

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra vodních zdrojů



**Česká zemědělská
univerzita v Praze**

**Posouzení hydraulické vodivosti půdy s příměsí biouhlu pro
použití ve skleníku**

Diplomová práce

Autor práce: Bc. Nikola Novotná

Obor studia: Technologie odpadů

Vedoucí práce: Ing. Kamila Bátková, Ph.D.

Konzultant: Mgr. Serdar Recep Kara, PhDr.

© 2021 ČZU v Praze

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou diplomovou práci "Posouzení hydraulické vodivosti půdy s příměsí biouhlu pro použití ve skleníku" 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 neporušil autorská práva třetích osob.

V Praze dne 26.4.2021

Poděkování

Ráda bych touto cestou vyjádřila svou nejhlubší a nejupřímnější vděčnost mé vedoucí diplomové práce Ing. Kamile Bátkové, Ph.D. za cenné rady, podporu, vstřícnost a věnovaný čas. Díky za pomoc, připomínky a věnovaný čas si zaslouží i můj konzultant Mgr. Recep Serdar Kara, PhDr. Tato studie vycházela z experimentů a výsledků získaných v rámci projektu č. TJ01000071 „Praktické aspekty aplikace biouhlu na různé půdy a různé podklady“. Nakonec bych moc chtěla poděkovat celé mé rodině a mému příteli za velkou podporu a pevné nervy při mém studiu.

Posouzení hydraulické vodivosti půdy s příměsí biouhlu pro použití ve skleníku

Souhrn

Hydraulická vodivost, pro nasycenou či nenasycenou půdu, patří mezi základní hydrofyzikální charakteristiky každé půdy, neboť určuje transport vody a živin půdním profilem. Znalost těchto procesů je tedy velmi důležitá v zemědělství při pěstování rostlin. V posledních letech se vlivem intenzifikace zemědělství a změn klimatických podmínek mění i vlastnosti půdy a dochází ke ztrátám vody a půdy vodní erozí kvůli nedostatečné schopnosti půdy zainfiltrovat či transportovat potřebné množství vody. Řada studií se zabývá možnostmi, jak pomocí přírodních látek různého druhu půdní vlastnosti ovlivnit tak, že bude zajištěna dostatečná schopnost vodu zainfiltrovat a zároveň ji v potřebné hloubce zadržet pro využití rostlinami. Jednou z takovýchto možností, je použití biouhlu; pevného materiálu vzniklého termochemickou přeměnou biomasy za omezeného přístupu kyslíku. Tato práce je zaměřena na experimentální hodnocení vlivu aplikace různě ošetřeného biouhlu na nenasycenou hydraulickou vodivost $K(h)$ jílovito-hlinité půdy ve skleníku ČZU v Uhřetěbově. Navazuje na již dříve provedené výzkumné práce Katedry vodních zdrojů v rámci projektu č. TJ01000071. Vliv biouhlu se sleduje na třech randomizovaných opakováních pro čtyři různé varianty ošetření. V červenci a říjnu 2019 byly hodnoty $K(h)$ měřeny in-situ, poté byly odebrány porušené vzorky, které byly využity pro vytvoření profilů pro měření $K(h)$ v laboratoři. Pro experimentální sledování byl použit biouhel Agro-Protect-Soil, vyrobený z bukového dřeva firmou Ekogrill s.r.o. Pro další ošetření byl použit Azotobag, což je biohnojivo vyráběno společností Farma Žiro s.r.o. a je oživeno mikroorganismy. Jako poslední testovaná varianta byla půda s biouhlem ošetřeném Bokashi metodou. Hodnoty $K(h)$ byly vždy měřeny pomocí Mini Disk infiltrometru (METER Group Inc., USA) pro tlakovou výšku -2 cm, tedy relativně blízko nasycení. Vlastní měření v listopadu 2020 byly stanoveny pro dvě iniciální vlhkosti měření (15% a 20% obj.) na 34 připravených profilech (celkem 68 infiltračních testů). Přestože se hodnoty $K(h)$ změřené na půdě s různým typem ošetření lišily, jako významnější faktor ovlivňující její hodnotu byl vyhodnocen vliv počáteční vlhkosti půdy, do které byla voda infiltrována. Se zvyšující se hodnotou počáteční vlhkosti byla pozorována výrazně delší doba infiltrace a statisticky významně nižší hodnota $K(h)$. I přes veškerou snahu o homogenní přípravu profilu, byla zaznamenána i značná variabilita mezi jednotlivými uměle hutněnými profilem. Při vyhodnocení vlivu času na efekt vlivu přidaného biouhlu byla variabilita měření in-situ ještě patrnější. Celkově byly hodnoty $K(h)$ změřené v říjnu 2019 a v listopadu 2020 znatelně nižší než hodnoty měřené v červenci 2019. Nejvyšší hodnota $K(h)$ byla naměřena v červenci 2019 ($1,6E-5$ m/s) a nejnižší v říjnu 2019 ($1,95E-6$ m/s). Hodnoty $K(h)$ měřené v listopadu 2020 se příliš mezi ošetřeními nelišily (rozsah $K(h)$ od $5,77E-6$ do $3,75E-6$ m/s pro 15% poč. vlhkost a od $8,95E-7$ do $3,46E-7$ m/s pro 20% poč. vlhkost).

Klíčová slova: nenasycená hydraulická vodivost, kompost, biouhel, skleníky

Hydraulic conductivity of greenhouse soil with biochar amendment

Summary

Hydraulic conductivity, for saturated or unsaturated soil, is one of the basic hydrophysical characteristics of any soil, as it determines the transfer of water and nutrients through the soil profile. Knowledge of these processes is therefore very important in agriculture plant cultivation. In recent years, however, as a result of agriculture and change of climatic conditions, soil properties have also changed and water and soil have been lost through water erosion due to the soil's insufficient ability to infiltrate or transport the required amount of water. A number of studies have dealt with the possibilities of using additives of various kinds to influence soil properties in order to ensure the sufficient ability to infiltrate water and at the same time retain it at the required depth to be used by the plants. One such option is to use biochar; solid material formed by thermochemical conversion of biomass with limited access of oxygen. This thesis is focused on the experimental testing and evaluating the influence of the application of variously treated biochar on the unsaturated hydraulic conductivity $K(h)$ of silt loam soil in the CULS greenhouse in Uhřetěves. It builds on previously performed research of the Department of Water Resources within the project No. TJ01000071. The effect of biochar is monitored on three random repetitions of four different variations of treatments. In July and October 2019, $K(h)$ values were measured *in-situ* then disturbed soil samples were taken and used to create artificially prepared profiles for $K(h)$ measurements in the laboratory. Agro-Protect-Soil biochar, made of beech wood by Ecogrill s.r.o., was used for experimental monitoring. For further treatment the Azotobag biochar was used, which is a biofertilizer produced by Farma Žiro s.r.o. and is revived by microorganisms. The last variant tested was a soil with biochar treated with the Bokashi method. $K(h)$ values were always measured using a Mini Disk infiltrometer (METER Group Inc., USA) for a pressure head of -2 cm, i.e. relatively close to saturation. The actual measurements in November 2020 were determined for two initial moisture content levels of the measurements (15% and 20% by volume) on 34 prepared profiles (68 infiltration tests in total). Although the $K(h)$ values measured on soil with different types of treatment differed, the influence of the initial moisture of the soil into which the water was infiltrated was evaluated as a more significant factor influencing the figures. With the increase of the initial moisture content, a significantly longer infiltration time and a significantly lower $K(h)$ values were observed. Despite all efforts to prepare the profile homogeneously, considerable variability was noted between the individual artificially compacted profiles. When evaluating the influence of time on the effect of added biochar, the variability of *in-situ* measurements was even more apparent. Overall, the $K(h)$ value measured in October 2019 and in November 2020 were significantly lower than the value measured in July 2019. The highest $K(h)$ value was measured in July 2019 ($1.6E-5$ m/s) and the lowest in October 2019 ($1.95E-6$ m/s). The $K(h)$ value measured in November 2020 did not differ much between treatments ($K(h)$ ranged from $5.77E-6$ to $3.75E-6$ m/s for 15% initial moisture content and from $8.95E-7$ to $3.46E-7$ m/s for 20% initial moisture content of the soil.

Keywords: unsaturated hydraulic conductivity, compost, biochar, greenhouse

Obsah

1 Úvod	11
2 Vědecká hypotéza a cíle práce	12
2.1 Cíl práce	12
2.2 Vědecká hypotéza	12
3 Literární rešerše	13
3.1 Půda a její vlastnosti	13
3.1.1 Fyzikální vlastnosti půdy	13
3.1.2 Půdní voda a její hydrolimity	15
3.2 Skleníky: půda a zavlažování	16
3.3 Nenasycená hydraulická vodivost	17
3.3.1 Měření nenasycené hydraulické vodivosti	18
3.3.2 Vlastnosti ovlivňující nenasycenou hydraulickou vodivost	19
3.4 Odpadní materiály	20
3.4.1 Kompost	21
3.4.1.1 Vstupní materiály	22
3.4.1.2 Základní podmínky procesu kompostování	24
3.4.1.3 Proces kompostování	25
3.4.1.4 Metody vermikompostování	27
3.4.2 Biouhel	27
3.4.2.1 Materiál pro výrobu biouhlu	27
3.4.2.2 Výroba biouhlu	28
3.4.2.3 Vlastnosti biouhlu.....	29
3.4.2.4 Využití biouhlu.....	31
4 Materiály a metodika	33
4.1 Informace o biouhlu	33
4.1.1 Příprava biouhlu pomocí metody Bokashi.....	34
4.2 Design a ošetření experimentu	35
4.3 Příprava zeminy a měření ve skleníku	36
4.4 Vlastní příprava vzorků na měření	37
4.5 Mini disk infiltrometr	38
4.6 Měření v laboratoři	41
4.6.1 Měření pomocí Mini disk infiltrometru	41
4.6.2 Ověření vlhkosti a stanovení objemové hmotnosti suché nahutněné půdy.....	42
4.7 Statistická analýza	43

5	Výsledky	44
5.1	Nenasycená hydraulická vodivost	44
5.1.1	Doba měření nenasycené hydraulické vodivosti v listopadu 2020	44
5.1.2	Měření nenasycené hydraulické vodivosti v listopadu 2020.....	46
5.2	Vyhodnocení vlivu iniciální vlhkosti	49
5.3	Měření nenasycené hydraulické vodivosti ve skleníku v červenci a říjnu 2019	51
5.3.1	Měření nenasycené hydraulické vodivosti v červenci 2019	51
5.3.2	Měření nenasycené hydraulické vodivosti v říjnu 2019	53
5.4	Porovnání všech měření	54
5.4.1	Nenasycená hydraulická vodivosti pro všechna uskutečněná měření.....	54
5.4.2	Závislost mezi počáteční vlhkostí a nenasycenou hydraulickou vodivostí	56
6	Diskuze	58
6.1	Vliv počáteční vlhkosti na nenasycenou hydraulickou vodivost	58
6.2	Vliv různého ošetření půdy organickými látkami na nenasycenou hydraulickou vodivost	59
6.2.1	Výsledky měření v roce 2019 ve skleníku	59
6.2.2	Výsledky měření v roce 2020 v laboratoři	60
6.2.2.1	Průměrná doba pro zainfiltrování objemu 90 cm ³	61
6.2.2.2	Nenasycená hydraulická vodivost K(h) měřená v listopadu 2020	61
6.2.3	Výsledky všech měření.....	62
7	Závěr	65
8	Literatura	66

Seznam obrázků

Obrázek 1: Trojúhelníkový diagram zrnitosti půd USDA (Němeček et al., 2001)	14
Obrázek 2: Stálý systém na propařování zeminy (Lutz 1985)	16
Obrázek 3: Závislost nenasyčené vodivosti na tlakové výšce a vlhkosti (Kutílek et al. 1993)..17	
Obrázek 4: Rozdělení teplot v kompostu (Kalina 2016)	24
Obrázek 5: Průběh a fáze teploty při kompostování (Kalina 2016)	26
Obrázek 6: Vstupní materiál pro výrobu biouhlu ("International Biochar Initiative" 2018)....	28
Obrázek 7: Skenovací elektronová mikrofotografie vzorků biouhlu (Batista et al. 2018)	30
Obrázek 8: Umístění Výzkumné stanice v Uhřetěvsi a České zemědělské univerzity v Praze a fotka skleníku (www.google.com/maps ; www.mapy.cz)	33
Obrázek 9: Příprava Bokashi biouhlu – příprava základní směsi.....	34
Obrázek 10: Příprava Bokashi biouhlu – hutnění do nádob pro fermentaci	35
Obrázek 11: Příprava Bokashi biouhlu – závěrečná provzdušňovací fáze přípravy	35
Obrázek 12: Schéma rozložení experimentu.....	36
Obrázek 13: Příprava vzorku a nahutněný vzorek před infiltračním experimentem.....	38
Obrázek 14: Mini Disk Infiltrometr ("METER Group, Inc." 2018)	39
Obrázek 15: Průběh měření vzoru pomocí Mini disk infiltrometru a senzoru vlhkosti 5TE	42
Obrázek 16: Senzor půdní vlhkosti 5TE	43
Obrázek 17: Průměrná doba pro zainfiltrovaný objem 90 cm ³ . Výsledky jsou pro hodnoty z 1. měření, kde byla půda nasycena na 15 % objemové vlhkosti. Měření v listopadu 2020.	44
Obrázek 18: Průměrná doba pro zainfiltrovaný objem 90 cm ³ . Výsledky jsou pro hodnoty z 2. měření, kde byla půda nasycena na 20 % objemové vlhkosti. Měření v listopadu 2020.	45
Obrázek 19: Průměrná doba pro zainfiltrovaný objem 90 cm ³ . Výsledky jsou pro hodnoty z měření na 15 i 20 % objemové vlhkosti. Měření v listopadu 2020.....	46
Obrázek 20: Průměrná nenasyčená hydraulická vodivost pro objemovou vlhkost 15 a 20 %.	47
Obrázek 21: Průměry nenasyčené hydraulické vodivosti a 95% intervaly pro jednotlivá ošetření. Výsledky jsou pro hodnoty z měření na 15 i 20 % objemové vlhkosti. Měření v listopadu 2020.....	49
Obrázek 22: Závislost mezi počáteční vlhkostí (cm ³ /cm ³) a nenasyčenou hydraulickou vodivostí (m/s). Hodnoty jsou pro měření z listopadu 2020.	50
Obrázek 23: Vztah mezi počáteční vlhkostí a dobou potřebnou pro zainfiltrování 90 cm ³ vody	50
Obrázek 24: Průměrné hodnoty pro počáteční a konečné vlhkosti pro jednotlivá ošetření během první sady měření.	51
Obrázek 25: Průměry nenasyčené hydraulické vodivosti a 95% intervaly pro jednotlivá ošetření. Měření v červenci 2019.	53
Obrázek 26: Průměry nenasyčené hydraulické vodivosti a 95% intervaly pro jednotlivá ošetření. Měření v říjnu 2019.	54
Obrázek 27: Rozdíly nenasyčené hydraulické vodivosti mezi měřeními.....	55
Obrázek 28: Průměry nenasyčené hydraulické vodivosti a 95% intervaly pro jednotlivá ošetření.	56
Obrázek 29: Závislost mezi počáteční vlhkostí (cm ³ /cm ³) a nenasyčenou hydraulickou vodivostí (m/s). Hodnoty jsou pro všechna měření v letech 2019 a 2020.	57

Seznam tabulek

Tabulka 1: Novákova stupnice zrnitosti půd (Janák et al. 1995).....	13
Tabulka 2: Poměr uhlíku a dusíku v některých surovinách ke kompostování (Kalina 2016) ...	25
Tabulka 3: Rozdíly mezi pomalou a rychlou pyrolýzou (Bridgwater 2012).....	29
Tabulka 4: Specifikace Mini disk infiltrometru ("METER Group, Inc." 2018)	38
Tabulka 5: Van Genuchtenovy parametry pro třídy textur půdy a hodnoty A pro poloměr disku 2,25 cm a hodnoty sání od 0,5 do 6 cm ("METER Group, Inc." 2018), s indikací parametrů pro testovanou půdu	40
Tabulka 6: Průměrné hodnoty počáteční vlhkosti (cm^3/cm^3), konečné vlhkosti (cm^3/cm^3) a nenasycené hydraulické vodivosti (m/s). Hodnoty jsou pro nasycenou půdu na 15 % objemové vlhkosti. Měření v listopadu 2020.	48
Tabulka 7: Průměrné hodnoty počáteční vlhkosti (cm^3/cm^3), konečné vlhkosti (cm^3/cm^3) a nenasycené hydraulické vodivosti (m/s). Hodnoty jsou pro nasycenou půdu na 20 % objemové vlhkosti. Měření v listopadu 2020.	48
Tabulka 8: Průměrné hodnoty počáteční vlhkosti (cm^3/cm^3), konečné vlhkosti (cm^3/cm^3) a nenasycené hydraulické vodivosti (m/s). Měření v červenci 2019	52
Tabulka 9: Průměrné hodnoty počáteční vlhkosti (cm^3/cm^3), konečné vlhkosti (cm^3/cm^3) a nenasycené hydraulické vodivosti (m/s) z měření v říjnu 2019.	53

1 Úvod

V dnešní době představuje degradace životního prostředí vážný celosvětový problém, zvláště jde-li o kontaminaci půdy, eutrofizaci nebo vyčerpání půdy. Ještě větším problémem to je, pokud zhoršené životní prostředí má dopad i na výrobu potravin, lidské zdraví nebo ekosystémy (Zhang et al. 2018). Proto byla zpracována řada studií, která měla za cíl zastavit tento zhoršující se trend.

Jelikož je zemědělský průmysl jedním z největších spotřebitelů vody, která je však nejdůležitějším přírodním zdrojem, měli bychom se snažit co nejvíce ji hospodárně využít. Schopnost půdy zainfiltrovat a transportovat srážkovou vodu spolu se schopností půdy vodu zadržet je dána jejími hydrofyzikálními vlastnostmi. Mezi nejdůležitější patří hydraulická vodivost a retenční čára (Ouyang et al. 2013; Jha et al. 2019). Ty mohou ovlivnit látky, které do půdy záměrně přidáváme. Mezi látky, které se používají a mají vliv na půdu můžeme zařadit i biouhel, který vzniká jako odpad při jiných procesech.

Využití biouhlu je rozsáhlé. Jeho aplikací do půdy se mohou zmírnit změny klimatu a díky sekvestraci uhlíku se může i ochránit půdní prostředí, jelikož dochází ke snížení emisí skleníkových plynů. Také má dobrý vliv na sanaci kontaminované půdy (Leng et al. 2019). Razzaghi et al. (2020) uvádí, že aplikací biouhlu do půdy se mohou změnit některé její vlastnosti. Kromě toho, že se změní chemické vlastnosti půdy, jako je například zvýšení pH nebo množství extrahovatelných živin, má také vliv na fyzikální vlastnosti půdy, na které je dobré cílit, pokud bychom chtěli dosáhnout plnohodnotného využití vody a zabránit jejímu plýtvání. Přidání biouhlu do půdy by se mělo projevit pozitivním způsobem na objemovou hmotnost půdy a její hydraulickou vodivost. Také by měla být půda schopna lépe zadržovat vodu, čímž se může zvýšit i produktivita plodin. Tento pozitivní vliv biouhlu je více znatelný u půd, které mají hrubou strukturu než u půd s jemnější strukturou. Větší objem zadržené vody v půdě by mohl být způsoben díky vysoké pórovitosti biouhlu, přítomnosti hydrofilních domén a jeho velkému specifickému povrchu.

Biouhel je vyráběn z různých druhů odpadů a rostlinných zbytků za nedostatečného nebo žádného kyslíky pomocí termochemických procesů, jako je například pyrolýza, karbonizace nebo zplyňování. Díky tomu, že se používají různé suroviny a odlišné podmínky při pyrolýze, se i liší fyzikálně-chemické vlastnosti jednotlivých produktů (Sohi et al. 2010; Amin et al. 2016). Jelikož je biouhel vyráběn z odpadů, dochází tak k jeho využití a odpad se stává cenným zdrojem (Zhang et al. 2018).

2 Vědecká hypotéza a cíle práce

2.1 Cíl práce

Cílem diplomové práce bylo vyhodnotit vliv přidaného biouhlu do půdy ve skleníku na hydraulickou vodivost blízko nasycení $K(h=-2 \text{ cm})$ v termínu cca 1,5 roku od jeho aplikace do půdy, která byla měřena pomocí Mini disk infiltrometru. Charakterizovat a porovnat tento vliv pro zvolenou půdu (modální hnědozem) na základě čtyř variant ošetření; půda s přídatkem kompostu, a s přídatkem kompostu se třemi variantami biouhlu. Dále pak využít dříve změřená data a vyhodnotit délku trvání tohoto vlivu.

2.2 Vědecká hypotéza

Aplikace různě ošetřeného biouhlu do testované půdy s přídatkem kompostu se nijak neprojeví na její schopnosti infiltrovat a transportovat vody, tedy na její hydraulické vodivosti $K(h)$.

3 Literární rešerše

3.1 Půda a její vlastnosti

Půdou se rozumí nejsvrchnější část zemské kůry, která je tvořena zvětralinami, odumřelými i živými organismy a minerálními látkami. Půda je neustále se vyvíjející a přetvářející hmota, která uchovává informace o dřívějších procesech a režimech, které jí tvořily (Bičík et al. 2009). Obor, který se zabývá půdoznalstvím, se nazývá pedologie a zahrnuje dva termíny: půda a zemina. Termínem půda se rozumí součást přírody a její klasifikační jednotkou je půdní typ, což je například černozem nebo hnědozem. Zatímco u termínu zemina si můžeme představit část půdy, která je vytržena z půdního prostředí, jako je například vzorek půdy nebo půdní substráty a klasifikační jednotkou je půdní druh. To je například zemina písčitá nebo hlinitá (Vráblík & Vráblíková 2006; Kalina 2016).

3.1.1 Fyzikální vlastnosti půdy

Fyzikálními vlastnostmi půdy se rozumí jednotlivé vztahy mezi pevnou, kapalnou a plynou složkou v půdě. Tyto vlastnosti jsou dány její pórovitostí, zrnitostí, strukturou, zhutněním a retencí (Šarapatka 1996).

Zrnitost půdy neboli také textura nám udává velikost a zastoupení půdních frakcí. Jednotlivé frakce se dělí podle velikosti na skelet (> 2 mm) a jemnozem (< 2 mm), tu pak ještě dále rozdělujeme do tří kategorií na písek (2 - 0,05 mm), prach (0,05 – 0,001 mm) a jíl (< 0,001 mm). V České republice se zrnitost hodnotí podle trojúhelníkového diagramu USDA (viz obrázek č. 1) a půdní druhy dle stupnice Nováka (viz tabulka č. 1) (Vráblík & Vráblíková 2006; Sážka et al. 2018).

Tabulka 1: Nováková stupnice zrnitosti půd (Janák et al. 1995)

% frakce < 0,01 mm	Označení zeminy	Označení druhu půdy
do 10	písčitá	lehká
10 - 20	hlinitopísčitá	lehká
20 - 30	písčitohlinitá	střední
30 - 45	hlinitá	střední
45 - 60	jílovitohlinitá	těžká
60 - 75	jílovitá	těžká
nad 75	jíl	těžká



Obrázek 1: Trojúhelníkový diagram zrnitosti půd USDA (Němeček et al., 2001)

Pórovitost je charakteristika vyjadřující poměr objemu pórů ku celkovému objemu půdního vzorku, tedy celkový objem půdy, který není tvořen pevnou frakcí a je vyplněn vzduchem nebo vodou (Lukac & Godbold 2011). Vyjadřuje se v procentech a většinou dosahuje hodnot 40-60 %. Póry jsou často spojitě a můžeme je rozdělit na kapilární, kde je voda vázána kapilární silou, semikapilární, tyto póry jsou vyplněny vodou i vzduchem a gravitační neboli nekapilární, ty jsou hrubší a voda se jimi pohybuje směrem dolů díky gravitační síle (Kutílek 1978; Sáňka et al. 2018). Dále můžeme póry také dělit podle velikosti na makropóry, ty jsou větší než 50 μm a zahrnují gravitační vodu, mezopóry, které jsou velké 20-50 μm a obsahují vodu přístupnou kořenům rostlin a nakonec mikropóry, který mají velikost do 20 μm a zadržují vodu, která není přístupná rostlinám (Lukac & Godbold 2011).

Úzce s pórovitostí souvisí zhutnění půdy a její retenční schopnost, tedy schopnost půdy vodu zadržet. Retenční schopnost je vyjádřena retenční vodní kapacitou, což je maximální objem vody, která se dokáže v půdě zadržet po nadměrném zvlhčení a dokáže jí uvolnit rostlinám, když je potřeba (Vopravil et al. 2010). Snížení pórovitosti půdy může vést k jejímu zhutnění nebo k deformaci až destrukci její struktury. Snížením pórovitosti, změnou jejich tvaru a spojitosti se snižuje množství dostupné vody pro rostliny a schopnost půdy infiltrovat a transportovat vodu (tedy její hydraulická vodivost). Zhutnění půdy nemusí být trvalé. Buď se půda přes zimu sama regeneruje do hloubky až 80 cm nebo se dá zhutnění napravit mechanicky (Hůla et al. 1997; Vráblík & Vráblíková 2006).

3.1.2 Půdní voda a její hydrolimity

Voda, která se nachází v půdě, ať je v jakémkoli skupenství se nazývá půdní voda. Mezi půdní vodu však nezahrnujeme vodu krystalickou a hydroxylové skupiny, které můžeme odstranit při vyšších teplotách (Kutílek 1978; Vráblik & Vrábliková 2006). Některé půdy mají dobrou schopnost zadržovat vodu, jiné půdy vodu rychle transportují do hlubších vrstev. Mezi důležité vlastnosti půdy, které ovlivňují vodní režim v půdě, patří infiltrační schopnost půdy. Voda, která spadne do půdy ve formě srážek, je infiltrována do svrchní části, kde je zadržována a její přebytek se transportuje do větší hloubky směrem k hladině podzemní vody, která se tvoří nad nepropustnou podložní vrstvou (Hohenberger 1994; Vráblik & Vrábliková 2006).

Proudění vody v půdě je určováno energetickým stavem, který se nazývá potenciál a vyjadřuje působení všech sil v půdě. Potenciál můžeme definovat jako energii, která působí na jednotkovou hmotnost a je vyjádřen v $J \cdot kg^{-1}$, nebo jednotkový objem, pak se označuje jako sací tlak a je uváděn v Pa a jako třetí a často používané je vyjádření potenciálu jako energie na jednotkovou tíhu a je vyjádřený v délkových jednotkách, např. v m. Vztah mezi potenciálem a objemovou vlhkostí půdy vyjadřuje retenční čára půdní vlhkosti (Vráblik & Vrábliková 2006; Vopravil et al. 2009). Pohyblivost půdní vody a její dostupnost pro rostliny nám určují charakteristické body retenční čáry, které se také nazývají hydrolimity. Ty můžeme dělit buď na základní, anebo na aplikované (Vráblik & Vrábliková 2006; Novák & Hlaváčiková 2019).

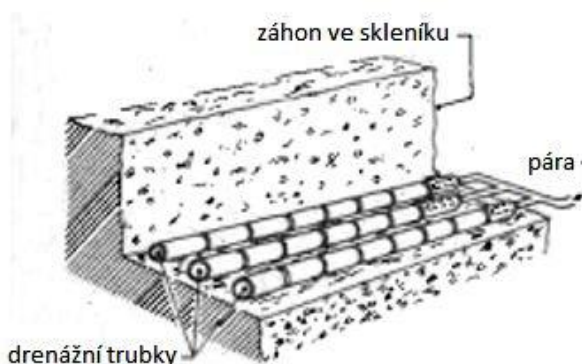
Do základních půdních hydrolimitů patří adsorpční vodní kapacita, lentokapilární bod a retenční vodní kapacita. Adsorpční vodní kapacita je maximální vodní kapacita, kterou může půda poutat pomocí adsorpčních sil. Stav vlhkosti, který se nachází mezi těžce pohyblivou a lehce pohyblivou kapilární vodou se nazývá lentokapilární bod. A retenční vodní kapacitou se rozumí maximální množství vody, kterou půda může poutat po nadměrném zavlažení půdy (Vráblik & Vrábliková 2006; Vopravil et al. 2009).

Mezi aplikované půdní hydrolimity patří polní vodní kapacita, která se označuje θ_{PK} a je to stav, kdy je voda v pórech pouze kapilární, neobsahuje vodu gravitační (Sáňka et al. 2018). Dále sem můžeme zařadit plnou vodní kapacitu, která se vyznačuje zaplněním všech kapilárních i gravitačních pórů. A posledním hydrolimitem, který spadá do aplikovaných půdních hydrolimitů je bod vadnutí, který se označuje θ_{BV} a značí mezní vlhkost půdy, kdy rychlost proudění je natolik sníženo, že přítok vody nestíhá vyrovnat ztráty a rostliny trvale vadnou (Vráblik & Vrábliková 2006; Vopravil et al. 2009).

3.2 Skleníky: půda a zavlažování

Hydraulickou vodivostí je charakterizována schopnost půdy infiltrovat a transportovat vodu půdou, která není zcela nasycena vodou. Nejdříve se tyto charakteristiky měřily v nasycených půdních podmínkách pro účely odvodnění zemědělských půd nebo ve stavebnictví. Později se začaly měřit také v nenasyčených podmínkách pro studium transportu vody pod povrchem v rámci hydrologických studií. Nenasycenou zónou, správně nyní nazývanou vadózní zónou, je uvažována část půdy nad hladinou podzemní vody s proměnlivou úrovní nasycení. Jedná se o prostředí mezi horní hranicí povrchu a spodní hranicí, kterou tvoří hladina podzemní vody nebo nepropustné podloží. Tato zóna hraje důležitou roli v hydrologickém cyklu, neboť její vlastnosti určují, kolik vody pronikne do půdy a kolik odteče povrchovým odtokem. Měření nenasyčené hydraulické vodivosti lze provádět jak v laboratoři, tak i v terénu (Dirksen 2000; Valla et al. 2000).

Aby se zabránilo růstu plevelů nebo původcům chorob a škůdcům, je také dobré zeminu propařit horkou párou po dobu 30 minut nebo použít chemické prostředky. Propařovat zeminu můžeme také stabilním zařízením, který tvoří drenážní trubky na dně záhonů. Těmito trubkami je rozváděna pára (viz obrázek č. 2). Nevýhodou u chemických prostředků je to, že ničí pouze některé choroby a škůdce. Také jsou však často i zdraví škodlivé, proto musíme dodržovat ochranná opatření, jako je například dodržení lhůty asi 6 týdnů po aplikaci, než prostředek přestane být nebezpečný (Lutz 1985; Hoskovec & Kovář 2005)



Obrázek 2: Stálý systém na propařování zeminy (Lutz 1985)

Zemina ve skleníku se vyčerpává mnohem více než půda venku. Je to způsobeno také tím, že zde chybí regenerace půdy díky dešti a větru. Měl by se tedy pěstební substrát pravidelně vyměňovat, na podzim nebo těsně před výsadbou na jaře, buď za úplně nový nebo za starý, ale zregenerovaný. Regeneraci takové půdy docílíme tím, že ji smícháme s kompostem a budeme ji ošetřovat stejně jako kompost (Vondrák 2007).

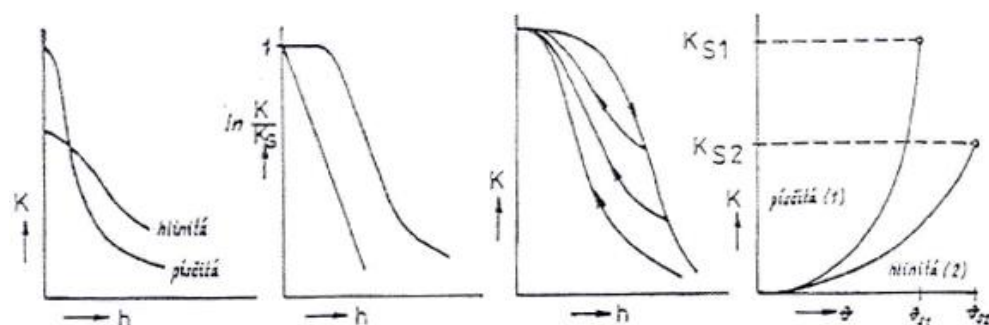
Zavlažovat by se mělo vodou, která je odstátá a má stejnou teplotu jako je uvnitř ve skleníku, jinak by mohlo dojít k poškození rostlin. Také by se rostliny neměly moc rosit, ale mělo by se

zalévat spíše ke kořenům. Současným trendem zavlažování je použití kapkové či postřikové závlahy s možností automatizace. Povrchové zavlažovače jsou tvořeny rozstřikovači v úrovni rostlin a rozlišujeme je na celoplošné, zde se nejčastěji používají trysky, dále zvlhčování pásů nebo můžeme mít bodově lokalizovanou závlahu. Nevýhodou může být, že výrazně ovlivňují klima. Naproti tomu podpovrchové zavlažovače obsahují zavlažovací hadice zapravené pod povrch a voda se tak dostává přímo ke kořenům. Nejvhodnějším způsobem je kapková závlaha (povrchová, podpovrchová). Ta je tvořena hadicemi, které mají labyrintové kapkovače a jsou napojeny přímo na zdroj vody. Voda se tak tedy dostává přímo ke kořenům v malém množství, ale permanentně. Výhodou je dobré hospodaření s vodou, kdy dochází ke značné úspoře vody a nenáročná obsluha. Nevýhodou může být, že rostliny nemusí vytvářet tak velké objemy kořenů, což má za následek to, že jsou zranitelnější a náročnější na přihnojování (Volf & Votruba 1991; Hoskovec & Kovář 2005; Vondrák 2007).

3.3 Nenasycená hydraulická vodivost

Hydraulickou vodivostí se myslí schopnost půdy infiltrovat a transportovat vodu. Nejdříve se tyto charakteristiky měřily v nasycených půdních podmínkách pro účely odvodnění zemědělských půd nebo ve stavebnictví. Později se začaly měřit také v nenasycených podmínkách pro studium transportu vody pod povrchem v rámci hydrologických studií. Nenasycenou zónou, správně nyní nazývanou vadózní zónou, je uvažována část půdy nad hladinou podzemní vody s proměnlivou úrovní nasycení. Jedná se o prostředí mezi horní hranicí povrchu a spodní hranicí, kterou tvoří hladina podzemní vody nebo nepropustné podloží. Tato zóna hraje důležitou roli v hydrologickém cyklu, neboť její vlastnosti nám určují, kolik vody pronikne do půdy a kolik odtече povrchoým odtokem. Měření nenasycené hydraulické vodivosti lze provádět jak v laboratoři, tak i v terénu (Dirksen 2000; Valla et al. 2000).

Voda, která se nachází v půdě se vždy pohybuje z místa o vyšším potenciálu do místa s nižším potenciálem. To, do jaké míry je půda schopna umožnit proudění vody nám říká hodnota nenasycené hydraulické vodivosti $K(h)$. Tato hodnota je ovlivněna vlhkostí a vlhkostním potenciálem neboli tlakovou výškou (Kutílek et al. 1993; Císlarová 2003). Na obrázku č. 3 můžeme vidět, jak je nenasycená vodivost K závislá na záporné tlakové výšce h a vlhkosti θ .



Obrázek 3: Závislost nenasycené vodivosti na tlakové výšce a vlhkosti (Kutílek et al. 1993)

3.3.1 Měření nenasycené hydraulické vodivosti

Nenasycenou hydraulickou vodivost je možno měřit v terénu (in-situ) anebo v laboratoři na neporušených půdních vzorcích či na uměle nahutněných profilech.

Laboratorní metody pro měření nenasycené hydraulické vodivosti se nejčastěji provádí na neporušených vzorcích. Jen ojediněle se vzorky uměle hutní do plastových nebo kovových válečků. Tyto metody jsou založené na aplikaci Darcy-Buckinghamova zákona, který je ve tvaru (Kutílek et al. 1993; Valla et al. 2000):

$$v = -K \text{ grad } H \quad [3.1]$$

Kde v je objemový tok (m/s), K je nenasycená vodivost (m/s), $\text{grad } H$ je hydraulický gradient neboli potenciál.

Kombinací Darcy-Buckinghamovy rovnice s rovnicí kontinuity je řídicí rovnice proudění, Richardsova rovnice (Kutílek et al. 1993):

$$\frac{d\theta}{dh} * \frac{\partial h}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left(K(h) \frac{\partial H}{\partial z} \right) \quad [3.2]$$

V současné době je možno pro stanovení retenční čáry a nenasycené hydraulické vodivosti využít evaporační metodu navrženou Schindlerem et al. (2010). Při této metodě jsou vzorky nejdříve nasyceny vodou a poté vystaveny odpařování. Vzorky půdy jsou napojeny na počítač, který zaznamenává kontinuální změnu potenciálu ve dvou bodech vzorku pomocí tenzometrů při současném měření hmotnosti vzorku. Pro stanovení retenční čáry a nenasycené hydraulické vodivosti se používá také Crust metoda. Tato metoda spočívá v umístění vzorku na sloupec hrubozrnného písku a volném protékáním drénovanou vodou, přičemž se dovnitř vzorku umístí tenzometr, který zaznamenává změnu hodnot tlakové výšky (Kodešová 2005).

Pro měření nenasycené hydraulické vodivosti se upřednostňují terénní metody, a to vzhledem ke skutečnosti, že je vhodné měřit charakteristiku na neporušeném neohraničeném přírodním profilu, který je charakteristický pro dané místo. Na druhou stranu je zemina ve skleníku také uměle připravována (vrstvena) a je tedy možné svrchní část profilu imitovat. Pro měření je možné použít přístrojů různé konstrukce, obecně označovaných jako tlakové infiltrometry. Tenzní infiltrometry mohou být manuální či automatizované. Mohou se skládat z jednoho infiltračního disku, přes který je voda infiltrována ze zásobníku za předem nastavené hodnoty tlakové výšky (Dixon 1975; Topp & Zebchuk 1985). Nenasycená hydraulická vodivost může být odvozena také na základě změřeného průběhu infiltrace přes dva nebo tři disky o různých průměrech pro jednu zvolenou tlakovou výšku (Smettem & Clothier 1989; Thony et al. 1991). Další z možností je

měření množství zainfiltrované vody přes jeden infiltrační disk pro řadu po sobě jdoucích kroků odrážející různé nastavení tlakové výšky (Perroux & White 1988), automatizovaný typ (Ankeny et al. 1991; Casey & Derby 2002) nebo plně automatizovaný typ pro tři měření probíhající současně (Šprongrová et al. 2009). Tenzní infiltrometry jsou také komerčně distribuované; např. infiltrometr založený na designu Ankennyho (1998) s volitelnou možností automatizovaného odečítání výšky hladiny vody v rezervoáru společnosti Soil Measurement system, CA, USA nebo Mini Disk infiltrometr společnosti METER Group Inc., USA.

Velkou oblibu si díky snadné přenosnosti, díky kompaktním rozměrům a malé hmotnosti, nízké spotřebě vody na jedno měření (cca 150 cm³ vody) a relativně rychlému průběhu měření při možnosti nastavení tlakové výšky od -0,5 do -7 cm, získal Mini Disk infiltrometr od společnosti METER Group, Inc. USA. Průměr infiltračního disku 4,5 cm není velký a pro heterogenní půdy dostatečný, zato je tím usnadněna příprava povrchu a zajištění plného kontaktu mezi infiltračním diskem a povrchem testované půdy, který je pro správný průběh měření nezbytný.

3.3.2 Vlastnosti ovlivňující nenasycenou hydraulickou vodivost

První důležitou vlastností, která ovlivňuje nenasycenou hydraulickou vodivost je zrnitostní složení půdy. Podle zrnitosti můžeme půdu rozdělit na písčité (lehké), hlinité (středně těžké) a jílovité (těžké). Písčité půdy obsahují do 25 % zrn o velikosti < 0,01 mm a snadno propustí vzduch, ale i vodu, z čehož vyplývá, že mají malou vodní kapacitu a půdy jsou chudé na humus. Hlinité půdy mají 25 – 45 % zrn o velikosti < 0,01 mm. Tyto půdy mají optimální vodní kapacitu a jejich propustnost je závislá na struktuře půdy. Jílovité půdy obsahují nad 45 % zrn o velikosti < 0,01 mm, jejich propustnost je malá, ale zato mají velkou vodní kapacitu. Tyto půdy jsou často přemokřené, snadno bobtnají a pomalu vysychají (Kutílek et al. 1993).

Další důležitou vlastností je struktura půdy. Půdní částičky vytvářejí makroagregáty (> 0,25 mm) a mikroagregáty (< 0,25 mm), které jsou ve vodě nerozpustné a stabilní. Zhutňováním půdy za vyšší vlhkosti se však v půdě vytvářejí takzvané pseudoagregáty, a hydraulická vodivost se snižuje (Kutílek et al. 1993; Coutadeur et al. 2002). Xie & Fan (2004) dokázali ve své studii, že struktura půdy má významný vliv na hydraulickou vodivost a že se zvyšujícím se obsahem jílu se hydraulická vodivost snižuje. Bagarello & Provenzano (1996) uvádějí, že čím je vyšší počáteční vlhkost v půdě, tím se rychlost hydraulické vodivosti snižuje. Ke stejnému výsledku se také dostal Benson (1995), který zkoumal závislost mezi počáteční vlhkostí a nenasycenou hydraulickou vodivostí $K(h)$.

Na hydraulickou vodivost mají také vliv různé přídavky do půdy, jako je například kompost nebo biouhel. Kompost aplikovaný na půdu zvyšuje úrodnost půdy, ale také mění hydraulické vlastnosti půdy díky působení na strukturní pórovitost půdy. Po přidání

kompostu se může nenasycená hydraulická vodivost snížit ve srovnání s tou, která ošetřená není. Tento efekt však po čase může zmizet a zatím co na neošetřené půdě nenasycená hydraulická vodivost klesá na půdě s kompostem je stabilní (Schneider et al. 2009). Aplikací biouhlu se mohou změnit některé hydraulické vlastnosti půdy, jako je například infiltrabilita. Účinek na půdu je však rozlišný. Některé studie dokázaly, že přidáním biouhlu se hydraulická vodivost zvýšila, u některých se snížila, anebo přidávek biouhlu neměl velký vliv na hydraulickou vodivost (Laird et al. 2010; Ibrahim et al. 2013; Lei & Zhang 2013). Vliv na tento efekt má především zrnitostní složení půdy, do které se biouhel přidává. U písčitých půd může dojít k žádoucímu snížení hydraulické vodivosti a zvýšení doby zdržení vody ve svrchní části profilu, zatímco u půd jílovitých ovlivní její strukturu tak, že dojde ke zvýšení hodnoty $K(h)$ (Barnes et al. 2014)

3.4 Odpadní materiály

Zákon o odpadech č. 541/2020 Sb., který nahrazuje starý zákon o odpadech z roku 2001 vyšel v účinnost 1. ledna 2021. Stejně jako zákon minulý je i tento základním a nejobsáhlejším zákonem v oblasti odpadového hospodářství v České republice. Zpracovává předpisy Evropské unie a upravuje pravidla pro předcházení vzniku a nakládání s odpady, práva a povinnosti osob a působnost orgánů veřejné správy v odpadovém hospodářství. Tento zákon dále definuje odpad jako „každou movitou věc, které se osoba zbavuje nebo má úmysl nebo povinnost se jí zbavit a přísluší do některé ze skupin odpadů uvedených v příloze tohoto zákona“. Dle § 5 tohoto zákona je původce a oprávněná osoba povinna zařadit odpad pod katalogové číslo, které stanovuje vyhláška č. 8/2021 Sb., Katalog odpadů a do skupin nebezpečný nebo ostatní odpad. V Katalogu odpadů je odpad charakterizován šestimístním číslem, kde první dvojčíslí určuje skupinu odpadů, druhé dvojčíslí podskupinu odpadů a poslední dvojčíslí druh odpadu. Pokud je za číslem uvedena „*“, značí to nebezpečný odpad. Takový odpad vykazuje jednu nebo více nebezpečných vlastností (například hořlavost, výbušnost, a další). Nebezpečné vlastnosti jsou uvedeny v nařízení komise (EU) č. 1357/2014 a slouží k pozdějšímu nakládání s odpadem.

Odpadní materiály, které se dají dále využít na zlepšení půdních vlastností se řídí zákonem č. 156/1998 Sb., O hnojivech, jehož úplné znění je v předpise č. 461/2004 Sb. Tento zákon stanovuje podmínky uvádění do oběhu, skladování a používání hnojiv, pomocných půdních látek, pomocných rostlinných přípravků a substrátů. Dále také podmínky agrochemického zkoušení zemědělských půd nebo používání upravených kalů.

Mezi odpadní materiály, které se dají využít na zlepšení půdních vlastností patří organická hnojiva, čistírenské kaly, odpady z bioplynových stanic a popele ze spalování biomasy.

Hnojiva jsou látky přidávané do půdy, díky kterým je zlepšena výživa rostlin, a i jejich výnosy a jakost. Tyto látky se nemusí přidávat pouze do půdy, ale lze hnojit i do vzduchu, anebo také lze hnojit na vodu (hnojení rybníků a rýže). Hnojení kromě zajištění potřebné výživy rostlin ovlivňuje také úrodnost půdy a její fyzikální, chemické a biologické vlastnosti (Duchoň & Hampl 1962; Vráblik & Vrábliková 2007). Hnojiva můžeme dělit na přímá a nepřímá. Do přímých hnojiv patří hnojiva statková (chlévkový hnůj, kejda, močůvka, komposty, a další.) a průmyslová hnojiva. Nepřímá hnojiva nemusí obsahovat hlavní rostlinné živiny, ale mohou například přispívat uvolňováním rostlinných živin z půdních zásob (Duchoň & Hampl 1962).

Organická hnojiva neboli statková hnojiva do půdy dodávají především snadno rozložitelné sloučeniny, které slouží jako zdroj energie a živin pro mikroorganismy, a také stabilizované složky a organické látky, které se dále transformují na humusové látky (Vaněk et al. 2012). Kromě organických látek tato hnojiva obsahují živiny, jako je například dusík (N), fosfor (P), draslík (K), vápník (Ca) nebo hořčík (Mg). Tyto látky se musí pravidelně do půdy doplňovat, jinak dojde ke zhoršení fyzikálně-chemických vlastností půdy (Škarda 1978). Půdy, které jsou jimi hnojeny mají lepší fyzikální vlastnosti, lépe přijímají vodu a živiny a jsou odolnější k výkyvům pH (Duchoň & Hampl 1962; Hlušek 2004). Jsou tedy rozdělovány na statková hnojiva živočišného nebo rostlinného původu a mají rozdílnou dobu působení, která závisí na teplotě a vlhkosti půdy, dále také na obsahu vody v hnojivu a na typu organické hmoty (Hlušek 2004; Černý et al. 2013).

V bioplynových stanicích při výrobě bioplynu vzniká fermentační zbytek neboli digestát. Nejčastěji se využívá jako kvalitní hnojivo, neboť aplikace zvyšuje dostupnost dusíku pro rostliny. Lze ho však použít i jako surovinu na výrobu kompostu, neboť omezuje tepelné ztráty a provzdušňuje směs (Usták & Váňa 2006; Nkoa 2014). Aplikace popela z biomasy má za následek zvýšení pH v půdě. Kvůli vysoké alkalitě popela také dochází ke zvýšení mineralizace půdní organické hmoty. Jelikož popel obsahuje dobře rozpustné soli může dojít i k vyšší salinitě půdy (Demeyer et al. 2001).

3.4.1 Kompost

Kompost je nejstarší a nejpřirozenější způsob, jak se dá zlepšovat půda. Vzniká z organických odpadů z domácnosti a ze zahrad, a tudíž se jedná o organicko-minerální hnojivo. Je bohaté na organickou hmotu a pomalu uvolnitelný dusík. Také obsahuje humus a přijatelné živiny, které jsou nezbytné pro růst rostlin. Humus v kompostu je důležitý, protože jsou na něj vázány živiny, které se postupně uvolňují rostlině, když to právě potřebuje. Nejdůležitější vlastností humusu je pomalé uvolňování dusíku a fosforu, zlepšení struktury půdy a jejich sorpčních vlastností, snížení toxicity pesticidů a jiných jedovatých látek. Kompostování je biologický proces, který probíhá za aerobních podmínek a díky činnosti mikroorganismů, zejména bakterií, plísní, kvasinek a aktinomycet, se rozkládají vyšší nestabilní organické sloučeniny na stabilní jednodušší látky. Této činnosti se říká tlení a jeho výsledkem je kompost, který má menší objem a hmotnost, ale také má menší obsah vody a nežádoucích mikroorganismů, které se nacházejí ve vstupních surovinách (Plíva 2009; Zemánek et al.

2010). Při tlení se také tvoří fermenty a enzymy, které mohou být přijímány rostlinami, a díky tomu se posiluje jejich zdraví a odolnost proti chorobám (Kalina 1999).

Bylo dokázáno, že když se do kompostu přidá 15 % lignitu, zvýší se celkový obsah dusíku o 25 % a zvýší se tak retence dusíku do půdy (Evans 2001; Kalina 2016; Cao et al. 2020). Kompost je jádrem ekologického zahradničení a díky jeho výrobě se minimalizuje využívání vnějších zdrojů a snižuje se znečišťování prostředí, zlepšuje se biodiverzita a zdraví půdy. Další výhodou používání kompostu je zvýšení retence půdy, neutralizace kyselých půd a snížení zhutnění (Pears 2011; Hejátková 2017). Zhen et al. (2014) ve své studii uvádějí, že při použití kompostu z hnoje se v půdě zvýšilo množství kultivovaných mikroorganismů a mikrobiální biomasy. Díky čemuž se zlepšilo dýchání půdy, ale také enzymatická aktivita. Dále bylo dokázáno, že s rostoucím podílem kompostu v půdě se více potlačují choroby rostlin, ale velmi záleží na složení kompostu a jeho zralosti (Fuchs 2002; Manirakiza et al. 2021).

Další výhodou přidání kompostu do půdy je omezení půdní eroze. Ta je v posledních letech jedním z nejzávažnějších problémů v oblasti životního prostředí a je spojená s celkovou degradací zemědělského půdního fondu. Díky erozi je odnášena svrchní nejúrodnější část půdy a zároveň dochází k zanášení vodotečí. Zapravením kompostu do půdy je možné předcházet těmto potížím, ale i dalším negativním jevům, jako je například snížená infiltrační schopnost půdy. Díky snížené infiltrační schopnosti dochází k menšímu průsaku vody do hlubších částí půdního profilu a snižuje se zásoba podzemní vody (Plíva et al. 2016).

Kompost se dá používat jako surový neboli živný humus, který je podle klasifikace Němečka et al. (2001) zařazen do kategorie moder. V této fázi se mohou v hmotě rozeznat ještě nerozložené odolnější části rostlin. Rozkladné procesy jsou totiž v plném proudu, takže zde můžeme vidět organismy, které látky rozkládají. Tato surová hmota se může použít ke hnojení nebo k oživení půdy. Důležité ale je surový kompost nezapravovat do půdy a položit ho pouze na vrchní vrstvu. Dále se dá kompost použít už jako vyzrálý neboli trvalý humus, který je podle Němečka et al. (2001) zařazen do kategorie mul. Poznává se podle tmavého zbarvení a jemné struktury, která neobsahuje viditelné polo zetlelé části rostlin. Zde už rozkladné fáze byly dokončeny, takže živiny jsou pevně navázány v humusojílovitých komplexech. Tato hmota se musí zapravit do půdy a používá se pro zlepšení fyzikálních vlastností půdy (Hohenberger 1994; Bruns & Bruns 2004).

3.4.1.1 Vstupní materiály

Hlavním pravidlem je, že vše, co vyrostlo v přírodě se i do přírody může vrátit ve formě kompostu. Avšak některé odpady se musí před kompostováním speciálně upravit a některé se nedají použít vůbec. V materiálu by se tedy neměly vyskytovat nevhodné materiály, které nám snižují kvalitu kompostu a mají negativní vliv na koncentraci těžkých kovů, elektrickou vodivost nebo na maximální teplotu. Je také zapotřebí smíchat suchý materiál s vlhkým a

použít více různých druhů odpadů, protože každý odpad obsahuje různé minerální látky a stopové prvky (Flowerdew 2011; Rodrigues et al. 2020).

Na kompostování tedy můžeme použít (Kalina 2016):

- rostlinné odpady ze zahrad – celé rostliny, košťály, listí, posekanou trávu, a další
- organické odpady z domácnosti – květiny, zbytky ovoce a zeleniny, kávovou sedlinu, vaječné skořápky, a další
- jiný organický odpad – podestýlka a hnůj z chovu zvířat, výlisky ovoce a révy vinné, slámu, a další

Materiály, které potřebují úpravu, jsou například nemocné rostliny a plevely se semeny. Tento odpad musí projít termickou fází, při které je teplota nad 50 °C, jinak se semena a choroby dostanou zpět do zahrad. Někteří škůdci, jako je například nádorovitost kapusty nebo sněti, však přežijí i termickou fází. Rostliny takto napadené pak musíme spálit, anebo zneškodnit v kontejneru. Jinak by se zárodky mohly rozšířit po zahradě (Sulzberger 1994; Pears 2011; Kalina 2016)

Aby kompostování mohlo probíhat správně, měli by být nejdříve hrubé odpady, jako jsou například zbytky po řezech stromů a keřů, rozdrčeny (dezintegrovány) na velikost 5 centimetrů. Na dezintegraci můžeme použít buď drtiče nebo štěpkovače. Dále například tráva by se měla kompostovat ve směsi s jinými látkami, jako jsou hobliny, rozdrčené dřevo nebo sláma, protože při kompostování samotné trávy by nemohl do kompostu pronikat vzduch (Pears 2011; Kalina 2016; Plíva et al. 2016).

Kvalita kompostovatelných surovin se sleduje, aby se dala určit kvalita vzniklého kompostu, ale také aby se mohla stanovit surovinová skladba základky kompostu. Kvalita surovin se dokládá protokolem o odběru vzorku a protokolem o výsledcích laboratorní analýzy. Oba tyto protokoly pak musí být archivovány. Při odběru vzoru surovin se stanovuje sušina, spalitelné látky, nerozložitelné příměsi, celkový dusík a poměr C:N (poměr uhlíku a dusíku) (Plíva et al. 2010).

Pro kompostování platí, že čím více různorodějšího materiálu se použije do základky, tím je výsledný kompost lepší. Dále by také mělo být vyváжено množství zeleného materiálu, který je vlhký, dužnatý a snadno se rozkládá s množstvím hnědého materiálu, který je naopak suchý a jeho rozklad trvá delší dobu. Bylo však dokázáno, že když se sníží obsah slámy v kompostovaném kalu z čistíren odpadních vod, nemá to negativní dopad na průběh kompostování, pouze se prodlužuje doba za zvýšené teploty (Pears 2011; Sidelko et al. 2020).

3.4.1.2 Základní podmínky procesu kompostování

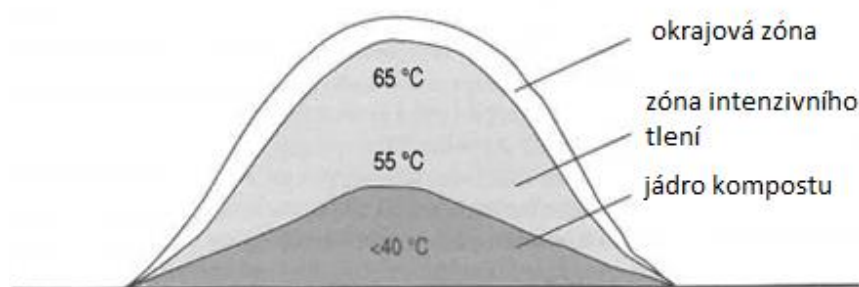
Aby byl kompost kvalitní je zapotřebí dodržet několik podmínek, které proces kompostování ovlivňují. Jedná se o poměr C:N, vlhkost, pH, mikrobiální aktivitu, obsah kyslíku, teplotu, velikost částic (Plíva et al. 2006).

Vlhkost

Stejně jako každý jiný organismus i mikroorganismy potřebují ke správnému fungování ve své potravě určité množství vody. Při jejím nedostatku zastavují svou činnost do doby, dokud se podmínky nezlepší, například deštěm nebo zálivkou. Naopak je-li materiál převlhčen dochází v důsledku nedostatku vzduchu k hnilobným procesům (Kalina 2016). Vlhkost je závislá na pórovitosti surovin a její optimální vlhkost by měla být 40–65 % a zjistí se takzvanou pěstní zkouškou. Tato zkouška je pouze orientační a spočívá v tom, že se materiál vezme do dlaně a zmáčkne se. Když je materiál optimálně vlhký, zůstane po otevření dlaně pohromadě. Pokud se rozpadne je příliš suchý a pokud je mezi prsty voda, je příliš vlhký. Vlhkost na začátku kompostování by měla být vyšší než v konečném produktu, protože pórovitost kompostu se díky činnosti mikroorganismů zmenšuje, a tak klesá i potřeba vlhkosti (Kalina 2004; Plíva et al. 2016).

Obsah kyslíku

Mikroorganismy potřebují ke zpracování kompostu velké množství kyslíku, hlavně v počáteční fázi rozkladu. Proto musí být zajištěno neustálé proudění vzduchu až do středu zakládky. To docílíme použitím strukturní hmoty, jako je například sláma, seno, kůra nebo piliny. Jestliže je z kompostu cítit zatuchlý pach, dokazuje to, že je zde nedostatek vzduchu a měl by se překopat. Nedostatek vzduchu také dokazuje hrudkovitý či lehce stlačený materiál. Kompost by měl být stále kyprý i ve středu kompostu. V první fázi lze také obsah kyslíku zjistit pomocí změření teploty, která by měla přesáhnout 40 °C (Kalina 2016). Na obrázku č. 4 můžeme vidět rozdělení teplot v kompostu.



Obrázek 4: Rozdělení teplot v kompostu (Kalina 2016)

Poměr C:N

Poměr uhlíku a dusíku je pro mikroorganismy rozhodujícím faktorem, který určuje životní klima. Aby byl správný průběh kompostování a nejvyšší tvorba humusu, je zapotřebí uzpůsobit surovinou skladbu tak, aby byl poměr C:N optimálně 20 až 30:1. Čím lépe se podaří na začátku dodržet tyto hodnoty, tím rychleji bude probíhat tlení a budou menší ztráty uhlíku a dusíku (Bruns & Bruns 2004; Plíva et al. 2010). Jestliže budeme mít vyšší hodnoty, bude chybět dusík, který je důležitý pro tvorbu bílkovin a kompost bude zrát pomaleji a bude mít horší jakost (Sulzberger 1994). V tabulce č. 2 můžeme vidět některé poměry C:N u výchozích surovin.

Tabulka 2: Poměr uhlíku a dusíku v některých surovinách ke kompostování (Kalina 2016)

Surovina	C : N	Surovina	C : N
kůra	120 : 1	drůbeží trus	10 : 1
pilin	500 : 1	močůvka	2 : 1
papír, karton	350 : 1	kejda skotu	10 : 1
odpad z kuchyně	15 : 1	hnůj skotu	25 : 1
odpad ze zahrady	40 : 1	sláma (žito, oves)	60 : 1
listí	50 : 1	sláma (pšenice, ječmen)	100 : 1
posekaná tráva	20 : 1	odpad z domácí zabiječky	16 : 1

Hodnota pH

Hodnota pH by měla být optimálně 6,5 – 8. Pokud je materiál moc kyselý, dochází k úhynu mikroorganismů a naopak, má-li kompost vyšší hodnoty může docházet díky přeměně dusíkatých sloučenin ke ztrátám dusíku. Hodnota pH se v průběhu kompostovacího procesu mění. Na začátku je hodnota nižší, kdy může dosahovat až 5, ale jakmile se teplota dostane nad 50 °C, hodnota pH prudce stoupá a v další fázi procesu se ustálí na hodnotě 7–8 (Evans 2001).

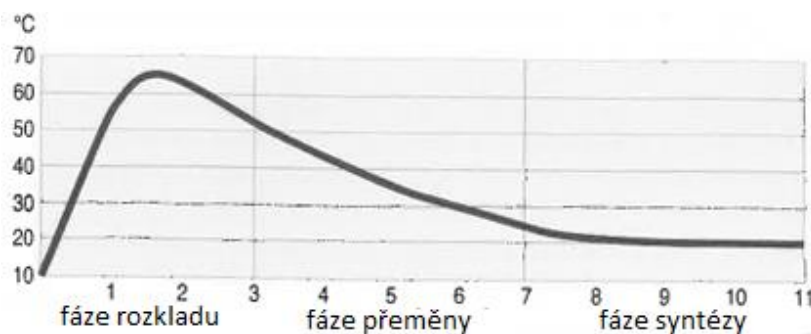
Přídavek půdy

Jestliže chceme získat kvalitní konečný kompost, je nutné přidat do zakládky půdu. Jednak materiál lépe zetlí, ale také se naočkuje potřebnými mikroorganismy. Další výhodou přidání půdy do kompostu je, že zemina dokáže zadržet vodu a dochází k příznivějším podmínkám pro mikroorganismy. Také je dokázáno, že půda dokáže poutat zápach (Kalina 2016).

3.4.1.3 Proces kompostování

Na těžkých půdách je dobré před začátkem kompostování nejdříve půdu rozvolnit do hloubky 20 cm a na to dát vrstvu větviček, aby mohl kompost dýchat i ze spodu. Umělé dělení vrstev však není pro rozklad vhodný. Na pórovitém podkladu můžeme tedy hned vstupní materiál dobře promíchat (Sulzberger 1994).

Průběh kompostování je u všech technologií podobný. Z hlediska probíhajících dějů je jedno, zda proces probíhá na volných hromadách neřízeně nebo ve speciálních kompostovacích zařízeních (Plíva et al. 2006). Rozklad organických materiálů můžeme rozdělit na tři základní fáze, podle změny teplot (viz obrázek č. 5). Každé fáze rozkladu se účastní jiné organismy, které jsou uzpůsobené na specifické podmínky v určité fázi (Pears 2011).



Obrázek 5: Průběh a fáze teploty při kompostování (Kalina 2016)

1. Fáze rozkladu

Fáze rozkladu trvá přibližně tři až čtyři týdny a uplatňuje se tu činnost bakterií a hub. Jsou zde rozkládány lehce rozložitelné látky, jako jsou například cukry, bílkoviny a škrob a vznikají takzvané malé stavební kameny, kterými jsou dusičnany, oxid uhličitý, čpavek, aminokyseliny a polysacharidy. Teplota materiálu stoupá na 50 až 70 °C, podle toho, jaký použijeme vstupní materiál (Kára et al. 2002; Kalina 2016). Při této fázi jsou usmrceny choroboplodné zárodky a semena plevelů (Sulzberger 1994). Dále dochází ke snížení objemu kompostované hmoty o 30 %. K tomu dochází díky sedání a hutnění materiálu, odpařování vody a celkovému poklesu díky produkci oxidu uhličitého a dalších plynů (Zemánek 2001)

2. Fáze přeměny

Fázi přeměny lze vymezit od čtvrtého do desátého týdne procesu. Teplota pomalu začíná klesat na hodnotu 40 až 45 °C a dochází ke změně složení mikroorganismů a k zabudování mineralizovaných živin do humusových komplexů, díky čemuž jsou odolné mikrobiálnímu rozkladu. Díky činnosti žížal a jiných drobných živočichů začíná mít kompost drobtovitou strukturu a stejnoměrně hnědou barvu. Dále také dochází ke snížení objemu o 10 % (Zemánek 2001; Kalina 2016). V této fázi má kompost nejlepší hnojařský účinek (Kára et al. 2002).

3. Fáze syntézy

Fáze syntézy se nazývá také fáze zralosti. Zde dochází k úbytku teploty na hodnotu okolí a již nedochází k úbytku hmotnosti. Jestliže se kompost v této fázi ponechá delší dobu získá více zemitou strukturu a živný humus se přemění na zralý humus. Zvyšuje se zde účinnost humusu, ale dochází také k poklesu živin, protože jsou stále více zabudovávány do komplexů (Tuomela et al. 2000; Kalina 2016).

3.4.1.4 Metody vermikompostování

Vermikompostování spočívá v chovu speciálního druhu žížal (*Eisenia foetida*) ve vhodné nádobě, které říkáme vermikompostér. Na rozdíl od klasického kompostování, kdy se organické látky mění díky teplu a mikroorganismům, vermikompostování probíhá díky trávicím procesům žížal. Výsledný kompost je vhodné spíše pro pokojové rostliny a při výsevu rostlin ve skleníku (Pears 2011; Grosléziat 2013). Vermikompostér je nejčastěji nádoba z tmavé umělé hmoty. Neměl by být vystaven přímému slunci, protože by se materiál neměl moc zahřívat a vysoušet (Sulzberger 1994). Vermikompostér také musí obsahovat nepropustný zásobník a vypouštěcí ventil pro vypouštění přebytečné tekutiny. Tato tekutina se nazývá žížalí čaj a jedná se o významné hnojivo. Toto kompostování může být použito na sídlištích, ale také v domácnostech. Nádoby mohou být polootevřené nebo zakryté (Pears 2011).

3.4.2 Biouhel

Biouhel neboli biochar je pevný materiál, který vznikl pomocí termochemické přeměny biomasy za omezeného přístupu kyslíku. Jeho základní složku tvoří stabilní uhlík, který se už více nerozkládá a neoxiduje se. Jedná se o černý vysoce porézní materiál s malou hmotností, který je jemně zrnitý a má velkou povrchovou plochu. Biouhel je obdoba dřevěného uhlí, ale liší se v tom, že je vyráběn z odpadní nebo zbytkové biomasy. Jde tedy o produkt nedokonalého spalování. Jelikož biouhel v půdě váže živiny a minerální látky, používá se především pro zlepšení kvality půdy. Kromě živin, také dobře váže vodu, čímž se zlepšují sorpční schopnosti půdy (Káňa 2013; Jirka & Tomlinson 2014; Rawat et al. 2019).

3.4.2.1 Materiál pro výrobu biouhlu

Materiál, který se používá pro výrobu biouhlu je tvořen z biomasy. Tyto suroviny jsou tvořeny rostlinou nebo živočišnou organickou složkou, což jsou převážně polymery celulózy, hemicelulózy a ligninu (Joshi et al. 2013). Můžeme je rozdělit do dvou skupin. První skupinou je primárně vyrobená biomasa, která se pěstuje kvůli přeměně na bioenergii nebo biouhel. Sem spadají různé druhy vytrvalých trav, stromů a řas. Do druhé skupiny spadají odpadní materiály. Mezi tyto materiály patří například polní zbytky, jako jsou skořápky ořechů. Dále také odpady z lesů a ze zemědělství, jako je sláma, dřevní štěpka nebo hnůj. Pro výrobu biouhlu také můžeme použít odpady z potravin, biologicky rozložitelný komunální odpad nebo čistírenské kaly. Nejčastěji se však pro výrobu biouhlu používá biomasa ze dřeva a odpadní zbytky z dřevařského průmyslu. Dále se také hojně využívá celulóza, což je odpad z papírenského průmyslu (Brick 2010; "International Biochar Initiative" 2018).

To, jaká se použije výchozí biomasa pro výrobu biouhlu má důležitou roli při určování jeho vlastností, jelikož chemické složení a fyzikální struktura daného materiálu se odráží v konečném produktu (Zhao et al. 2013). To můžeme vidět na obrázku č. 6.



Obrázek 6: Vstupní materiál pro výrobu biouhlu ("International Biochar Initiative" 2018)

Zvláštním druhem biouhlu je takzvaný Bokashi biouhel. Slovo Bokashi pochází z Japonska a znamená to fermentovaná organická hmota, která se vyrábí z vedlejších rostlinných produktů pomocí mikroorganismů. Před smícháním s biouhlem se tato vzniklá hmota ještě vysuší, aby se dala lépe skladovat. Takto upravený biouhel se pak může použít pro ošetření hnojícího odpadu, kde dochází k vyššímu rozkladu organických látek a k eliminaci zápachu (Ekebafé et al. 2015).

3.4.2.2 Výroba biouhlu

Biouhel se může vyrábět více způsoby, ale vždy jde o zahřívání biomasy s malým nebo žádným množstvím kyslíku. Většinou se však vyrábí pomocí pyrolýzy nebo zplyňování, což je tepelný rozklad. Tyto dva způsoby výroby se liší především v množství kyslíku, který se používá při výrobě ("International Biochar Initiative" 2018). Dříve se pyrolýza používala k výrobě dřevěného uhlí, kdy se produkt používal jako palivo. Dnes se však používá převážně pro výrobu biouhlu (Laird et al. 2010). Jedná se tedy o fyzikálně-chemický děj při teplotách od 400 °C. Dochází k rozkladu vstupního materiálu na pyrolýzní plyn, olej a pevnou složku. Množství, ale i vlastnosti jednotlivých produktů je při tom závislé na specifických procesních podmínkách, jako je například teplota nebo doba zdržení (Gembalová et al. 2017).

Pro výrobu biouhlu se nejčastěji používá takzvaná pomalá pyrolýza, která ohřívá materiál rychlostí 0,1-1 °C/min, kdy teploty dosahují 300-700 °C. Při této metodě se vytváří spíše energetický plyn (Jindo et al. 2012; "International Biochar Initiative" 2018). I když se stále nejvíce používá pro výrobu pomalá pyrolýza, začíná se hojně také využívat rychlá pyrolýza. Ta se vyznačuje především rychlým nárůstem teploty a krátkou dobou zdržení a použijeme ji zejména když chceme získat kapalný produkt, který se nazývá bioolej (Bridgwater 2012; Hasan & et al. 2017). V tabulce č. 3 můžeme vidět jednotlivé rozdíly mezi podmínkami a konečnými produkty pomalé a rychlé pyrolýzy.

Tabulka 3: Rozdíly mezi pomalou a rychlou pyrolýzou (Bridgwater 2012)

Pyrolýza	Teplota	Doba zdržení	Produkty		
			Kapalina	Pevný zbytek	Plyn
Rychlá	od 500 °C	méně než 2 sekundy	75%	12%	13%
Pomalá	od 290 °C	10-60 minut	do 5%	80%	20%

Během pyrolýzy dochází k několika krokům. Nejdříve se z biomasy díky teplu odpaří vlhkost a dochází tak k termickému sušení. Poté dochází k vyššímu zahřátí materiálu a uvolňování těkavých látek. Při teplotách nad 300 °C se začínají odpařovat dehtové páry, které odcházejí s vodní párou a oxidem uhličitým. Jakmile se materiál zahřeje na teploty kolem 500 °C, přeměňují se sloučeniny s vysokou molekulovou hmotností na pyrolýzní olej a dehet. Také se začíná zpomalovat produkce dehtových par, díky čemuž se vytváří uhlík a plynné produkty, jako je například metan, oxid uhelnatý a oxid uhličitý (Jílková et al. 2012; Lehmann & Joseph 2015; Tripathi et al. 2016).

Produkty pyrolýzy můžeme rozdělit do tří složek. Na kapalnou, pevnou a plynnou složku. Pevný produkt se nazývá biouhel a je složen převážně z uhlíku, který tvoří asi 85 %, ale také z kyslíku, vodíku a z organických látek. Kapalným produktem, který se také nazývá bioolej nebo dehet, je tmavě hnědá až černá kapalina, která obsahuje 15-50 % vody, v závislosti na vstupním materiálu. Dále se také skládá z fenolů, sacharidů, karboxylových kyselin, aromatických látek a dalších sloučenin (Piskorz et al. 1988; Mohan et al. 2006; Bridgwater 2012). Posledním produktem pyrolýzy je kondenzovatelný i nekondenzovatelný plyn. Kondenzovatelným plynem se myslí páry, které jsou tvořeny z těžších molekul a po ochlazení se stávají součástí kapalného produktu. Do nekondenzovatelného plynu spadají nízkomolekulární plyny, jako je například oxid uhličitý, oxid uhelnatý, metan, etan nebo ethylen (Basu 2010).

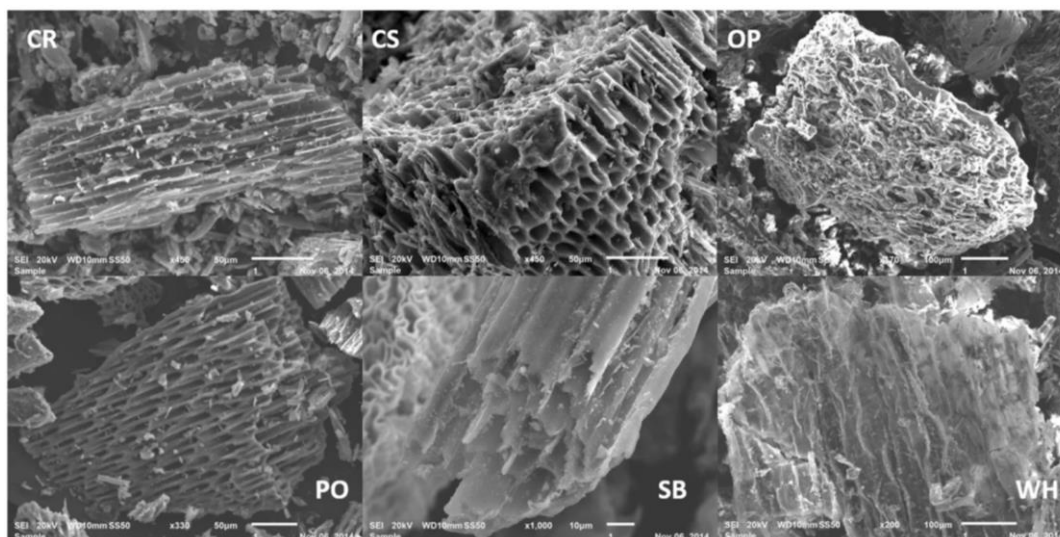
3.4.2.3 Vlastnosti biouhlu

To, jaký bude mít biouhel vliv na půdní biotu je dán jeho fyzikálními a chemickými vlastnostmi. Díky tomu, že má rozdílné vlastnosti než půda, dochází po jeho zapravení ke změně měrné hmotnosti, hydrodynamiky nebo pohybu plynu v půdě (Downie et al. 2009). Vlastnosti biouhlu jsou ovlivněny více faktory, ale zejména vstupním materiálem, teplotou nebo dobou zdržení. Vstupní materiál ovlivňuje především velikost částic a jeho měrný povrch, čímž se ovlivňují i jeho sorpční schopnosti (Lee et al. 2010). Teplota potom ovlivňuje velikost měrného povrchu, neboť čím je vyšší teplota pyrolýzního procesu, tím se měrný povrch zvětšuje a dochází ke snížení kationtové výměnné kapacity, jelikož se ztrácí funkční skupiny, které obsahují kyslík (Hollister et al. 2013).

Fyzikální vlastnosti

Mezi základní fyzikální vlastnosti biouhlu patří pórovitost. Ta je charakterizována, jako množství a rozložení dutin vůči celkovému objemu. Velikost a množství pórů potom určuje jeho funkci a využitelnost. Podle velikosti můžeme rozdělit póry do tří skupin na mikropóry, které jsou velké do 2 nm, na mezopóry, ty jsou velké od 2 do 50 nm a na makropóry, které dosahují velikosti větší než 50 nm. Mikropóry biouhlu jsou důležité pro chemické sorpční vlastnosti, které poskytují místo hlavně pro sorpci nebezpečných znečišťujících látek. Důležitější pro hydraulické vlastnosti půdy jsou makropóry, které biouhel obsahuje. Ty totiž poskytují prostředí pro mikroorganismy, ale hlavně pro akumulaci zásoby vody, která je dostupná rostlinám (Lu & Zong 2018).

Důležitým faktorem, který ovlivňuje pórovitost vzniklého produktu je teplota. Neboť díky tepelnému rozkladu biomasy těkají organické látky z materiálu a vznikají tak struktury pórů a dutin. Velikost pórů je velmi důležitá při adsorpčních vlastnostech, neboť mikropóry jsou zodpovědné za vysokou adsorpční kapacitu malých molekul, jako jsou například plyny. Spolu s určitým poměrem makropórů je u písčitých půd potřeba spíše zvýšit jejich retenční schopnost a dodat půdě materiál s kapilárními póry, které budou zajišťovat zadržení vody v kořenové zóně rostlin navzdory působení gravitační síly (Cetin et al. 2004; Downie et al. 2009). Na obrázku č. 7 můžeme vidět strukturu pórů, které se vytvořily při pomalé pyrolýze u různých vstupních materiálů. Použité vzorky byly jemné uhlí (CR), kokosová skořápka (CS), pomerančová kůra (OP), trs palmy olejné (PO), bagasa z cukrové třtiny (SB) a vodní hyacint neboli Tokozelka nadmutá (WH).



Obrázek 7: Skenovací elektronová mikrofotografie vzorků biouhlu (Batista et al. 2018)

Další důležitou vlastností, která úzce souvisí s pórovitostí a velikostí částic, je specifický povrch biouhlu, neboť má vliv na základní procesy v půdě jako jsou např. koloběh vody, živin a vzduchu, mikrobiální aktivita a úrodnost půdy. Čím vyšší je teplota pyrolýzy, tím se tvoří více mikropórů a zvětšuje se tak specifický povrch biouhlu (Downie et al. 2009; Tomczyk et

al. 2020). Rafiq et al. (2016) dokázal, že se zvyšující se teplotou procesu se látky, které blokují póry odtahují nebo jsou tepelně popraskané, což vede ke zvyšující se vnější přístupnosti plochy. Také se zjistilo, že biouhel, který byl vyroben při teplotách vyšších než 400 °C, je účinnější při sorpci organických a anorganických kontaminantů, jelikož má velký specifický povrch a obsahuje mnoho mikropórů (Uchimiya et al. 2010).

Chemické vlastnosti

Mezi základní chemické vlastnosti biouhlu patří jeho pH. Tato hodnota má většinou neutrální až zásaditý charakter v rozmezí od 8 do 10. Bylo však zjištěno, že hodnota pH biouhlu, který je vyroben ze dřeva nepřesahuje hodnotu 3-4 (Gaskin et al. 2008; Mukome et al. 2013). Hodnota pH hodně závisí na vstupních materiálech. Například při výrobě biouhlu z kukuřičné slámy nebo z arašídů a sóji byly hodnoty pH alkalické (v rozmezí 7,5-9,5), naopak hodnoty biouhlu vyrobeného z řepky byly kyselé (okolo 6,5) (Yuan et al. 2011). Jak uvádí Ronsse et al. (2012), hodnota pH nejspíše bude korelovat s obsahem celulózy, hemicelulózy a ligninu ve vstupním materiálu a s přítomností funkčních skupin kyslíku v biouhlu.

3.4.2.4 Využití biouhlu

Jelikož je biouhel stálý, to znamená, že se v půdě vyskytuje delší čas než jiné formy uhlíku z biomasy, měl by se do půdy zapravovat spolu s promíchanou půdou a měl by se přidávat postupně několik let. Také by se neměl zapravovat samostatně, ale měl by se kombinovat například s kompostem nebo s určitým osevním postupem (Klusák 2014). Schmidt (2012) ve své studii uvádí, že biouhel se dá využít v mnoha průmyslových odvětvích při minimálně 55 různých způsobech. Nyní je nejvíce používán v zemědělství a pro chov zvířat, kdy se dá přidávat například do podestýlky, kde zmírňuje zápach nebo jako přídavek do krmiva pro hospodářská zvířata, kde má pozitivní vliv na některé nemoci, jako je například alergie nebo zmírnění zažívacích problémů a zvířata jsou poté klidnější. Do podestýlky by se měl přidávat v množství 5-10 % v závislosti na typu biouhlu, a měl by se předem navlhčit, aby se zabránilo prášení. Dále se dá použít také ve stavebnictví jako izolační materiál nebo pro dekontaminaci vzduchu. Nemusí se ale využívat pouze pro dekontaminaci vzduchu, ale má i pozitivní vliv pro sanaci kontaminovaných půd.

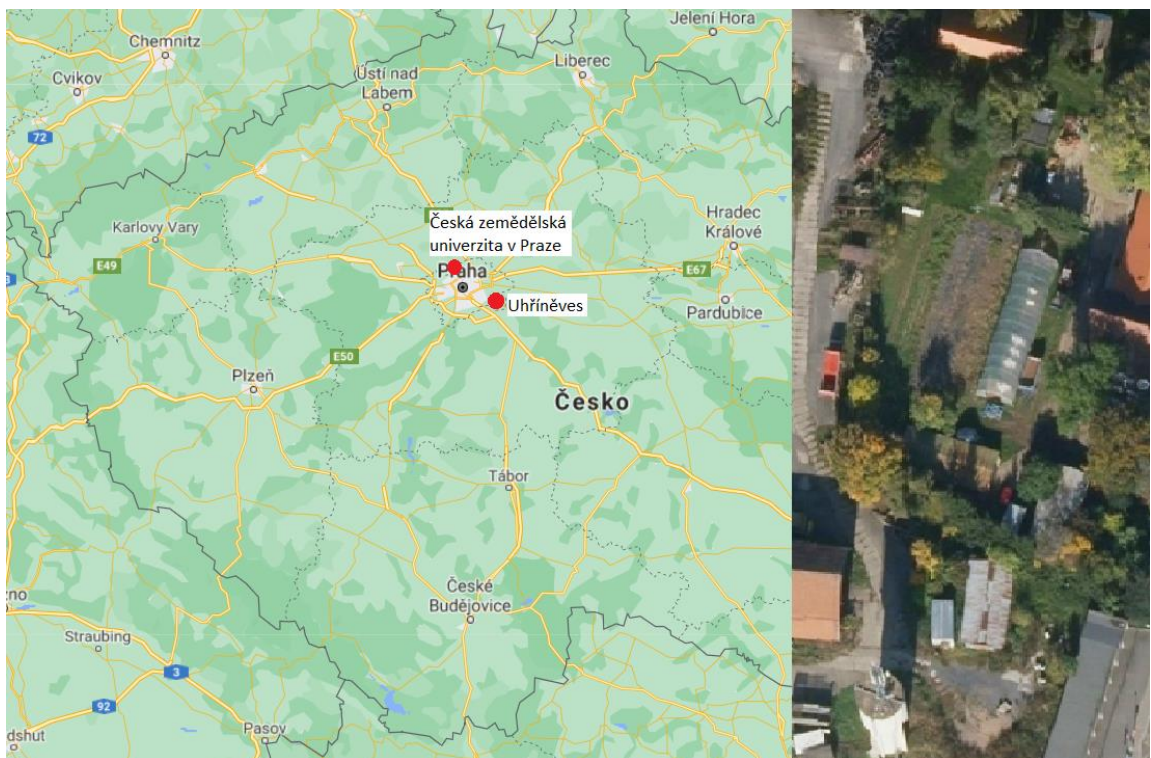
Aby se biouhel mohl zapravovat do půdy, musí nejdříve získat certifikaci od ÚKZÚZ (Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský). Tento úřad kontroluje pouze nezávadnost biouhlu, a ne jeho kvalitu. Zaměřuje se například na obsah toxických látek a těžkých kovů. Jestliže biouhel získá certifikaci, je platná v celé Evropské unii. Pro aplikaci do půdy můžeme použít standardní zemědělské stroje, jako je například rozmetadlo nebo secí stroj. Množství, které může být aplikováno na půdu má široké rozmezí 1-50 t/ha, ale většinou se jedná o 5-10 t/ha. Je to ovlivněno především sorpčními vlastnostmi biouhlu, vlastnostmi půdy a pěstovanou rostlinou. Po zapravení do půdy zde zůstává desítky až stovky let. Pro aplikaci na půdu se používá zejména proto, že zvyšuje kvalitu půdy. Jedná se hlavně o zvýšení retenčních schopností půdy, pomalé uvolňování biogenních prvků z hnojiv, snížení objemové hmotnosti

půdy a zvýšení pH v kyselých půdách (Pohořelý et al. 2019). Blanco-Canqui (2017) uvádí, že přidání biouhlu do půdy snížilo objemovou hmotnost půdy, což je pozitivní jev hlavně u těžkých půd. Objemová hmotnost se snižovala lineárně se zvyšujícím se množstvím biouhlu. Dále uvádí, že rychlost infiltrace a hydraulické vodivosti úzce souvisí se strukturou půdy. Půda, která má hrubou strukturu, jako je například písčité hlína, bude vykazovat snížení této rychlosti, a naopak půdy s jemnou strukturou, jako je například jílovitá hlína, bude mít rychlost infiltrace a hydraulické vodivosti vyšší. Biouhel má také dobrý vliv na retenci vody, jelikož v 90 % studií biouhel zvýšil zadržování vody v půdě. Kromě toho také dochází ke zlepšení fyzikálních, chemických a biologických vlastností půdy. Což má za následek lepší produktivitu rostlin, lepší dostupnost živin rostlinám a snižuje se vyplavování živin a ztráty plyných složek (Ding et al. 2016). Ze studie, kde byl zjišťován vliv biouhlu na suchých písčitéch půdách, vyplynulo, že přidáním biouhlu se zvýšila produkce kukuřice, a i příjem živin ve srovnání s kontrolou (Uzoma et al. 2011).

Biouhel se nemusí používat pouze pro zlepšení kvality zemědělské půdy, ale i k sanaci znečištěné půdy. Několik studií dokazuje, že byl účinný pro imobilizaci těžkých kovů. Tím, že se mobilita sníží, sníží se i absorpce těžkých kovů rostlinami (Karami et al. 2011). Dále se dá také použít k sanaci organického znečištění z půdy, vody a sedimentů. Díky tomu se snižuje biologická dostupnost polutantů a nedochází k přenosu toxických látek z prostředí na rostlinu. Při aplikaci pesticidů spolu s biouhlem dochází ke snížení rozptylu pesticidů a ke zvýšené sorpci. Což je výhodné zejména pro člověka a životní prostředí, neboť se snižuje riziko kontaminace (Tang et al. 2013).

4 Materiály a metodika

Pro tuto studii byly použity vzorky odebrané po sklizni hořčice seté (*Sinapis alba L.*) ze zavlažovaného skleníku z Výzkumné stanice Uhříněves FAPPZ ČZU v Praze (50°02'00.4"N 14°36'32.0"E). Ve skleníku byly v rámci výzkumné práce katedry vodních zdrojů (KVZ) v průběhu roku 2019 opakovaně měřeny nenasycené hydraulické vodivosti půdy in situ pomocí MiniDisk infiltrometru. Výsledky těchto měření budou použity pro vyhodnocení stability efektu vlivu použitého biouhlu na půdní vlastnosti. Půda použitá ve skleníku byla klasifikována jako modální hnědozem. Půdotvorným substrátem jsou spraše nebo sprašové hlíny. Tato půda byla však upravována, a obsahovala tedy více organické hmoty a živin s agregovanější strukturou. Na obrázku č. 8 je zobrazeno umístění České zemědělské univerzity v Praze, Výzkumné stanice v Uhříněvsi s ortofoto pohledem na pokusný skleník.



Obrázek 8: Umístění Výzkumné stanice v Uhřetěvsi a České zemědělské univerzity v Praze a fotka skleníku (www.google.com/maps; www.mapy.cz)

4.1 Informace o biouhlu

V prezentované studii je použit biouhel Agro-Protect-Soil, jehož výrobcem je Ekogrill s.r.o. Jelikož je tento biouhel vyroben z bukového dřeva, jeho pH je 9–11 a zvyšuje tak pH půdy a zlepšuje její strukturu. Díky většímu obsahu prachových částic, by se neměl používat za větrného počasí a po aplikaci by se měl hned zalít jemným kropítkem. Celkový obsah dusíku v biouhlu je 0,3 % a uhlíku je minimálně 40 % (Hejduková n.d.).

Pro testované varianty byl biouhel dále ošetřen pomocí biohnojiva Azotobag od společnosti Farma Žiro s.r.o. a Bokashi metodou. Hnojivo Azotobag obsahuje některé druhy organismů, které jsou schopny vázat vzdušný dusík, jako je například rod *Azotobacter sp.* Dále obsahuje bakterie *Bacillus megatherium*, které dokáží rozpouštět fosfáty a zpřístupňovat tak fosfor rostlinám a hlízkové bakterie rodu *Rhizobium*. Azotobag byl aplikován v množství 10 ml/ha rozstřikováním 15 dní před přidáním biouhlu a kompostu ("Žiro").

Aktivace biouhlu Bokashi metodou byla realizována před započítáním experimentů v roce 2019 na katedře vodních zdrojů. Pro aktivaci byly použity tyto materiály:

- Neaktivovaný/čerstvý biouhel
- Piliny – poskytují strukturální rezidenci a zdroj uhlíku pro mikrobiální populaci
- Odřezy trávy – zajištění stopových prvků a enzymů
- Experimentální půda – dochází ke snazší adaptaci díky obsahu bakteriálních populací z experimentální oblasti
- Roztok výluhu z cukru a rýže

4.1.1 Příprava biouhlu pomocí metody Bokashi

Nejdříve bylo smícháno 6 hmotnostních jednotek biouhlu a 2,5 hmotnostní jednotky pilin, které byly postříkané 5% roztokem cukru. Poté se přidala 1 jednotka experimentální půdy a 1 jednotka ořezu trávy (viz obrázek č. 9) a vše se promíchalo. Vzniklá směs se opět postříkala 5% roztokem cukru, který obsahoval $1 \cdot 10^6$ KTJ *Lactobacillus sp.* a *Bifidobacterium sp.* na gram konečného produktu. Celková objemová vlhkost ve směsi byla díky roztoku cukru 60–65 %.



Obrázek 9: Příprava Bokashi biouhlu – příprava základní směsi
(Zdroj: Katedra vodních zdrojů na ČZU v Praze)

Jakmile byla směs takto připravena, plnila se vrstva po vrstvě do plastových nádob, aby se zajistily anaerobní podmínky. Po naplnění se směs zakryla polymerní pěnou, která se ještě pokryla půdou (viz obrázek č. 10). Takto připravený kontejner se nakonec zavřel plastovým víkem a nechal se fermentovat na chladném a tmavém místě po dobu 7 dnů.



Obrázek 10: Příprava Bokashi biouhlu – hutnění do nádob pro fermentaci
(Zdroj: Katedra vodních zdrojů na ČZU v Praze)

Po ukončení procesu se Bokashi biouhel nechal po dobu 2 dnů provzdušňovat, aby se eliminovalo riziko fytotoxicity organických zbytků z fermentace kyselinou mléčnou (viz obrázek č. 11).



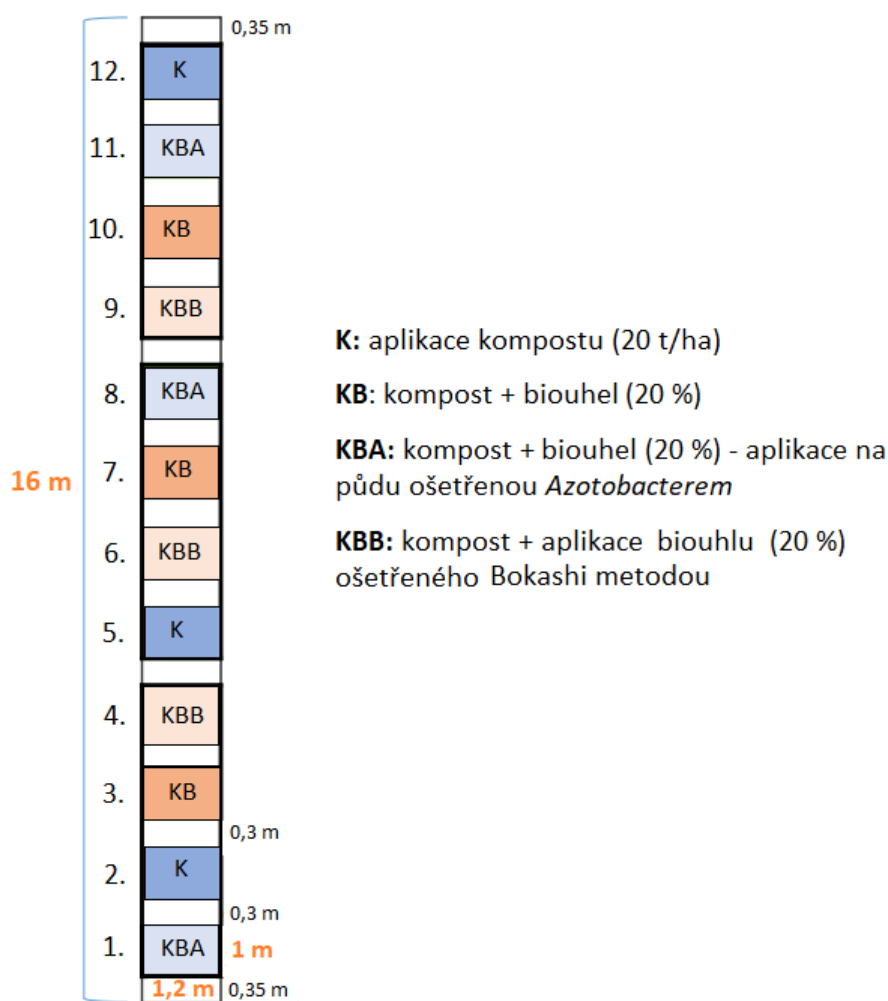
Obrázek 11: Příprava Bokashi biouhlu – závěrečná provzdušňovací fáze přípravy
(Zdroj: Katedra vodních zdrojů na ČZU v Praze)

4.2 Design a ošetření experimentu

Experimentální design ve skleníku byl sestaven z randomizovaného blokového provedení. Nacházely se tu čtyři různá ošetření se třemi replikacemi. Bylo tedy celkem 12 bloků, každý o ploše 1,2 m². Pro měření v laboratoři v této studii se vycházelo z odebraných vzorků, které byly odebrány pouze ze dvou replikací každého ošetření. Měření byla provedena pro vzorky č. 2, 3, 5, 6, 7, 8, 9 a 11 (viz schéma na obrázku 12).

Výše zmíněná čtyři testovaná ošetření půdy byla do skleníku v roce 2019 připravena následujícím způsobem:

- typ ošetření **K**: aplikace kompostu 20 t/ha – kontrola
- typ ošetření **KB**: směs kompostu a 20 % biouhlu Agro-Protect-Soil
- typ ošetření **KBB**: směs kompostu a 20 % biouhlu Agro-Protect-Soil, který byl ošetřen Bokashi metodou
- typ ošetření **KBA**: směs kompostu a 20 % biouhlu Agro-Protect-Soil, který byl ošetřen Azotobagem



Obrázek 12: Schéma rozložení experimentu

4.3 Příprava zeminy a měření ve skleníku

Vzhledem k tomu, že tato studie navazuje na již dříve změřené charakteristiky, jejich historii zde v krátkosti prezentuji. V květnu roku 2019 před výsevem (14.5.2019) hořčice seté (*Sinapis alba* L.) byl do půdy ve skleníku Výzkumné stanice Uhřetěves aplikován do půdy biouhel podle schématu na obrázku 12. První sada infiltračních testů Mini Disk infiltrometrem proběhla v červenci 2019 těsně před 1. sklizní plodiny. První sklizeň proběhla

9. 7. 2019 a následné zasetí bylo provedeno 27.8. 2019 s termínem 2. sklizně 14.10. 2019. Druhá sada infiltračních testů Mini Disk infiltrometrem byla provedena opět těsně před sklizní, tedy v říjnu 2019. Kromě měření nenasyčené hydraulické vodivosti byly hodnoceny i následující charakteristiky: objemová hmotnost suché půdy, aktuální a nasycená vlhkost půdy.

Po skončení měření bylo na konci listopadu 2019 odebráno 8 vzorků, na kterých byla v rámci této DP měřena nenasyčenou hydraulická vodivost na hutněných profilech v laboratoři KVZ. Vzorky byly odebrány z povrchové vrstvy do hloubky 15 cm od a následně byly vysušeny a připraveny pro další zpracování. Sušení vzorků začalo okamžitě po jejich převezení na ČZU, vzorky byly rozptýleny v tenkých vrstvách a sušily se na vzduchu v laboratorních podmínkách, aby se zmírnila degradace organických složek. Měření pro prezentovanou diplomovou práci probíhalo v období od listopadu roku 2020 do ledna roku 2021. Na základě odebraných vzorků z 8 experimentálních ploch bylo připraveno celkem 34 umělých profilů, na kterých bylo provedeno 2*34 infiltračních testů Mini Disk infiltrometrem.

4.4 Vlastní příprava vzorků na měření

Vysušené vzorky byly nadrceny a prosáty přes síto s velikostí ok 2 mm. Pro hutnění vzorků byly použity transparentní válcové nádoby o dostatečném objemu a průměru tak, aby byl minimalizován vliv okrajů nádoby na proces infiltrace (objem 2,6 l, průměr 13,1 cm a výška 21 cm). Měření probíhala vždy ve 4 opakováních. Vzhledem k hmotnosti odebraných vzorků a získané jemnozemi, bylo rozhodnuto půdu hutnit celkem v 8 vrstvách do celkového objemu 2 000 cm³ (1 vrstva = 250 cm³). Výšky vrstev v nádobách byly postupně označeny podle výšky hladiny vody vždy po přidavku 250 cm³ vody po celém obvodu nádoby tak, aby byla zajištěna homogenita půdního vzorku. Cílová hodnota objemové hmotnosti suché půdy byla pro všechna ošetření shodná, a to 1,25 g/cm³. Navážka suché zeminy pro každou vrstvu byla vždy pečlivě promíchána s příslušným množstvím vody (pro požadovanou úroveň počáteční vlhkosti, 15 % obj.) a nahutněna do vyznačeného prostoru v nádobě. Příprava vzorku je prezentována na obrázku č. 13, na obrázku vpravo je uveden vzorek před infiltračním pokusem.



Obrázek 13: Příprava vzorku a nahutněný vzorek před infiltračním experimentem

Vzhledem k použité jemnozemi a postupné přípravě infiltračního povrchu, bylo dosaženo kvalitního hydraulického kontaktu mezi infiltračním diskem infiltrometru a testovanou půdou. I přes postupnou přípravu a snahu o co nejmenší rozdíl ve vlhkostech v hutněném profilu byly nádoby před započítím infiltračních testů uzavřeny a utěsněny a umístěny do lednice (při teplotě 7,5 °C) na min. 24 hodin pro zajištění co největší homogenity vlhkosti připraveného profilu.

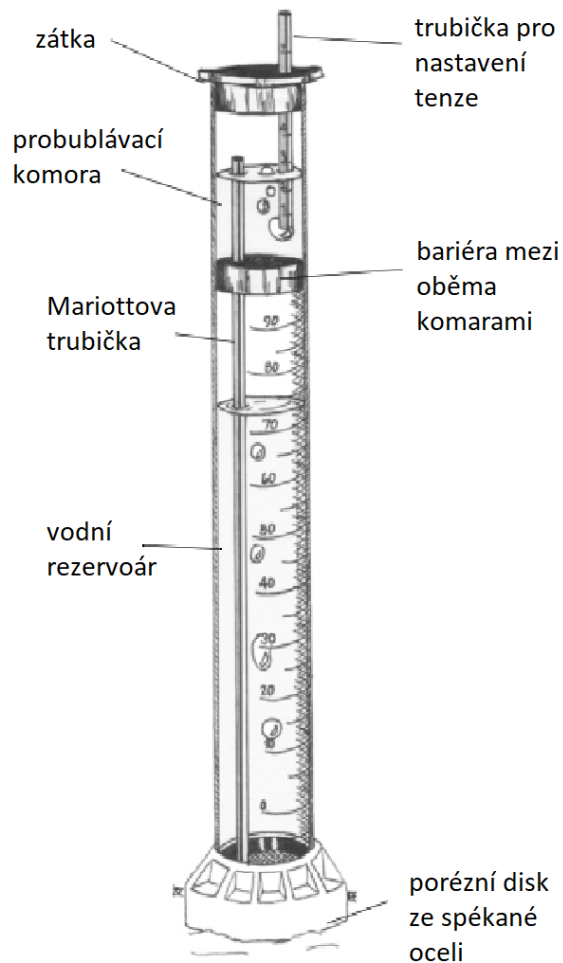
Pro každý z osmi odebraných vzorků bylo měření provedeno ve čtyřech opakováních pro dvě různé počáteční vlhkosti; tedy celkem bylo plánováno 64 infiltračních testů.

4.5 Mini disk infiltrometr

Pro svou kompaktnost, snadnost použití a možnosti použít v laboratoři na nahutněných vzorcích byl tento infiltrometr vybrán jako vhodné zařízení pro tuto studii. Rozhodovací proces byl usnadněn potřebou změřená data porovnat s dříve měřenými, a tak použití stejného zařízení a jeho nastavení toto porovnání umožnily. Jeho specifikace je uvedena v tabulce č. 4 a schéma s popisem jeho hlavních částí na obrázku č. 14.

Tabulka 4: Specifikace Mini disk infiltrometru ("METER Group, Inc." 2018)

Výška infiltrometru	32,7 cm
Průměr infiltrometru	3,1 cm
Šířka disku	0,3 cm
Průměr disku	4,5 cm
Objem reservoáru	95 ml
Minimum tenze	0,5 cm
Maximum tenze	7 cm



Obrázek 14: Mini Disk Infiltrometr ("METER Group, Inc." 2018)

Příprava Mini disk infiltrometru spočívá v jeho naplnění vodou pro infiltraci. Nejdříve se naplní jeho horní komora, která slouží k nastavení tlakové výšky, která určuje průběh infiltrace (všechny experimenty v roce 2019 a 2020 byly provedeny pro $h = -2$ cm). Poté je možno naplnit i spodní komoru, která slouží jako zásobník vody pro infiltraci, z jejíhož těla se ve zvolených časových intervalech zaznamenává čtení vyjadřující kumulativní infiltraci v čase.

Pro analýzu změřených dat a pro získání hodnoty nenasycené hydraulické vodivosti je výrobcem doporučena metoda podle Zhanga (1997), která je založena na rovnici Philipa (1957). Naměřené hodnoty kumulativní infiltrace v průběhu času daného měření jsou parametrizovány pomocí rovnice:

$$I = C_1 t + C_2 \sqrt{t} \quad [3.3]$$

Kde C_1 (m/s) je parametr vztažený k hydraulické vodivosti půdy a C_2 (m/s) je parametr sorptivity půdy, I (m) je kumulativní infiltrace a t (s) je čas.

Hodnota nenasycené hydraulické vodivosti $K(h)$ se pak vypočítá podle následující rovnice ("METER Group, Inc." 2018):

$$K(h) = \frac{C_1}{A} \quad [3.4]$$

Kde C_1 je sklon křivky kumulativní infiltrace a druhé odmocniny času a A je hodnota, která se vztahuje k parametrům van Genuchtena pro 12 tříd textury půdy.

Parametr A lze vypočítat podle rovnice [3.5] a [3.6], nebo se může získat z tabulky č. 5, která zobrazuje van Genuchtenovy parametry a hodnoty parametru A ("METER Group, Inc." 2018). Pokud by byla hodnota parametru n menší než 1,35, je doporučena modifikace výpočtu $K(h)$ podle návrhu Dohnala et al. (2010).

$$A = \frac{11,65(n^{0,1}-1)\exp[2,92(n-1,9)ah_0]}{(ar_d)^{0,91}} \quad n \geq 1,9 \quad [3.5]$$

$$A = \frac{11,65(n^{0,1}-1)\exp[7,5(n-1,9)ah_0]}{(ar_d)^{0,91}} \quad n < 1,9 \quad [3.6]$$

Kde n a α jsou van Genuchtenovy parametry, r_d je poloměr disku (m) a h je nastavená tenze (m), při které voda do půdy infiltruje.

Tabulka 5: Van Genuchtenovy parametry pro třídy textur půdy a hodnoty A pro poloměr disku 2,25 cm a hodnoty sání od 0,5 do 6 cm ("METER Group, Inc." 2018), s indikací parametrů pro testovanou půdu

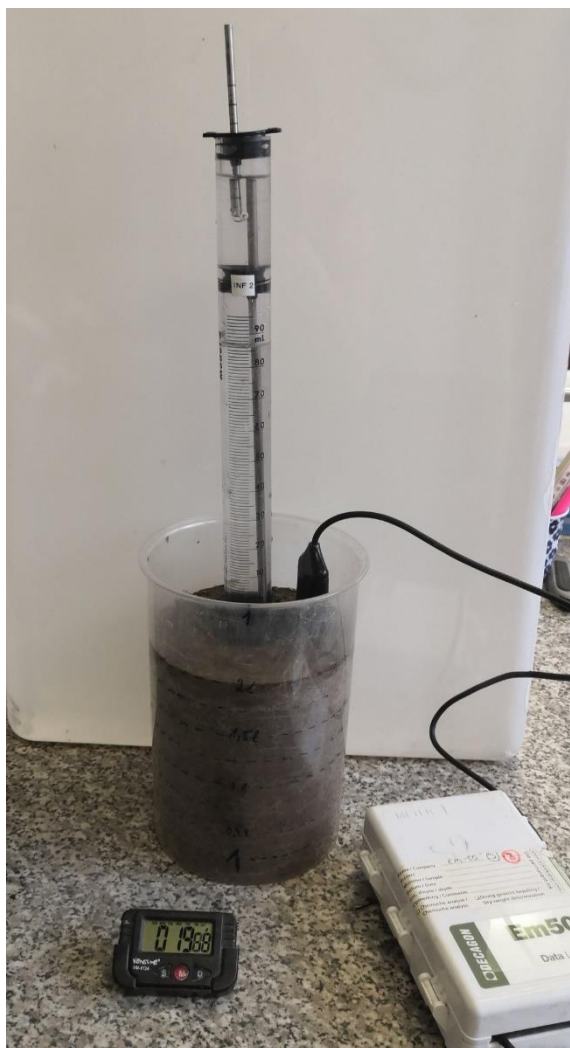
Textury půdy	α	n/h_0	A						
			-0.5	-1	-2	-3	-4	-5	-6
Písek	0.145	2.68	2.84	2.40	1.73	1.24	0.89	0.64	0.46
Hlinitopísčítá	0.124	2.28	2.99	2.79	2.43	2.12	1.84	1.61	1.40
Písčitohlinitá	0.075	1.89	3.88	3.89	3.91	3.93	3.95	3.98	4.00
Hlinitá	0.036	1.56	5.46	5.72	6.27	6.87	7.53	8.25	9.05
Jemný písek	0.016	1.37	7.92	8.18	8.71	9.29	9.90	10.55	11.24
Prachovitá hlína	0.020	1.41	7.10	7.37	7.93	8.53	9.19	9.89	10.64
Písčítá jílovitohlinitá	0.059	1.48	3.21	3.52	3.24	5.11	6.15	7.41	8.92
Jílovitohlinitá	0.019	1.31	5.86	6.11	6.64	7.23	7.86	8.55	9.30
Prachovitá jílovitohlinitá	0.010	1.23	7.89	8.09	8.51	8.95	9.41	9.90	10.41
Písčitý jíl	0.027	1.23	3.34	3.57	4.09	4.68	5.36	6.14	7.04
Prachovitý jíl	0.005	1.09	6.08	6.17	6.36	6.56	6.76	6.97	7.18
Jíl	0.008	1.09	4.00	4.10	4.30	4.51	4.74	4.98	5.22

4.6 Měření v laboratoři

4.6.1 Měření pomocí Mini disk infiltrometru

Celkem bylo k dispozici pro měření 8 vzorků; dvě opakování ke každému typu ošetření (K, KB, KBA, KBB). Každý vzorek byl měřen ve čtyřech opakováních pro dvě úrovně iniciální objemové vlhkosti. Pro vzorky 2 a 6 byly provedeny vždy dvě doplňující měření, vzhledem k výrazně odlišným změřeným hodnotám v základní sadě měření. Pro vzorky 2 a 6 tak bylo naměřeno celkem 6 opakování s tím, že do statistiky jich bylo zahrnuto 5 nejpodobnějších. Oproti plánovaným 64 měření tak je ve statistickém vyhodnocení zahrnuto 68 vzorků.

Měření jednotlivých opakování probíhala na základě shodného scénáře. Po nahutnění půdy a její homogenizaci (24 hodin) se provedl první infiltrační test, během kterého byla průběžně měřena i objemová vlhkost svrchní vrstvy půdy pomocí čidla ECH2O 5TE (METER Group Inc., USA), který je schopen proměřit okolí čidla o objemu 0,3 l s přesností $\pm 3\%$ obj. Data byla zaznamenávána v pravidelných intervalech pomocí dataloggeru Em50 stejného výrobce (obrázek č. 16). Průběh infiltrace byl zaznamenáván ručně ve vhodně zvolených časových intervalech v rozmezí 20 s až 4 minut. Po zainfilrování veškeré vody z rezervoáru bylo pipetou odměřeno potřebné množství vody do 100 cm³ (naplnění spodní komory nebylo vždy ve všech případech stejné a tímto postupem se množství zainfilrované vody sjednotilo před druhým měřením). Po ukončení infiltrace byl infiltrometr z povrchu odstraněn a experimentální nádoba včetně čidla na měření vlhkosti se uzavřela a utěsnila fólií, aby bylo zamezeno výparu. Nádoba se umístila do chladničky na dobu min. 3 dní (většinou 4-5) pro zajištění redistribuce vody v nahutněném profilu. Poté bylo provedeno další měření Mini Disk infiltrometrem pro vyšší hodnotu počáteční vlhkosti (předpokládaný průměrný nárůst iniciální vlhkosti o 5 % obj.). Průběh měření pomocí Mini disk infiltrometru je uveden na obrázku č. 15.



Obrázek 15: Průběh měření vzoru pomocí Mini disk infiltrometru a senzoru vlhkosti 5TE

4.6.2 Ověření vlhkosti a stanovení objemové hmotnosti suché nahutněné půdy

Po skončení druhého infiltračního pokusu bylo z každé experimentální nádoby odebráno celkem 6 neporušených půdních vzorků pomocí vzorkovače s válečkem o objemu $62,8 \text{ cm}^3$. Tři válečky byly odebrány ze svrchní vrstvy nádoby, která byla v rozmezí 2 - 1,25 l. Další tři válečky byly odebrané ze spodní poloviny nádoby, která byla v rozmezí 1,25 - 0,5 l. Obsah válečků byl vložen do hliníkových misek a změřila se jejich hmotnost pro ověření finální hodnoty obj. vlhkosti. Poté byly vzorky vysušeny do konstantní hmotnosti v sušárně při teplotě $105 \text{ }^\circ\text{C}$ (12 hodin) pro určení objemové hmotnosti suché půdy.



Obrázek 16: Senzor půdní vlhkosti 5TE

4.7 Statistická analýza

Statistické vyhodnocení dat bylo provedeno pomocí statistického programu Statgraphic 19. Hodnoty nenasycené hydraulické vodivosti $K(h)$ pro různé typy ošetření půdy byly hodnoceny pomocí analýzy rozptylu (ANOVA) na základě testu obecných lineárních modelů GLM (General Linear Models), kde je možno nastavit jednotlivé faktory a jejich interakce umožňující vyhodnocení dat jako celku včetně vyhodnocení změn $K(h)$ jednotlivých ošetření v průběhu času. Testy byly provedeny pro hladinu významnosti $\alpha = 0,05$, tedy 5 %.

5 Výsledky

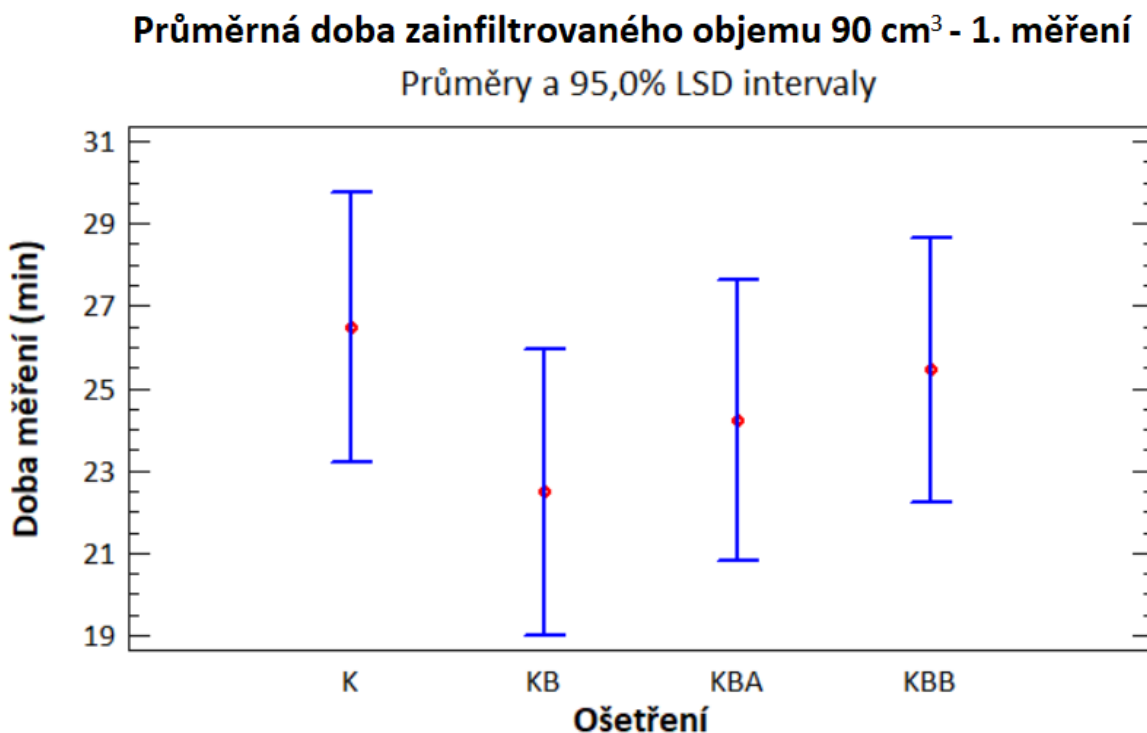
5.1 Nenasycená hydraulická vodivost

V této studii bylo provedeno a vyhodnoceno celkem 68 infiltračních testů Mini Disk infiltrometrem označené podle období měření, tedy od listopadu 2020. Tyto $K(h)$ hodnoty byly porovnány s již dříve změřenými daty (KVZ, č. projektu TJ01000071) pro posouzení doby trvání změn půdy po aplikaci různě ošetřeného biouhlu.

5.1.1 Doba měření nenasycené hydraulické vodivosti v listopadu 2020

Předběžným parametrem ukazující schopnost půdy zainfiltrovat a transportovat vodu je doba trvání jednotlivých infiltračních pokusů.

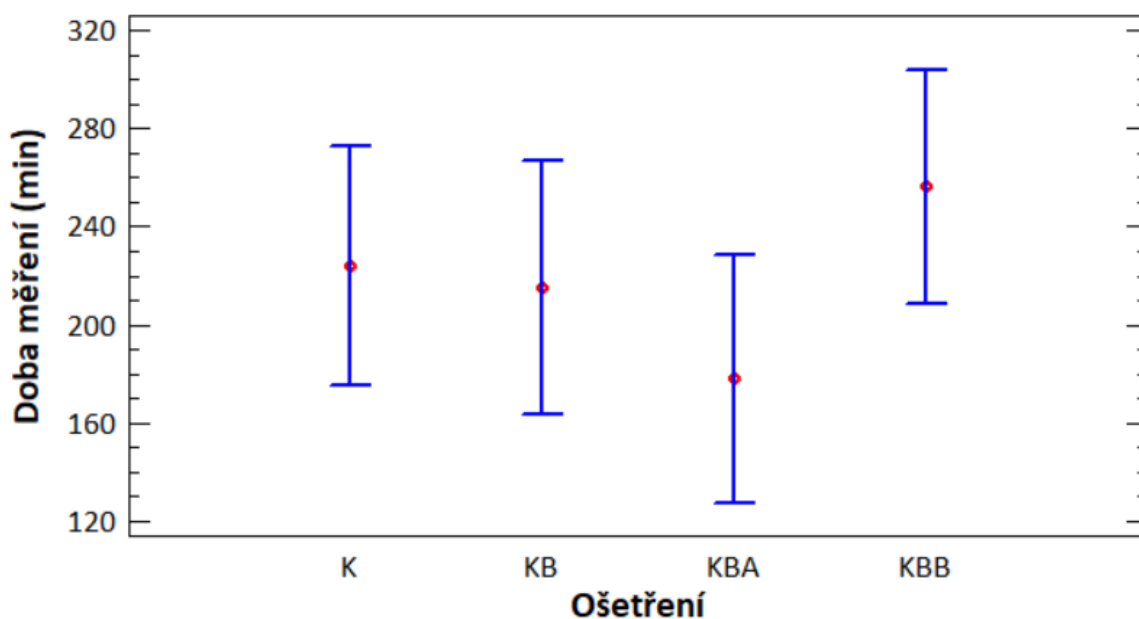
Na obrázku č. 17 můžeme vidět průměrné hodnoty doby, za kterou se zainfiltoval objem 90 cm³ vody z Mini disk infiltrometru do půdy. Tyto hodnoty jsou pro první měření, kde byla půda nasycena na 15 % objemové vlhkosti. Z grafu na obrázku č. 17 je patrné, že infiltrační testy v této první sadě měření netrvaly v průměru déle, než 30 minut. Z grafu je také patrné, že doba pro zainfiltování vody se u jednotlivých typů ošetření významně neliší. Nejkratší čas infiltrace byl pro ošetření KB.



Obrázek 17: Průměrná doba pro zainfiltovaný objem 90 cm³. Výsledky jsou pro hodnoty z 1. měření, kde byla půda nasycena na 15 % objemové vlhkosti. Měření v listopadu 2020.

Obrázek č. 18 ukazuje čas, po který se infiltroval objem 90 cm³ při vyšší počáteční vlhkosti. Zde byly vzorky nasyceny na 20 % objemové vlhkosti. Můžeme pozorovat, že pokud se zvýší počáteční vlhkost na 20 %, bude zainfiltrování shodného objemu vody vyžadovat významně delší čas. Pro druhou sadu měření (při vyšší počáteční vlhkosti) byla průměrná doba potřebná k zainfiltrování 90 cm³ vody kolem 3,5 hodiny.

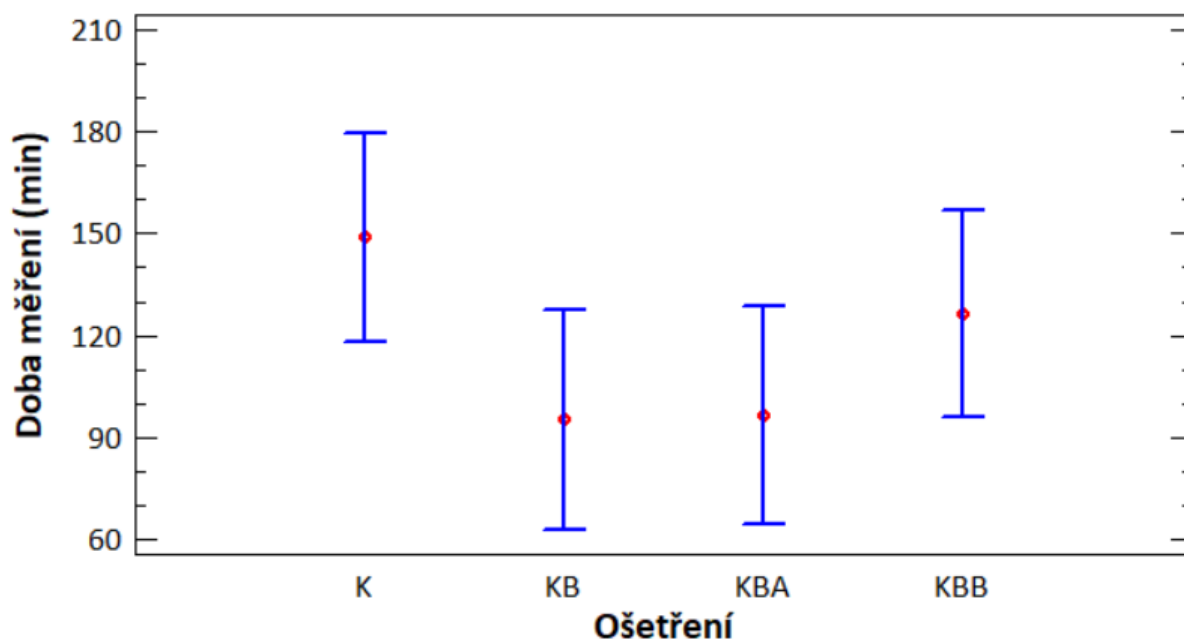
Průměrná doba zainfiltrovaného objemu 90 cm³ - 2. měření
Průměry a 95,0% LSD intervaly



Obrázek 18: Průměrná doba pro zainfiltrovaný objem 90 cm³. Výsledky jsou pro hodnoty z 2. měření, kde byla půda nasycena na 20 % objemové vlhkosti. Měření v listopadu 2020.

Pokud se data o době měření z první a druhé sady zkombinují s údaji o počáteční vlhkosti, lze pozorovat statistické rozdíly mezi jednotlivými typy ošetření (obrázek č. 19). Největší rozdíly jsou mezi ošetřením K, které sloužilo jako kontrola, a ošetřením KBA. Rozdíly jsou však i mezi ošetřením KBA a KBB. Nejkratší doba infiltrace v průměru pro obě úrovně počáteční vlhkosti byla pozorována u ošetření KB, ale také u KBA.

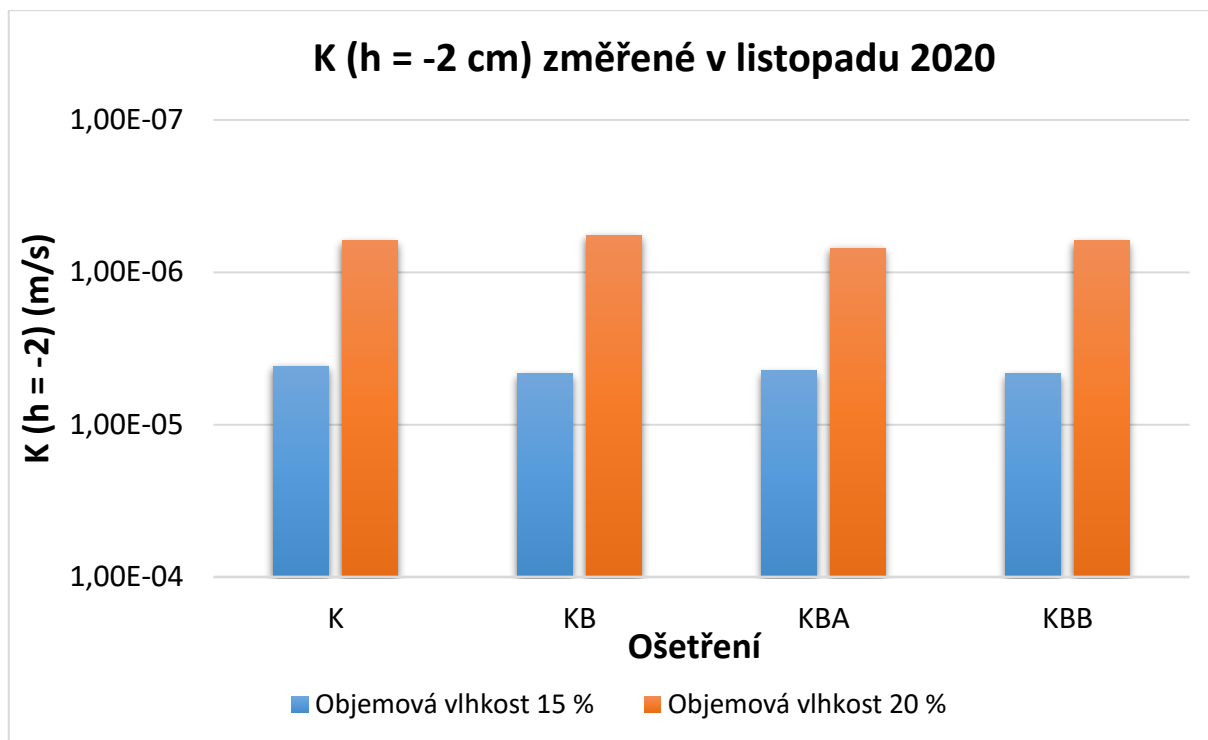
Průměrná doba zainfiltrovaného objemu 90 cm³ Průměry a 95,0% LSD intervaly



Obrázek 19: Průměrná doba pro zainfiltrovaný objem 90 cm³. Výsledky jsou pro hodnoty z měření na 15 i 20 % objemové vlhkosti. Měření v listopadu 2020.

5.1.2 Měření nenasycené hydraulické vodivosti v listopadu 2020

Průměrné výsledky měření pro jednotlivé vzorky jsou graficky zobrazeny na obrázku č. 20. Rozdíly mezi jednotlivými typy ošetření nejsou zde nijak výrazné, mnohem patrnější je vliv počáteční vlhkosti vzorku, do kterého byla voda infiltrována. V tabulce č. 7 i v tabulce č. 8 jsou uvedeny průměrné hodnoty $K(h)$ spolu s iniciální a finální hodnotou objemové vlhkosti pro jednotlivé vzorky a typy ošetření. Vliv vyšší úrovně iniciální vlhkosti vedoucí ke snížení měřených hodnot $K(h)$ je uvedeno na obrázku č. 21. Pro vyhodnocení tohoto vlivu byly vyhodnoceny i doby trvání jednotlivých experimentů a změny vlhkosti monitorované čidlem ECH20-5TE (METER Group, Inc. USA) instalovaném z povrchu půdy vždy ve shodné vzdálenosti od Mini Disk infiltrometru (2 cm).



Obrázek 20: Průměrná nenasycená hydraulická vodivost pro objemovou vlhkost 15 a 20 %.

Tabulka č. 6 je zaměřena na výsledky, které se týkaly první sady měření. Při tomto měření byla půda nasycena přibližně na 15 % objemové vlhkosti. V tabulce č. 7 jsou zase hodnoty pro druhou sadu měření, kde byla půda nasycena v průměru na objemovou vlhkost 20 %.

Obrázek č. 21 obsahuje výsledky pro nenasycenou hydraulickou vodivost $K(h)$ pro jednotlivá ošetření. Do tohoto statistického testu byly použity hodnoty z prvního, ale i z druhého měření. Graf zobrazuje průměry pro jednotlivá ošetření a 95% LSD intervaly. Jde vidět, že je zde významně statistický rozdíl mezi ošetření K a KB, ale také mezi K a KBB.

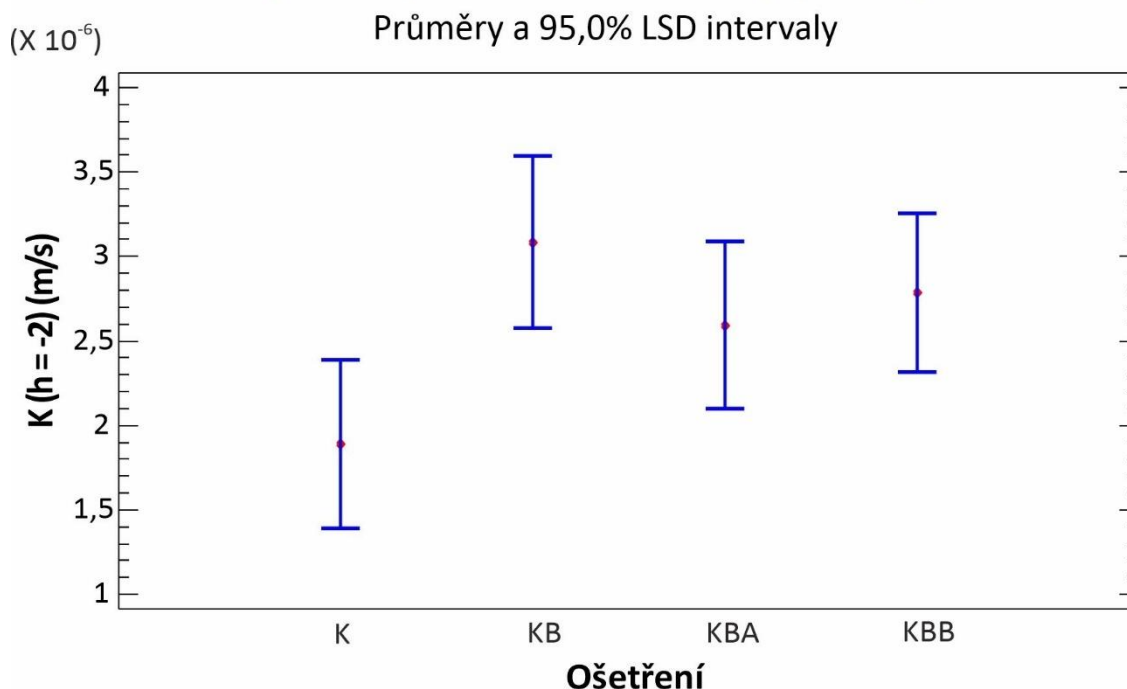
Tabulka 6: Průměrné hodnoty počáteční vlhkosti (cm^3/cm^3), konečné vlhkosti (cm^3/cm^3) a nenasycené hydraulické vodivosti (m/s). Hodnoty jsou pro nasycenou půdu na 15 % objemové vlhkosti. Měření v listopadu 2020.

Ošetření	Číslo vzorku	Průměr pro jednotlivé vzorky			Průměr pro ošetření půdy		
		Počáteční vlhkost (cm^3/cm^3)	Konečná vlhkost (cm^3/cm^3)	K ($h = -2$) (m/s)	Počáteční vlhkost (cm^3/cm^3)	Konečná vlhkost (cm^3/cm^3)	K ($h = -2$) (m/s)
K	2	0,120	0,210	3,93E-06	0,126	0,224	4,14E-06
	5	0,133	0,241	4,41E-06			
KB	3	0,140	0,250	4,32E-06	0,140	0,251	4,65E-06
	7	0,141	0,253	4,97E-06			
KBA	8	0,134	0,239	4,60E-06	0,138	0,233	4,41E-06
	11	0,143	0,226	4,23E-06			
KBB	6	0,132	0,254	3,75E-06	0,136	0,243	4,65E-06
	9	0,141	0,229	5,77E-06			

Tabulka 7: Průměrné hodnoty počáteční vlhkosti (cm^3/cm^3), konečné vlhkosti (cm^3/cm^3) a nenasycené hydraulické vodivosti (m/s). Hodnoty jsou pro nasycenou půdu na 20 % objemové vlhkosti. Měření v listopadu 2020.

Ošetření	Číslo vzorku	Průměr pro jednotlivé vzorky			Průměr pro ošetření půdy		
		Počáteční vlhkost (cm^3/cm^3)	Konečná vlhkost (cm^3/cm^3)	K ($h = -2$) (m/s)	Počáteční vlhkost (cm^3/cm^3)	Konečná vlhkost (cm^3/cm^3)	K ($h = -2$) (m/s)
K	2	0,173	0,228	6,67E-07	0,175	0,233	6,17E-07
	5	0,177	0,240	5,56E-07			
KB	3	0,194	0,261	5,25E-07	0,197	0,259	5,71E-07
	7	0,201	0,256	6,17E-07			
KBA	8	0,180	0,239	7,72E-07	0,187	0,241	6,94E-07
	11	0,194	0,243	6,17E-07			
KBB	6	0,200	0,255	3,46E-07	0,194	0,249	5,90E-07
	9	0,187	0,241	8,95E-07			

Nenasycená hydraulická vodivost $K(h)$ - Listopad 2020



Obrázek 21: Průměry nenasyčené hydraulické vodivosti a 95% intervaly pro jednotlivá ošetření. Výsledky jsou pro hodnoty z měření na 15 i 20 % objemové vlhkosti. Měření v listopadu 2020.

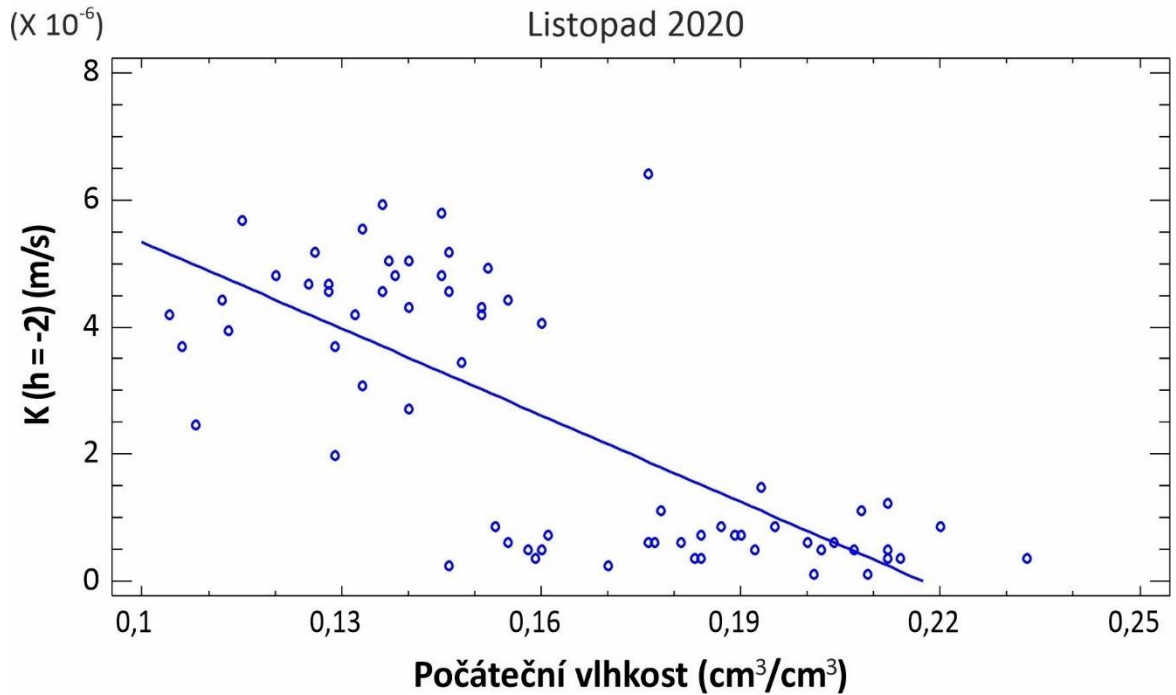
5.2 Vyhodnocení vlivu iniciální vlhkosti

Měření iniciální vlhkosti v rámci měření nenasyčené hydraulické vodivosti je důležité vzhledem k prokázanému vlivu tohoto faktoru. V rámci měření v laboratoři byly čidla vlhkosti ECH20-5TE (METER Group Inc., USA) instalována v průběhu celého experimentu až do ukončení druhého měření každého nahutněného profilu.

Vliv počáteční vlhkosti na $K(h)$ a dobu potřebnou pro zainfiltrování 90 cm³ vody byl vyhodnocen jako statisticky významný. Lineární trend této závislosti je naznačen na obrázku č. 22, spolu s naměřenými hodnotami $K(h)$ a iniciální vlhkostí a na obrázku č. 23, spolu s iniciální vlhkostí a dobou potřebnou pro zainfiltrování 90 cm³ vody.

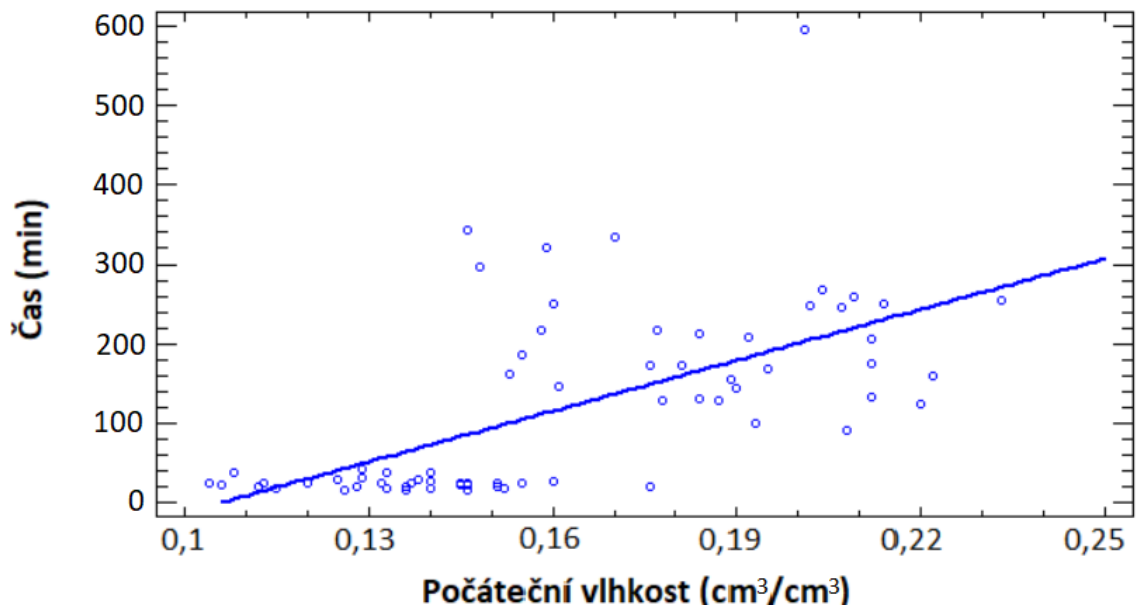
Byly také vyneseny a statisticky vyhodnoceny rozdíly mezi počáteční vlhkostí (cm³/cm³) a konečnou vlhkostí (cm³/cm³) pro jednotlivá ošetření (obrázek č. 24).

Závislost mezi počáteční vlhkostí a $K(h)$



Obrázek 22: Závislost mezi počáteční vlhkostí (cm^3/cm^3) a nenasycenou hydraulickou vodivostí (m/s).
Hodnoty jsou pro měření z listopadu 2020.

Vztah mezi dobou potřebnou pro zainfiltrování 90 ml vody a počáteční vlhkostí - listopad 2020



Obrázek 23: Vztah mezi počáteční vlhkostí a dobou potřebnou pro zainfiltrování 90 cm^3 vody



Obrázek 24: Průměrné hodnoty pro počáteční a konečné vlhkosti pro jednotlivá ošetření během první sady měření.

5.3 Měření nenasycené hydraulické vodivosti ve skleníku v červenci a říjnu 2019

V zavlažovaném skleníku, který se nachází ve Výzkumné stanici Uhřetěves, byla nenasycená hydraulická vodivost měřena in-situ ve třech opakováních pro všechny čtyři varianty ošetření. Měření bylo realizováno Mini Disk infiltrometrem pro vlhkostní tlakovou výšku -2 cm. Měření bylo prováděno v rámci výzkumného projektu zpracovávaného na Katedře vodních zdrojů (projekt č. TJ01000071). Měření probíhalo vždy před sklizní zaseté plodiny, a to ve dvou termínech, v červenci a v říjnu v roce 2019. Z naměřených hodnot byla v rámci této práce měření statisticky vyhodnocena a použita dále pro srovnání s vlastními údaji změřenými v listopadu 2020.

5.3.1 Měření nenasycené hydraulické vodivosti v červenci 2019

Tabulka č. 8 ukazuje průměrné hodnoty počáteční a konečné vlhkosti v cm³/cm³ pro jednotlivé vzorky, ale i pro jednotlivá ošetření. Dále jsou zde uvedeny průměrné hodnoty

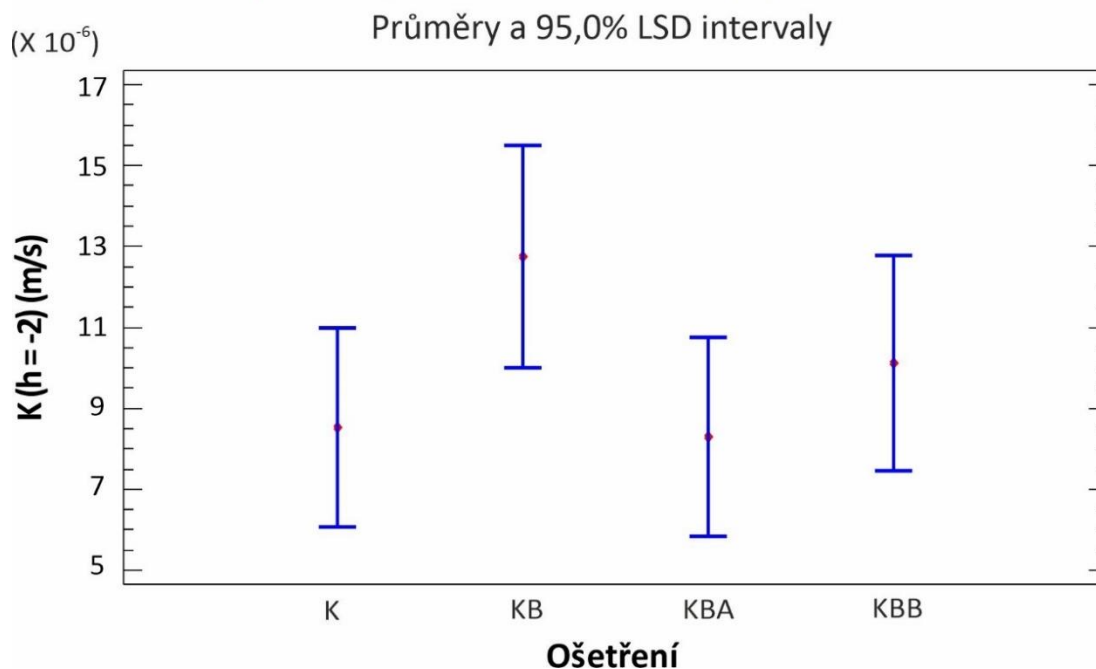
nenасыčené hydraulické vodivosti $K(h)$ (m/s), které jsou v tabulce prezentovány pro jednotlivé vzorky a zprůměrovány pro varianty ošetření půdy.

Tabulka 8: Průměrné hodnoty počáteční vlhkosti (cm^3/cm^3), konečné vlhkosti (cm^3/cm^3) a nenasycené hydraulické vodivosti (m/s). Měření v červenci 2019

Ošetření	Číslo vzorku	Průměr pro jednotlivé vzorky			Průměr pro ošetření půdy		
		Počáteční vlhkost (cm^3/cm^3)	Konečná vlhkost (cm^3/cm^3)	$K(h = -2)$ (m/s)	Počáteční vlhkost (cm^3/cm^3)	Konečná vlhkost (cm^3/cm^3)	$K(h = -2)$ (m/s)
K	2	0,104	0,213	7,45E-06	0,107	0,235	8,48E-06
	5	0,104	0,230	6,57E-06			
	12	0,114	0,263	1,14E-05			
KB	3	0,107	0,265	6,73E-06	0,102	0,274	1,19E-05
	7	0,095	0,274	1,29E-05			
	10	0,103	0,278	1,60E-05			
KBA	1	0,107	0,191	3,91E-06	0,112	0,25	8,37E-06
	8	0,093	0,261	1,14E-05			
	11	0,116	0,263	9,79E-06			
KBB	4	0,124	0,257	9,80E-06	0,105	0,238	1,01E-05
	6	0,099	0,238	9,77E-06			
	9	0,114	0,255	1,08E-05			

Obrázek č. 25 obsahuje výsledky pro nenasycenou hydraulickou vodivost $K(h)$ pro jednotlivá ošetření. Do tohoto statistického testu byly použity hodnoty z měření, které se uskutečnilo v červenci roku 2019. Graf zobrazuje průměry pro jednotlivá ošetření a 95% LSD intervaly. Nejnižší hodnoty $K(h)$ byly naměřeny pro ošetření KBA a K, vyšší hodnoty pak KBB a nejvyšší KB. Tyto rozdíly však nebyly vyhodnoceny jako statisticky významné vzhledem k vysoké variabilitě naměřených hodnot v rámci jednoho typu ošetření.

Nenasycená hydraulická vodivost $K(h)$ - Červenec 2019



Obrázek 25: Průměry nenasycené hydraulické vodivosti a 95% intervaly pro jednotlivá ošetření. Měření v červenci 2019.

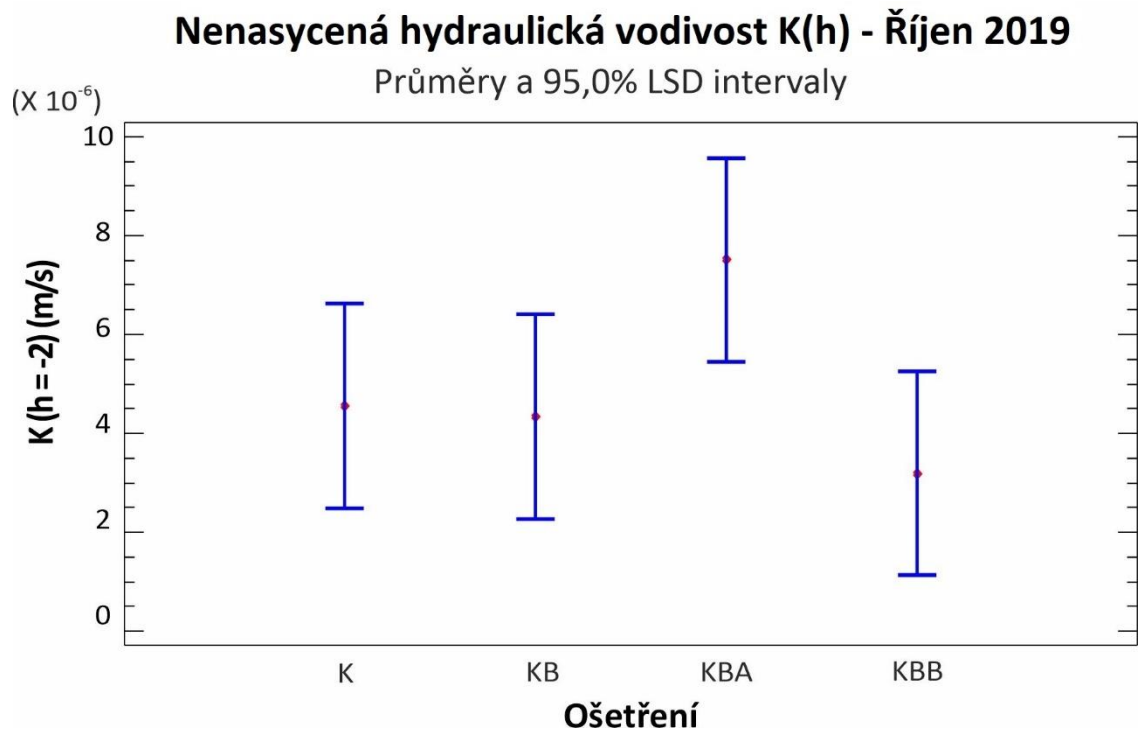
5.3.2 Měření nenasycené hydraulické vodivosti v říjnu 2019

Tabulka č. 9 uvádí průměrné hodnoty počáteční a konečné vlhkosti v cm^3/cm^3 pro jednotlivé vzorky, ale i pro jednotlivá ošetření. Kromě průměrných hodnot vlhkostí jsou zde uvedeny průměrné hodnoty nenasycené hydraulické vodivosti $K(h)$ (m/s), které jsou v tabulce také pro vzorky i ošetření půdy.

Tabulka 9: Průměrné hodnoty počáteční vlhkosti (cm^3/cm^3), konečné vlhkosti (cm^3/cm^3) a nenasycené hydraulické vodivosti (m/s) z měření v říjnu 2019.

Ošetření	Číslo vzorku	Průměr pro jednotlivé vzorky			Průměr pro ošetření půdy		
		Počáteční vlhkost (cm^3/cm^3)	Konečná vlhkost (cm^3/cm^3)	$K(h = -2)$ (m/s)	Počáteční vlhkost (cm^3/cm^3)	Konečná vlhkost (cm^3/cm^3)	$K(h = -2)$ (m/s)
K	2	0,115	0,191	1,98E-06	0,109	0,201	4,89E-06
	5	0,124	0,168	2,29E-06			
	12	0,090	0,244	1,04E-05			
KB	3	0,116	0,195	3,13E-06	0,114	0,191	4,26E-06
	7	0,128	0,188	3,66E-06			
	10	0,098	0,190	5,98E-06			
KBA	1	0,123	0,189	2,30E-06	0,114	0,167	7,72E-06
	8	0,112	0,195	4,70E-06			
	11	0,098		1,61E-05			
KBB	4	0,126	0,165	1,95E-06	0,111	0,192	3,19E-06
	6	0,126	0,181	4,45E-06			
	9	0,093	0,166	3,18E-06			

Obrázek č. 25 obsahuje výsledky pro nenasycenou hydraulickou vodivost $K(h)$ pro jednotlivá ošetření. Celkově je zde patrné snížení hodnot $K(h)$ pro testované vzorky ukazující na snížení rychlosti transportu vody půdou a její větší zdržení v povrchové vrstvě. Nejnižší hodnoty $K(h)$ byly v tomto termínu naměřeny pro ošetření KBB, téměř shodné průměrné hodnoty pak byly naměřeny u ošetření K a KB a nejvyšší hodnoty byly naměřeny pro ošetření KBA.



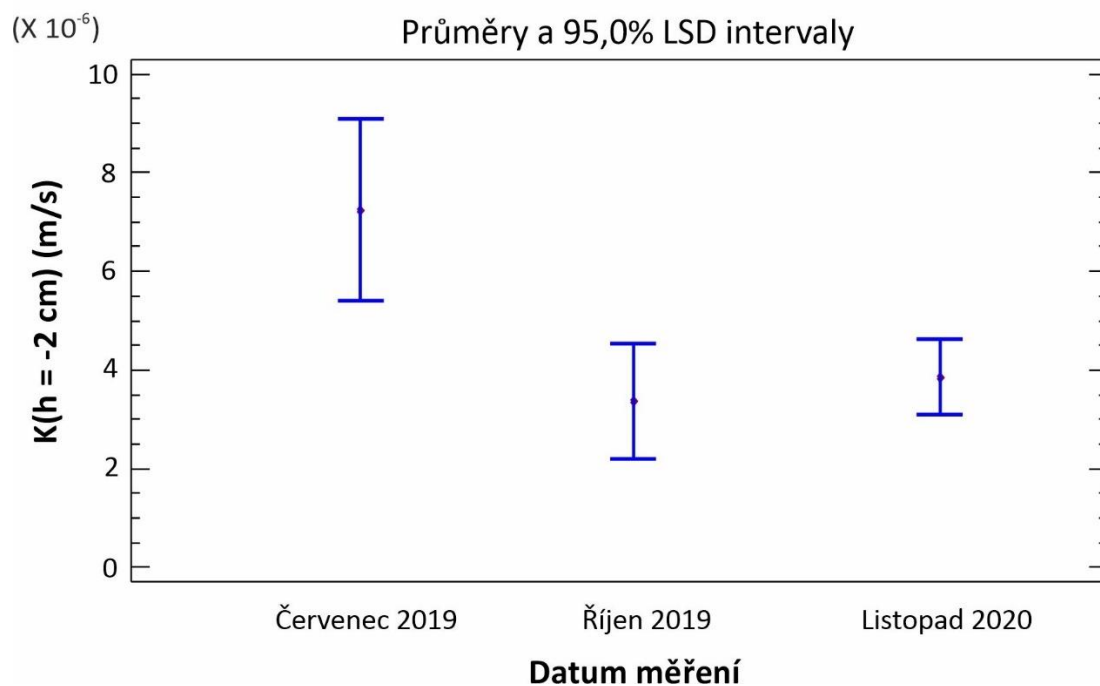
Obrázek 26: Průměry nenasycené hydraulické vodivosti a 95% intervaly pro jednotlivá ošetření. Měření v říjnu 2019.

5.4 Porovnání všech měření

5.4.1 Nenasycená hydraulická vodivosti pro všechna uskutečněná měření

Změny v $K(h)$ v rámci delšího časového horizontu nastiňuje statistické vyhodnocení všech tří etap měření. Na obrázku č. 27 je patrný statisticky významný pokles hodnot nenasycené hydraulické vodivosti ve srovnání s daty změřenými v červenci 2019. Hodnoty měřené v říjnu 2019 a listopadu 2020 se statisticky významně neliší. Vzhledem k tomu, že cílem práce je vyhodnotit rozdíly mezi jednotlivými typy ošetření půdy biouhlem, je třeba prozkoumat blíže interakce mezi jednotlivými faktory statistické analýzy. Jejé výsledky jsou uvedeny na obrázku č. 28.

Rozdíly nenasycené hydraulické vodivosti pro všechna data

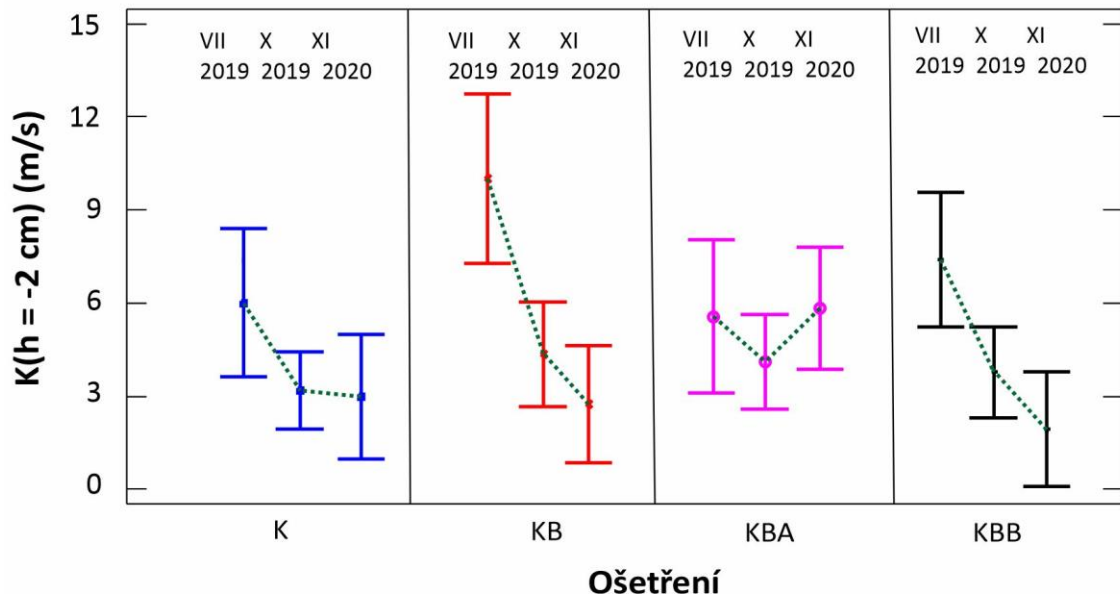


Obrázek 27: Rozdíly nenasycené hydraulické vodivosti mezi měřeními

Vzájemné porovnání jednotlivých typů ošetření a jejich změny v čase je zobrazeno na následujícím obrázku. Data $K(h)$ měla vysokou variabilitu i v rámci jednotlivých typů ošetření, a přestože u všech typů ošetření docházelo k časovým změnám v hodnotách $K(h)$, mohou být tyto změny přisuzovány různým faktorům. Hodnoty $K(h)$ mezi jednotlivými typy ošetření se statisticky významně nelišily.

Porovnání časových změn nenasyčené hydraulické vodivosti pro jednotlivé typy ošetření

($\times 10^{-6}$) Interakce mezi typem ošetření a dobou měření, 95,0 % LSD Intervaly

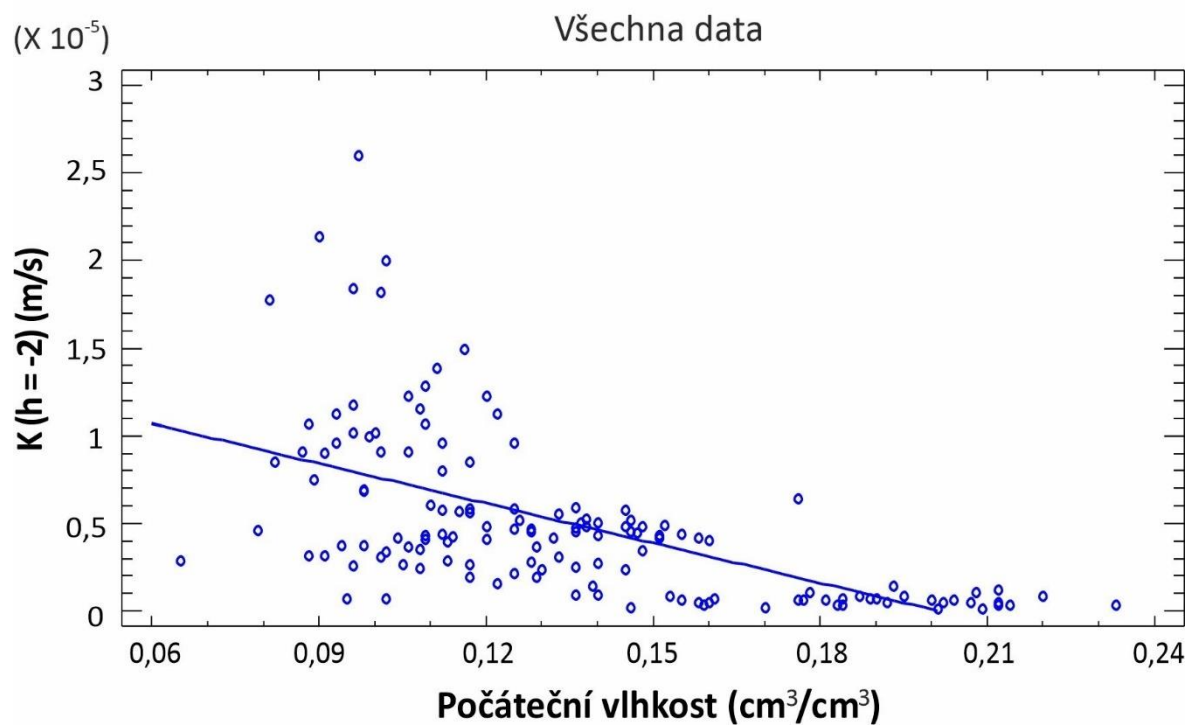


Obrázek 28: Průměry nenasyčené hydraulické vodivosti a 95% intervaly pro jednotlivá ošetření.

5.4.2 Závislost mezi počáteční vlhkostí a nenasyčenou hydraulickou vodivostí

Na obrázku č. 29 je zaznamenán vztah mezi počáteční vlhkostí (cm^3/cm^3) a nenasyčenou hydraulickou vodivostí $K(h)$ (m/s). Graf obsahuje data ze všech měření, která se uskutečnila v červenci a říjnu 2019 a v listopadu roku 2020. Je zde patrný trend snižování hodnoty $K(h)$ se zvyšující se hodnotou počáteční vlhkosti. Naopak čím je počáteční vlhkost nižší, tím je $K(h)$ vyšší a je tedy i kratší doba, která je potřebná pro zainfiltrování vody do půdy.

Závislost mezi počáteční vlhkostí a $K(h)$



Obrázek 29: Závislost mezi počáteční vlhkostí (cm^3/cm^3) a nenasycenou hydraulickou vodivostí (m/s).
Hodnoty jsou pro všechna měření v letech 2019 a 2020.

6 Diskuze

6.1 Vliv počáteční vlhkosti na nenasycenou hydraulickou vodivost

Existuje celá řada půdních vlastností, které ovlivňují její schopnost infiltrovat a transportovat vodu půdním profilem. Pro nenasycené podmínky nebo podmínky blízko nasycení, kdy je tato schopnost půdy charakterizována hodnotou nenasycené hydraulické vodivosti, je počáteční vlhkost půdy jedním z parametrů, který je třeba vzít v úvahu. Vlhkost půdy v přírodě, obzvláště její svrchní část, je velmi variabilní v čase a odráží množství srážek, které na povrch dopadly. Jak je patrné z obrázku č. 22, vztah vykazuje nepřímou lineární závislost, tedy se zvyšující se počáteční vlhkostí klesá hodnota sledované nenasycené hydraulické vodivosti $K(h)$. A naopak, pro nižší počáteční vlhkost jsou změřené vyšší hodnoty $K(h)$.

Na obrázku č. 28 jsou zaznamenána veškerá data z měření, která proběhla v červenci a říjnu 2019 a v listopadu v roce 2020. I zde je tento trend patrný, se vzrůstající počáteční vlhkostí se hodnota nenasycené hydraulické vodivosti $K(h)$ snižuje a pro infiltraci je zapotřebí delší časový úsek.

Tento vliv mezi počáteční vlhkostí a nenasycenou hydraulickou vodivostí $K(h)$ pozoroval také ve své studii Benson (1995), který zkoumal nenasycenou hydraulickou vodivost na třinácti zhutněných jílovitých půdách. Jednotlivé vzorky byly připraveny s různými objemovými vlhkostmi půdy. Výsledky jeho testů ukazují, že při vyšší počáteční vlhkosti byla pozorována nižší nenasycená hydraulická vodivost. Matula et al. (2015) sledoval vliv počáteční vlhkosti při měření nenasycené hydraulické vodivosti $K(h)$ různými typy infiltrometrů, včetně Mini disk infiltrometru, u kterého byl vliv počáteční vlhkosti vyhodnocen jako statisticky významný. Naproti tomu měření pomocí Hood infiltrometru bylo počáteční vlhkostí ovlivněno výrazně méně. U obou infiltrometrů však byl zjištěn vliv mezi počáteční vlhkostí a nenasycenou hydraulickou vodivostí $K(h)$. Oproti tomu například Logsdon (1993), který tento vliv sledoval na jílovité hlinité půdě, neobjevil žádný vztah mezi počáteční vlhkostí a nenasycenou hydraulickou vodivostí $K(h)$.

Při porovnání změny vlhkosti měřené čidlem ve svrchní vrstvě půdy vždy ve shodné vzdálenosti od disku infiltrometru je patrný rozdíl mezi jednotlivými typy ošetření pro měření v roce 2020. Iniciální a finální hodnoty vlhkostí jsou uvedeny na obrázku č. 24. Po zainfiltrování shodného objemu vody pro všechna měření (90 cm^3) se zvýšila vlhkost u ošetření KB a KBB o více než 10 % obj. U KB se vlhkost zvýšila z $0,140$ na $0,251 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$ a u KBB z $0,136$ na $0,243 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$. Naopak u ošetření KBA byla tato změna nejnižší a to z $0,138$ na $0,243 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$.

6.2 Vliv různého ošetření půdy organickými látkami na nenasycenou hydraulickou vodivost

Hydraulická vodivost a retenční čára půdní vlhkosti jsou základními hydrofyzikálními charakteristikami každé půdy. Parametry těchto charakteristik jsou používány jako vstupní data pro modely jakýmkoliv způsobem zahrnující pohyb vody, či roztoků v půdním profilu. Nenasycená hydraulická vodivost K jako funkce vlhkosti θ , či vlhkosní tlakové výšky h je charakteristika, jejíž měření je časově náročné. Navíc je tato charakteristika proměnlivá v čase a prostoru a není tedy možné o ní uvažovat jako o nějaké konstantní hodnotě pro dané místo. Neexistuje ani žádná referenční metoda pro její stanovení a vždy je třeba posoudit vhodnost daného zařízení pro účely jeho použití. Výsledky měřené různými přístroji se mohou od sebe významně lišit (Bátková et al. 2020), nicméně i měření získaná z jednoho zařízení se mohou na stejné experimentální ploše mezi sebou významně lišit vlivem variability půdy (Deb 2012). V řadě případů se místo měření používají nepřímé metody stanovení hydraulické vodivosti založené na jejich odhadu na základě snáze měřitelných a dostupných půdních vlastností jako je zrnitostní složení, obsah organických látek či objemová hmotnost suché půdy (Dirksen 2000; Pachepsky et al. 2006; Miháliková 2011). Použití Mini Diskového infiltrometru v sobě kombinuje výhody měření in-situ, rychlého měření a relativně nízkých nákladů na pořízení. Z těchto důvodů je velmi často používán v řadě studií a je tedy větší teoretická možnost změřené výsledky porovnat s výsledky jiných studií.

6.2.1 Výsledky měření v roce 2019 ve skleníku

Měření bylo provedeno v rámci výzkumné práce na KVZ (projekt č. TJ01000071). Tím, že byl experiment prováděn ve skleníku, byl tak minimalizován vliv environmentálních faktorů, jako jsou například extrémní klimatické podmínky, které by mohly výsledky více odlišit. Ve skleníku byla také zajištěna pravidelná závlaha, takže měření v červenci i v říjnu 2019 probíhalo s téměř stejnou počáteční vlhkostí. Všechny vzorky měly průměrnou počáteční vlhkost $0,10-0,11 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$.

Jak můžeme pozorovat na obrázku č. 25, výsledky testu GLM (obecný lineární model) ukazují, že při měření v červenci 2019 byly pozorovány znatelně vyšší hodnoty nenasycené hydraulické vodivosti u vzorků, kde byl do půdy aplikován kompost spolu s biouhlem (20 %) (označení KB). Vyšší hodnoty byly pozorovány i u vzorku KBB, u kterého byl do půdy aplikován kompost a biouhel (20 %), který byl ošetřený Bokashi metodou. Naopak u ošetření KBA, což je aplikace kompostu a biouhlu (20 %) na předem inokulovanou půdu Azotobagem, vykazovaly výsledky o málo nižší hodnoty než u kontroly (vzorek K). Z tabulky č. 8 je možno seřadit průměrné hodnoty $K(h)$ pro jednotlivá ošetření od nejvyšší po nejnižší takto: ošetření KB $1,19\text{E}-5 \text{ (m/s)} >$ KBB $1,01\text{E}-5 \text{ (m/s)} >$ K $8,48\text{E}-6 \text{ (m/s)} >$ KBA $8,37\text{E}-6 \text{ (m/s)}$.

Vysvětlením, proč nejvyšší hodnoty vykazuje ošetření typu KB, může být skutečnost, že přidáním kompostu do půdy se mohou zlepšit retenční schopnosti půdy (Pears 2011; Hejátková 2017) a také aplikace biouhlu. Po přidání se může změnit objemová hmotnost suché půdy, což je v tomto případě pozitivní vliv, neboť jílovito-hlinitá půda, která se používá v našem experimentu je dost těžká. Přídavkem biouhlu se také mohou změnit k lepšímu hydraulické vlastnosti půdy, jak uvádí Downie et al. (2009). Smícháním kompostu s biouhlem můžeme dosáhnout příznivých výsledků měření nenasycené hydraulické vodivosti $K(h)$, stejně jak tomu bylo u ošetření KB a KBB. To dokazují i výsledky ze studie Hardie et al. (2014). Po aplikaci biouhlu a kompostu se zde významně snížila objemová hmotnost suché půdy, což vedlo k vyšší pórovitosti a k navýšení nasycené vody v půdě. Dále bylo v této studii zjištěno, že půda, která byla ošetřena biouhlem měla vyšší infiltrační schopnost a vyšší hodnotu $K(h)$. Ke zlepšení retence vody vlivem přídavku kompostu a biouhlu došlo u studie, kterou provedli Liu et al. (2012). Zde bylo prokázáno, že přidání samotného kompostu ovlivňuje množství vody ve zkoumané půdě, avšak přidání biouhlu společně s kompostem, se množství zadržené vody v půdě výrazně zvýšilo a pozitivním způsobem se zvýšilo množství vody dostupné pro rostliny.

Zimmerman (2010) uvádí, že po přidání biouhlu do půdy docházelo k rychlejší mineralizaci u vzorků, které byly naočkovány mikroorganismy než u vzorků, kde mikroorganismy chyběly. Tato vyšší rychlost mineralizace vedla také k rychlejší degradaci biouhlu. Tento jev může být důvodem, proč ošetření KBA mělo při měření v červenci 2019 nejnižší výsledné hodnoty nenasycené hydraulické vodivosti $K(h)$.

Měření v říjnu 2019 vykazuje ve srovnání s měřením v červenci 2019 pokles měřených hodnot $K(h)$ u všech variant ošetření, jak můžeme vidět na obrázku č. 26, 27 a v tabulce č. 9. Největší změna byla zaznamenána u ošetření KB, které v červenci 2019 mělo nenasycenou hydraulickou vodivost $K(h)$ nejvyšší. Průměrná hodnota nenasycené hydraulické vodivosti poklesla z hodnoty $1,19E-5$ (m/s) na $4,26E-6$ (m/s). Druhý nejvyšší pokles byl zaznamenán u ošetření KBB, a to z hodnoty $1,01E-5$ (m/s) na $3,19E-6$ (m/s). U kontrolního ošetření K se hodnoty snížily z $8,48E-6$ (m/s) na $4,89E-6$ (m/s). Nejmenší, stále však pozorovatelný pokles byl zaznamenán pro ošetření KBA, kde hodnota $K(h)$ poklesla z $8,37E-6$ (m/s) na $7,72E-6$ (m/s).

6.2.2 Výsledky měření v roce 2020 v laboratoři

V laboratoři se měřilo na osmi vzorcích, které pocházely ze skleníku. Jednalo se o vzorky 2, 3, 5, 6, 7, 8, 9 a 11. Tyto vzorky byly odebrány z hloubky do 15 cm od povrchu v listopadu 2019, a poté byly v laboratoři sušeny v tenkých vrstvách na vzduchu při pokojové teplotě 22 °C. K měření nenasycené hydraulické vodivosti $K(h)$ pak došlo o rok později (tedy 1,5 roku od jeho aplikace) v listopadu 2020.

6.2.2.1 Průměrná doba pro zainfiltrování objemu 90 cm³

Jak je patrné na obrázku č. 19, průměrná doba pro zainfiltrování objemu vody 90 cm³ byla hodina a půl. Nejrychleji se zainfiltovala voda u ošetření KB a KBA, takže by tyto vzorky měly mít nejvyšší výsledné hodnoty při měření nenasycené hydraulické vodivosti $K(h)$. Všechna ošetření, kam se přidával biouhel, měla nižší dobu infiltrace než kontrolní vzorek K. Takže bychom mohli usuzovat, že přidáním biouhlu do půdy se nám zrychlí infiltrace. Tyto výsledky jsou obdobné pro obě sady měření.

Jestliže porovnáme výsledky z prvního měření (viz obrázek č. 17), zjistíme že průměrná doba potřebná pro infiltraci byla o hodně kratší než doba infiltrace potřebná pro druhé měření (obrázek č. 18). Je to způsobeno tím, že první měření bylo na půdě, která byla nasycena na 15 % objemové vlhkosti, kdežto při druhém měření byla půda nasycena na 20 % objemové vlhkosti. Vztah mezi dobou měření, která byla potřebná pro infiltraci 90 cm³ vody a počáteční vlhkostí je zobrazen na obrázku č. 23. I zde můžeme vidět lineárně vzrůstající dobu infiltrace se zvyšující se počáteční vlhkostí. Dále si můžeme všimnout, že u prvního měření byla, stejně jako u výsledků z obou měření, potřebná doba pro infiltraci nejdelší u kontroly K. I zde tedy můžeme usuzovat, že přidáním biouhlu do půdy se nám zrychlí infiltrace. Při druhé sadě měření však byla nejdelší doba při měření na ošetření, které je označené jako KBB.

Zrychlení infiltrace po přidání biouhlu do půdy prokázali ve své studii Novak et al. (2016). Vliv přídavku biouhlu do jemně hlinité půdy, tedy půdy obdobného zrnitostního složení jako půda z naší studie. Dále také dokázali, že rychlost infiltrace se pomalu snižovala s každým dalším vyluhováním vody. Naopak experiment Ibrahima et al. (2013) ukazuje snížení rychlosti infiltrace po aplikaci biouhlu do půdy. Oni však použili pro svůj experiment půdu písčitou, u které je tento jev žádoucí. U písčitych půd se totiž cílí na zvýšení retence vody a zpomalení rychlosti pohybu vody směrem k hladině podzemní vody.

6.2.2.2 Nenasycená hydraulická vodivost $K(h)$ měřená v listopadu 2020

Jak ukazují výsledky testu GLM (obecného lineárního modelu) na obrázku č. 21, nejnižší výsledky nenasycené hydraulické vodivosti $K(h)$ opravdu vykazuje kontrolní ošetření K. Při tomto měření nejvyšší výsledné hodnoty nenasycené hydraulické vodivosti ošetření KB, ale výsledky pro všechna ošetření, kde byl do půdy přidán biouhel, vykazují podobné výsledky. Do testu byla použita data z první, ale i z druhé sady měření.

Jestliže se podíváme na tabulky č. 6 a 7, všimneme si, že stejně jako u průměrné doby, která byla potřebná k infiltraci i nenasycená hydraulická vodivost $K(h)$ je velmi odlišná pro první a druhé měření. V tabulce č. 6 jsou průměrné hodnoty pro nenasycenou hydraulickou vodivost $K(h)$ pro první měření, kde byla průměrná počáteční vlhkost 0,135 cm³/cm³. Při tomto měření vykazovaly jednotlivé vzorky podobné hodnoty. Pro kontrolní ošetření K byla průměrná hodnota nenasycené hydraulické vodivosti $K(h)$ 4,14E-6 (m/s), pro vzorek KB byla

$K(h)$ $4,65E-6$ (m/s), pro ošetření KBA $4,41E-6$ (m/s) a pro KBB $4,65 E-6$ (m/s). I zde můžeme vidět, že i když jen o málo, nejnižší výsledky vykazuje kontrolní ošetření K. Pokud ale navýšíme počáteční vlhkost, zjistíme, že rychlost nenasyčené hydraulické vodivosti se sníží o řád, jak ukazuje tabulka č. 7. U druhého měření jsme tedy získali průměrnou $K(h)$ pro ošetření K $6,17E-7$ (m/s), pro ošetření KB $5,71E-7$ (m/s), pro vzorek KBA $6,94E-7$ (m/s) a pro KBB $5,90E-7$ (m/s).

Na výsledky z první sady měření může mít vliv stáří biouhlu. Jelikož zde byly výsledné hodnoty téměř shodné, můžeme usuzovat, že biouhel, který byl aplikován do půdy v květnu 2019, ztratil své účinky na fyzikální vlastnosti půdy. Je možné, že 18 měsíců od aplikace je dlouhá doba pro účinky biouhlu a aplikace by měla být zopakována. Liu et al. (2016) zjistili, že hrubé částice biouhlu mohou být díky kořenům rostlin nebo vlivem smáčení a vysušování rozloženy na menší částice. Jemnější částice biouhlu poté mají vliv na rychlost hydraulické vodivosti půdy, která se snižuje. Také bylo dokázáno, že částice biouhlu jsou náchylnější k pohyblivosti ve vodě s nižší iontovou silou než ve vodě s vyšší iontovou silou (Zhang et al. 2010). Je tedy možné, že vlivem závlahy a díky měření nenasyčené hydraulické vodivosti se dostaly částice biouhlu do nižších poloh. Když byly vzorky poté v listopadu 2019 odebrány a přepravovány do laboratoře, mohlo být dosaženo vyšší úrovně homogenity než při experimentu in-situ v květnu 2019. I přes veškerou snahu o co nejhomogennější přípravu umělého profilu k infiltračním pokusům v laboratoři v listopadu 2020 je možné, že biouhel nebyl ve vzorcích rozprostřen rovnoměrně.

6.2.3 Výsledky všech měření

Obrázek č. 27 zobrazuje rozdíly mezi nenasyčenou hydraulickou vodivostí mezi jednotlivými měřeními. Můžeme si všimnout, že je zde významný statistický rozdíl mezi měřeními v červenci a říjnu 2019. Oproti tomu měření v říjnu 2019 a v listopadu 2020 se skoro neliší.

Výsledky testu GLM (obecného lineárního modelu) jsou zobrazeny na obrázku č. 28. Je zde zachycena interakce mezi jednotlivými typy ošetření a datem, kdy se na vzorcích měřilo. Také byl do testu zahrnut faktor počáteční vlhkosti (cm^3/cm^3), neboť má na rychlost nenasyčené hydraulické vodivosti $K(h)$ velký vliv. Jak je zde patrné, nejvyšších hodnot $K(h)$ bylo dosaženo při měření v červenci 2019. Ačkoli byla v říjnu 2019 velmi podobná počáteční vlhkost jako v červenci, výsledky nenasyčené hydraulické vodivosti vykazují, až na ošetření KBA, o dost nižší hodnoty. Také si můžeme všimnout, že výsledky pro měření v listopadu 2020 byly v obdobné výši.

Největší rozdíly mezi měřeními můžeme vidět u vzorku KB a KBB. Na tyto rozdíly může mít vliv to, že přidaná organická hmota do půdy postupem času degraduje a nemusí mít po nějaké době v půdě takový vliv na zlepšení jejích fyzikálních vlastností jako po aplikaci biouhlu a kompostu do půdy. To můžeme vidět při porovnání tabulek č. 6, 7, 8 a 9, které značí hodnoty

$K(h)$ pro měření v letech 2019 a 2020. Je zde znatelný pokles rychlosti nenasycené hydraulické vodivosti. Wang et al. (2015) dokázali, že rozložené množství biouhlu po aplikaci do půdy se logaritmicky zvyšuje. Takže z toho vyplývá, že po aplikaci biouhlu do půdy je rychlost rozkládání rychlejší a pomalu se snižuje, než dojde k úplnému rozložení a biouhel přestává být v půdě účinný. Také bylo zjištěno, že rychlý rozklad, který se v půdě projevoval ze začátku se po dvou letech snížil a rychlost rozkladu byla dále na velmi nízké úrovni po delší dobu (Fang et al. 2013; Kuzyakov et al. 2014). Ascough et al. (2011) a Liu et al. (2013) ve svých studiích zjistili, že způsob přípravy biouhlu má vliv na rychlost jeho degradace. Bylo zjištěno, že biouhel, který byl vyrobený při 300 °C obsahoval uhlík (C) s labilnějšími frakcemi, takže docházelo k rychlejšímu rozkladu v půdě. Naopak biouhel, který se připravoval při teplotách vyšších než 400 °C byl vůči této degradaci stabilnější a působila na ně až tvrdá degradace. Rychlost degradace nesouvisí pouze s teplotní úpravou, ale také má na ní vliv materiál, ze kterého byl biouhel vyrobený. Například biouhel vyrobený ze dřevní hmoty bude v půdě stabilnější než biouhel vyrobený z bylinné biomasy. Vlivem rozkládání biouhlu však dochází ke snížení povrchové plochy a pórovitosti, které jsou klíčové pro adsorpční procesy. Tyto procesy nejsou důležité pouze pro sorpci organických kontaminantů, ale také pro schopnost biouhlu zadržovat vodu v půdě (Glaser et al. 2002).

Naopak typ ošetření KBA vykazuje téměř shodné výsledky při všech měřeních. To by mohlo být zapříčiněno tím, že kompost s biouhlem byl aplikován na půdu, která byla nejdříve inokulována Azotobagem. Je možné, že organismy, které se navíc přidaly do půdy mají dobrý vliv na přídavek kompostu a biouhlu, který se lépe zafixuje do půdy, a ta pak nepodléhá výkvěmům. Jak už bylo uvedeno dříve, biouhel, který je přidán do půdy i s přídavkem mikroorganismů, je rychleji mineralizován, a tedy i degradován. Tato mineralizace je však rychlá pouze ze začátku, po nějaké době se ustálí a pokračuje mnohem pomaleji (Zimmerman 2010; Ameloot et al. 2013). Rychlá mineralizace, která je na začátku po aplikaci, trvá většinou dva až tři měsíce (Kuzyakov et al. 2009). Je tedy možné, že v průběhu výzkumných prací došlo k rychlé mineralizaci v době mezi aplikací a prvním měřením, které proběhlo v červenci 2019. Když se pak na půdě měřilo, mohl být už biouhel ve fázi pomalé degradace, a proto byly výsledky pro nenasycenou hydraulickou vodivost $K(h)$ podobné.

Zajímavé však je, že výsledky pro nenasycenou hydraulickou vodivost ošetření KBA vykazovaly vyšší hodnoty při měření v listopadu 2020 než v říjnu 2019. Horn (1994) ve své studii zjistil, že přidáním biouhlu do půdy se kromě hydraulické vodivosti mění také distribuce velikosti pórů. Intenzita však závisí na pohyblivosti částic během smáčení a sušení, což poté vede k celému přeskupení částic a tvorbě agregátů a sekundárních pórů. Tím, že biouhel degraduje, může snížit velikost svých částic, čímž se změní také pórovitost půdy, do které byl biouhel aplikovaný, a může změnit nenasycenou hydraulickou vodivost $K(h)$ (Brodowski et al. 2007). Vlivem degradace biouhlu se tedy u typu ošetření KBA mohla snížit pórovitost, a díky tomu mohla nenasycená hydraulická vodivost v říjnu 2019 vykazovat nižší rychlost než při měření v červenci 2019. Tím, že jsme vzorky vysušili a znovu nahutnili, mohla

vzniknout u tohoto ošetření větší pórovitost a mohl tak vykazovat při měření v listopadu 2020 vyšší hodnoty než při měření v říjnu 2019. Výzkum, který udělali Villagra-Mendoza & Horn (2018) také dokázal, že cykly smáčení a sušení mění uspořádání pórů v půdě. Zde však zjistili, že smáčení a vysoušení půdy má spíše pozitivní vliv na hydraulickou vodivost, neboť se jejich výsledné hodnoty hydraulické vodivosti zvýšily. V jejich výzkumu byla použita písčitoá zeminu, takže je možné, že v jílovito-hlinité půdě z naší studie se biouhel bude vlivem neustálého smáčení a vysychání chovat odlišně.

Velká variabilita naměřených hodnot v rámci jednotlivých variant ošetření neumožnila zcela vypovídající závěry. Pro další studie je možné doporučit vyšší počet opakování pro jednotlivé varianty tak, aby se variabilita hodnot snížila. Zajímavé by mohlo být i sledování vývoje hodnot $K(h)$ i nadále na základě již proměřených, ale stále uskladněných vzorcích, které by bylo možno nahutnit do profilů opět po roce a zjistit, zda došlo k nějakému posunu oproti měření v roce 2020.

7 Závěr

Voda v půdě má nezastupitelnou úlohu při zemědělské činnosti a pěstování rostlin. Je tedy důležité správně hodnotit a případně ovlivnit hydraulické vlastnosti půdy udávající rychlost infiltrace a transport vody a látek v ní rozpuštěných.

Tato studie zkoumala vliv přidaného biouhlu do půdy na její nenasycenou hydraulickou vodivost $K(h)$. Tento vliv byl sledován na základě 68 měření $K(h)$ pomocí Mini Disk infiltrometru. Přestože se hodnoty $K(h)$ změřené na půdě s různým typem ošetření lišily, jako významnější faktor ovlivňující její hodnotu byl vyhodnocen vliv počáteční vlhkosti půdy, do které byla voda infiltrována. Se zvyšující se hodnotou počáteční vlhkosti byla sledovaná doba infiltrace výrazně delší a hodnota $K(h)$ významně nižší. I přes veškerou snahu o homogenní přípravu profilu, byla zaznamenána i značná variabilita mezi jednotlivými uměle hutněnými profily. Při vyhodnocení vlivu času na efekt vlivu přidaného biouhlu byla variabilita měření in-situ ještě patrnější.

Měření, která byla provedena v roce 2019 ve skleníku, vykazovala vyšší rychlosti nenasycené hydraulické vodivosti než měření o rok později v listopadu 2020 v laboratoři. V listopadu 2020 jsme zjistili, že výsledky nenasycené hydraulické vodivosti byly téměř shodné u půd, které byly ošetřené biouhlem. Všechna ošetření s biouhlem měla však vyšší výsledné hodnoty než kontrola K, kde byl do půdy přidán pouze kompost. Při porovnání s již dříve změřenými daty vykazovalo ošetření KB, což byl přídavek kompostu a biouhlu, nejvyšší hodnoty při měření v červenci a říjnu 2019. Podobné výsledky, ale jen o málo nižší, mělo ošetření KBB. Nejméně proměnlivé hodnoty u všech měření vykazovalo ošetření KBA, které mělo vyšší nenasycenou hydraulickou vodivost než kontrola K při měření v říjnu 2019 a listopadu 2020. U tohoto ošetření byl přidán biouhel s kompostem na předem inokulovanou půdu Azotobagem. Při porovnání všech výsledků tedy můžeme říct, že nulová hypotéza „Aplikace různě ošetřeného biouhlu do testované půdy s přídávkem kompostu se nijak neprojeví na její schopnosti infiltrovat a transportovat vody, tedy na její hydraulické vodivosti $K(h)$ “, nemůže být přijata, protože přidáním biouhlu do půdy došlo k ovlivnění její hydraulické vodivosti.

8 Literatura

Ameloot N, Graber E, Vertheijen F, De Neve S. 2013. Interactions between biochar stability and soil organisms: review and research needs. *Soil Science*.

Amin F, Huang Y, He Y, Zhang R, Liu G, Chen C. 2016. Biochar applications and modern techniques for characterization. *Clean Technologies and Environmental Policy* **18**:1457-1473.

Ankeny M, Ahmed M, Kaspar T, Horton R. 1991. Simple Field Method for Determining Unsaturated Hydraulic Conductivity. *Soil Science Society of America Journal* **55**.

Ascough P, Bird M, Francis S, Thornton B, Midwood A, Scott A, Apperley D. 2011. Variability in oxidative degradation of charcoal: Influence of production conditions and environmental exposure. *Geochimica et Cosmochimica Acta* **75**:2361-2378.

Bagarello V, Provenzano G. 1996. Factor Affecting Field and Laboratory Measurement of Saturated Hydraulic Conductivity. *American Society of Agricultural and Biological Engineers* **39**:153-159.

Barnes R, Gallagher M, Masiello C, Liu Z, Dugan B. 2014. Biochar-induced changes in soil hydraulic conductivity and dissolved nutrient fluxes constrained by laboratory experiments. *PLOS ONE* **9**.

Basu P. 2010. *Biomass Gasification and Pyrolysis*. Academic Press, Burlington.

Batista E, Shultz J, Matos T, Fornari M, Ferreira T, Szpoganicz B, de Freitas R, Mangrich A. 2018. Effect of surface and porosity of biochar on water holding capacity aiming indirectly at preservation of the Amazon biome. *Scientific Reports* **8**.

Bátková K, Miháliková M, Matula S. 2020. Hydraulic Properties of a Cultivated Soil in Temperate Continental Climate Determined by Mini Disk Infiltrometer. *Water* **12**.

Benson C. 1995. Hydraulic Conductivity of Thirteen Compacted Clays. *Clays and Clay Minerals* **43**:669-681.

Bičík I, et al. 2009. *Půda v České republice*. Consult, Praha.

Blanco-Canqui H. 2017. Biochar and Soil Physical Properties. *Soil Science Society of America Journal* **81**:687-711.

- Brick S. 2010. Biochar: Assessing the Promise and Risks To Guide U.S. Policy. Natural Resources Defense Council, Madison.
- Bridgwater A. 2012. Review of fast pyrolysis of biomass and product upgrading. *Biomass and Bioenergy* **38**:68-94.
- Brodowski S, Amelung W, Haumaier L, Zech W. 2007. Black carbon contribution to stable humus in German arable soils. *Geoderma* **139**:220-228.
- Bruns A, Bruns S. 2004. *Biogarten Handbuch*. ökobuch Verlag GmbH, Staufen bei Freiburg.
- Cao Y, Bai M, Han B, Impraim R, Butterly C, Hu H, He J, Chen D. 2020. Enhanced nitrogen retention by lignite during poultry litter composting. *Journal of Cleaner Production* **277**.
- Casey F, Derby N. 2002. Improved design for an automated tension infiltrometer. *Soil Science Society of America Journal* **66**:64-67.
- Cetin E, Moghtaderi B, Gupta R, Wall T. 2004. Influence of pyrolysis conditions on the structure and gasification reactivity of biomass chars. *Fuel* **83**:2139-2150.
- Císlarová M. 2003. Preferenční proudění ve vadózní zóně a formování hydrogramu odtoku. *Hydrologie půdy v malém povodí*:112-118.
- Coutadeur C, Coquet Y, Roger-Estrade J. 2002. Variation of hydraulic conductivity in a tilled soil. *European Journal of Soil Science* **53**:619-628.
- Černý J, Shejbalová Š, Kulhánek M, Vašák F. 2013. Statková hnojiva, základní zdroj živin. *Zemědělec* **38**:10-13.
- Deb S. 2012. Variability of hydraulic conductivity due to multiple factors. *American Journal of Environmental Sciences* **8**:489-502.
- Demeyer A, Nkana J, Verloon N. 2001. Characteristics of wood ash and influence on soil properties and nutrient uptake: An overview. *Bioresource Technology* **77**:287-295.
- Ding Y, Liu Y, Liu S, Li Z, Tan X, Huang X, Zeng G, Zhou L, Zheng B. 2016. Biochar to improve soil fertility. A review. *Agronomy for Sustainable Development* **36**.
- Dirksen C. 2000. Unsaturated Hydraulic Conductivity. *Soil and Environmental Analysis*:183-230.

Dixon R. 1975. Design and Use of Closed-top Infiltrimeters¹. Soil Science Society of America Journal **39**.

Downie A, Crosky A, Munroe P. 2009. Physical Properties of Biochar. Biochar for Environmental Management:13-30.

Duchoň F, Hampel J. 1962. Agrochemie. Československá akademie zemědělských věd ve Státním zemědělském nakladatelství, Praha.

Ekebafé M, Ekebafé L, Ugbesia S. 2015. Biochar composts and composites. Science Progress:169-176.

Evans G. 2001. Biowaste and Biological Waste Treatment. James & James, London.

Fang Y, Singh B, Singh B, Krull E. 2013. Biochar carbon stability in four contrasting soils. Soil Science.

Evropská komise. 2014. Nařízení č. 1357 ze dne 18. prosince 2014, kterým se nahrazuje příloha III směrnice Evropského parlamentu a Rady 2008/98/ES o odpadech a o zrušení některých směrnic. Pages 89-96 in Úřední věstník Evropské unie, 2014, částka L 365.

Flowerdew B. 2011. Kompost. Metafora, spol. s r.o., Praha.

Fuchs J. 2002. Practical Use of Quality Compost for Plant Health and Vitality Improvement. Microbiology of Composting:435-444.

Gaskin J, Steiner C, Harris K, Das K. 2008. Effect of Low-Temperature Pyrolysis Conditions on Biochar for Agricultural Use. American Society of Agricultural and Biological Engineers **51**.

Gembalová L, Klouda K, Rusín J, Pryszcz A, Weisheitelová M. 2017. Biochar – Ecological Product and Its Application in Environmental Protection. DEStech Transactions on Engineering and Technology Research.

Glaser B, Lehmann J, Zech W. 2002. Ameliorating physical and chemical properties of highly weathered soils in the tropics with charcoal – a review. Biology and Fertility of Soils **35**:219-230.

Grosłéziat R. 2013. Kleiner Garten große Ernte. Eugen Ulmer KG, Stuttgart.

Hardie M, Clothier B, Bound S, Oliver G, Close D. 2014. Does biochar influence soil physical properties and soil water availability?. Plant and Soil **376**:347-361.

Hasan M, et al. . 2017. Grinding pyrolysis of Mallee wood: Effects of pyrolysis conditions on the yields of bio-oil and biochar. *Fuel Processing Technology* **167**:215-220.

Hejátková K. 2017. Kompostárna a „zemědělský odpad“. Odpady.

Hejduková J. (n.d.). Zdravá krásná zahrada. EKOGRILL, s.r.o. Available from <http://www.lamiaceae.cz/> (accessed 2021-03-15).

Hlušek J. 2004. Multimediální učební texty z výživy rostlin. Ústav agrochemie a výživy rostlin, Brno. Available from http://web2.mendelu.cz/af_221_multitext/vyziva_rostlin/html/hnojiva/a_index_hnojiva.htm (accessed 2020-08-18).

Hohenberger E. 1994. Boden, Kompost, Düngung. Naturbuch Verlag, Augsburg.

Hollister C, Bisogni J, Lehmann J. 2013. Ammonium, Nitrate, and Phosphate Sorption to and Solute Leaching from Biochars Prepared from Corn Stover (L.) and Oak Wood (spp.). *Journal of Environment Quality*.

Horn R. 1994. Effect of aggregation of soils on water, gas and heat transport. *Flux Control in Biological Systems*:335-364.

Hoskovec L, Kovář L. 2005. Fóliovníky, skleníky, zahradní kryty. CP Books, a.s., Brno.

Hůla J, Abrham Z, Bauer F. 1997. Zpracování půd. Nakladatelství Brázda, s.r.o., Praha.

Ibrahim H, Al-Wabel M, Usman A, Al-Omran A. 2013. Effect of conocarpus biochar application on the hydraulic properties of a sandy loam soil. *Soil Science* **178**:165-173.

International Biochar Initiative. 2018. International Biochar Initiative. Canandaigua. Available from www.biochar-international.org (accessed 2021-02-09).

Jha M, Mahapatra S, Mohan C, Pohshna C. 2019. Infiltration characteristics of lateritic vadose zones: Field experiments and modeling. *Soil and Tillage Research* **187**:219-234.

Jílková L, Ciahotný K, Černý R. 2012. Technologie pro pyrolýzu paliv a odpadů. *Paliva* **4**:74-80.

Jindo K, Suto K, Matsumoto K, García C, Sonoki T, Sanchez-Monedero M. 2012. Chemical and biochemical characterisation of biochar-blended composts prepared from poultry manure. *Bioresource Technology* **110**:396-404.

- Jirka S, Tomlinson T. 2014. 2013 State of the Biochar Industry - A Survey of Commercial Activity in the Biochar Field. International Biochar Initiative.
- Joshi E, Kumar M, Guatam P, Lal B, Jat A. 2013. Biochar - The Future of Agriculture. *Popular Kheti* **1**:41-48.
- Kalina M. 1999. Kompostování a péče o půdu. 1. vydání. Grada Publishing, a.s., Praha.
- Kalina M. 2004. Kompostování a péče o půdu. Grada Publishing, a.s., Praha.
- Kalina M. 2016. Hnojení půdy a kompostování v zahradě. Grada Publishing, a.s., Praha.
- Káňa J. 2013. BIOUHEL.CZ. Zlín. Available from <https://www.biouhel.cz/> (accessed 2021-02-03).
- Kára J, Pastorek Z, Jelínek A. 2002. Kompostování zbytkové biomasy. *Biom.cz*. Available from <https://biom.cz/cz/odborne-clanky/kompostovani-zbytkove-biomasy> (accessed 2020-10-16).
- Karami N, Clemente R, Moreno-Jiménez E, Lepp N, Beesley L. 2011. Efficiency of green waste compost and biochar soil amendments for reducing lead and copper mobility and uptake to ryegrass. **191**:41-48.
- Klusák V. 2014. Biouhel, staronový pomocník při utváření úrodné půdy. Agrospoj.
- Kodešová R. 2005. Modelování v pedologii. Česká zemědělská univerzita v Praze, Praha.
- Kutílek M. 1978. Vodohospodářská pedologie. SNLT/ALFA, Praha.
- Kutílek M, Císlarová M, Kuráž V. 1993. Hydropedologie. ČVUT, Praha.
- Kuzyakov Y, Subbotina I, Chen H, Bogomolova I, Xu X. 2009. Black carbon decomposition and incorporation into soil microbial biomass estimated by ¹⁴C labeling. *Soil Biology and Biochemistry* **41**:210-219.
- Kuzyakov Y, Bogomolova I, Glaser B. 2014. Biochar stability in soil: Decomposition during eight years and transformation as assessed by compound-specific ¹⁴C analysis. *Soil Biology and Biochemistry* **70**:229-236.
- Laird D, Fleming P, Davis D, Horton R, Wang B, Karlen D. 2010. Impact of biochar amendments on the quality of a typical Midwestern agricultural soil. *Geoderma* **158**:443-449.

- Lee J, Kidder M, Evans B, Paik S, Buchanan A, Garten C, Brown R. 2010. Characterization of Biochars Produced from Cornstovers for Soil Amendment. *Environmental Science & Technology* **44**:7970-7974.
- Lehmann J, Joseph S. 2015. *Biochar for Environmental Management*. Earthscan, London.
- Lei O, Zhang R. 2013. Effects of biochars derived from different feedstocks and pyrolysis temperatures on soil physical and hydraulic properties. *Journal of Soil Sediments* **13**:1561-1572.
- Leng L, Huang H, Li H, Li J, Zhou W. 2019. Biochar stability assessment methods: A review. *Science of The Total Environment* **647**:210-222.
- Liu J, Schulz H, Brandl S, Miehtke H, Huwe B. 2012. Short-term effect of biochar and compost on soil fertility and water status of a Dystric Cambisol in NE Germany under field conditions. *Plant Nutrition and Soil Science*.
- Liu Z, Demisie W, Zhang M. 2013. Simulated degradation of biochar and its potential environmental implications. *Environmental Pollution* **179**:146-152.
- Liu Z, Dugan B, Masiello C, Barnes R, Gallagher M, Gonnermann H. 2016. Impacts of biochar concentration and particle size on hydraulic conductivity and DOC leaching of biochar–sand mixtures. *Journal of Hydrology* **533**:461-472.
- Logsdon S. 1993. Negative head hydraulic properties of the soil surface at different times. *Soil Science* **156**:373-379.
- Lukac M, Godbold D. 2011. *Soil Ecology in Northern Forests: A Belowground View of a Changing World*. Cambridge University Press, Bangor.
- Lu S, Zong Y. 2018. Pore structure and environmental serves of biochars derived from different feedstocks and pyrolysis conditions. *Environmental Science and Pollution Research* **25**.
- Lutz A. 1985. *Pařeniště, fóliové kryty a skleníky*. Státní zemědělské nakladatelství, Praha.
- Manirakiza N, Seker C, Negis H. 2021. Effects of Woody Compost and Biochar Amendments on Biochemical Properties of the Wind Erosion Afflicted a Calcareous and Alkaline Sandy Clay Loam Soil. *Communications in soil science and plant analysis*.

Matula S, Miháliková M, Bátková K. 2015. The role of the initial soil water content in the determination of unsaturated soil hydraulic conductivity using a tension infiltrometer. *Plant Soil and Environment* **61**:515-521.

METER Group, Inc. 2018. METER Group, Inc. Mini Disk Infiltrrometer. METER Group, Inc., Washington.

Miháliková M. 2011. Pedotransferové funkce pro odhad hydrofyzikálních vlastností půd. Doktorská disertační práce. Praha.

Ministerstvo životního prostředí & Ministerstvo zdravotnictví. 2021. Vyhláška č. 8 ze dne 5. ledna 2021, o Katalogu odpadů a posuzování vlastností odpadů (Katalog odpadů). Pages 122-176 in *Sbírka zákonů České republiky, 2021, částka 5. Česká republika.*

Mohan D, Pittman C, Steele P. 2006. Pyrolysis of Wood/Biomass for Bio-oil: A Critical Review. *Energy Fuels* **20**:848-889.

Mukome F, Zhang X, Silva L, Six J, Parikh S. 2013. Use of Chemical and Physical Characteristics To Investigate Trends in Biochar Feedstocks. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* **61**:2196-2204.

Němeček J, Macků J, Vokoun J, Vavříček D, Novák P. 2001. Taxonomický klasifikační systém půd České republiky. ČZU, Praha.

Nkoa R. 2014. Agricultural benefits and environmental risks of soil fertilization with anaerobic digestates: A review. *Agronomy for Sustainable Development* **34**:473-492.

Novak J, Sigua G, Watts D, Cantrell K, Shumaker P, Szogi A, Johnson M, Spokas K. 2016. Biochars impact on water infiltration and water quality through a compacted subsoil layer. *Chemosphere* **142**:160-167.

Novák V, Hlaváčiková H. 2019. *Applied soil hydrology*. Springer.

Ouyang L, Wang F, Tang J, Yu L, Zhang R. 2013. Effects of biochar amendment on soil aggregates and hydraulic properties. *Journal of soil science and plant nutrition* **13**.

Pachepsky Y, Rawls W, Lin H. 2006. Hydropedology and pedotransfer functions. *Geoderma* **131**:308-316.

- Parlament ČR. 1998. Zákon č. 156 ze dne 12. června 1998, o hnojivech, pomocných původních látkách, pomocných rostlinných přípravcích a substrátech a o agrochemickém zkoušení zemědělských půd (zákon o hnojivech). Pages 6709-6715 in Sběrka zákonů České republiky, 1998, částka 54. Česká republika.
- Parlament ČR. 2020. Zákon č. 541 ze dne 1. prosince 2020, o odpadech. Pages 6082-6185 in Sběrka zákonů České republiky, 2020, částka 222. Česká republika
- Pears P. 2011. The Organic Book of Compost. New Holland Publishers, Springvill.
- Perroux K, White I. 1988. Designs for Disc Permeameters. Soil Science Society of America Journal **52**:1205-1215.
- Philip J. 1957. The theory of infiltration: 4. Sorptivity and algebraic infiltration equations. Soil Science **84**:257-264.
- Piskorz J, Scott D, Radlein D. 1988. Composition of Oils Obtained by Fast Pyrolysis of Different Woods. Pyrolysis Oels from Biomass **16**:167-178.
- Plíva P. 2009. Kompostování v pásových hromadách na volné ploše. Profi Press s.r.o., Praha.
- Plíva P, Banout J, Habart J, Jelínek A, Kollárová M, Roy A, Tomanová D. 2006. Zakládání, průběh a řízení kompostovacího procesu. Výzkumný ústav zemědělské techniky, v.v.i., Praha.
- Plíva P, Laurik S, Roy A. 2010. Kompostování biomasy v místě jejího vzniku. Výzkumný ústav zemědělské techniky, v.v.i., Praha.
- Plíva P, Altman V, Hanč A, Hejátková K, Souček J, Valentová L, Roy A. 2016. Kompostování a kompostárny. Profi Press s.r.o., Praha.
- Pohořelý M, Sedmihradská A, Trakal L, Jevič P. 2019. Biochar – výroba, vlastnosti, certifikace, použití. Waste forum **3**:197-210.
- Předseda vlády. 2004. Předpis č. 461, úplné znění zákona č. 156/1998 Sb., o hnojivech, pomocných půdních látkách, pomocných rostlinných přípravcích a substrátech a o agrochemickém zkoušení zemědělských půd (zákon o hnojivech). Pages 9106-9114 in Sběrka zákonů České republiky, 2004, částka 155. Česká republika.
- Rafiq M, Bachmann R, Rafiq M, Shang Z, Joseph S, Long R. 2016. Influence of Pyrolysis Temperature on Physico-Chemical Properties of Corn Stover (*Zea mays* L.) Biochar and Feasibility for Carbon Capture and Energy Balance. PLOS ONE.

- Rawat J, Saxena J, Sanwal P. 2019. Biochar: A Sustainable Approach for Improving Plant Growth and Soil Properties. IntechOpen, London.
- Razzaghi F, Obour P, Arthur E. 2020. Does biochar improve soil water retention? A systematic review and meta-analysis. *Geoderma* **361**.
- Rodrigues L, Puig-Ventosa I, López M, Martinez F, Ruiz A, Bertran T. 2020. The impact of improper materials in biowaste on the quality of compost. *Journal of Cleaner Production* **251**.
- Ronsse F, van Hecke S, Dickinson D, Prins W. 2012. Production and characterization of slow pyrolysis biochar: influence of feedstock type and pyrolysis conditions. *Bioenergy* **5**:104-115.
- Sáňka M, Vácha R, Poláková Š, Fiala P. 2018. Kritéria pro hodnocení produkčních a ekologických vlastností půd. Ministerstvo životního prostředí, Praha.
- Schindler U, Durner W, von Unold G, Mueller L. 2010. Evaporation Method for Measuring Unsaturated Hydraulic Properties of Soils: Extending the Measurement Range. *Soil Science Societ of America Journal* **74**.
- Schmidt H. 2012. 55 Anwendungen von Pflanzenkohle. *Weinbau Ökologie Klimafarming* **1**:99-102.
- Schneider S, Coquet Y, Vachier P, Labat C, Roger-Estrade J, Benoit P, Pot V, Houot S. 2009. Effect of Urban Waste Compost Application on Soil Near-Saturated Hydraulic Conductivity. *Journal of Environment Quality* **38**:772-781.
- Sidelko R, Walendzik B, Smuga-Kogut M, Janowska B, Szymański K, Glowacka A, Leśniańska A. 2020. Impact of reduced straw content on the sewage sludge composting process. *Archives of Environmental Protection* **46**:70-77.
- Smettem K, Clothier B. 1989. Measuring unsaturated sorptivity and hydraulic conductivity using multiple disc permeameters. *Journal of Soil Science* **40**:563-568.
- Sohi S, Krull E, Lopez-Capel E, Bol R. 2010. Chapter 2 - A Review of Biochar and Its Use and Function in Soil. *Advances in Agronomy* **105**:47-82.
- Sulzberger R. 1994. *Kompost, Erde, Düngung*. BLV Verlagsgesellschaft mbH, München.
- Šarapatka B. 1996. *Pedologie*. Univerzita Palackého, Olomouc.

- Škarda M. 1978. Hnojení slámou. Ministerstvo zemědělství a výživy ČSR, České Budějovice.
- Šprongrová K, Kechavarzi C, Dresser M, Matula S, Godwin R. 2009. Development of an automated tension Infiltrimeter for field use. *Vadose Zone Journal* **8**:810-817.
- Tang J, Zhu W, Kookana R, Katayama A. 2013. Characteristics of biochar and its application in remediation of contaminated soil. *Journal of Bioscience and Bioengineering* **116**:653-659.
- Thony J, Vachaud G, Clothier B, Angulo-Jaramillo R. 1991. Field measurement of the hydraulic properties of soil. *Soil Technology* **4**:111-123.
- Tomczyk A, Sokołowska Z, Boguta P. 2020. Biochar physicochemical properties: pyrolysis temperature and feedstock kind effects. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology* **19**:191-215.
- Topp G, Zebchuk W. 1985. A closed adjustable head infiltrimeter. *Canadian Agricultural Engineering* **27**.
- Tripathi M, Sahu J, Ganesan P. 2016. Effect of process parameters on production of biochar from biomass waste through pyrolysis: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* **55**:467-481.
- Tuomela M, Vikman M, Hatakka A, Itävaara M. 2000. Biodegradation of lignin in a compost environment: a review. *Bioresource Technology* **72**:169-183.
- Uchimiya M, Wartelle L, Lima I, Klasson K. 2010. Sorption of Deisopropylatrazine on Broiler Litter Biochars. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* **58**:12350-12356.
- Ušťák S, Váňa J. 2006. Bioplynová fermentace biomasy a biologicky rozložitelných odpadů. CZ Biom: Výzkumný ústav rostlinné výroby, Praha.
- Uzoma K, Inoue M, Andry H, Fujimaki H, Zahoor A, Nishihara E. 2011. Effect of cow manure biochar on maize productivity under sandy soil condition. *Soil Use and Management* **27**:205-212.
- Valla M, Kozák J, Němeček J, Matula S, Borůvka L, Drábek O. 2000. Pedologické praktikum. Katedra pedologie a geologie AF ČZU Praha, Praha.
- Vaněk V, Balík J, Černý J, Pavlík M, Pavlíková D, Tlustoš P, Valtera J. 2012. Výživa zahradních rostlin. Academia, Praha.

- Villagra-Mendoza K, Horn R. 2018. Effect of biochar addition on hydraulic functions of two textural soils. *Geoderma* **326**:88-95.
- Volf M, Votruba R. 1991. *Základy skleníkového květinářství*. Zemědělské nakladatelství Brázda, Praha.
- Vondrák A. 2007. *Skleníky*. ERA group spol. s r.o., Brno.
- Vopravil J, et al. 2010. Vliv činnosti člověka na krajinu českého venkova s důrazem na vodní režim a zadržování vody v krajině. Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, Praha.
- Vráblík P, Vráblíková J. 2006. *Základy pedologie*. Fakulta životního prostředí UJEP, Ústí nad Labem.
- Vráblík P, Vráblíková J. 2007. *Úvod do agroekologie*. Fakulta životního prostředí UJEP, Ústí nad Labem.
- Wang J, Xiong Z, Kuzyakov Y. 2015. Biochar stability in soil: meta-analysis of decomposition and priming effects. *GCB-Bioenergy*.
- Xie W, Fan G. 2004. Influence of Soil Structure on Infiltration Characteristics in Field Soils. College of Civil and Environmental Engineering of TUT.
- Yuan J, Xu R, Zhang H. 2011. The forms of alkalis in the biochar produced from crop residues at different temperatures. *Bioresource Technology* **102**:3488-3497.
- Zemánek P. 2001. *Speciální mechanizace: mechanizační prostředky pro kompostování*. Mendelova zemědělská a lesnická univerzita, Brno.
- Zemánek P, Burg P, Kollárová M, Marešová K, Plíva P. 2010. *Biologicky rozložitelné odpady a kompostování*. VÚZT, v.v.i., Praha.
- Zhang C, Zhao M, Rong H, Xu Y. 2018. The environmental characteristics and applications of biochar. *Environmental Science and Pollution Research* **25**:21525-21534.
- Zhang R. 1997. Determination of soil sorptivity and hydraulic conductivity from the disk infiltrometer. *Soil Science Society of America Journal* **61**:1024-1030.
- Zhang W, Niu J, Morales V, Chen X, Hay A, Lehmann J, Steenhuis T. 2010. Transport and retention of biochar particles in porous media: effect of pH, ionic strength, and particle size. *Ecohydrology* **3**:497-508.

Zhao L, Cao X, Mašek O, Zimmerman A. 2013. Heterogeneity of biochar properties as a function of feedstock sources and production temperatures. *Journal of Hazardous Materials*:1-9.

Zhen Z, Liu H, Wang N, Guo L, Meng J, Ding N, Wu G, Jiang G. 2014. Effects of Manure Compost Application on Soil Microbial Community Diversity and Soil Microenvironments in a Temperate Cropland in China. *PLOS ONE* **9**.

Zimmerman A. 2010. Abiotic and Microbial Oxidation of Laboratory-Produced Black Carbon (Biochar). *Environmental Science & Technology* **44**:1295-1301.

Žiro. FARMA ŽIRO, Nehvizdy. Available at <https://www.ziro.cz/> (accessed 2021-03-15).