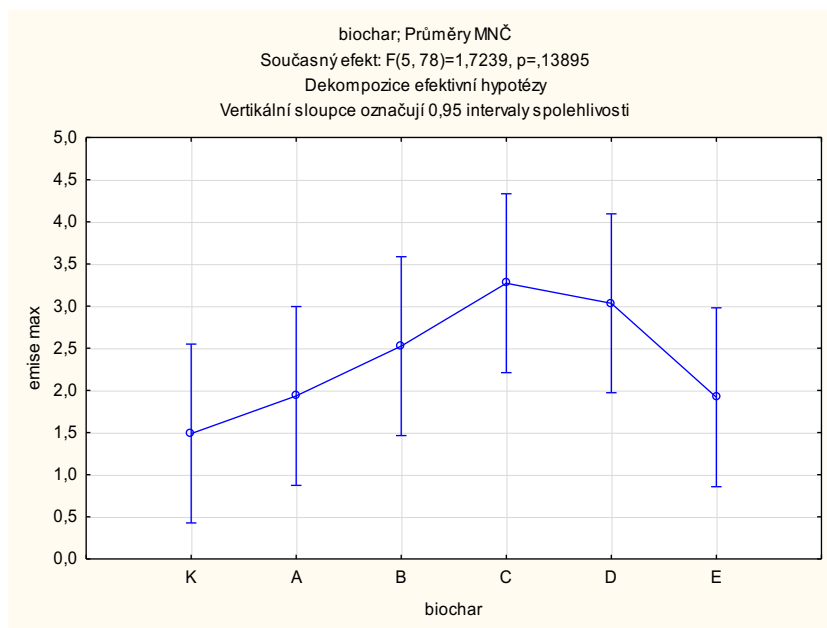
Příloha 8 – porovnání hodnot maximální emise CO<sub>2</sub> z hlediska rozdílů dle odběrových lokalit pomocí statistické metody ANOVA hlavních komponent bez interakcí, kde S = půdní vzorky z odběrové lokality Semice, H = půdní vzorky z odběrové lokality Humpolec, M = půdní vzorky z odběrové lokality Milčice



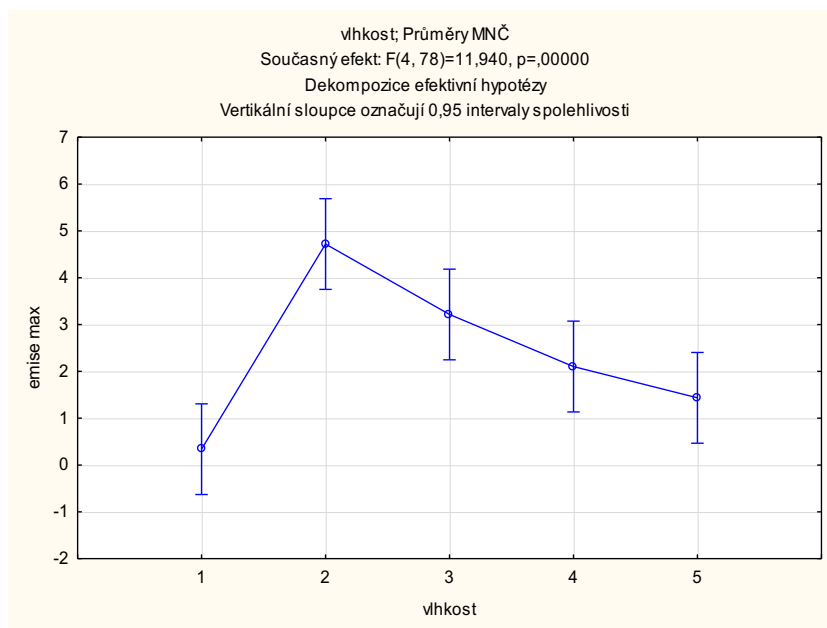
Příloha 9 – Výsledky Scheffého testu pro zjištění statisticky významných rozdílů mezi půdními vzorky u hodnot maximální emise CO<sub>2</sub>, kde S = půdní vzorky z odběrové lokality Semice, H = půdní vzorky z odběrové lokality Humpolec, M = půdní vzorky z odběrové lokality Milčice.

Scheffeho test; proměnná emise max (anova) Pravděpodobnosti pro post-hoc testy Chyba: meziskup. PČ = 4,2599, sv = 78,000				
Č. buňky	půda	{1}	{2}	{3}
1	S	2,0907	3,6190	1,3757
2	H	0,020046	0,020046	0,000341
3	M	0,410724	0,000341	

Příloha 10 - porovnání hodnot maximální emise CO<sub>2</sub> z hlediska rozdílů dle množství biocharu v půdních vzorcích pomocí statistické metody ANOVA hlavních komponent bez interakcí. Rozděleno dle hmotnostního obsahu biocharu ve vzorcích, kde K = 0 % hm., A = 0,5 % hm., B = 1 % hm., C = 2,5 % hm., D = 5 % hm., E = 10 % hm. biocharu.



Příloha 11 - porovnání hodnot maximální emise CO<sub>2</sub> z hlediska rozdílů dle hmotnostních vlhkostí půdních vzorků pomocí statistické metody ANOVA hlavních komponent bez interakcí. Rozděleno dle vlhkostních kroků při hmotnostních vlhkostech půdy, kde 1 = 0 % hm., 2 = 5 % hm., 3 = 10 % hm., 4 = 15 % hm., 5 = 20 % hm.



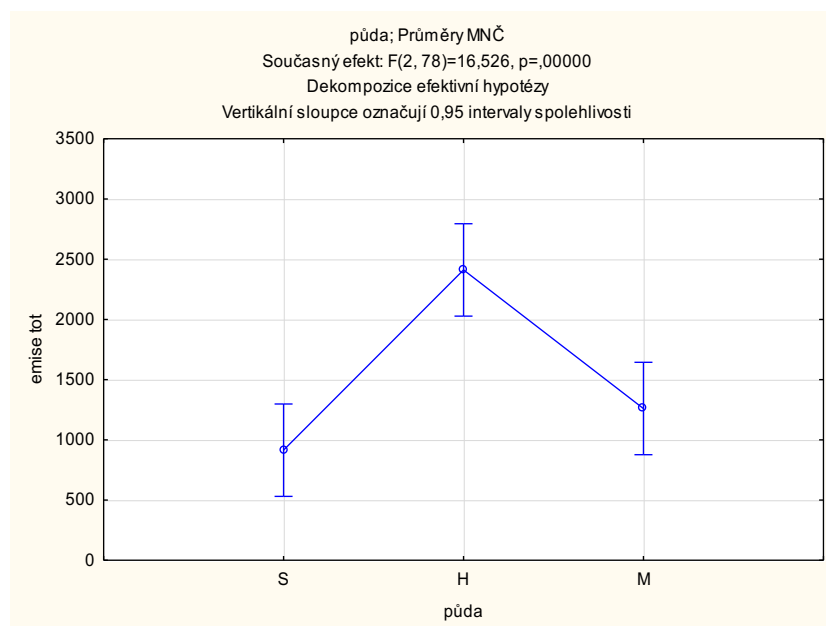
Příloha 12 - Výsledky Scheffého testu pro zjištění statisticky významných rozdílů mezi vlhkostními kroky u hodnot maximální emise CO<sub>2</sub>. Rozděleno dle vlhkostních kroků při hmotnostních vlhkostech půdy, kde 1 = 0 % hm., 2 = 5 % hm., 3 = 10 % hm., 4 = 15 % hm., 5 = 20 % hm.

Scheffého test; proměnná emise max (anova)						
Pravděpodobnosti pro post-hoc testy						
Chyba: meziskup. PČ = 4,2599, sv = 78,000						
Č. buňky	vlhkost	{1}	{2}	{3}	{4}	{5}
		,33833	4,7183	3,2150	2,1028	1,4344
1	1		0,000001	0,003056	0,171547	0,639333
2	2	0,000001		0,320263	0,009371	0,000448
3	3	0,003056	0,320263		0,626231	0,164331
4	4	0,171547	0,009371	0,626231		0,917286
5	5	0,639333	0,000448	0,164331	0,917286	

Příloha 13 – výsledky jednorozměrného testu významnosti (ANOVA) hlavních komponent bez interakce pro kumulativní emise CO<sub>2</sub> z půdních vzorků

Jednorozměrné testy významnosti pro emise tot (anova)					
Sigma-omezená parametrizace					
Dekompozice efektivní hypotézy					
Efekt	SČ	Stupně volnosti	PČ	F	p
Abs. člen	210280017	1	210280017	188,6208	0,000000
půda	36846451	2	18423225	16,5256	0,000001
biochar	9325410	5	1865082	1,6730	0,151001
vlhkost	49660919	4	12415230	11,1364	0,000000
Chyba	86956698	78	1114829		

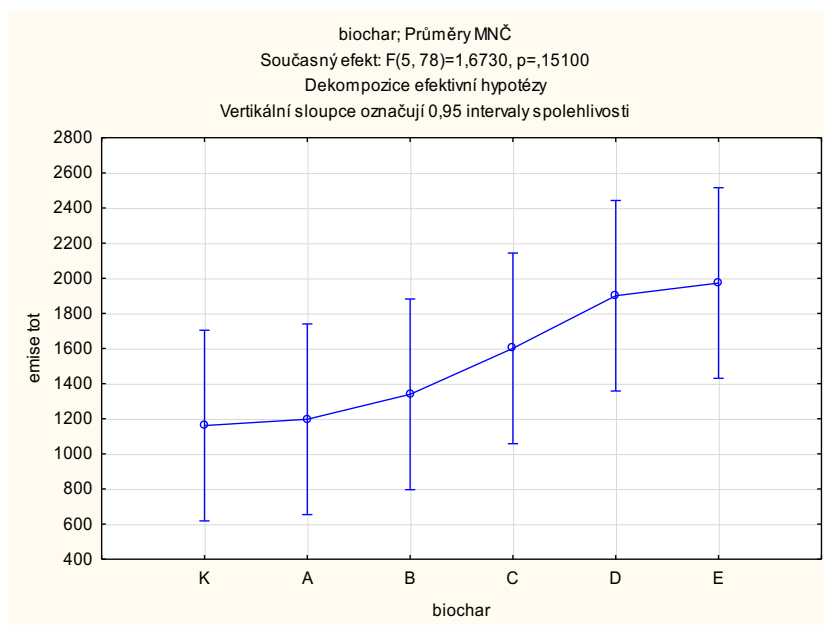
Příloha 14 - porovnání hodnot kumulativní emise CO<sub>2</sub> z hlediska rozdílů dle odběrových lokalit pomocí statistické metody ANOVA hlavních komponent bez interakcí, kde S = půdní vzorky z odběrové lokality Semice, H = půdní vzorky z odběrové lokality Humpolec, M = půdní vzorky z odběrové lokality Milčice



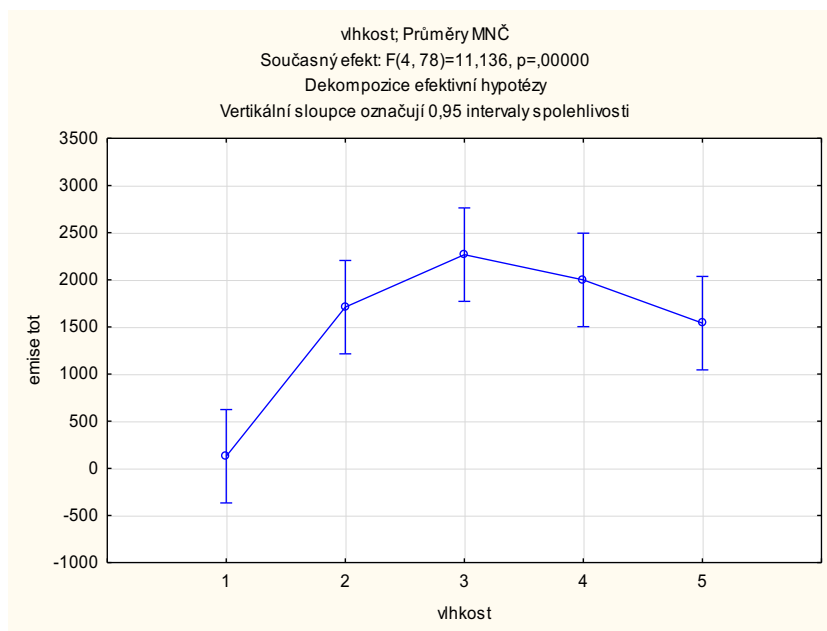
Příloha 15 - Výsledky Scheffého testu pro zjištění statisticky významných rozdílů mezi půdními vzorky u hodnot kumulativní emise CO<sub>2</sub>, kde S = půdní vzorky z odběrové lokality Semice, H = půdní vzorky z odběrové lokality Humpolec, M = půdní vzorky z odběrové lokality Milčice.

Scheffeho test; proměnná emise tot (anova)				
Pravděpodobnosti pro post-hoc testy				
Chyba: meziskup. PČ = 1115E3, sv = 78,000				
Č. buňky	půda	{1}	{2}	{3}
1	S	914,32	2411,1	1260,2
2	H	0,000003		0,000327
3	M	0,450856	0,000327	

Příloha 16 - porovnání hodnot kumulativní emise CO<sub>2</sub> z hlediska rozdílů dle množství biocharu v půdních vzorcích pomocí statistické metody ANOVA hlavních komponent bez interakcí. Rozděleno dle hmotnostního obsahu biocharu ve vzorcích, kde K = 0 % hm., A = 0,5 % hm., B = 1 % hm., C = 2,5 % hm., D = 5 % hm., E = 10 % hm. biocharu.



Příloha 17 - porovnání hodnot kumulativní emise CO<sub>2</sub> z hlediska rozdílů dle hmotnostních vlhkostí půdních vzorků pomocí statistické metody ANOVA hlavních komponent bez interakcí. Rozděleno dle vlhkostních kroků při hmotnostních vlhkostech půdy, kde 1 = 0 % hm., 2 = 5 % hm., 3 = 10 % hm., 4 = 15 % hm., 5 = 20 % hm.



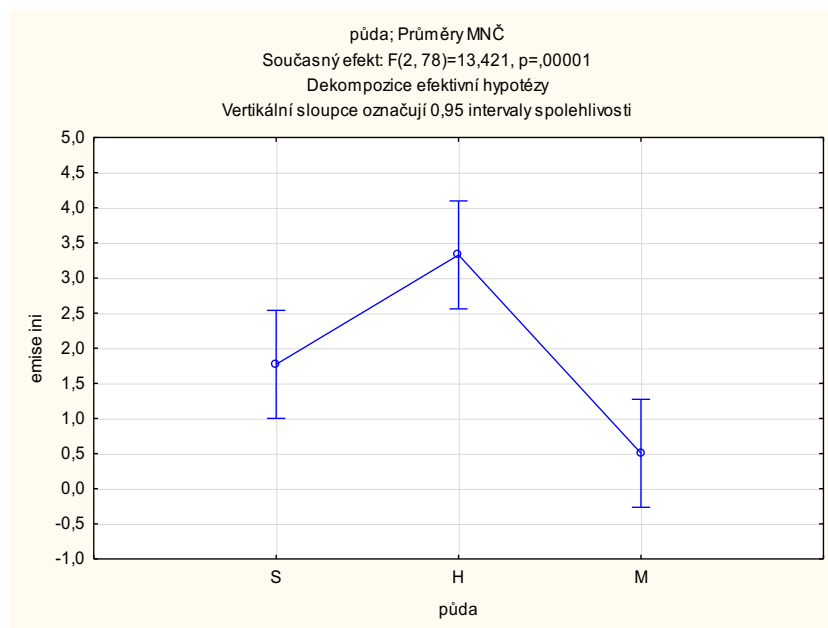
Příloha 18 - Výsledky Scheffého testu pro zjištění statisticky významných rozdílů mezi vlhkostními kroky u hodnot kumulativní emise CO<sub>2</sub>. Rozděleno dle vlhkostních kroků při hmotnostních vlhkostech půdy, kde 1 = 0 % hm., 2 = 5 % hm., 3 = 10 % hm., 4 = 15 % hm., 5 = 20 % hm.

		Scheffého test; proměnná emise tot (anova) Pravděpodobnosti pro post-hoc testy Chyba: meziskup. PČ = 1115E3, sv = 78,000				
Č. buňky	vlhkost	{1}	{2}	{3}	{4}	{5}
			128,24	1709,6	2266,3	1998,5
1	1		0,001139	0,000004	0,000066	0,005105
2	2	0,001139		0,645685	0,953834	0,993634
3	3	0,000004	0,645685		0,964800	0,379811
4	4	0,000066	0,953834	0,964800		0,790747
5	5	0,005105	0,993634	0,379811	0,790747	

Příloha 19 - výsledky jednorozměrného testu významnosti (ANOVA) hlavních komponent bez interakce pro počáteční emise CO<sub>2</sub> z půdních vzorků

		Jednorozměrné testy významnosti pro emise ini (anova) Sigma-omezená parametrizace Dekompozice efektivní hypotézy				
Efekt	SČ	Stupně volnosti	PČ	F	p	
Abs. člen	314,0855	1	314,0855	70,25899	0,000000	
půda	119,9925	2	59,9963	13,42080	0,000010	
biochar	74,1345	5	14,8269	3,31669	0,009084	
vlhkost	219,8404	4	54,9601	12,29424	0,000000	
Chyba	348,6909	78	4,4704			

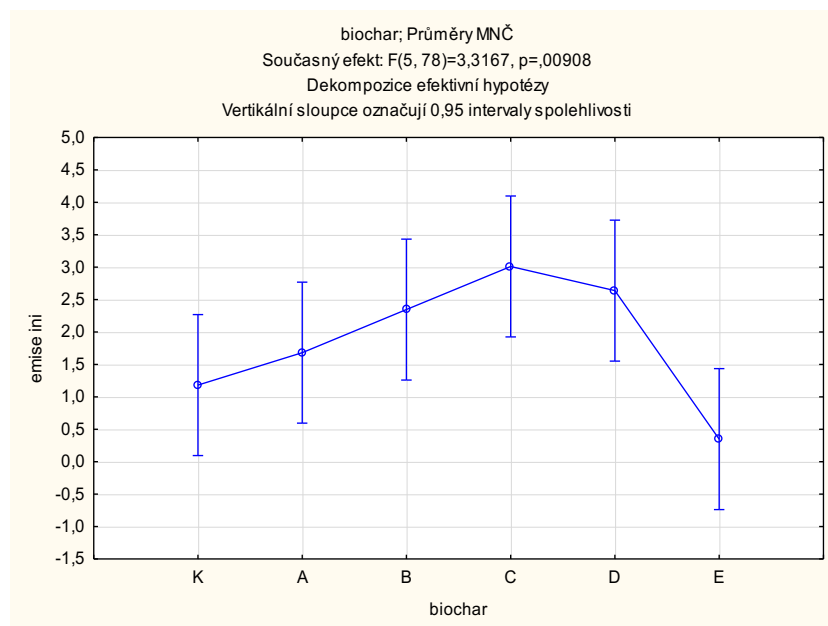
Příloha 20 - porovnání hodnot počáteční emise CO<sub>2</sub> z hlediska rozdílů dle odběrových lokalit pomocí statistické metody ANOVA hlavních komponent bez interakcí, kde S = půdní vzorky z odběrové lokality Semice, H = půdní vzorky z odběrové lokality Humpolec, M = půdní vzorky z odběrové lokality Milčice



Příloha 21 - Výsledky Scheffého testu pro zjištění statisticky významných rozdílů mezi půdními vzorky u hodnot počáteční emise CO<sub>2</sub>, kde S = půdní vzorky z odběrové lokality Semice, H = půdní vzorky z odběrové lokality Humpolec, M = půdní vzorky z odběrové lokality Milčice.

		Scheffeho test; proměnná emise ini (anova) Pravděpodobnosti pro post-hoc testy Chyba: meziskup. PČ = 4,4704, sv = 78,000		
Č. buňky	půda	{1}	{2}	{3}
			1,7710	3,3283
1	S		0,020851	0,074251
2	H	0,020851		0,000010
3	M	0,074251	0,000010	

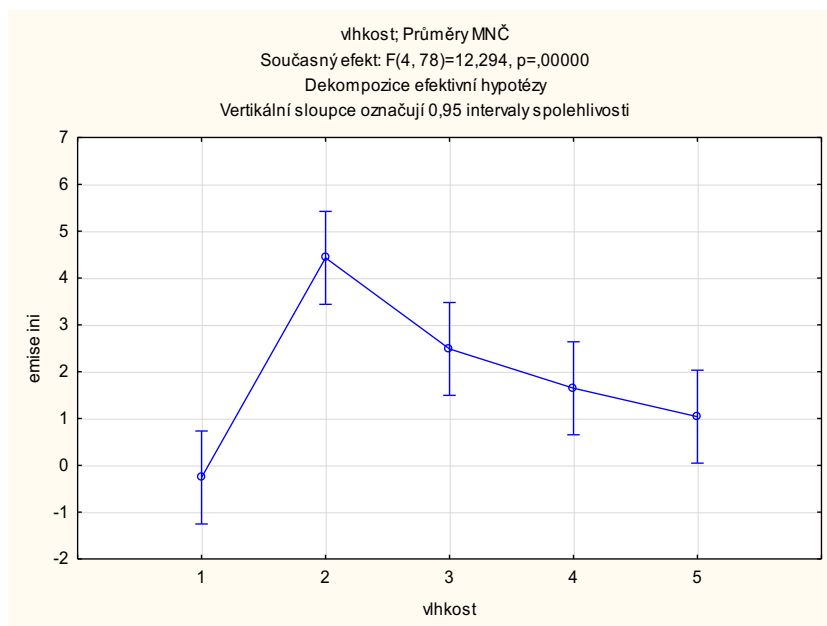
Příloha 22 - porovnání hodnot počáteční emise CO<sub>2</sub> z hlediska rozdílů dle množství biocharu v půdních vzorcích pomocí statistické metody ANOVA hlavních komponent bez interakcí. Rozděleno dle hmotnostního obsahu biocharu ve vzorcích, kde K = 0 % hm., A = 0,5 % hm., B = 1 % hm., C = 2,5 % hm., D = 5 % hm., E = 10 % hm. biocharu.



Příloha 23 - Výsledky Scheffého testu pro zjištění statisticky významných rozdílů pro hodnoty počáteční emise dle množství biocharu ve vzorcích. Rozděleno dle hmotnostního obsahu biocharu ve vzorcích, kde K = 0 % hm., A = 0,5 % hm., B = 1 % hm., C = 2,5 % hm., D = 5 % hm., E = 10 % hm. biocharu.

		Scheffého test; proměnná emise ini (anova) Pravděpodobnosti pro post-hoc testy Chyba: meziskup. PČ = 4,4704, sv = 78,000					
Č. buňky	biochar	{1}	{2}	{3}	{4}	{5}	{6}
		1,1820	1,6820	2,3467	3,0107	2,6387	,34867
1	K		0,994575	0,808340	0,355702	0,616252	0,946923
2	A	0,994575		0,980008	0,705811	0,907286	0,702657
3	B	0,808340	0,980008		0,980097	0,999591	0,256556
4	C	0,355702	0,705811	0,980097		0,998673	<b>0,046210</b>
5	D	0,616252	0,907286	0,999591	0,998673		0,131031
6	E	0,946923	0,702657	0,256556	<b>0,046210</b>	0,131031	

Příloha 24 - porovnání hodnot počáteční emise CO<sub>2</sub> z hlediska rozdílů dle hmotnostních vlhkostí půdních vzorků pomocí statistické metody ANOVA hlavních komponent bez interakcí. Rozděleno dle vlhkostních kroků při hmotnostních vlhkostech půdy, kde 1 = 0 % hm., 2 = 5 % hm., 3 = 10 % hm., 4 = 15 % hm., 5 = 20 % hm.



Příloha 25 - Výsledky Scheffého testu pro zjištění statisticky významných rozdílů mezi vlhkostními kroky u hodnot počáteční emise CO<sub>2</sub>. Rozděleno dle vlhkostních kroků při hmotnostních vlhkostech půdy, kde 1 = 0 % hm., 2 = 5 % hm., 3 = 10 % hm., 4 = 15 % hm., 5 = 20 % hm.

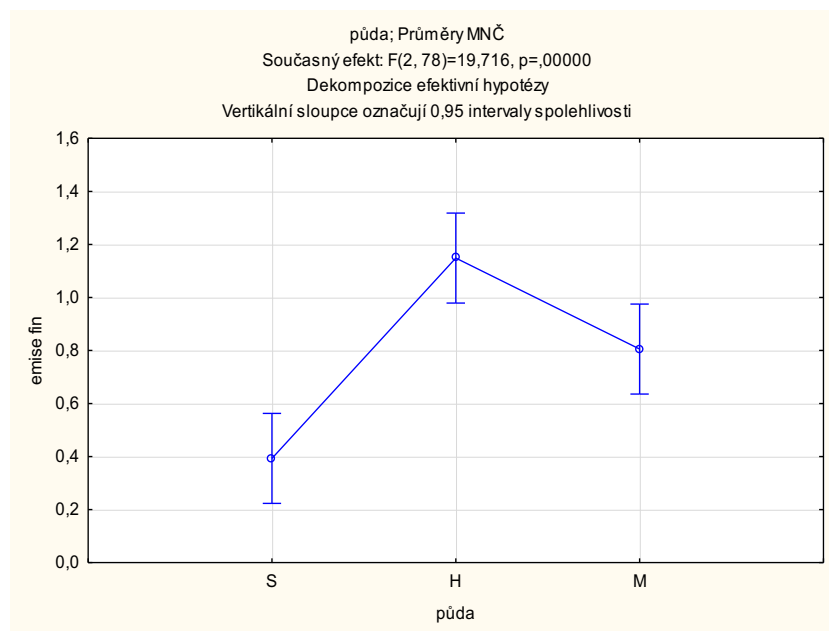
		Scheffého test; proměnná emise ini (anova) Pravděpodobnosti pro post-hoc testy Chyba: meziskup. PČ = 4,4704, sv = 78,000				
Č. buňky	vlhkost	{1}	{2}	{3}	{4}	{5}
		-,2600	4,4306	2,4856	1,6456	1,0389
1	1		0,000000	0,007165	0,131918	0,498403
2	2	0,000000		0,118102	0,006089	0,000392
3	3	0,007165	0,118102		0,839721	0,385358
4	4	0,131918	0,006089	0,839721		0,945428
5	5	0,498403	0,000392	0,385358	0,945428	

Příloha 26 - výsledky jednorozměrného testu významnosti (ANOVA) hlavních komponent bez interakce pro závěrečné emise CO<sub>2</sub> z půdních vzorků

		Jednorozměrné testy významnosti pro emise fin (anova) Sigma-omezená parametrizace Dekompozice efektivní hypotézy				
Efekt	SČ	Stupně volnosti	PČ	F	p	
Abs. člen	55,08409	1	55,08409	252,8851	0,000000	
půda	8,58929	2	4,29464	19,7162	0,000000	
biochar	2,56381	5	0,51276	2,3540	0,048126	
vlhkost	14,86875	4	3,71719	17,0652	0,000000	
Chyba	16,99016	78	0,21782			



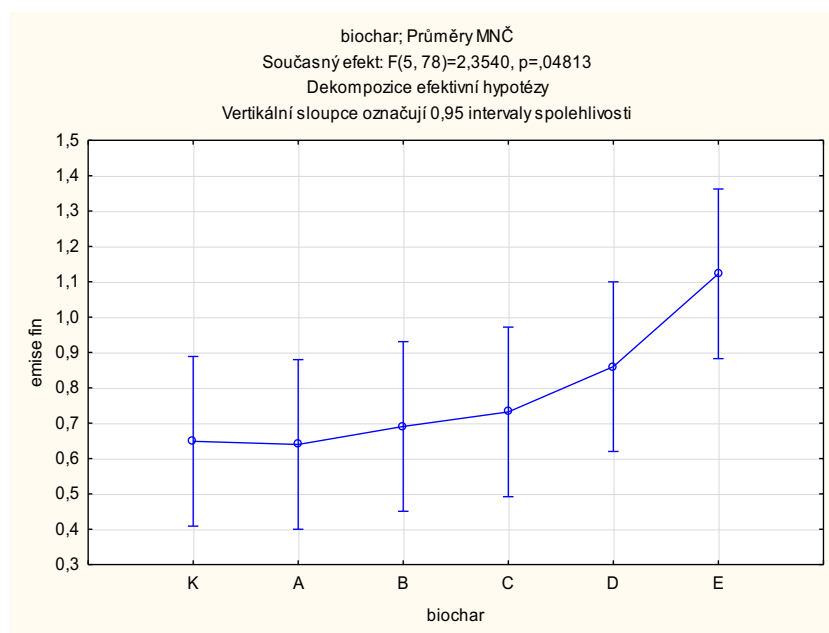
Příloha 27 - porovnání hodnot konečné emise CO<sub>2</sub> z hlediska rozdílů dle odběrových lokalit pomocí statistické metody ANOVA hlavních komponent bez interakcí, kde S = půdní vzorky z odběrové lokality Semice, H = půdní vzorky z odběrové lokality Humpolec, M = půdní vzorky z odběrové lokality Milčice



Příloha 28 - Výsledky Scheffého testu pro zjištění statisticky významných rozdílů mezi půdními vzorky u hodnot konečné emise CO<sub>2</sub>, kde S = půdní vzorky z odběrové lokality Semice, H = půdní vzorky z odběrové lokality Humpolec, M = půdní vzorky z odběrové lokality Milčice.

Scheffeho test; proměnná emise fin (anova) Pravděpodobnosti pro post-hoc testy Chyba: meziskup. PČ = ,21782, sv = 78,000				
Č. buňky	půda	{1}	{2}	{3}
		,39300	1,1487	,80533
1	S		0,000000	0,004278
2	H	0,000000		0,021044
3	M	0,004278	0,021044	

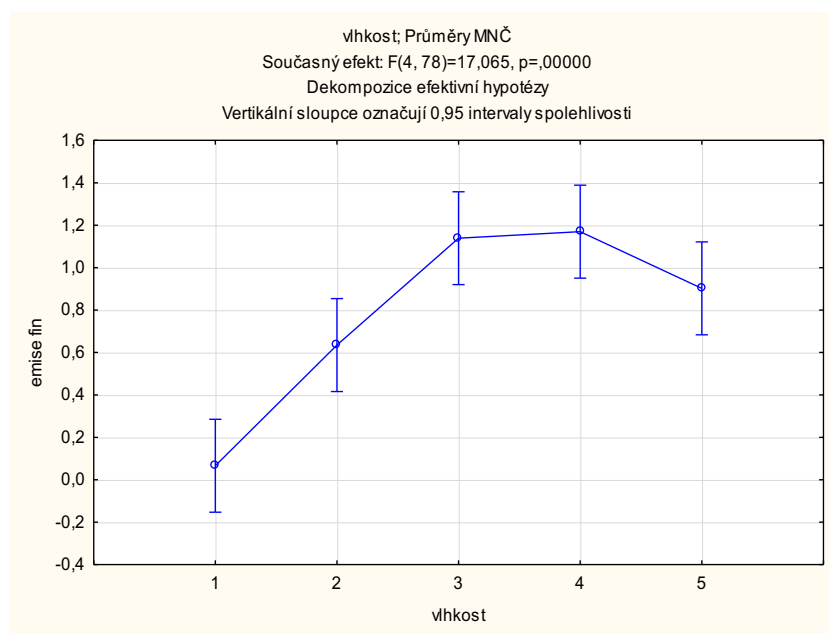
Příloha 29 - porovnání hodnot závěrečné emise CO<sub>2</sub> z hlediska rozdílů dle množství biocharu v půdních vzorcích pomocí statistické metody ANOVA hlavních komponent bez interakcí. Rozděleno dle hmotnostního obsahu biocharu ve vzorcích, kde K = 0 % hm., A = 0,5 % hm., B = 1 % hm., C = 2,5 % hm., D = 5 % hm., E = 10 % hm. biocharu.



Příloha 30 - Výsledky Scheffého testu pro zjištění statisticky významných rozdílů pro hodnoty závěrečné emise dle množství biocharu ve vzorcích. Rozděleno dle hmotnostního obsahu biocharu ve vzorcích, kde K = 0 % hm., A = 0,5 % hm., B = 1 % hm., C = 2,5 % hm., D = 5 % hm., E = 10 % hm. biocharu.

		Scheffého test; proměnná emise fin (anova) Pravděpodobnosti pro post-hoc testy Chyba: meziskup. PČ = ,21782, sv = 78,000					
Č. buňky	biochar	{1}	{2}	{3}	{4}	{5}	{6}
		,64867	,64000	,69067	,73200	,86000	1,1227
1	K		1,000000	0,999950	0,998576	0,907011	0,185027
2	A	1,000000		0,999875	0,997710	0,891364	0,168796
3	B	0,999950	0,999875		0,999954	0,962582	0,278845
4	C	0,998576	0,997710	0,999954		0,989214	0,394066
5	D	0,907011	0,891364	0,962582	0,989214		0,793754
6	E	0,185027	0,168796	0,278845	0,394066	0,793754	

Příloha 31 - porovnání hodnot závěrečné emise CO<sub>2</sub> z hlediska rozdílů dle hmotnostních vlhkostí půdních vzorků pomocí statistické metody ANOVA hlavních komponent bez interakcí. Rozděleno dle vlhkostních kroků při hmotnostních vlhkostech půdy, kde 1 = 0 % hm., 2 = 5 % hm., 3 = 10 % hm., 4 = 15 % hm., 5 = 20 % hm.



Příloha 32 - Výsledky Scheffého testu pro zjištění statisticky významných rozdílů mezi vlhkostními kroky u hodnot závěrečné emise CO<sub>2</sub>. Rozděleno dle vlhkostních kroků při hmotnostních vlhkostech půdy, kde 1 = 0 % hm., 2 = 5 % hm., 3 = 10 % hm., 4 = 15 % hm., 5 = 20 % hm.

		Scheffeho test; proměnná emise fin (anova) Pravděpodobnosti pro post-hoc testy Chyba: meziskup. PČ = ,21782, sv = 78,000				
Č. buňky	vlhkost	{1}	{2}	{3}	{4}	{5}
		,06611	,63500	1,1389	1,1694	,90222
1	1		0,014014	0,000000	0,000000	0,000053
2	2	0,014014		0,040989	0,025161	0,569138
3	3	0,000000	0,040989		0,999812	0,679025
4	4	0,000000	0,025161	0,999812		0,569138
5	5	0,000053	0,569138	0,679025	0,569138	

Příloha 33 - Stanovené hodnoty aktivní a výměnné půdní reakce pro půdní vzorky regozemě ze Semic (S) po experimentu měření emise CO<sub>2</sub>. Rozděleno dle hmotnostního obsahu biocharu ve vzorcích, kde SK = 0 % hm., SA = 0,5 % hm., SB = 1 % hm., SC = 2,5 % hm., SD = 5 % hm., SE = 10 % hm. biocharu.

vzorek	pH H <sub>2</sub> O	směrodatná odchylka	pH KCl	směrodatná odchylka
SK	-	-	-	-
SA	-	-	-	-
SB	6,98	0,008	5,99	0,080
SC	7,41	0,045	6,71	0,039
SD	7,72	0,041	7,43	0,087
SE	8,10	0,057	7,90	0,020

*Příloha 34 - Stanovené hodnoty aktivní a výměnné půdní reakce pro půdní vzorky kambizemě z Humpolce (H) po experimentu měření emise CO<sub>2</sub>. Rozděleno dle hmotnostního obsahu biocharu ve vzorcích, kde HK = 0 % hm., HA = 0,5 % hm., HB = 1 % hm., HC = 2,5 % hm., HD = 5 % hm., HE = 10 % hm. biocharu.*

<b>vzorek</b>	<b>pH H<sub>2</sub>O</b>	<b>směrodatná odchylka</b>	<b>pH KCl</b>	<b>směrodatná odchylka</b>
HK	6,09	0,130	4,99	0,056
HA	6,42	0,011	5,00	0,008
HB	6,51	0,018	5,12	0,018
HC	6,87	0,043	5,48	0,039
HD	7,18	0,046	6,27	0,065
HE	7,59	0,037	7,04	0,054

*Příloha 35 - Stanovené hodnoty aktivní a výměnné půdní reakce pro půdní vzorky černice z Milčic (M) po experimentu měření emise CO<sub>2</sub>. Rozděleno dle hmotnostního obsahu biocharu ve vzorcích, kde MK = 0 % hm., MA = 0,5 % hm., MB = 1 % hm., MC = 2,5 % hm., MD = 5 % hm., ME = 10 % hm. biocharu.*

<b>vzorek</b>	<b>pH H<sub>2</sub>O</b>	<b>směrodatná odchylka</b>	<b>pH KCl</b>	<b>směrodatná odchylka</b>
MK	7,99	0,0100	7,49	0,021
MA	8,04	0,0105	7,59	0,017
MB	8,09	0,0245	7,66	0,013
MC	8,15	0,0180	7,71	0,016
MD	8,25	0,0185	7,81	0,029
ME	8,33	0,0235	7,97	0,034

*Příloha 36 - Stanovené hodnoty elektrické vodivosti pro půdní vzorky regozemě ze Semic (S) před a po experimentu měření emise CO<sub>2</sub>. Rozděleno dle hmotnostního obsahu biocharu ve vzorcích, kde SK = 0 % hm., SA = 0,5 % hm., SB = 1 % hm., SC = 2,5 % hm., SD = 5 % hm., SE = 10 % hm. biocharu.*

<b>vzorek</b>	<b>EC před experimentem [μS cm<sup>-1</sup>]</b>	<b>směrodatná odchylka</b>	<b>EC po experimentu [μS cm<sup>-1</sup>]</b>	<b>směrodatná odchylka</b>
SK	23,6	0,5	-	-
SA	25,95	2,05	-	-
SB	41,05	0,45	37,2	1,30
SC	92,1	1,4	59,3	0,10
SD	145,7	2,9	101,0	2,05
SE	198,55	1,45	143,3	0,60
Biochar	1782	2	-	-

Příloha 37 - Stanovené hodnoty elektrické vodivosti pro půdní vzorky kambizemě z Humpolce (H) před a po experimentu měření emise CO<sub>2</sub>. Rozděleno dle hmotnostního obsahu biocharu ve vzorcích, kde HK = 0 % hm., HA = 0,5 % hm., HB = 1 % hm., HC = 2,5 % hm., HD = 5 % hm., HE = 10 % hm. biocharu.

vzorek	EC před experimentem [μS cm <sup>-1</sup> ]	směrodatná odchylka	EC po experimentu [μS cm <sup>-1</sup> ]	směrodatná odchylka
HK	50,6	0,15	77,9	0,05
HA	56,0	0,00	76,5	0,65
HB	61,3	0,50	74,3	0,10
HC	90,2	1,40	66,0	0,95
HD	153,9	2,40	105,1	1,45
HE	243,5	4,50	171,4	1,90
Biochar	1782	2,00	-	-

Příloha 38 - Stanovené hodnoty elektrické vodivosti pro půdní vzorky černice z Milčic (M) před a po experimentu měření emise CO<sub>2</sub>. Rozděleno dle hmotnostního obsahu biocharu ve vzorcích, kde MK = 0 % hm., MA = 0,5 % hm., MB = 1 % hm., MC = 2,5 % hm., MD = 5 % hm., ME = 10 % hm. biocharu

vzorek	EC před experimentem [μS cm <sup>-1</sup> ]	směrodatná odchylka	EC po experimentu [μS cm <sup>-1</sup> ]	směrodatná odchylka
MK	162,15	0,15	200,0	0,05
MA	159,85	0,25	193,5	1,40
MB	159,05	4,45	190,1	1,80
MC	156,5	2,8	196,6	0,80
MD	174,55	4,05	193,3	1,10
ME	210,5	0,5	238,0	1,00
Biochar	1782	2	-	-

Příloha 39 - Stanovené hodnoty kvality humusu pro půdní vzorky regozemě ze Semic (S) před a po experimentu měření emise CO<sub>2</sub>. Rozděleno dle hmotnostního obsahu biocharu ve vzorcích, kde SK = 0 % hm., SA = 0,5 % hm., SB = 1 % hm., SC = 2,5 % hm., SD = 5 % hm., SE = 10

vzorek	Q4/6 před experimentem	směrodatná odchylka	Q4/6 po experimentu	směrodatná odchylka
SK	3,32	0,092	-	-
SA	3,12	0,132	-	-
SB	2,86	0,060	2,73	0,1057
SC	3,01	0,082	2,58	0,0968
SD	2,78	0,008	2,58	0,1232
SE	2,41	0,027	1,83	0,0915
Biochar	1,22			

*Příloha 40 - Stanovené hodnoty kvality humusu pro půdní vzorky kambizemě z Humpolce (H) před a po experimentu měření emise CO<sub>2</sub>. Rozděleno dle hmotnostního obsahu biocharu ve vzorcích, kde HK = 0 % hm., HA = 0,5 % hm., HB = 1 % hm., HC = 2,5 % hm., HD = 5 % hm., HE = 10 % hm. biocharu.*

<b>vzorek</b>	<b>Q4/6 před experimentem</b>	<b>směrodatná odchylka</b>	<b>Q4/6 po experimentu</b>	<b>směrodatná odchylka</b>
HK	3,30	0,170	3,02	0,1254
HA	3,34	0,131	2,92	0,1216
HB	3,47	0,173	2,83	0,0027
HC	3,21	0,008	2,74	0,0726
HD	3,30	0,038	2,77	0,0084
HE	2,71	0,355	1,69	0,0962
Biochar	1,22			

*Příloha 41 - Stanovené hodnoty kvality humusu pro půdní vzorky černice z Milčic (M) před a po experimentu měření emise CO<sub>2</sub>. Rozděleno dle hmotnostního obsahu biocharu ve vzorcích, kde MK = 0 % hm., MA = 0,5 % hm., MB = 1 % hm., MC = 2,5 % hm., MD = 5 % hm., ME = 10 % hm. biocharu*

<b>vzorek</b>	<b>Q4/6 před experimentem</b>	<b>směrodatná odchylka</b>	<b>Q4/6 po experimentu</b>	<b>směrodatná odchylka</b>
MK	2,88	0,163	2,53	0,0123
MA	2,76	0,029	2,69	0,0539
MB	3,14	0,041	2,73	0,0135
MC	2,92	0,127	2,38	0,0749
MD	2,84	0,094	2,53	0,0749
ME	2,76	0,029	2,54	0,1752
Biochar	1,22			

*Příloha 42 - Stanovené hodnoty magnetické susceptibility pro půdní vzorky regozemě ze Semic (S) před a po experimentu měření emise CO<sub>2</sub>. Rozděleno dle hmotnostního obsahu biocharu ve vzorcích, kde SK = 0 % hm., SA = 0,5 % hm., SB = 1 % hm., SC = 2,5 % hm., SD = 5 % hm., SE = 10 % hm. biocharu*

<b>vzorek</b>	<b>susceptibilita před experimentem</b>	<b>směrodatná odchylka</b>	<b>susceptibilita po experimentu</b>	<b>směrodatná odchylka</b>
SK	8,8	0,222	8,7	0,40
SA	9,1	0,143	10,8	0,49
SB	9,8	0,212	7,5	0,06
SC	11,7	0,339	9,2	0,49
SD	11,2	0,124	15,4	0,95
SE	11,8	0,159	14,4	0,21
Biochar	72,3	0,705		

*Příloha 43 - Stanovené hodnoty magnetické susceptibility pro půdní vzorky kambizemě z Humpolce (H) před a po experimentu měření emise CO<sub>2</sub>. Rozděleno dle hmotnostního obsahu biocharu ve vzorcích, kde HK = 0 % hm., HA = 0,5 % hm., HB = 1 % hm., HC = 2,5 % hm., HD = 5 % hm., HE = 10 % hm. biocharu.*

<b>vzorek</b>	<b>susceptibilita před experimentem</b>	<b>směrodatná odchylka</b>	<b>susceptibilita po experimentu</b>	<b>směrodatná odchylka</b>
HK	48,1	0,064	41,9	0,40
HA	41,9	0,036	45,0	0,16
HB	42,4	0,337	37,4	0,24
HC	38,4	0,664	35,7	0,25
HD	38,6	0,420	45,4	0,26
HE	55,8	1,710	48,9	0,60
Biochar	72,3	0,705		

*Příloha 44 - Stanovené hodnoty magnetické susceptibility pro půdní vzorky černice z Milčic (M) před a po experimentu měření emise CO<sub>2</sub>. Rozděleno dle hmotnostního obsahu biocharu ve vzorcích, kde MK = 0 % hm., MA = 0,5 % hm., MB = 1 % hm., MC = 2,5 % hm., MD = 5 % hm., ME = 10 % hm. biocharu*

<b>vzorek</b>	<b>susceptibilita před experimentem</b>	<b>směrodatná odchylka</b>	<b>susceptibilita po experimentu</b>	<b>směrodatná odchylka</b>
MK	16,7	0,111	16,2	0,14
MA	15,7	0,032	19,3	0,17
MB	12,9	0,175	19,1	0,60
MC	14,7	0,134	16,1	0,19
MD	26,5	0,330	19,1	0,16
ME	18,8	0,886	20,6	0,19
Biochar	72,3	0,705		