

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra agroenvironmentální chemie a výživy rostlin



**Česká zemědělská
univerzita v Praze**

**Schopnost pyrolyzované biomasy vázat a uvolňovat prvky
a vodu**

Diplomová práce

Bc. Ondřej Vokál

Technologie zpracování a využití odpadů

Vedoucí práce: prof. Ing. Pavel Tlustoš, CSc., dr. h. c.

Konzultant práce: Ing. Filip Mercl, Ph.D.

© 2020 ČZU v Praze

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou diplomovou práci "Schopnost pyrolyzované biomasy vázat a uvolňovat prvky a vodu" jsem vypracoval samostatně pod vedením vedoucího diplomové práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autor uvedené diplomové práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušil autorská práva třetích osob.

V Praze dne 22. července 2020

Poděkování

Rád bych touto cestou poděkoval panu profesoru Pavlu Tlustošovi za odborné vedení práce, ochotu, čas a cenné rady. Dále bych na tomto místě rád poděkoval doktoru Filipu Merclovi za odbornou konzultaci a pomoc s realizací praktické části mé diplomové práce.

Schopnost pyrolyzované biomasy vázat a uvolňovat prvky a vodu

Souhrn

Biouhel je zuhelnatělá biomasa bohatá na uhlík, která je vedlejším produktem pyrolýzy a je vhodná pro aplikaci do půdy. Jako půdní aditivum hromadí v půdě uhlík, zlepšuje fyzikálně-chemické vlastnosti půdy, a má pozitivní vliv na sorpci vody v půdě. Využití biouhlu nabízí nový způsob řešení nakládání s biologicky rozložitelnými odpady a jejich úplnou recyklaci.

Hlavním cílem práce bylo zjistit vliv přídavku biouhlu na vodní retenci půdy a zadržování vybraných prvků, zejména arsenu, kadmia, fosforu, olova, síry a zinku. V této práci byly testovány biouhly ze sena, slámy a čistírenského kalu vyrobené pyrolýzou při teplotách 220-620 °C a jejich surová forma v 5% a 10% dávkách z hlediska jejich vlivu na dvě půdy, Fluvizem - Litávka a Černoze - Suchdol. V první části práce jsou v literární rešerši shrnuty informace týkající se různých metod zpracování biomasy, dále je charakterizován biouhel, půda a její vlastnosti. V experimentální části diplomové práce je vysvětleno metodické provedení a výsledky modelových experimentu s půdními sloupci obohacenými testovanými materiály.

Výsledky ukázaly, že retenci vody na půdě Litávka lze zlepšit především aplikací surového kalu. Přídavek biouhlu z čistírenského kalu, sena a slámy nepřinesl významný pozitivní efekt, v některých případech naopak došlo ke zhoršení retence vody. Vyšší hodnoty arsenu, kadmia, olova a zinku ve výluhu u půdy Litávka potvrdily její kontaminaci toxickými prvky. Na půdě Suchdol neměl žádný z testovaných materiálů statisticky významný vliv na zlepšení retence vody. Nejlepších výsledků retence vody dosáhl biouhel z čistírenského kalu připravený při teplotě pyrolýzy 220 °C. Tento vzorek přinesl u obou testovaných půd největší zlepšení retence vody ze všech aplikovaných biouhlů z kalu. Aplikace zmíněných půdních přísad do půdy Suchdol měla pozitivní vliv na koncentraci rizikových prvků ve výluhu, u většiny variant došlo ke snížení koncentrace většiny sledovaných prvků.

Klíčová slova: půda, biomasa, biouhel, pyrolýza, retence vody, sorpce

The Ability of Torefied Biomass to Bound and Release Elements and Water

Summary

Biochar is carbonized biomass rich on carbon content produced as byproduct from pyrolysis and it is used for application to soil. Biochar as soil amendment improves the physical and chemical properties of the soil. Biochar is known for its positive effect on the water retention in soil. Biochar also offers a new way of dealing with biodegradable waste to close the cycle and to fullfil zero waste product goal.

The main goal of the thesis was to determinate the effect of the addition of biochar to bound and release elements (especially arsenic, cadmium, phosphorus, lead, sulfur and zinc) and water in soil. Biochars from hay, straw and sewage sludge produced by pyrolysis at temperatures of 220-620 °C in 5% and 10% doses were tested in terms of their effect on Fluvisol - Litávka and Chernozem - Suchdol. The first part of the thesis summarizes informations about various methods of biomass processing, describes the material of biochar and soil and its properties in literature research. The experimental part explains the methodological design and results of the experiment with soil collumns enriched with tested materials.

The results showed that water retention of Litávka soil can be mainly improved by the application of raw sewage sludge. The addition of biochar from sewage sludge, hay and straw did not bring any significant positive efect. On the contrary in some cases was water retention deteriorated. Higher values of arsenic, cadmium, lead and zinc leachate in Litávka soil confirms its contamination with toxic elements. None of the tested materials had a significant effect on improving water retention of Suchdol soil. The best water retention results were obtained from sewage sludge biochar prepared at a pyrolysis temperature of 220 °C. This sample brought the greatest improvement of all applied sewage sludge biochars in both tested soils. The application of the mentioned soil additives to the Suchdol soil has positive effect on concentration of the observed risk elements in leachate. The concentration of observed risk elements in leachate was reduced in most of the tested variants.

Keywords: soil, biomass, biochar, pyrolysis, water retention, sorption

Obsah

1	Úvod	10
2	Vědecká hypotéza a cíle práce	11
3	Energetické využití biomasy	12
3.1	Odpadní biomasa	12
3.2	Biologický odpad	13
3.3	Vlastnosti a využití odpadní biomasy	13
3.4	Získávání energie z biomasy	14
3.4.1	Termochemická a termická přeměna biomasy	14
3.4.1.1	Spalování	14
3.4.1.2	Zplyňování	15
3.4.1.3	Pyrolýza	15
3.4.2	Biochemická přeměna biomasy	18
3.4.2.1	Metanové kvašení	18
3.4.2.2	Alkoholové kvašení	18
3.4.2.3	Kompostování	19
3.4.3	Chemická přeměna biomasy	19
3.4.3.1	Esterifikace surových olejů	19
3.4.4	Mechanická úprava biomasy	19
4	Biouhel	20
4.1	Historie biouhlu	20
4.2	Výroba a vlastnosti	21
4.3	Využití	22
4.3.1	Půdní aditivum	22
4.3.2	Sekvestrace uhlíku	22
4.3.3	Retenční kapacita půdy	23
4.3.4	Sorpční schopnost půdy	23
4.3.5	Hodnota pH půdy	23
4.3.6	Stabilizace organických látek a polutantů	23
4.3.7	Další využití biouhlu	24
5	Půda	24
5.1	Význam	24
5.2	Pevná složka půdy	24
5.2.1	Minerální podíl	24
5.2.1.1	Mobilita vybraných rizikových prvků v půdě	25

5.2.2	Organický podíl	26
5.2.3	Sorpční schopnost půdy.....	26
5.2.3.1	Druhy sorpce.....	26
5.2.4	Fyzikální vlastnosti půdy	26
5.2.5	Pórovitost.....	27
5.2.6	Strukturnost půdy.....	27
5.2.7	Textura půdy.....	27
5.2.8	Chemické vlastnosti půdy	28
5.2.9	Biologické vlastnosti půdy	28
5.2.10	Degradace půdy	28
5.3	Kapalná složka půdy.....	28
5.3.1	Půdní roztok.....	29
5.3.2	Vodní režim půdy.....	30
5.3.3	Druhy půdní vody	30
5.3.4	Půdní hydrologické limity	30
5.3.5	Retence vody v půdě	31
5.4	Plynná složka půdy	32
6	Metodika.....	33
6.1	Testované půdy	33
6.1.1	Litávka	33
6.1.2	Suchdol	33
6.2	Půdní přídatky.....	34
6.2.1	Čistírenský kal	34
6.2.2	Torefikovaná sláma a seno	35
6.3	Popis experimentu.....	36
6.3.1	Experiment s půdními sloupci	36
6.3.2	Použité metody.....	37
6.3.2.1	Stanovení sušiny	37
6.3.2.2	Perkoláty experimentu s půdními sloupci	37
6.3.2.3	Stanovení organického uhlíku v perkolátech.....	37
6.3.2.4	Statistická analýza.....	38
7	Výsledky	39
7.1	Retence vody.....	39
7.2	Obsah prvků	43
7.3	Obsah živin	47
7.4	Výsledky stanovení organického uhlíku v perkolátech	49
7.5	Obsah dusitanů a dusičnanů v perkolátech.....	51

8	Diskuze	53
8.1	Retence vody	53
8.2	Obsah vybraných rizikových prvků v půdním roztoku	54
8.2.1	Arsen	55
8.2.2	Kadmium	56
8.2.3	Olovo	56
8.2.4	Zinek	56
8.3	Obsah vybraných makroprvků v půdním roztoku	57
8.3.1	Fosfor	57
8.3.2	Síra	57
8.4	Obsah organického uhlíku	58
8.5	Obsah dusitanů a dusičnanů	58
9	Závěr	60
10	Literatura	61

1 Úvod

V dnešní době se stále častěji potýkáme s nedostatkem vody. Tento problém je způsoben zejména vlivem klimatické změny. Netýká se to jen území České republiky, ale mluvíme zde o problému celosvětovém. Voda je jedním z hlavních limitujících faktorů zemědělské výroby, a to je důvod, proč je potřeba vodu v přírodě udržet (Fisher et al. 2019). Nejrozšířenějším médiem zadržujícím vodu v krajině je půda. Ta ale kvůli zvýšené degradaci svůj potenciál retence vody ztrácí. Vlivem utužení půdy a nedostatečným podílem organické hmoty má půda sníženou schopnost infiltrace, což je předpoklad pro sníženou schopnost zasakování vody. Pokud je takováto půda vystavena intenzivním dešťům, voda se nevsakuje a stéká po povrchu, kde je následně odplavována i s ornici.

Jedním z řešení jsou různé technologické postupy, které napomáhají zadržovat vodu v krajině a tím zmírňovat výše zmíněné sucho a povodně. Dalším jsou materiály, které díky svým vlastnostem dokážou zadržet velké množství vody, kterou postupně uvolňují do prostředí. To nás přivádí k materiálu známému jako biouhel.

Jde o zuhelnatělou biomasu, která nejčastěji vzniká termickou přeměnou zvanou pyrolýza. Vyznačuje se pórovitou strukturou a velkou povrchovou plochou, což z něj dělá vhodný sorbent pro řadu látek. Biouhel se mimo jiné od uhlí liší tím, že je určený k aplikaci do půdy (Soshi et al. 2010) a nepoužívá se jako palivo. Jde v podstatě o biomasu ve stabilizované formě, která může být dlouhodobě uložena v půdě.

Bývá vyráběn z odpadní biomasy, čímž je podporována recyklace a opětovné využití odpadů. Odpadní biomasa obsahuje živiny potřebné pro rostliny, čímž bychom zamezili nadměrnému používání minerálních hnojiv. To je jedním z hlavních cílů uplatnění cirkulární ekonomiky, ke kterým je třeba v dnešní době směřovat.

2 Vědecká hypotéza a cíle práce

K řešení diplomové práce byly navrženy následující hypotézy: Předpokládáme, že přidavek biouhlu do půdy zlepší její schopnost zadržovat vodu a vázat živiny, dále předpokládáme, že s rostoucí dávkou aplikovaného biouhlu se bude množství vázané vody v půdě zvyšovat, toto množství bude rozdílné a bude záviset na půdních vlastnostech.

Hlavním cílem práce bude zpracování literární rešerše zaměřené na biouhel, konkrétně na jeho schopnost zadržovat vodu a živiny a provedení experimentu k prokázání těchto vlastností s různými typy půd a různými biouhly z odpadní biomasy. Cílem rešerše bude představit základní informace o biouhlu, jeho výrobě a jeho vlastnostech. Dále se bude věnovat půdní vodě, vodní retenci půdy a půdní sorpci. Experimentální část bude zaměřena na retenční kapacitu dvou typů půd po přidavku biouhlů vyrobených z různých odpadních materiálů. Biouhel bude do půd přidáván v různých dávkách. Z těchto směsí budou odebrány perkoláty, ve kterých budou následně stanoveny obsahy prvků. Získané výsledky budou statisticky zpracovány a v rámci diskuze budou porovnány s odbornou literaturou.

3 Energetické využití biomasy

V současnosti je světový trend vyrábět co nejčistší energii a tím snižovat emise uhlíku uvolňované do atmosféry. Zásoby neobnovitelných zdrojů, jakými jsou ropa, zemní plyn nebo uhlí se snižují, a tak se stále více uchylujeme k energetickému využívání obnovitelných zdrojů energie. Nejznámějšími obnovitelnými zdroji energie jsou v tomto ohledu vodní, větrné a solární elektrárny. Jsou zde ale i další obnovitelné zdroje, které jsou v pozadí výše zmíněných. Jedním z nich je energie biomasy. Biomasa má obrovský potenciál nejen jako zdroj energie ale také jako ekonomický a ekologický nástroj v otázce problematiky obnovitelných zdrojů. Jde o nejdéle využívaný zdroj energie na světě, protože v minulosti bylo spalování biomasy, zejména dřeva, prakticky jediným palivem pro získání tepelné energie.

Pod pojmem biomasa se rozumí veškerý organický materiál, který pochází z rostlin (včetně řas, stromů a plodin) účastníci se koloběhu živin v biosféře. Jedná se o těla všech organismů, živých i mrtvých živočichů, rostlin, hub, bakterií a sinic (McKendry 2002; Vobořil 2017). Je do ní zahrnuta dendromasa (dřevní hmota), fytomasa (rostlinná hmota) a biomasa živočišného původu. Za zdroj biomasy lze považovat organickou hmotu, ve které je uložena energie ze slunečního záření. Mezi zdroje biomasy můžeme také zařadit biologicky rozložitelné odpady. Můžeme jí popsat také jako přeměněnou energii, zachycenou rostlinami a živočichy a uloženou ve formě chemické energie. Protože jejími základními procesy jsou sluneční záření a fotosyntéza, jedná se o obnovitelný zdroj energie. U nás se stala biomasa již poměrně běžným energetickým zdrojem a má ze všech druhů obnovitelných zdrojů energie nejvyšší potenciál využití (MPO 2006).

Výhodou je možnost vyrábět biopaliva z odpadních materiálů z biomasy. Tím se zamezí záboru půdy, která by mohla být využita k produkci potravin. Setkáváme se ale i s tím, že jsou plodiny z pole sklizeny přímo pro energetické účely, což by mohlo vést až k trvalé neudržitelnosti jako je tomu u fosilních paliv (Cenek 2001). Na druhou stranu toto cílené pěstování energetických rostlin přispívá na půdách v méně příznivých oblastech k žádoucí údržbě krajiny, snížení závislosti na dovozu paliv nebo posílení ekonomické stability zemědělských podniků (Gabrielová 2007).

3.1 Odpadní biomasa

Zdrojem odpadní biomasy je rostlinná výroba, živočišná výroba, těžba a zpracování dřeva a lesního odpadu, biologicky rozložitelný komunální odpad, biologicky rozložitelný průmyslový odpad a také splašky z kanalizace. Velké množství zemědělské, komunální a lesní odpadní biomasy je v současné době spáleno nebo ponecháno na místě vzniku za účelem rozkladu a uvolnění oxidu uhličitého (dále jen CO₂) a metanu zpět do atmosféry. Použitím těchto materiálů k výrobě biouhlu se nejen odstraní z cyklu znečištění, ale vede k jejich znovuvyužití, tedy k recyklaci (IEA 2007). Využití různých organických odpadů v zemědělství závisí na několika faktorech, včetně charakteristik odpadu, jako je obsah živin a těžkých kovů, energetická hodnota, zápach vytvářený odpadem, dostupnost a náklady na dopravu, přínosy pro zemědělství a regulační úvahy. Tyto odpadní suroviny musí splňovat limity toxických látek, jako jsou těžké kovy a rizikové prvky, které se nacházejí v čistírenských kalech a průmyslových nebo skládkových odpadech.

3.2 Biologický odpad

Bioodpad je podle vyhlášky MŽP 381/2001 Sb. veškerý odpad biologického původu, podléhající aerobního nebo anaerobního rozkladu pomocí mikroorganismů, bakterií, plísní, kvasinek, žížal a dalších živých organismů.

Poté co proběhne jeho biologický rozklad, se tento odpad mění ve stabilizovanou organickou hmotu (Anonym 2019). Rozlišujeme dva druhy biologického odpadu.

Biologicky rozložitelný komunální odpad (BRKO) je odpad biologického původu z domácností, úřadů, firem, z veřejného stravování, úpravy veřejné zeleně a podobně.

Biologicky rozložitelný odpad (BRO) jsou všechny kompostovatelné odpady z prvovýroby v zemědělství a zahradnictví. Dále pak odpady z dřevovýroby, textilního a kožedělného průmyslu a výroby papíru. Rovněž odpady z oblasti myslivosti a rybářství. A v neposlední řadě i některé odpady ze stavebnictví nebo kalů z čištění odpadních vod (Altmann 2010). S tímto odpadem se nakládá podle zákona č.185/2001 Sb., o odpadech.

Snahou tedy je záchrana hodnotných materiálů, které lze ještě dále využít, před konečným uložením na skládku a zároveň zabránění úniku skleníkových plynů do ovzduší. Tyto odpady a další vedlejší zemědělské produkty jsou vhodné zdroje pro výrobu bioenergie (Bridgwater 2003).

Mezi základní technologie zpracování všech druhů biologicky rozložitelných odpadů řadí Plíva et al. (2016):

- výroba bioplynu v bioplynové stanici (anaerobní zpracování)
- spalování upravených bioodpadů ve spalovacích zařízeních (termické zpracování)
- výrobu kompostu v kompostárnách (aerobní zpracování)

3.3 Vlastnosti a využití odpadní biomasy

Přínos biomasy je především ve snaze snížit produkci CO₂ při výrobě energií, který se podílí na skleníkovém efektu (Ochodek et al. 2017). Jejím využitím tedy významně přispíváme ke snižování emisí skleníkových plynů. Její výhodou oproti fosilním palivům je obnovitelnost a uzavřený cyklus uhlíku. Množství CO₂ uvolněného při jejím spalování téměř odpovídá množství uhlíku spotřebovaného během jejího růstu (Gabrielová 2007). Uzavřený cyklus tedy znamená, že CO₂ unikající během spalování do atmosféry je pohlcován nově dorůstající biomasou, kterou je možné dále materiálově nebo energeticky využít a celý cyklus se opakuje (MPO 2006).

Teoreticky lze energeticky využít jakoukoliv biomasu, protože živá hmota obsahuje uhlík a jeho chemické vazby obsahují energii. Za energetickou biomasu jsou považovány zejména rostliny. Podstatná část organických látek v biomase vzniká při fotosyntéze z CO₂ a vody za spolupůsobení enzymů, chlorofylu a světelné energie (MPO 2006).

Pro dobrou využitelnost biomasy je nutné dodržet jisté technologické postupy při jejím zpracování, a to buď na jiný druh paliva nebo na tepelnou energii. Jedním z hlavních faktorů, který ovlivňuje kvalitu biomasy, je obsah vody, který má přímý vliv na výhřevnost. Biomasu můžeme rozdělit na suchou (dřevo a další tuhá biopaliva) s obsahem sušiny >50 %, kterou lze

přímo spalovat. A vlhkou (kejda) s obsahem sušiny <50 %, která je vhodná ke zpracování tzv. mokkými procesy jako je výroba bioplynu (Cenek 2001; Pastorek et al. 2004).

Energeticky lze biomasu využít několika způsoby. Mezi nejčastější způsoby řadíme přímé spalování pevné biomasy za účelem výroby tepla a elektrické energie a dále výrobu bioplynu a kapalných biopaliv (MZe 2013).

3.4 Získávání energie z biomasy

Ze zemědělské produkce se energeticky využívá především zbytková biomasa (sláma, plevy, exkrementy), zelený odpad z trvalých travních porostů ale také plodiny jako jsou kukuřice, řepka, rychle rostoucí byliny a dřeviny pěstované cíleně pro tyto účely (MZe 2013).

Úprava a zpracování biomasy dělíme podle Pastorka et al. (2004) (upraveno).

- Termochemická a termická přeměna
- Biochemická přeměna
- Chemická přeměna
- Mechanická úprava

3.4.1 Termochemická a termická přeměna biomasy

Řadí se mezi suché procesy zpracování biomasy a zahrnuje spalování, zplyňování a pyrolýzu. Tyto procesy se výrazně liší obsahem kyslíku v reakčním prostoru.

V současnosti jsou trendem termické technologie (spalování) na zpracování různorodých odpadních materiálů, obsahující uhlík v jeho různých formách a sloučeninách (Anonym 2013).

3.4.1.1 Spalování

Energie získávaná spalováním biomasy je historicky nejstarší a nejznámější energetický zdroj, který lidstvo využívá. I dnes je z energetického hlediska biomasa využívána nejčastěji ke spalování.

Produktem spalování je tepelná energie, kterou můžeme využít přímo pro vytápění, technologické procesy nebo pro výrobu elektrické energie (MPO 2006). Podmínkou je dostatečný přístup kyslíku a co nejnižší vlhkost, aby bylo zajištěno ekologické a efektivní spalování.

Při spalování dochází k oxidaci, při které se uvolňuje chemická energie vázaná ve spalovaném materiálu na energii tepelnou. Dochází tak k přeměně organické hmoty na anorganickou tedy na popel, který obsahuje většinu minerálních látek jako původní surovina. Pro vzniklý popel je snaha najít efektivní využití. Jednou z možností je využít popel jako hnojivo, díky vysokému obsahu minerálních látek a jeho zásaditosti k úpravě pH půdy (Ochecová 2015). Nevýhodou popela je jeho možný vysoký obsah rizikových prvků. Ty se v půdě akumuluji, protože jsou nedegradovatelné a tím ohrožují životní prostředí.

3.4.1.2 Zplyňování

Další metodou přeměny biomasy je zplyňování. Tento proces můžeme dle teploty rozdělit na nízkoteplotní a vysokoteplotní. Vysokoteplotní proces probíhá při teplotách v rozmezí 700-1100 °C za přívodu omezeného množství kyslíku (Badeau et al. 2009). Při kontrole teploty, obsahu kyslíku a doby setrvání biomasy v reaktoru (v řádech minut) je možné přeměnit prakticky všechny vstupní organický materiál na plyn.

K chemické přeměně pevného paliva na plynné dochází za pomoci zplyňovacích látek jako je vodní pára, H₂, CO₂ nebo O₂. Jako okysličovadlo se v případě biomasy nejčastěji používá kyslík. To má za následek nízkou výhřevnost (4-6 MJ/m³) vzniklého plynu, který obsahuje H₂, CO, CO₂, CH₄ a další uhlovodíky. Dále může obsahovat dusík, kyslík, dehet a oxidy síry a dusíku. Nejvhodnějším materiálem ke zplyňování je palivové nebo odpadní dřevo (MPO 2006).

3.4.1.3 Pyrolýza

Pyrolýza je proces rozkladu (lýza) materiálu teplem (pyro). Pyrolýzní proces je založený na rozkladu organických látek působením tepla bez přístupu oxidačních médií (kyslíku). Výsledkem je štěpení látky na plynnou, kapalnou a pevnou složku. V podstatě dochází k uvolnění prchavé hořlaviny z tuhého odpadního materiálu, jakým mohou být například biomasa, plasty, čistírenský kal a další (EBC 2012).

Tato technologie je vhodná metoda pro ekologické využití energetického potenciálu odpadu k výrobě tepelné a elektrické energie. Energetická hodnota biouhlu závisí na surovině, ale může dosáhnout 30 až 35 MJ kg⁻¹. Uhel z pyrolýzy se proto běžně používá k zajištění tepla pohánějícího primární pyrolýzu spalováním, zplyňováním nebo k sušení přiváděných surovin. Výtěžnost biouhlu je tedy na úkor využitelné energie v plynných a kapalných formách což přináší dodatečné náklady (Demirbas 2006).

3.4.1.3.1 Pyrolytické systémy

Pyrolytické systémy používají pece a retorty a jiná specializovaná zařízení k zadržování biomasy při jejím tepelném rozkladu a vylučují kyslík. Reakční nádoba je od vzdušněna, aby pyrolytické plyny mohly uniknout. Pyrolytické plyny se nazývají „syngas“. Tento proces se stává soběstačným, protože vznikající syngas je spalován a dochází k uvolňování tepla (IEA 2007).

Proces pyrolýzy je rozdělen do kategorií podle používaných teplot na:

- nízkoteplotní (<500 °C)
- středněteplotní (500-800 °C)
- vysokoteplotní (>800 °C)

V závislosti na teplotě prochází materiál třemi teplotními intervaly. Při teplotách do 200 °C dochází při endotermické reakci k sušení a vzniká vodní pára. V rozmezí teplot od 200-500 °C probíhá tzv. suchá destilace neboli karbonizace. Makromolekulární struktury se mění na pevný uhlík a kapalnou a plynnou organické produkty. V oblasti teplot od 500-1200 °C jsou

tyto produkty dále štěpeny a transformovány a vznikají stabilní plyny (H_2 , CO, CO_2 , a CH_4) (Horák 2012; Basu 2013).

Je obecně známo, že s rostoucí teplotou pyrolýzy roste obsah popela, obsah uhlíku, pórovitost, hodnota pH a elektrická konduktivita produkovaného biouhlu. Poměr kationtové výměnné kapacity a poměr kyslík/uhlík a vodík/uhlík má tendenci klesat (Carrier et al. 2011; Al-Wabel et al. 2013).

Během termického rozkladu vstupních materiálů vznikají tři hlavní produkty:

- karbonizační pevný zbytek (biouhel)
- kapalný kondenzát (olej)
- pyrolýzní plyn

Tyto produkty se dále využívají jako hodnotná biopaliva, přičemž biouhel (viz. kapitola Biouhel) díky svým specifickým vlastnostem nachází využití jako půdní aditivum (Břendová et al. 2015).

Množství biouhlu, plynu a oleje vzniklé během pyrolýzy závisí do značné míry na rychlosti zahřívání. Na základě rychlosti ohřevu rozlišujeme dva typy pyrolýzy: rychlá pyrolýza a pomalá pyrolýza. Rychlá pyrolýza má tendenci produkovat více olejů a tekutin, zatímco pomalá pyrolýza produkuje více pyrolýzního plynu tzv. syngasu (Horák 2012; Jílková et al. 2012). Během procesu pyrolýzy se snažíme minimalizovat produkci uhlí, protože je považován za odpadní produkt s nízkou hodnotou. V důsledku toho se Soshi et al. (2010) zaměřil na tzv. rychlou pyrolýzu, která maximalizuje vznik pyrolýzního oleje a také na zplyňování, což je podobný proces lišící se přístupem kyslíku.

3.4.1.3.2 Rychlá pyrolýza

Jde o moderní proces, který přeměňuje biomasu na produkty vyšší energetické hodnoty. Princip rychlé pyrolýzy využívá koncept biorafrinérií, které používají biomasu jako náhradu neobnovitelných zdrojů (Jakubes 2006).

Během procesu je materiál rychle zahříván při vysoké teplotě a bez přítomnosti kyslíku po krátkou reakční dobu (v řádech vteřin). Výsledkem procesu jsou páry, aerosoly, plyny a tuhé částice. Tyto vzniklé produkty se musí následně rychle ochladit, aby zkondenzovaly, čímž získáme primární energetický produkt tzv. bioolej. Bioolej je primárním energetickým produktem a má výhřevnost 16-19 MJ/kg (Horák 2012). Z počáteční hmotnosti můžeme rychlou pyrolýzou docílit 60-75 % kapalné složky a 15-25 % biouhlu. Podle použité biomasy můžeme dostat také 10-20 % syngasu (Demibas a Arin 2002).

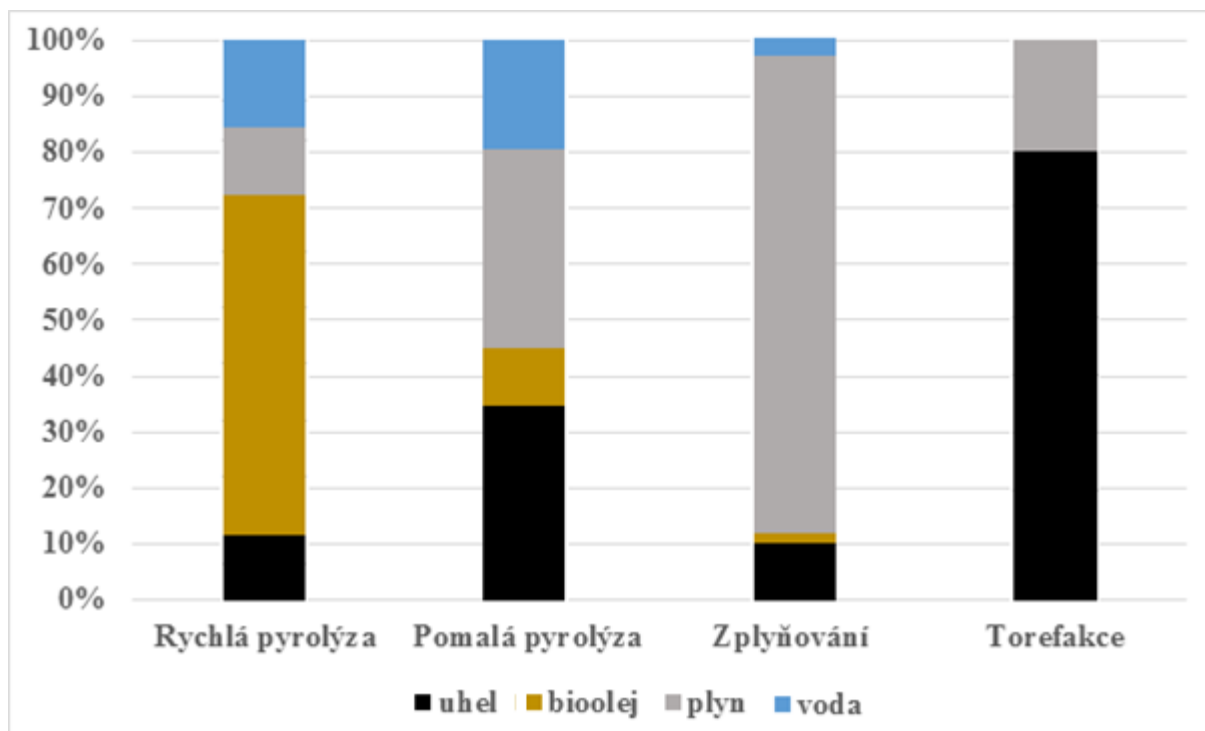
Bioolej se používá jako palivo pro motory, kotle nebo turbíny. Je nezbytně nutné omezit obsah vody v biooleji předsušením biomasy před samotnou pyrolýzou. Vzniklý plyn se většinou používá dále při procesu pyrolýzy pro vnější ohřev rotační pece (Jílková et al. 2012).

3.4.1.3.3 Pomalá pyrolýza

Pomalá pyrolýza neboli karbonizace probíhá za nízké teploty a nízké rychlosti zahřívání (v řádech minut až hodin) za nepřítomnosti kyslíku. Používá se především k výrobě dřevěného uhlí (Horák 2012). Jde o nízkoteplotní pyrolýzu v rozmezí teplot 200-300 °C, kde hlavním

produktem je pevný zbytek. Oproti rychlé pyrolýze je čas ohřevu materiálu na procesní teplotu delší než reakční čas (Basu 2013).

Za podmínek pomalé pyrolýzy probíhá tzv. torefakce. Tento proces probíhá v rozmezí teplot 230-280 °C za nepřítomnosti kyslíku a jeho primárním produktem je biouhel (Bridgwater 2012).



Graf č.1 Výtěžnost hlavních produktů v závislosti na způsobu úpravy biomasy (upraveno podle Bridgwater (2012)).

Z grafu č. 1 je patrné, že při nižší teplotě pyrolýzy byl výtěžek biouhlu vyšší, protože míra devolatilizace byla nízká. Při vyšších teplotách se výtěžek biouhlu snižoval.

Pyrolyzní jednotky, které nejsou využívány k výrobě energie, produkují odpadní vodu. Tato odpadní voda obsahuje relativně vysoké koncentrace některých iontů a malé množství mikroprvků, což zdůvodňuje obsah prvků (P, Pb, S, As, Cd, Zn) v perkolátech (Lin et al. 2011).

3.4.1.3.4 Hydrotermální karbonizace

Hydrotermální karbonizace je vysokotlaká hydrotermální úprava biomasy nebo bioodpadů v uzavřeném systému bez přístupu vzduchu s častým použitím katalyzátorů (Ušťak a Muňoz 2012). Probíhá za přítomnosti subkritické vody s teplotou 374 °C a tlakem 22,1 MPa (Zychová et al. 2013) při teplotě procesu 180-250 °C. Dochází zde k přeměně vlhkých vstupních částic na uhlíkaté částice a primárním produktem je uhlí. Nespornou výhodou této úpravy je, že se upravované materiály nemusí předběžně vysoušet, což je velkou úsporou energie. Dle Ušťak a Muňoz (2012) jsou digestáty z bioplynových stanic vhodnými substráty pro výrobu biouhlu z důvodu jejich vysokému obsahu ligninu. Lignin se v průběhu anaerobní fermentace nerozkládá, a tak je při hydrotermální úpravě důležitým zdrojem pro výrobu biouhlu. Proto je výtěžnost biouhlu z digestátu ve srovnání s biomasou vyšší.

3.4.2 Biochemická přeměna biomasy

Biochemické přeměny biomasy patří mezi tzv. mokré procesy. Anaerobní digesce (anaerobní fermentace, anaerobní stabilizace či anaerobní vyhnívání) spočívá v mikrobiologické transformaci organických látek v podmínkách bez přístupu vzduchu nejčastěji při teplotě okolo 35 °C a neutrální hodnotě pH. Hlavním produktem je bioplyn a vedlejším je digestát, který splňuje kvalitativní požadavky vyhlášky o biologických metodách zpracování biologicky rozložitelných odpadů.

Vhodnými materiály jsou například biologicky rozložitelné složky komunálního odpadu, organické kaly v čistírnách odpadních vod a jiná vhodná biomasa (Jakubes 2006).

3.4.2.1 Metanové kvašení

Probíhá v bioplynových stanicích. Zpracovává se zde zejména bioodpad s vysokou vlhkostí, který je nevhodný ke spalování. Jedná se o proces anaerobní fermentace, kde pomocí metanogenních bakterií dochází k anaerobnímu rozkladu. Touto metodou přeměny biomasy se získává bioplyn. Hlavní složkou bioplynu je s výraznou převahou methan (50-75 %) a oxid uhličitý (25-50 %). Přirozeně vzniká metan v prostředí vhodném pro činnost bakterií jako jsou bažiny, kanalizace nebo skládky odpadů. Energeticky významný je však pouze methan. Oxid uhličitý společně s vodíkem a sulfanem tzv. balastní plyny tvoří energeticky nevýznamnou část bioplynu (CZBA 2018). Jako vedlejší produkt vzniká digestát dále využívaný jako hnojivo. Získaný bioplyn má výhřevnost 18-26 MJ/m³ (MZe 2013). Produkovaný bioplyn je spalován v kogenerační jednotce, kde dochází k výrobě elektrické a tepelné energie. Tento způsob zpracování zemědělských odpadů je výhodný také z hlediska využitelnosti živin, snížení zápachu nebo omezení patogenů. Anaerobní fermentace má čtyři fáze:

- hydrolyza – rozklad organických látek na cukry, aminokyseliny a mastné kyseliny, může být přítomný kyslík
- acidogeneze – bezkyslíkatá přeměna organických sloučenin na organické kyseliny (octová, máselná, alkoholy) a uvolňuje se CO₂ a H₂
- acetogeneze – rozklad kyselin a alkoholů za produkce kyseliny octové
- metanogeneze – vznik metanu z kyseliny octové, CO₂ a H₂, bez přítomnosti kyslíku (BIOPROFIT 2007; Murtinger a Beranovský 2011).

3.4.2.2 Alkoholové kvašení

Jedná se o proces organické fermentace za vzniku etanolu. Výchozí surovinou je biomasa obsahující velký podíl cukru a škrobu.

Alkoholové kvašení je proces přeměňování rostlinných sacharidů na alkohol za přítomnosti kvasinek a nepřítomnosti kyslíku ve vlhkém prostředí. Sacharidy jsou přeměněny na ethanol a oxid uhličitý za vzniku tepla a energie. Po dokončení fermentace následuje destilace, rektifikace a odvodnění. V konečné fázi získáme čistý alkohol, tzv. bioetanol. Teoreticky je možné získat 0,65 l čistého etanolu z 1 kg cukru. Kvalitu bioetanolu můžeme zjistit stanovením podílu cukernaté složky. Bioetanol je vhodný jako palivo pro spalovací motory díky své ekologické čistotě (Pastorek et al. 2004; Vobořil 2017).

3.4.2.3 Kompostování

Kompostovací technologií je aplikace aerobního zpracování organického odpadu k produkci kompostu za vzniku odpadního tepla. Pokud se bioodpad rozkládá bez přístupu vzduchu například na skládce, vzniká tzv. skládkový plyn, jehož hlavní složkou je metan.

Rozeznáváme tři typy kompostování bioodpadu: domovní (rodinné), komunitní a komunální (průmyslové). Vyzrálý kompost tvoří velmi stabilní hnojivo: živiny v něm obsažené se uvolňují do půdy jen velmi pomalu, a nehrozí tak jejich vyplavování do povrchových a podzemních vod. Tento proces zahrnuje dva hlavní kroky: kompostovací proces a proces zrání.

Do této kategorie bychom mohli zařadit také vermikompostování neboli rozklad organické hmoty na hnojivo s využitím kalifornských žížal. Tento druh kompostování nezahrnuje fázi rozkladu s vysokou teplotou a výsledný kompost má ve srovnání klasickým kompostem lepší vlastnosti (Hanč a Plíva 2013).

3.4.3 Chemická přeměna biomasy

3.4.3.1 Esterifikace surových olejů

Esterifikace surových olejů je vylisování oleje ze semen olejnatých plodin za studena. Tento olej se poté smísí s metylalkoholem a proběhne substituce metylalkoholu za glycerin, čímž získáme metylester. Metylester má podobné vlastnosti a výhřevnost jako motorová nafta. Výsledný produkt proto nazýváme ho bionafta. Jeho výroba je nákladnější než výroba běžné nafty, proto se před použitím mísí s jinými levnějšími ropnými produkty. Protože jsou spaliny z bionafty snadno odbouratelné jde o ekologické palivo (Jakubes et al. 2006; Ochodek et al. 2007).

3.4.4 Mechanická úprava biomasy

Jde o úpravu a zpracování biomasy do před finální nebo finální podoby. Její mechanickou úpravou usnadníme její přepravu, uskladnění i její následné energetické využití.

Jednou z úprav je řezání, ke zpracování na kusové dřevo (palivo) a odpad, kterým jsou piliny. Piliny lze využít jako surovinu pro výrobu pelet a briket nebo přímo spalovat.

Ve štěpkovačích dochází k beztrískovému dělení dřeva na výslednou štěpku. Štěpka by měla mít požadované parametry a je určená pro další zpracování nebo pro vytápění.

Další úpravou je drcení, které se provádí v drtičích. Využívá se u dřeva, které nelze zpracovat v sekacích zařízeních. Dřevěná drť má stejné využití jako štěpka, ale slouží i jako surovina pro výrobu pelet a briket.

Procesy peletování a briketování probíhají v lisech za vysokého tlaku pro spojení materiálu do určeného tvaru. Rozdíl mezi peletami a briketami je ve velikosti (Ochodek et al. 2007).

4 Biouhel

Pojem biouhel z angl. biochar je zuhelnatělá biomasa bohatá na uhlík, která vznikla procesem termické přeměny bez přístupu vzduchu, zvaném pyrolýza (viz. podkapitola pyrolýza 3.4.1.3) (Lehmann et al. 2006; Lehmann 2009). Jde o porézní jemnozrný materiál podobný dřevěnému uhlí. Díky své vysoké pórositě je využíván jako aditivum do půdy, čímž se odlišuje od uhlí (Sohi 2010), které se běžně používá jako palivo, filtrační materiál nebo například redukční činidlo při výrobě železa (Lehman a Joseph 2009).

Pro jeho výrobu lze využít v podstatě jakoukoliv odpadní biomasu (Lehmann 2009). Můžeme zpracovat odpadní biomasu ze zemědělství (sláma), z lesnictví (dřevní štěpka), z potravinářského průmyslu nebo kalů z čistíren odpadních vod. Složení výsledného produktu je závislé na původní biomase (chemické složení, obsah popela, velikost částic), podmínkách výroby (teplota, doba reakce, oxidační podmínky), postupech předpravy (sušení, drcení) a procesech následného zpracování (Lehman a Joseph 2009). Několik dalších studií to potvrzuje a dále uvádí, že vliv biouhlu je v půdě závislý také na teplotě pyrolýzy a dávce (Lei a Zhang 2013; Yuan et al. 2013). Výsledné produkty pyrolýzy se liší ve složení i ve struktuře (Káňa 2013).

Obsahem živin se velice podobá původní biomase, nejvíce obsahem fosforu nebo alkálií, naopak hodnoty dusíku jsou o něco nižší. Pokud je v půdě dostatek dusíku, hlavní limitující živinou pro rostliny je fosfor (Reddy et al. 1999). Potenciálním zdrojem fosforu může být právě biouhel. Chintala et al. (2014) zjistili, že kukuřičná sláma má vysokou koncentraci fosforu, a tedy i biouhel z tohoto materiálu. Množství uhlíku, dusíku, draslíku, vápníku a dalších prvků v něm obsaženém, závisí na použité surovině a na teplotě a délce pyrolýzy. Jako příklad lze uvést, že biouhly vyrobené ze surovin, které mají vyšší obsah draslíku (jako jsou zvířecí podestýlky), mají často vyšší obsah draslíku než biouhly vyrobené výhradně ze dřeva, které mívají naopak vyšší obsah uhlíku. Živiny jsou z něj uvolňovány postupně a nevyplavují se. Zejména uhlík, který je v něm vázaný se může uvolňovat do okolí stovky až tisíce let (EBC 2012).

Tím, že biouhel má vlastnosti a obsah většiny minerálů jako biomasa, z níž je vyroben, slouží jako náhrada minerálních hnojiv. Do půdy lze aplikovat samostatně, viz. Experimentální část, nebo v kombinaci s kompostem nebo hnojem (Schmidt 2015).

4.1 Historie biouhlu

Přidávání zuhelnatělé biomasy do půdy není novodobou záležitostí. Přirozeně se do půdy dostával materiál vznikající při lesních požárech, který je odjakživa významnou složkou globálního půdního uhlíkového cyklu. Důkazy o významu spálené biomasy v půdě fungující jako hnojivo byly nalezeny v Amazonii na půdách Terra preta. Půdy deštného pralesa podléhají, i přes jeho bohatou biodiversitu, mineralizaci a vyplavování živin. Biouhel, který byl do místní půdy přidáván, naopak podporuje humifikaci, což mělo za následek, že se ani po několika desítkách až stovkách let intenzivního hospodaření nevyčerpala. V současnosti je na tyto půdy poutána pozornost v souvislosti s trvale udržitelnými postupy v zemědělství (Lehmann 2009).

4.2 Výroba a vlastnosti

Existuje mnoho různých způsobů, jak vyrobit biouhel, ale všechny zahrnují zahřívání biomasy s malým nebo žádným přístupem kyslíku. Tento jednoduchý proces se nazývá tepelný rozklad (pyrolýza nebo zplyňování) (Laird 2008). Během těchto procesů vzniká spolu s biouhlem také plyn a olej, které jsou energeticky využitelné. Podmínky pyrolýzy však výrazně ovlivňují obsah nutričních vlastností. Kromě zlepšení úrodnosti půdy, aplikování biouhlu zlepšuje také retenci živin (Laird a Rogovka 2015). A proto by měl být biouhel testován pro stanovení jeho vlastností a účinků na různých typech půd pro maximální efektivitu.

Fyzikálně-chemické vlastnosti biouhlu se liší podle složení biomasy, způsobu a podmínkách výroby, rychlosti zahřívání, reakční doby, tlaku a dalších parametrů (Lehmann a Joseph 2009). Pro hodnocení biouhlu uvádí Okimori et al. (2003) sedm klíčových vlastností: hodnota pH, obsah těkavých sloučenin, obsah popela, retenční kapacita, objemová hustota, pórovitost a specifický povrch.

PARAMETR	JEDNOTKY	BIOMASA KUKUŘIČNÉHO KLASU	BIOUHEL Z KUKUŘIČNÉHO KLASU
UHLÍK	%	44,01	80,6
VODÍK	%	5,87	2,08
DUSÍK	%	0,38	0,58
SÍRA	%	0,07	0,01
KYSLÍK	%	45,86	6,72
OBSAH VLHKOSTI	%	7,76	7,61
TĚKAVÉ SLOUČENINY	%	74,06	10,94
VÁZANÝ UHLÍK	%	16,93	76,43
POPEL	%	1,25	5,02
CELKOVÝ ORGANICKÝ UHLÍK	g/kg ⁻¹	385,31	700,6

Tabulka č.1 Složení biomasy a biouhlu z kukuřičného klasu. Upraveno podle Suwunwong et al. (2020).

Mimo tyto vlastnosti je možné také stanovit další parametry pro detailnější zkoumání chemických i fyzikálních vlastností biouhlu. Obemah a Zhao (2014) dále řadí mezi chemické charakteristiky analýzu obsahu prvků a kationtovou výměnnou kapacitu a mezi fyzikální charakteristiky obsah vlhkosti a velikost částic.

Biouhel disponuje velkou kationtovou výměnnou kapacitou, a tak jeho přidavek do půdy vede ke zlepšení celkové výměnné kapacity půdy související s větší povrchovou plochou (Atkinson et al. 2010). Kationtová výměnná kapacita biouhlu se může jeho stářím zvyšovat díky rostoucí povrchové ploše při jeho oxidaci (Liang et al. 2006).

4.3 Využití

Pokud biouhel využijeme jako půdní přídavek, zlepšíme půdu hned v několika ohledech. Existuje řada publikací o biouhlu a jeho účinku na specifické typy půdy za specifických podmínek. Zhang et al. (2015) a Fisher et al. (2019) nyní potvrzují výhody, které zahrnují:

- Snížené vyplavování dusíku do podzemní vody
- Možné snížené emise oxidu dusného
- Zvýšená kapacita výměny kationtů vedoucí ke zlepšení úrodnosti půdy
- Zmírnění kyselosti půdy
- Zvýšená retence vody
- Zvýšený počet prospěšných půdních mikrobů

Biouhel může zlepšit téměř jakoukoli půdu. Opakované aplikování biouhlu může udržet pozitivní účinky na výnosy plodin. Zlepšení vlastností půdy se projeví zejména v oblasti s nízkými srážkami nebo v půdách chudých na živiny. Nicméně vysoké dávky biouhlu nejsou vždy ekonomicky proveditelné (Clare et al. 2015). Vysoké náklady jsou hlavním omezujícím faktorem pro širší použití biouhlu (Woolf et al. 2010). Ekonomického a udržitelného stavu bychom dosáhli, pokud by byl biouhel vyráběn výhradně z odpadních materiálů a odpadní teplo bylo využito přímo v místě výroby.

4.3.1 Půdní aditivum

Půdní přídatky jsou materiály, které svojí přítomností v půdě mohou významně biologicky, chemicky nebo fyzikálně přispět ke zlepšení jejích vlastností a úrodnosti. Zákon o hnojivech č. 156/1998 Sb. označuje tyto materiály také jako pomocné půdní látky. Podle původu je můžeme rozdělit na organická (čistírenské kaly, hnůj) a anorganická (bentonit, vápenec) nebo jejich kombinaci. Nespornou výhodou je, že jako půdní přídatky mohou posloužit také odpadní látky a materiály (biouhel, upravené čistírenské kaly).

Tyto pomocné půdní látky se rozdělují podle účelu jejich použití. Látky zadržující vodu lze rozdělit do skupin na hydrogely, jílové a jiné minerály a materiály organického původu, kam bychom zařadili právě biouhel.

O biouhlu se mluví jako o moderním půdním aditivu, protože zlepšuje půdní strukturu a vlastnosti půdy (Lehmann 2009). Vlastnostmi se podobá humusu. To znamená, že po jeho aplikaci do půdy zlepšuje zadržování a propustnost vody a vzduchu. Jeho aplikací do půdy zároveň přispějeme k sekvestraci uhlíku, který je v něm obsažený. Tím můžeme zmírnit změny klimatu, protože biouhel je schopen vázat uhlík, který neuniká do atmosféry v podobě CO₂, ale je vracen zpět do půdy (Joseph a Lehmann 2009; Káňa 2013).

4.3.2 Sekvestrace uhlíku

Ukládání neboli sekvestrace uhlíku je přeměna CO₂ a jeho vázání v rostlinách či v půdě v podobě stabilního uhlíku (Bujalský 2014).

V poslední době se široce rozšířila aplikace biouhlů do půdy kvůli jeho předpokládané schopnosti sekvestrovat uhlík. Podle výzkumu Lehmann (2006) vede konverze uhlíku z

biomasy na uhlík z biouhlu k sekvestraci přibližně 50 % původního uhlíku ve srovnání s nízkými hodnotami zadrženými po spálení (3 %) a biologickým rozkladem (<10–20 % po 5-10 letech). Z toho důvodu je biouhel mnohem stabilnější než ostatní formy půdního uhlíku z biomasy, a proto zůstává v půdě déle a uvolňuje se postupně. To má za následek to, že se uhlík neuvolňuje zpět do atmosféry v podobě CO₂ nepřispívá jeho uvolněním ke skleníkovému efektu (Lehmann 2009). Podobně jako zelené rostliny, které absorbují CO₂ během procesu fotosyntézy.

4.3.3 Retenční kapacita půdy

Z posledních výzkumů plyne, že přidáním biouhlů do půdy lze zvýšit její kapacitu zadržování vody. Zejména v písčitéch půdách, které trpí kvůli nízké retenční kapacitě vody a jejich vysokému výluhu živin (Uzoma et al. 2011b) jde o udržitelnou možnost, jak dlouhodobě zlepšit úrodnost půdy. To lze vysvětlit jeho vysokou pórovitostí, tedy schopností zadržet nebo vstřebat jiné látky. To znamená, že by půdy obohacené o biouhel měly zadržet více dešťové vody (Basso et al. 2013). V této práci se budeme zabývat zejména jeho vysokou retenční schopností, tedy schopností vázat v půdě vodu. Tato vlastnost je ovlivněna vysokou hodnotou kationtové výměnné kapacity, tedy schopností půdy poutat ionty (Ca, K, Na, Mg, Fe, N) (Káňa 2013). Má velký význam u půd s vyšším podílem písku, jelikož zde voda působí jako kritický faktor pro počáteční růst rostlin (Basso et al. 2013). Zvýšení objemu vody vede také ke zvýšení dostupnosti živin. To bude detailněji popsáno v dalších kapitolách.

4.3.4 Sorpční schopnost půdy

Díky své vysoké pórovitosti má biouhel dobrý potenciál adsorbovat živiny na svém povrchu. Novák et al. (2015) pozorovali, že biouhel z pekanových skořápek redukuje vyluhování dusičnanů z půdy. Deluca et al. (2015) zase pozorovali větší dostupnost fosforu v půdách s přidáním biouhlem. Pórovitá struktura biouhlu vychází ze stavby původní suroviny, má potenciál využití ve vodním hospodářství jako uhlíkové filtry (Schmidt 2015) a jako přídavek ke zlepšení absorpční kapacity půdy.

4.3.5 Hodnota pH půdy

Biouhly mají obecně zásaditý charakter. Z toho důvodu může jeho aplikace na půdu nahradit vápnění a zároveň je tento materiál vhodný pro remediaci půd (Houben et al. 2013).

Lehman et al. (2011) tvrdili, že hodnota pH biouhlu se mění v závislosti na výrobní teplotě, oxidaci a surovině, ze které je vyrobený. S rostoucí teplotou pyrolýzy roste i povrchová plocha, kationtový výměnná kapacita a pH. Růst pH je způsoben rozpadem alkalických minerálů. Naopak klesá výtěžnost biouhlu, což je způsobeno ztrátou uhlíku jeho oxidací (Cheng et al. 2006).

4.3.6 Stabilizace organických látek a polutantů

Bylo prokázáno, že biouhel je schopen adsorbovat těžké kovy jako je olovo, kadmium a nikl a některé organické polutanty. Po jeho přidání do půdy lze tedy očekávat zlepšení celkové adsorpční kapacity půdy a tím snížení přenositelnosti a vyčerpání přítomnosti kovů (Nele et al.

2013). Biouhel absorbuje toxické látky jako jsou PAH, antibiotika, pesticidy a organické kontaminanty, tudíž snižuje jejich mobilitu a degradaci, a proto je vhodný jako činidlo pro jejich stabilizaci (Jeffrey 2002; Yu et al. 2009). Vzhledem k nízkým nákladům a bez negativního dopadu na životní prostředí je použití biouhlu vhodnou cestou ke stabilizaci a sanaci znečištěného prostředí.

4.3.7 Další využití biouhlu

Biouhel lze díky jeho vlastnostem využít také například v chovu zvířat jako přísada do krmení k omezení střevních problémů. Dále jako přídatek do kejdy a hnoje k odstranění zápachu. Ve stavebnictví je díky schopnosti absorbovat vodu používán k izolaci budov (Schmidt 2015). Také se používá pro dezinfekci odpadních vod, ošetření rybníků a jezer. Používá se i ve filtrech pitné vody. Pro své dezinfekční účinky se využívá také v textilním průmyslu pro výrobu vložek do bot nebo pro výrobu funkčního oblečení (Schmidt 2015).

5 Půda

Půda je přírodní útvar, který zahrnuje pevnou, kapalnou a plynnou složku a půdní organismy. Vzniká v procesu pedogeneze pod vlivem vnějších faktorů a času a je produktem přeměn minerálních a organických látek a zaniká procesem eroze.

Ministerstvo životního prostředí definuje půdu jako samostatný přírodní útvar vzniklý z povrchových zvětralin zemské kůry a z organických zbytků za působení půdotvorných faktorů (MŽP 2008).

5.1 Význam

Význam půdy je obrovský a ve svých funkcích je půda nezastupitelná. Je regulátorem koloběhu látek, může fungovat jako úložiště, ale i zdroj potenciálně rizikových látek. Hraje tedy důležitou roli ve stabilitě ekosystémů a v ovlivňování bilancí látek a energií. Půda je základním článkem potravního řetězce a současně substrátem pro růst rostlin. Je také životně důležitou zásobárnou vody pro suchozemské rostliny a mikroorganismy.

Jde o živý stále se rozvíjející systém. Jde o bezesporu nejcennější přírodní bohatství, protože na ní závisí prosperita všech suchozemských biologických společenstev. Z tohoto důvodu je nezbytné ji chránit pro generace současné i budoucí (MŽP 2008).

5.2 Pevná složka půdy

Neživá složka půdy je složena z minerálních částic, organické hmoty, vody a vzduchu. Minerální podíl představuje u většiny našich půd 95-98 % hmotnosti sušiny všech tuhých částic půdy. A podstatně menší část tedy 2-5 % tvoří organický podíl půdy (Vrba a Huleš 2006).

5.2.1 Minerální podíl

Je tvořen nejrůznějšími anorganickými sloučeninami a je charakterizována různou velikostí částic. Ty jsou zde zastoupeny od velkých úlomků hornin až po koloidní částice. Minerální podíl tvoří až ze 75 % jílové minerály, ty mají vysokou sorpční schopnost pro vodu

a živiny což má značný význam pro růst a vývoj rostlin. Jejich nízkým obsahem se vyznačují lehké půdy. S rostoucím podílem jílových částic v půdě roste i schopnost půdy poutat vodu a živiny ale zároveň má nepříznivý vliv na vzdušný a vodní režim půdy (těžké půdy) (Richter 2004). Dalším podílem jsou z 10-15 % oxidy a hydroxid, které vznikají zvětráváním primárních minerálů nebo mineralizací organických zbytků v půdě. Primární minerály tvoří 7-10 % z tohoto podílu. Jedná se o křemen, živce, slídy a další. Ty během zvětrávání uvolňují živiny jako je fosfor, draslík, vápník, hořčík, železo, síra, zinek atd.

Textura půdy definuje určité zastoupení jednotlivých velikostních skupin minerálních částic. Ty jsou vždy uspořádány určitým způsobem, vyskytují se izolovaně nebo vytváří společně s jinými částicemi půdní agregáty a tím vzniká struktura půdy (Šimek 2004; Vrba a Huleš 2006).

5.2.1.1 Mobilita vybraných rizikových prvků v půdě

Mezi hlavní charakteristiky ovlivňující mobilitu prvků a jejich transport patří pH, redoxní potenciál, kationtová výměnná kapacita, kvantita a kvalita organické hmoty a oxidů a jílových minerálů, stupeň provzdušnění půdy (Alloway 1990; Kabata-Pendigas a Pendias 2001) a dále také mikrobiální aktivita (Petrangeli et al. 2001). Mobilita prvků v půdě klesá v pořadí $Cd > Ni > Zn > Cu > Pb$ (Hornburg a Brümmer 1993).

Arsen se v půdě vyskytuje zejména ve formě arsenitanů a arseničnanů železa a hliníku. Mobilita arsenu v půdě roste se zvyšujícími se redukčními podmínkami, tedy v zaplavených půdách je jeho mobilita větší. To je dáno rostoucím poměrem arzenitanů, které jsou rozpustnější než arseničtany. Arsen se tedy stává mobilnější a přístupnější pro rostliny. Mobilita arsenu v půdě je velmi nízká ve srovnání s mobilnějšími elementy, jako jsou kadmium nebo zinek (Brouwere et al. 2004). Arsenitany jsou stabilní v zásaditých půdách. Oproti arseničnanům jsou více rozpustné, mobilní a toxičtější. Protože mobilita arsenu, narozdíl od většiny ostatních rizikových prvků, se zvyšující se hodnotou pH půdy roste, může být významně zvýšena vápněním půdy (Brandstetter et al. 2000).

Chemicky je kadmium příbuzné zinku, proto se také přirozeně nachází v sulfidech zinku a olova. Vyšší koncentrace kadmia najdeme v půdách, které jsou hnojeny fosforečnanovými hnojivy a čistírenskými kaly, ale záleží také na obsahu organické hmoty. Přístupný obsah kadmia se v půdě zvyšuje při snížení hodnoty pH pod 6,5, u zinku pod 5,3 a u olova pod 4 (Hornburg a Brümmer 1993). Rozpustnost a mobilita kadmia stoupá s klesající hodnotou pH půdy. Ve srovnání s ostatními rizikovými prvky je mobilita kadmia v půdě mnohem vyšší (Alloway 1990).

V půdě je olovo velmi málo mobilní a patří k nejméně mobilním prvkům vůbec. Je dobře adsorbováno jílovou frakcí a humusem (Beneš 1994) a jeho rozpustnost může být snižována vápněním.

Celkový obsah zinku v půdě je závislý na obsahu zinku v mateční hornině a charakteru půdotvorného procesu. Mobilnější a přístupnější bývá zinek v kyselých lehkých minerálních půdách (Kabata-Pendigas a Pendias 2001).

5.2.2 Organický podíl

Organický podíl tvoří podstatně menší část, ale má rozhodující vliv na vývoj a úrodnost půdy. Tvoří ho živá složka neboli půdní edafon a neživá složka tedy organická hmota. Organická hmota v půdě vzniká přirozeně odumíráním rostlin a živočichů nebo se do ní dostává posklizňovými zbytky rostlin a organickými hnojivy jako je kompost, hnůj a další (Vrba a Huleš 2006). Organický podíl je důležitou složkou půdy, který významně ovlivňuje její úrodnost. Organické a humusové látky napomáhají k tvorbě půdních agregátů, jsou zásobárnou živin a zdrojem energie pro rostliny a mikroorganismy v půdě. Veškeré organické látky v půdě tvoří spalitelný podíl půdy, který můžeme rozdělit na látky humifikované, nehumifikované a přechodné (Šimek 2004).

Úplný rozklad organických látek v půdě nazýváme mineralizace. Jde o proces, který vede k přeměně organické hmoty až na jednoduché složky jako je CO_2 , vodu, amoniak atd. Probíhá v závislosti na přístupu vzduchu, teplotě, vlhkosti, pH a dalších. Za těchto podmínek nedochází ke tvorbě humusu. Ten se vytváří během procesu humifikace. Humifikace je anaerobní proces, během kterého se organická hmota rozkládá a mění se na humus.

5.2.3 Sorpční schopnost půdy

Jednou z nejdůležitějších schopností organických látek i jílových minerálů je schopnost vázat živiny. Tato schopnost vázat živiny přístupné pro rostliny se označuje pojmem sorpce. Na této vlastnosti se podílí půdní koloidy jejichž podstatná část je součástí pevné fáze půdy půdní koloidní komplex (Vrba a Huleš 2006).

5.2.3.1 Druhy sorpce

Podle způsobu poutání látek v půdě rozlišuje (Richter 2004) následující sorpční mechanismy:

- Mechanická sorpce – uskutečňuje se mechanickým zadržováním částic v pórech
- Fyzikální sorpce – neboli adsorpce, souvisí s povrchovými jevy na fázovém rozhraní a projevuje se zvětšením koncentrace molekul na povrchu pevné fáze a jejím poklesem v půdním roztoku
- Chemická sorpce – váže ionty vytvářející za daných podmínek málo rozpustné sloučeniny zadržované v adsorpčních pórech
- Fyzikálně-chemická (výměnná) sorpce – vzájemná neutralizace opačně nabitých částic mezi půdním roztokem a jílovými minerály
- Biologická sorpce – probíhá v důsledku životní činnosti edafonu a vegetace.

5.2.4 Fyzikální vlastnosti půdy

Fyzikální vlastnosti půdy určuje zejména struktura, pórovitost, zrnitost, barva a obsah vody a vzduchu. Podle toho rozlišujeme půdní druhy a typy.

Struktura je dána zrnitostí a volnými prostory mezi částicemi tedy póry. Velikost, objem, tvar a pórovitost ovlivňují půdotvorné procesy. Půdní textura (zrnitost) je základní fyzikální vlastnost půdy a je ovlivněná zastoupením a velikostí půdních částic. Soubor zrn určité velikosti určuje zrnitostní kategorii, která určuje její zařazení v klasifikaci půdních druhů.

Kromě kvality a obsahu organických látek v půdě je důležitý i obsah jílových minerálů v půdě. Jílové minerály mají významné vlastnosti pro chování polutantů v půdě. Jedná se o velký specifický povrch, elektrický náboj, schopnost kationtové výměny a bobtnavost.

V praxi jsou důležité různé technologické vlastnosti půdy, ke kterým patří například koheze neboli soudržnost půdních částic. Projevuje se jako schopnost půdy odolávat vnějšímu tlaku působícím na drolení agregátů. Obecně platí, že čím těžší půda, tím je soudržnost vyšší a obráceně (jemnozrnné půdy mají větší soudržnost než půdy hrubozrnné). Jednotlivá zrnka drží pohromadě koloidy a tím tvoří půdu soudržnější. Jedním z vlivů, působících na soudržnost, je vlhkost. Z toho plyne, že těžké půdy, mající velkou soudržnost, se hůře obdělávají. Dále hutnost, která se projevuje například zvýšením objemové hmotnosti a snížením pórovitosti. Sílu, kterou jsou přitahovány půdní částice k jiným částicím tak, že na nich ulpívají, se nazývá půdní přilnavost (adheze). Přilnavost je závislá na zrnitosti, struktuře, obsahu humusu a vlhkosti půdy (Ledvina et al. 2000; Šimek 2005).

5.2.5 Pórovitost

Pórovitost půdy je vedle struktury hlavním znakem jejího prostorového uspořádání. Půdní póry jsou volné mezery v půdní hmotě. Póry umožňují v půdě proudění vody a vzduchu. Probíhají v nich látkové přeměny a výměnné reakce mezi mikroorganismy a kořeny rostlina podporují cirkulaci roztoků a plynů v půdě.

Póry dělíme na kapilární (jemné) a nekapilární (hrubé). Kapilární póry jsou ty jejichž průměr je menší než 0,2 mm, a způsobují vztlínání vody v půdě neboli tok vody proti zemské gravitaci, a díky tomu mají vliv na vázání vody v půdě. Nekapilární (hrubé) póry (průměr větší než 0,2 mm) vedou vodu z povrchu půdy do hlubších vrstev půdy a zároveň podporují výměnu plynů mezi půdou a atmosférou (Ledvina et al. 2000).

Celková pórovitost zemědělských půd se v ornici pohybuje většinou v rozmezí 40-50 %, v podorniči 30-40 %. To umožňuje objektivně vyhodnotit kyprost či ulehlost půdy. Pórovitost může pěstitel významně ovlivnit zpracováním půdy (orbou, vláčením, kypřením, válením apod.) (Houšť 2014).

5.2.6 Strukturnost půdy

Strukturností půdy rozumíme schopnost půdy vytvářet větší agregáty (strukturní agregáty) stmelením zrn různé velikosti. Strukturní agregát se skládá ze shluku elementárních částic jak minerálního, tak organického původu. Vzájemné prostorové uspořádání agregátů v půdě nazýváme půdní strukturou. Strukturnost půdy ovlivňuje živinový, vodní, teplotní a vzdušný režim půd (Hraško a Bedrna 1988; Pavlů 2018).

5.2.7 Textura půdy

Textura udává poměrné zastoupení a velikost jednotlivých frakcí půdních částic v půdě. Významně se podílí nejen na průběhu pedogenetických procesů, ale i na ekologické a agronomické charakteristice půdy.

Klasifikace půd podle zrnitostního složení je jedna z nejstarších klasifikací půd vůbec. Podle procentního obsahu jednotlivých frakcí se půdy dělí do jednotlivých půdních druhů. U nás je nejčastější třídění půd do půdních druhů dle Nováka viz tabulka (Němeček et al. 2011).

SKUPINY PŮD PODLE OBTÍŽNOSTI ZPRACOVÁNÍ	PŮDNÍ DRUH	OBSAH JÍLNATÝCH ČÁSTIC V %
Těžké půdy	Jíl	>75
	Jílovitá půda	60-75
	Jílovitohlinitá	45-60
Střední půdy	Hlinitá	30-45
	Písčitohlinitá	20-30
Lehké půdy	Hlinitopísčitá	10-20
	Písčitá	0-10

Tabulka č.2 Klasifikační stupnice zemin podle Nováka. (Němeček et al. 2011).

5.2.8 Chemické vlastnosti půdy

Základní chemickou vlastností půdy je reakce půdního roztoku. Půdní roztok tvoří voda v půdě, která obsahuje rozpuštěný kyslík, CO₂ a další plyny. V půdě reaguje s půdními částicemi a umožňuje tak výměnu iontů na sorpčním komplexu půdy. Elementární složení půdy je dáno obsahem jednotlivých prvků v pevné složce půdy, složením půdního roztoku a složením půdního vzduchu, složením půdní organické hmoty včetně stavu půdních koloidů a stavu půdního sorpčního komplexu. Dále se hodnotí půdní pH, vodivost půdního roztoku a také redoxní potenciál (Šimek 2004).

5.2.9 Biologické vlastnosti půdy

Za tyto vlastnosti se považují nejrůznější charakteristiky společenstev půdních organismů a biologických procesů. Například množství biomasy, početnost a aktivita jednotlivých skupin půdních organismů, rychlost respirace, rychlost přeměn sloučenin dusíku (Šimek 2004).

5.2.10 Degradace půdy

Degradace půd je proces, při kterém dochází ke snížení úrodnosti, využitelnosti půdy a snižují se její ekologické funkce. Lze tedy říci, že vše co, snižuje kvalitu půdy, je degradací půdy. Z toho všeho vyplývá, že jestliže půda neplní některou ze základních funkcí, došlo k její degradaci (MZe 2015).

Degradace půdy probíhá přirozeně nebo je spojená s činností člověka. Přirozená degradace souvisí s půdotvorným procesem a s vlivem nejrůznějších faktorů prostředí na půdy a jejich další vývoj. Patří sem pozvolné změny půdní textury i struktury, vymývání látek a přesuny koloidů v půdním profilu. Degradace vlivem lidské činnosti můžeme potlačit nebo je zesílit či odstranit (Šimek 2004).

Mezi procesy, které přispívají k degradaci půd patří zhutňování a utužování půd, eroze, zasolování, kontaminace, desertifikace a další.

5.3 Kapalná složka půdy

Půdní voda, známá také jako půdní vláhla je veškerá voda v půdě bez ohledu na skupenství, která obvykle nevytváří souvislou hladinu. Největší význam má v půdě voda

kapalná. Zásoba vody v půdě je závislá na srážkách a výšce hladiny podzemní vody. Důležitá je schopnost půdy vodu zadržovat, která závisí především na textuře a struktuře půdy (Pavlu 2018).

Kapalnou fází půdy tvoří půdní roztok obohacený o ve vodě rozpustné organické a anorganické sloučeniny a rozptýlené koloidy. Voda totiž představuje médium, ve kterém se minerály rozpouští a stávají tak dostupnými pro kořeny rostlin.

Zdrojem půdní vody jsou zejména srážky ale v závislosti na hloubce hladiny podzemní vody může voda vlivem kapilárních sil vzlínat do aktivní kořenové zóny také ze zásob podzemních vod. Kapalná fáze půdy neboli půdní roztok má kromě výživy rostlin velký význam také z hlediska půdotvorných procesů (Ruda 2014).

5.3.1 Půdní roztok

Půdní roztok je hlavním nositelem půdní reakce a tím důležitým činitelem úrodnosti půdy. Složení a koncentrace půdního roztoku jsou závislé na řadě fyzikálních, chemických, fyzikálně-chemických i biologických procesů probíhajících v půdě. Dále souvisí s teplotou, vlhkostí, aerací půdy a složením tuhé fáze půdy. Půdní roztok zajišťuje transport látek a průběh chemických reakcí v půdě. Obsah rozpuštěných minerálních i organických látek se liší v množství a poměru v závislosti také na klimatu. Ve vlhkých půdách převládá organický podíl a v suchých půdách minerální podíl (Pavlu 2018).

Minerální složku tvoří především kationty a anionty viz. Tabulka č.3, z nichž část může být vázána v chelátových vazbách. V nezasolených půdách nad ostatními kationty obvykle převládá Ca^{2+} . Největší část aniontové složky tvoří HCO_3^- , SO_4^{2-} , NO_3^- , Cl^- . V nepatrném množství zde najdeme také některé sloučeniny molybdenu, bóru aj. Jednotlivé ionty se do půdního roztoku dostávají zvětráváním minerálů, rozkladem organických látek, výměnou ze sorpčního komplexu, hnojením a z imisí (Richter 2004).

ANORGANICKÉ SLOŽKY PŮDNÍHO ROZTOKU			
KATEGORIE	HLAVNÍ SLOŽKY (10^{-4} - 10^{-2} mol/l⁻¹)	VEDLEJŠÍ SLOŽKY (10^{-6} - 10^{-4} mol/l⁻¹)	OSTATNÍ ($<10^{-6}$ mol/l⁻¹)
KATIONTY	Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+	Fe^{2+} , Mn^{2+} , Zn^{2+} , Cu^{2+}	Cr^{3+} , Ni^{2+} , Cd^{2+} , Pb^{2+}
ANIONTY	HCO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-} , NO_3^-	H_2PO_4^- , F^- , HS^-	CrO_4^{2-} , HMoO_4^-
NEUTRÁLNÍ	Si(OH)_4	B(OH)_3	-
ORGANICKÉ SLOŽKY PŮDNÍHO ROZTOKU			
ZDROJ	HLAVNÍ SLOŽKY (10^{-5} - 10^{-3} mol/l⁻¹)	VEDLEJŠÍ SLOŽKY ($<10^{-5}$ mol/l⁻¹)	
PŘÍRODNÍ	Karboxylové kyseliny, aminokyseliny, jednoduché cukry	Uhlovodíky, fenoly, proteiny, alkoholy	

ANTROPOGENNÍ	-	Herbicidy, fungicidy, insekticidy, PCB, PAU, ropné uhlovodíky, rozpouštědla, léčiva
--------------	---	---

Tabulka č.3 Střední koncentrace nejčastěji zastoupených složek půdního roztoku. Upraveno podle Pavlů (2018).

Celkové množství solí v půdním roztoku se mění od několika setin procenta (nezasolené půdy) až do několika procent (zasolené půdy). V nezasolených půdách se obsah solí v půdním roztoku pohybuje okolo 0,05 %. V půdním roztoku se složení i koncentrace solí během roku mění. Zvýšení koncentrace solí dochází hnojením, vysycháním půdy, zvětráváním a mineralizací. Ke snížení koncentrace solí vede například zvýšení půdní vlhkosti, odčerpání živin rostlinami i mikroorganismy, vyplavením nebo imobilizací solí do nerozpustných forem (Richter 2004).

5.3.2 Vodní režim půdy

Jelikož se voda v půdě vyskytuje v různých množstvích a formách, či skupenstvích, může se vodní režim půdy vyznačovat variabilitou znaků a vlastností. Nasycení půdy vodou je dáno rozsahem a charakterem pórovitosti půdy. V pórech se totiž voda může pohybovat působením zemské gravitace, vsakovat se, nebo proti působení zemské tíže, vztlínání vody pomocí kapilárních sil (Uhlíř a Socha 1992).

5.3.3 Druhy půdní vody

Podle prostředí výskytu a způsobu pohybu lze půdní vláhu rozdělit na dva druhy. Na vodu vázanou (adsorpčně či kapilárně) a na vodu volnou (gravitační). Voda vázaná nepodléhá vlivům gravitační síly, protože je pevně vázána v pórech kohezními a adhezními silami. Gravitační voda v půdě vyplňuje hrubší póry, jimiž se vsakuje do hlubších vrstev půdy. Z toho důvodu je klíčová z hlediska transportu látek a koloidů. Když dosáhne nepropustné vrstvy, tvoří se takzvaná podzemní voda. Tyto dva druhy půdní vody od sebe nerozděluje žádná pevná hranice, ale spíše pozvolný přechod v určitých intervalech vlhkosti (Ruda 2014).

5.3.4 Půdní hydrologické limity

Půdní hydrologické limity jsou definovány jako hraniční hodnoty vlhkosti, jimiž jsou odděleny jednotlivé kategorie vody v půdním prostředí (Jandák et al. 2010) vyjadřující určité konkrétní stavy půdní vlhkosti. Rozdělujeme je na základní a aplikované. Mezi základní se řadí lentokapilární bod, adsorpční kapacita a retenční vodní kapacita.

Lentokapilární bod definuje hranici mezi vodou rostlinám přístupnou a vodou vázanou tedy rostlinám nepřístupnou. Adsorpční vodní kapacita udává množství vody poutané adsorpčními silami. Leží na rozmezí adsorpčních a kapilárních kategorií sil. Retenční vodní kapacita udává maximální množství vody, které je půda schopna udržet vlastními silami v rovnovážném stavu po nadměrném zavlažení. Leží na rozhraní vody kapilární a gravitační.

K aplikovaným řadíme plnou vodní kapacitu, polní vodní kapacitu, číslo hygroskopicity, monomolekulární adsorpční vodní kapacitu, bod snížené dostupnosti a bod vadnutí.

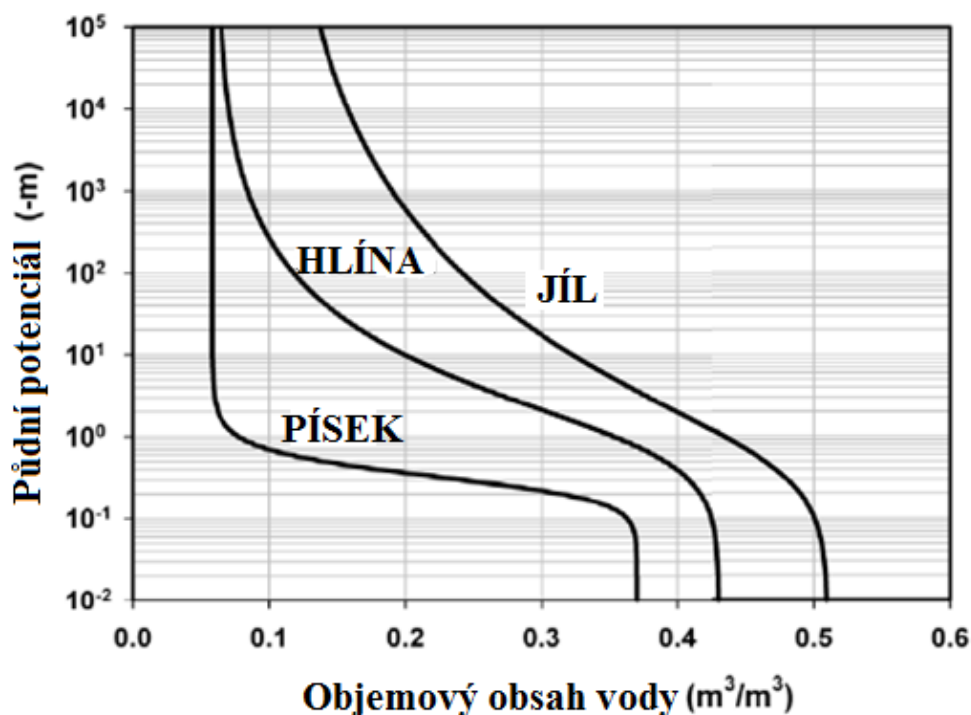
Plná vodní kapacita (nasáklivost) udává maximální množství vody, které je voda schopna pojmout při stoprocentním nasycení půdních pórů vodou. Je to dočasná vlhkost bezprostředně po dešti. Prakticky ji můžeme považovat za rovnou půdní pórovitosti (Pokorný et al. 2007). Číslo hygroskopicity nám udává vlhkost půdy při 96-98% nasycení vzduchu vodními parami. Monomolekulární adsorpční vodní kapacita vyjadřuje vlhkost, při které se vytvoří, na povrchu pevné fáze, obal o síle jedné molekuly. Bod snížené dostupnosti charakterizuje takovou vlhkost půdy, kdy se snižuje pohyblivost půdní vody a nepříznivě se projevuje na růstu rostlin. Bod vadnutí udává vlhkost půdy, při které jsou rostliny trvale nedostatečně zásobovány půdní vodou a dochází tak k vadnutí rostlin (Pokorný et al. 2007). Pomocí hydrolimitů stanovíme tzv. využitelnou vodní kapacitu, která představuje maximální množství vody, které je využitelné rostlinami.

5.3.5 Retence vody v půdě

Půda je do jisté míry schopná zadržet značné množství vody. Když dojde k překročení určité hodnoty maticního potenciálu nastává tzv. perkolační fáze, kdy voda přestane být zadržována a prochází dále podložím (Tesař et al. 2001).

Póry zajišťují průchod a zadržování plynů a vlhkosti v půdním profilu. Schopnost půdy zadržovat vodu je závislá na velikosti částic. Obecně platí, že molekuly vody drží pevněji s jemnými částicemi hlinité půdy, na rozdíl od hrubších částic písčité půdy. Takže jílovité půdy zadrží více vody a oproti tomu písčité půdy umožňují snadnější průchod vody profilem (Leeper a Uren 1993).

Půdní retenční křivka znázorňuje rovnovážné množství vody zadržené v půdě při daném maticovém potenciálu. Graf č.2 znázorňuje reprezentativní půdní retenční křivky pro půdy různých textur, demonstrující účinky pórovitosti.



Graf č.2 Půdní retenční křivka různých půdních druhů převzatá a upravená podle Tuller a Or (2003).

Tuto funkci ovlivňuje celá řada faktorů prostředí, z nichž nejdůležitější jsou velikost pórů, struktura půdy, hloubka půdního profilu a množství organické hmoty. Jde o jednu z nejdůležitějších hydrofyzikálních charakteristik půdy. Křivka graficky znázorňuje vztah mezi půdní vlhkostí a sacím tlakem půdy nebo tlakové výšky. Používá se k hodnocení dostupnosti vody v různých půdách. Vyjadřuje retenční vlastnosti půdy i proti působení vnějších sil.

Potenciál půdní vody je přisuzován adsorpčním silám působícím mezi všemi skupenstvími v půdě. Zadržování vody v půdě je pro život zásadní. Poskytuje vodu rostlinám, které jí potřebují k růstu a přežití. Také je významná z hlediska hydrologického cyklu.

Význam retence vody spočívá především v tom, že se voda v krajině (ať už pro potřeby člověka, nebo např. pro transpiraci rostlin) udrží i mimo srážková období. Zadržení vody v krajině ale pomůže nejen před suchem, nýbrž i před povodněmi, protože když voda odtéká z krajiny pomaleji, sníží se maxima povodňových průtoků a tím i rozsah zaplavených oblastí (Tuller a Or 2003).

Vodní režim je souhrn veškerých příjmů, akumulací a výdajů vody z půdy. Z kvantitativního hlediska ho můžeme charakterizovat Vodní bilancí.

Maximální množství vody, které je půda schopna trvaleji zadržet vlastními silami po 24 hodinách v téměř rovnovážném stavu po nadměrném zavlažení se nazývá retenční vodní kapacita.

5.4 Plynná složka půdy

Plynná složka půdy se nazývá půdní vzduch. V půdě se vzduch nachází ve formě pohyblivé nebo vázané na pevnou nebo kapalnou fázi. Nejvýznamnější plyny v půdním vzduchu jsou kyslík a oxid uhličitý. Složení půdního vzduchu je proměnlivé a liší se od vzduchu ve volné atmosféře. Oproti atmosférickému vzduchu obsahuje více CO_2 a méně O_2 . Obsah vodní páry je závislý na teplotě, vlhkosti a aktivitě půdních organismů. Dostatek vzduchu v půdě je zárukou zvýšené biologické činnosti a uvolňování živin mineralizací organických látek (Šimek 2004; Vrba 2006).

Tím, jak se atmosférický vzduch dostává do půdy, tím ji provzdušňuje. To ovlivňuje řadu reakcí například mikrobiální rozklad organických zbytků a půdních vlastností. Na provzdušňování se podílí také řada živočichů, například žížaly (Šarapatka 1996). Protože je autotrofních organismů v půdě relativně málo, hlavním zdrojem kyslíku v půdě je atmosféra. Obsah kyslíku je závislý na celkovém provzdušnění půdy. Aktuální množství vzduchu v půdě se nazývá provzdušněnost. Vzdušná kapacita půdy udává procento pórů vyplněných vzduchem při odpovídající vodní kapacitě (Pavlů 2018). Oxid uhličitý pochází především z dýchání organismů a jeho obsah je nejvyšší v málo provzdušněné půdě při vyšší teplotě a vlhkosti. Jeho obsah se dá zvýšit zavlažováním a organickým hnojením.

6 Metodika

V této části je popsán postup k dosažení cíle práce, kterým je ověření schopnosti biouhlu z různých materiálů zadržet vodu a živiny ve dvou rozdílných půdách. Materiály zvolené pro tento experiment budou popsány níže. Metodami experimentálně analytickými byla dále změřena koncentrace organického uhlíku v přesyceném půdním sloupci a stanoven obsah rizikových prvků, živin a dusitanů a dusičnanů v perkolátech.

6.1 Testované půdy

6.1.1 Litávka

První půdní vzorek použitý v této práci byl shromážděn z nivy řeky Litávka v obci Trhové Dušníky asi 60 km jižně od Prahy. Tato oblast s vyznačuje silně kontaminovanými půdami způsobeno těžební a průmyslovou činností. Bližší informace o znečištění v této oblasti lze dohledat v publikaci Vysloužilová et al. (2003). Homogenní vzorek půdy byl odebrán z plochy 4 m² do hloubky 20 cm. Následně byla půda vysušená a proseta sítím o velikosti ok 2 mm.

V následující tabulce (označení tabulky) jsou shrnuty fyzikálně-chemické vlastnosti této půdy převzaté z práce (Pukalchik et al. 2017). Podle zrnitosti se jedná o fluvizem.

Půda Litávka	
Vlastnosti	
pH	6,0 ± 0.1
TOC (celkový organický uhlík)	3,6 %
CEC (kationtová výměnná kapacita)	149 ± 5.9 mmol kg ⁻¹
Zrnitost	
Jíl (hlína)	6 %
Prach	49 %
Písek	45 %
Celkový obsah rizikových prvků	
Zn	7595 ± 194 ppm (0,75%)
Cd	80,82 ± 4,58 ppm (0,008%)
Pb	4346 ± 140,1 ppm (0,43%)
Celkový obsah prvků	
P	200 ppm (0,02 %)
S	300 ppm (0,03 %)

Tabulka č.4 Fyzikálně-chemické vlastnosti půdy Litávka. Převzato z Pukalchik et al. (2017).

6.1.2 Suchdol

Druhý půdní vzorek byl odebrán z orné půdy v pražské čtvrti Suchdol nedaleko Šáreckého údolí. Homogenní vzorek půdy byl odebrán do hloubky 20 cm. Následně byl vzorek vysušen a proset sítím o velikosti ok 2 mm.

V následující tabulce jsou shrnuty fyzikálně-chemické vlastnosti této půdy převzaté z práce Hailegnaw et al. (2019). Podle zrnitosti se jedná o degradovanou černozem.

Půda Suchdol	
Vlastnosti	
pH	6.9
TOC (celkový organický uhlík)	1,61 %
CEC (kationtová výměnná kapacita)	249,3 ± 4 mmol kg ⁻¹
Poměr C:N	13.23 ± 0,16
DOC (rozpuštěný organický uhlík)	13,4 ± 4,3
Zrnitost	
Jíl (hlína)	27 %
Prach	60 %
Písek	13 %
Celkový obsah prvků	
P	955 ± 12.5 ppm (0,095 %)
S	227 ± 13.9 ppm (0,022 %)

Tabulka č.5 Fyzikálně-chemické vlastnosti půdy Suchdol. Převzato z Hailegnaw et al. (2019).

6.2 Půdní přídatky

Testované materiály a jejich příprava jsou blíže popsány v publikacích Mercl et al. (2020) a Tlustoš et al. (2019).

6.2.1 Čistírenský kal

V následující tabulce jsou zobrazeny základní fyzikálně-chemické vlastnosti testovaného čistírenského kalu a vzorků biouhlu (Zobrazené hodnoty představují aritmetický průměr (n=3) ± směrodatná odchylka).

Čistírenský kal	pH	EC (uS/cm)	Popel (%)	C (%)	N (%)	O (%)	H:C	C:N	O:C
surový	5,62±0,04	3267±35,1	35±0,59	31,3±0,09	4,49±0,04	22,9±0,05	1,95±0,03	8,13±0,04	0,55±0
220 °C	5,51±0,02	2387±37,9	37,2±0,31	32,4±0,38	4,47±0,05	20,2±0,54	1,66±0,01	8,44±0,01	0,47±0,02
320 °C	5,76±0,1	536±7,09	46,7±0,44	32,6±0,05	4,29±0,02	11,8±0,15	1,31±0,01	8,84±0,03	0,27±0
420 °C	6,21±0,06	854±6,35	57±2,55	26,5±0,21	3,52±0,02	9,9±0,24	0,95±0	8,78±0,02	0,28±0,01
520 °C	6,72±0,03	548±2,65	62,5±0,18	26,3±0,03	3,24±0,02	5,54±0,15	0,7±0,01	9,44±0,04	0,16±0
620 °C	8,02±0,02	480±4,93	68,5±0,2	24,8±0,23	2,69±0,02	2,12±0,3	0,41±0,01	10,7±0,04	0,06±0,01

Tabulka č.6 Vlastnosti testovaného čistírenského kalu. Převzato z Mercl et al. (2020).

V následující tabulce jsou zobrazeny obsahy živin v testovaném čistírenském kalu a vzorků biouhlu (Zobrazené hodnoty představují aritmetický průměr (n=3) ±).

ČK	Ca (g/kg)	K (g/kg)	Mg (g/kg)	P (g/kg)	S (g/kg)
surový	37,7±0,27	1,96±0,04	4,49±0,01	32,6±0,3	9,48±0,39
220 °C	42,3±0,56	2,28±0,01	4,95±0,04	36,4±0,4	11,2±0,52
320 °C	51,6±0,52	2,74±0,11	5,98±0,08	44±0,54	11,3±0,26
420 °C	63,3±0,51	3,24±0,17	7,37±0,08	54,2±0,67	10,9±0,13
520 °C	67,7±0,66	3,41±0,02	7,87±0,09	57,8±0,94	10,7±0,14
620 °C	72,5±1,39	3,88±0,04	8,6±0,1	60,8±0,39	11,5±0,06

Tabulka č.7 Obsahy živin v testovaném ČK. Převzato z Mercl et al. (2020).

6.2.2 Torefikovaná sláma a seno

Dalšími půdními přísadkami byla torefikovaná sláma a seno. V následující tabulce je zobrazen obsah živin a rizikových prvků těchto materiálů. Hodnoty jsou převzaté z publikace Tlustoš et al. (2019) upraveno.

Materiál		Cd (mg/kg)	Zn (mg/kg)	Pb (mg/kg)	C (%)	P (%)	S (%)
Surové	Seno	0,23	42,3	<0,45	41,8	0,13	0,13
	Sláma	0,09	12,7	<0,45	41,9	0,02	0,13
Torefikované	Seno	0,39	44,6	1,09	57,4	0,23	0,16
	Sláma	0,16	15,5	<0,45	57,3	0,05	0,21

Tabulka č.8 Obsahy vybraných prvků v testovaném senu a slámě. Převzato z Tlustoš et al. (2019).

6.3 Popis experimentu

6.3.1 Experiment s půdními sloupci

Válečkový pokus byl založen v laboratoři Katedry agroenvironmentální chemie a výživy rostlin v Praze. Průběh a popis experimentu je znázorněn ve schématu č.1 a č.2.

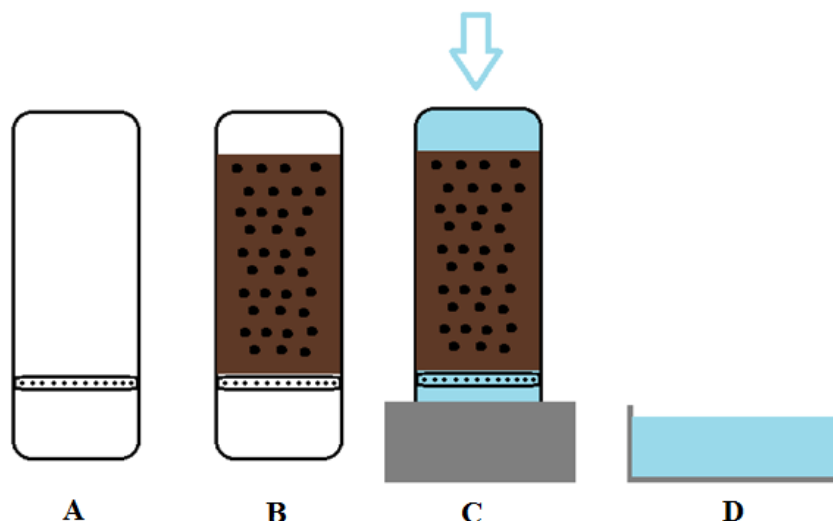


Schéma č.1 Popis experimentu s půdními sloupci.

- A) Válečky o průměru 3 cm a výšce 15 cm byly ve spodní čtvrtině uzavřeny jemným sítom o velikost ok 1 mm.
- B) Vzorky půdy a půdních přísadků byly prosety přes síto o velikosti ok 2 mm a naváženy na digitálních vahách (30 g). Poté byly naváženy potřebné hmotnosti obou materiálů podle velikosti dávek. Pro 5 % dávku bylo přidáno 1,5 g materiálu a pro 10 % dávku byly přidány 3 g materiálu. Tyto směsy byly následně důkladně promíchány a poté byly umístěny do plastových válečků.
- C) Válečky byly čtyřikrát zality po okraj demineralizovanou vodou (200 ml) a shora zakryty víčkem pro zamezení odparu. Takto připravené válečky byly přes noc umístěny v hliníkových miskách k zachytávání perkolátů (tyto perkoláty nebyly použity k analýze).
- D) Druhý den byly válečky opět zvaženy. Rozdíl mezi hmotností válečku před a po nasycení vodou je retenční kapacita půdy
- E) Perkoláty k analýze prvků byly odebírány druhý den. Každý váleček byl zalit 8 ml demineralizované vody, která byla zachytávána přes filtrační papír do zkumavek. Tyto vzorky byly následně použity k analýze prvků v půdních roztocích.

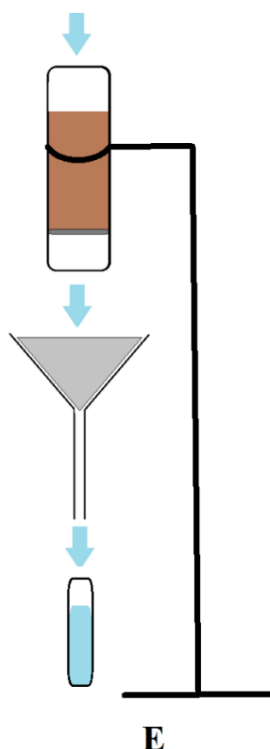


Schéma č.2 Popis odběru perkolátů z půdních sloupců.

6.3.2 Použité metody

6.3.2.1 Stanovení sušiny

- Do zvážených plechových misek (m_1) bylo naváženo 20 g vzorku (m_2)
- $m_1 + m_2 = m_3$
- Vzorky (m_3) byly umístěny na 24 hodin do sušárny při teplotě 105 °C.
- Po vyjmutí ze sušárny byl vzorek znovu zvážen (m_4) a následujícím výpočtem bylo stanoveno množství sušiny (m_5):
- $m_3 - m_4 = m_5$
- Rozdíl (m_5) značí množství vody (g), které se ze vzorku odpařilo.

6.3.2.2 Perkoláty experimentu s půdními sloupci

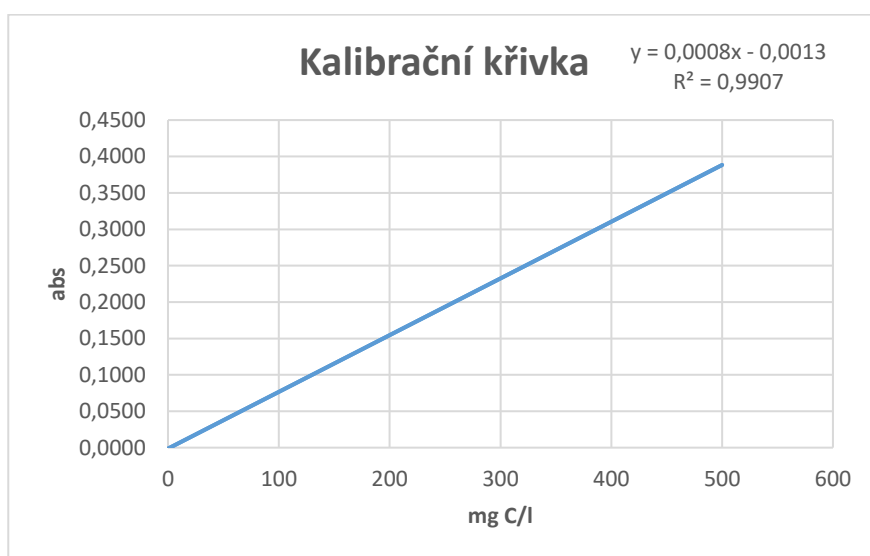
Perkoláty jsou vzorky vodního výluhu proteklé a nezachycené v jednotlivých směsích ve válečcích. V těchto perkolátech byl pomocí ICP-OES (optickým emisním spektrometrem s indukčně vázaným plazmatem) stanoven obsah rizikových prvků a vybraných živin.

6.3.2.3 Stanovení organického uhlíku v perkolátech

Demineralizovaná voda i roztoky použité během experimentu byly čerstvě připravené pro každé opakování experimentu.

- Roztok (Cr-S) připravíme z 10 ml 25 mM $K_2Cr_2O_7$ + 73 ml H_2SO_4 + 25ml demineralizované vody.

- Pipetou odebereme 1 ml perkolátu + 1,5 ml (Cr-S) roztoku a vstříkneme do skleněné zkumavky s víčkem.
- Připravíme slepý vzorek. Pipetou odebereme 1 ml demí H₂O + 1,5 ml Cr-S roztoku a vstříkneme do skleněné zkumavky s víčkem.
- Uzavřené zkumavky umístíme do hliníkových nádob s pískem a umístíme je na 45 minut teflonovou plotýnku při teplotě 130 °C.
- Po vyjmutí ze sporáku necháme vzorky ve stojanu po dobu alespoň 20 minut chladnout pod digestoří.
- Následně měříme absorbanci vzorků na spektrofotometru při vlnové délce λ 600 nm (Schumacher 2002).



Graf č.3 Kalibrační křivka popisující závislost hodnoty absorbance na koncentraci uhlíku.

V rámci příprav měření byla sestavena kalibrační křivka. Příprava kalibrační křivky:

- 11,9 g sacharózy v 1 l = 5 gC/l = 5000 mg C/l
- do 100 ml baňky bylo přidáno 25 mg C/l
- $C_i \cdot V_i = C_F \cdot V_F \Rightarrow 5000 \text{ mg C/l} \cdot V_i = 25 \text{ mg C/l}$
- $V_i = (25 \text{ mg/l} \cdot 100 \text{ ml}) / 5000 \text{ mg/l} = 0,5 \text{ ml}$ - ve 100 ml baňce
- 0 mg C/l \Rightarrow 1 ml H₂O + 1,5 ml Cr-S mix
- 25 mg C/l \Rightarrow 1 ml sacharózy 25 + 1,5 ml Cr-S mix
- 50 mg C/l \Rightarrow 1 ml sacharózy 50 + 1,5 ml Cr-S mix
- 250 mg C/l \Rightarrow 5 ml ve 100 ml baňce
- 500 mg C/l \Rightarrow 10 ml ve 100 ml baňce

6.3.2.4 Statistická analýza

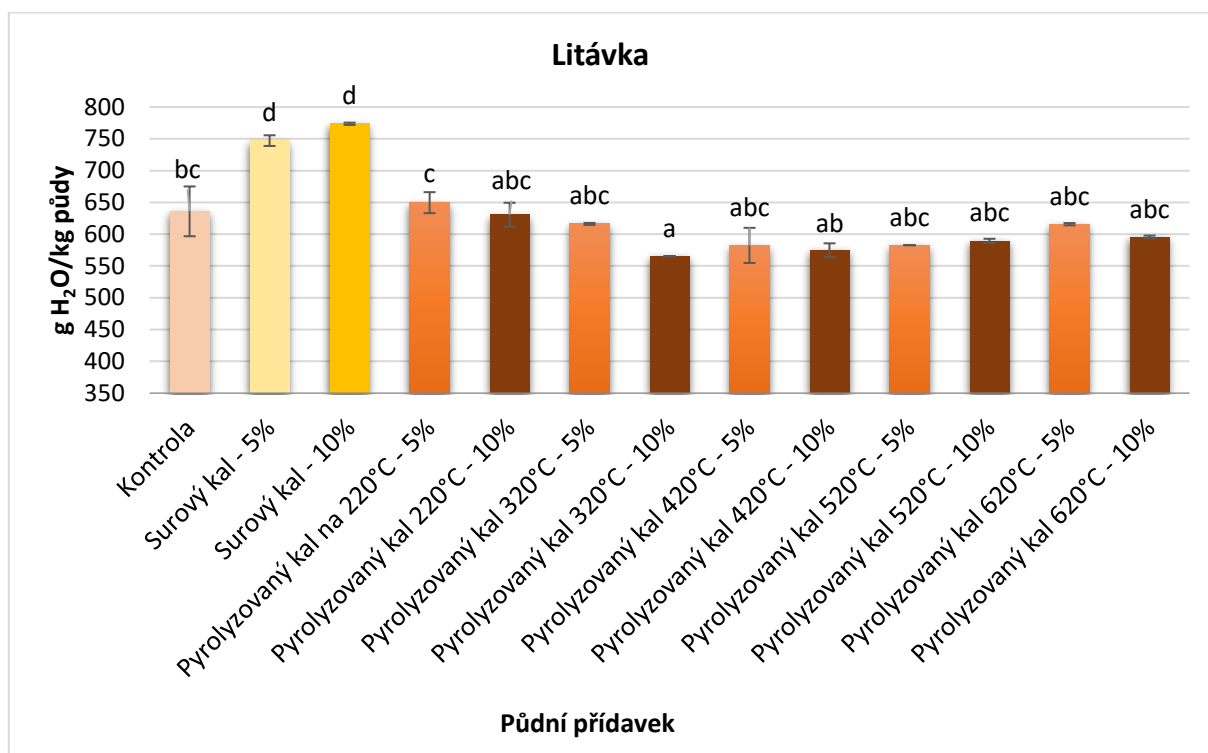
Pro výpočet průměrů, směrodatných odchylek a chyb byl použit program MS Excel 2016 (Microsoft). Analýza rozptylu (jednofaktorová) byla provedena pomocí programu STATISTICA (StatSoft, Tulsa USA) Tuckeyho HSD testem.

7 Výsledky

Podle uvedených hypotéz předpokládáme, že kontrolní vzorek půdy Litávka (Fluvizem) bude schopen zadržet menší množství vody než kontrolní vzorek půdy Suchdol (Černozem) z důvodu jejich odlišné zrnitosti a fyzikálně-chemických vlastností (viz. tabulky č.4 a č.5). Testované přídatky by měly zlepšit retenční schopnost obou půd.

7.1 Retence vody

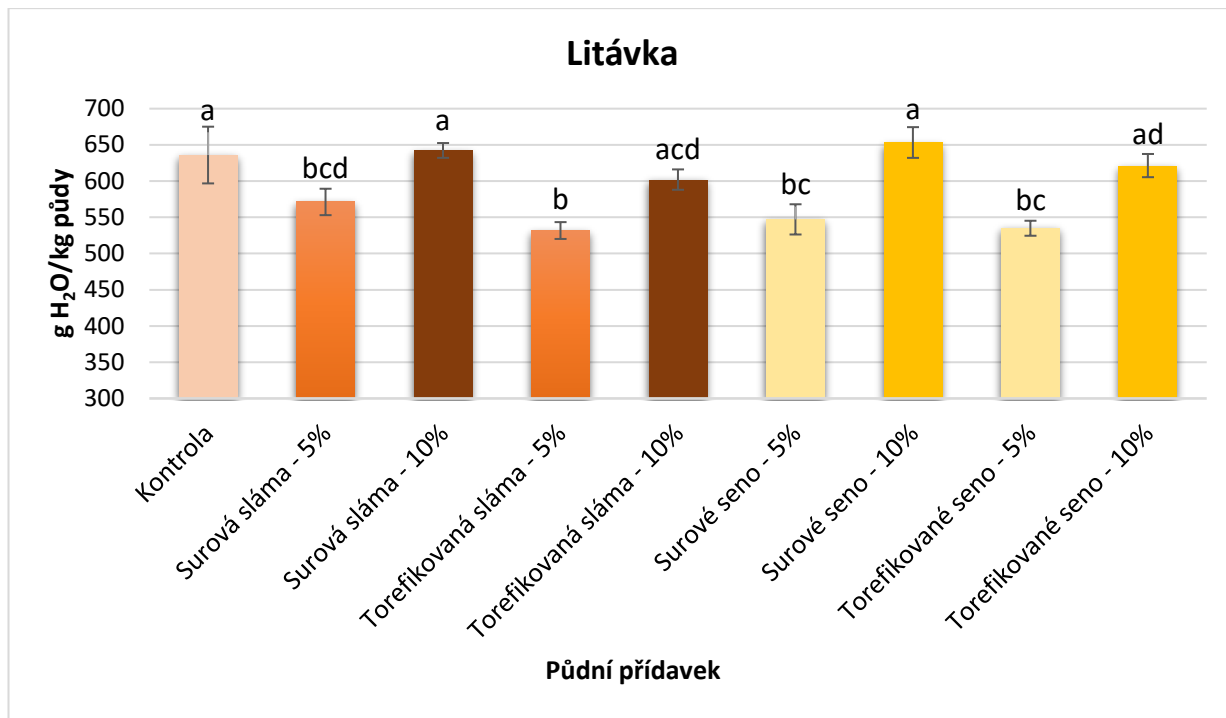
V grafech č. 4-7 je zobrazena retenční schopnost půdy Litávka (fluvisol) a Suchdol (černozem) po aplikaci půdních přídatků z čistírenského kalu, sena a slámy při různých dávkách.



Graf č.4: Schopnost půdy Litávka zadržet vodu po aplikaci půdních přídatků z čistírenského kalu. Rozdílná písmena naznačují významné rozdíly mezi vzorky ($P < 0,05$).

Z grafu č.4 je patrné, že největší retence vody bylo dosaženo po přidání surového kalu v 5% dávce (747 g H₂O/kg půdy) a v 10% dávce (774 g H₂O/kg půdy), tyto hodnoty jsou oproti samotnému vzorku půdy (636 g H₂O/kg půdy) statisticky prokazatelným zlepšením.

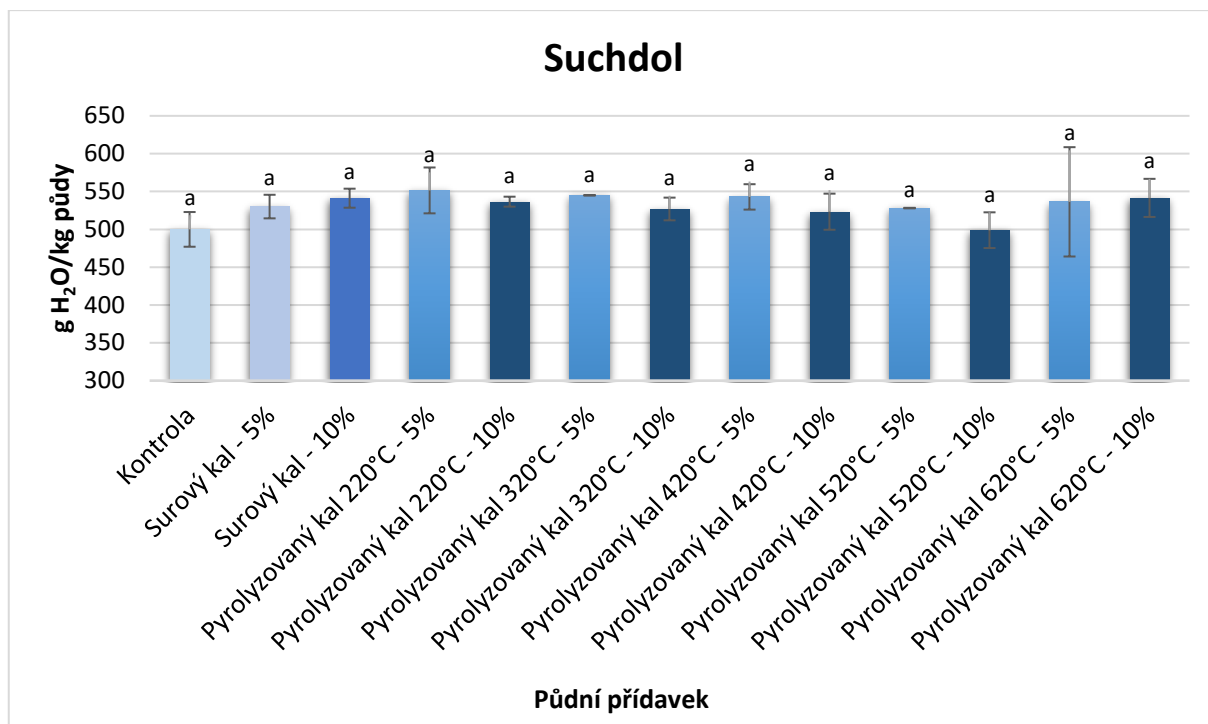
Po přidání dávek pyrolyzovaného kalu nebylo pozorováno statisticky významné zlepšení půdní schopnosti zadržet vodu. Naopak u dávek kalu pyrolyzovaného při teplotě vyšší než 220 °C došlo ke snížení této schopnosti. Nejnižší hodnota byla naměřena po přidání 10% dávky pyrolyzovaného kalu při teplotě 320 °C (565 g H₂O/kg půdy). Mezi teplotou pyrolýzy a velikostí dávky nebyl pozorován statisticky významný rozdíl.



Graf č.5: Schopnost půdy Litávka zadržet vodu po aplikaci půdní přídaveků ze sena a slámy. Rozdílná písmena naznačují významné rozdíly mezi vzorky ($P < 0,05$).

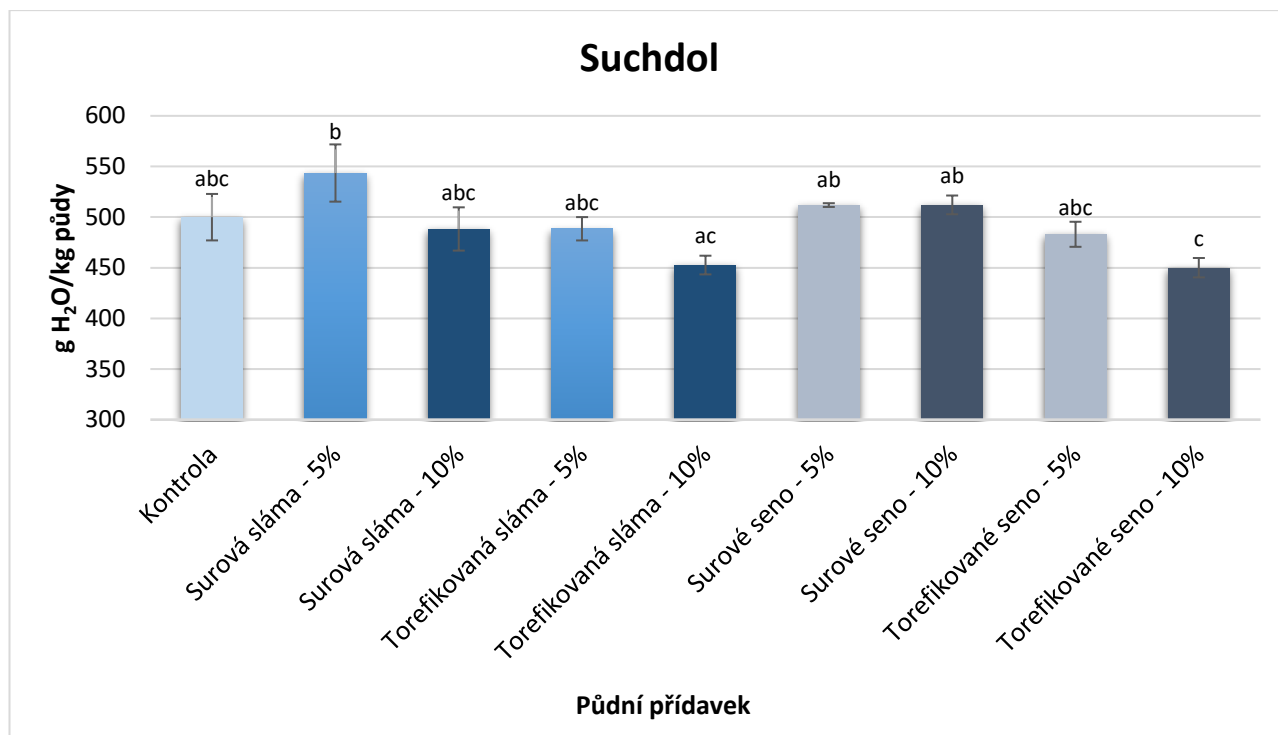
Z výsledků není patrné zlepšení retence vody po přidání přídavku sena a slámy v surové podobě ani v podobě biouhlu. Naopak zde můžeme pozorovat zhoršení retence vody po přidání 5 % dávek v obou formách. Ani 10% dávka nepřinesla zlepšení retence vody. Nejnížší hodnota byla naměřena u přídavku 5% dávky torefikované slámy (532 g H₂O/kg půdy) a nejvyšší hodnota byla naměřena u přídavku 10% dávky surového sena (653 g H₂O/kg půdy), avšak není zde pozorován statisticky významný rozdíl oproti samotnému vzorku půdy.

Na této půdě měla 10% dávka přídaveků podobnou schopnost retence vody jako půda samotná. Oproti tomu 5% dávky měly za účinek snížení této schopnosti.



Graf č.6: Schopnost půdy Suchdol zadržet vodu po aplikaci půdní přídavek z čistírenského kalu. Rozdílná písmena naznačují významné rozdíly mezi vzorky ($P < 0,05$).

Z výsledků je patrné, že po aplikaci každého z přídavek došlo ke zlepšení půdní retence vody, avšak bez statisticky významného rozdílu oproti samotné půdě. Vyjímkou byl přídavek 10% dávky pyrolyzovaného kalu při teplotě 520 °C, jehož hodnota (499 g H₂O/kg půdy) byla nižší než hodnota kontrolního vzorku půdy (500 g H₂O/kg půdy). Této přídavek nepřinesl na půdě Suchdol zlepšení retence vody. Nejvyšší hodnota byla naměřena po přidání 5% dávky pyrolyzovaného kalu (551 g H₂O/kg půdy) při teplotě 220 °C.

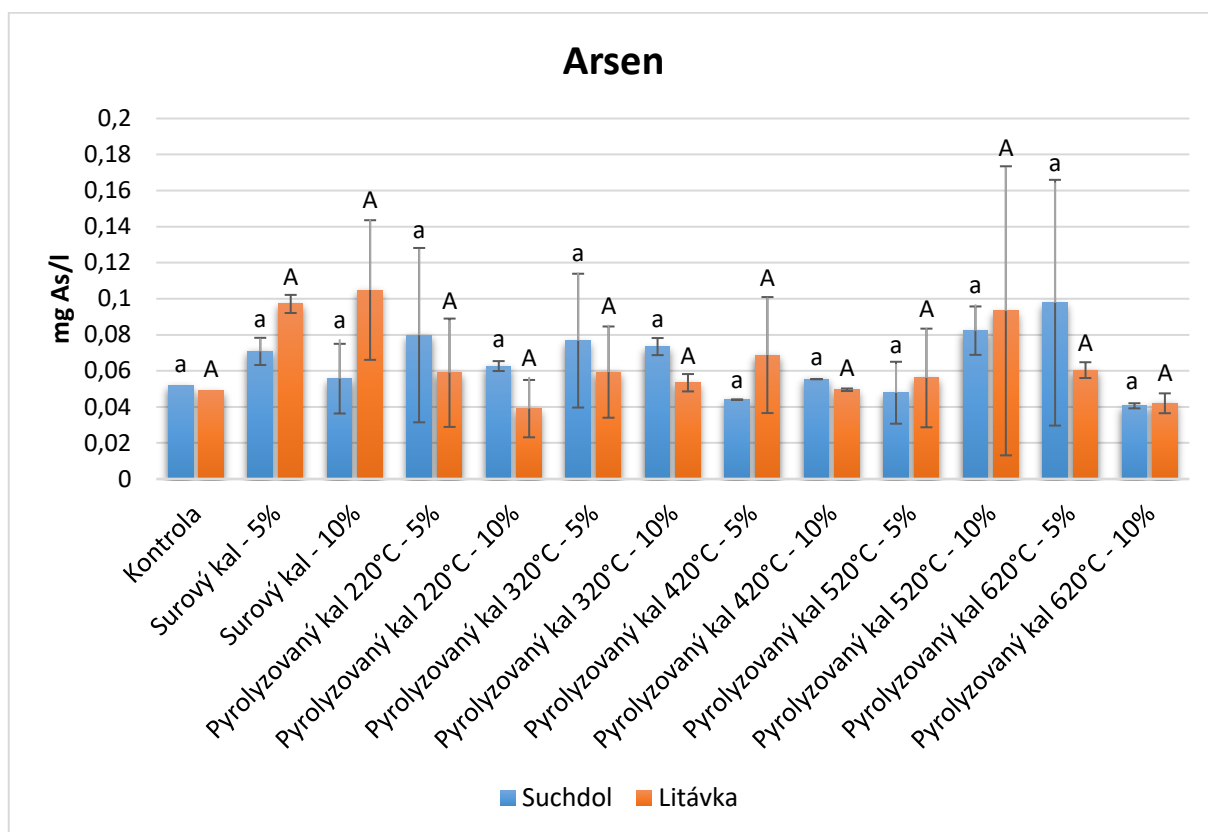


Graf č. 7: Schopnost půdy Suchdol zadržet vodu po aplikaci půdních přídatků ze sena a slámy. Rozdílná písmena naznačují významné rozdíly mezi vzorky ($P < 0,05$).

Z výsledků je patrné, že na této půdě měly 10% dávky přídatků slabší efekt než 5% dávky. Největší hodnoty retence vody dostáhla půda po přidávku 5 % surové slámy (544 g H₂O/kg půdy). V dalších případech nešlo o zlepšení této vlastnosti. 10% dávka torefikovaného sena a slámy tuto vlastnost ovlivnila spíše negativně. Nejnižší hodnota byla naměřena po přidání 10% dávek torefikované slámy (453 g H₂O/kg půdy) i sena (450 g H₂O/kg půdy).

7.2 Obsah prvků

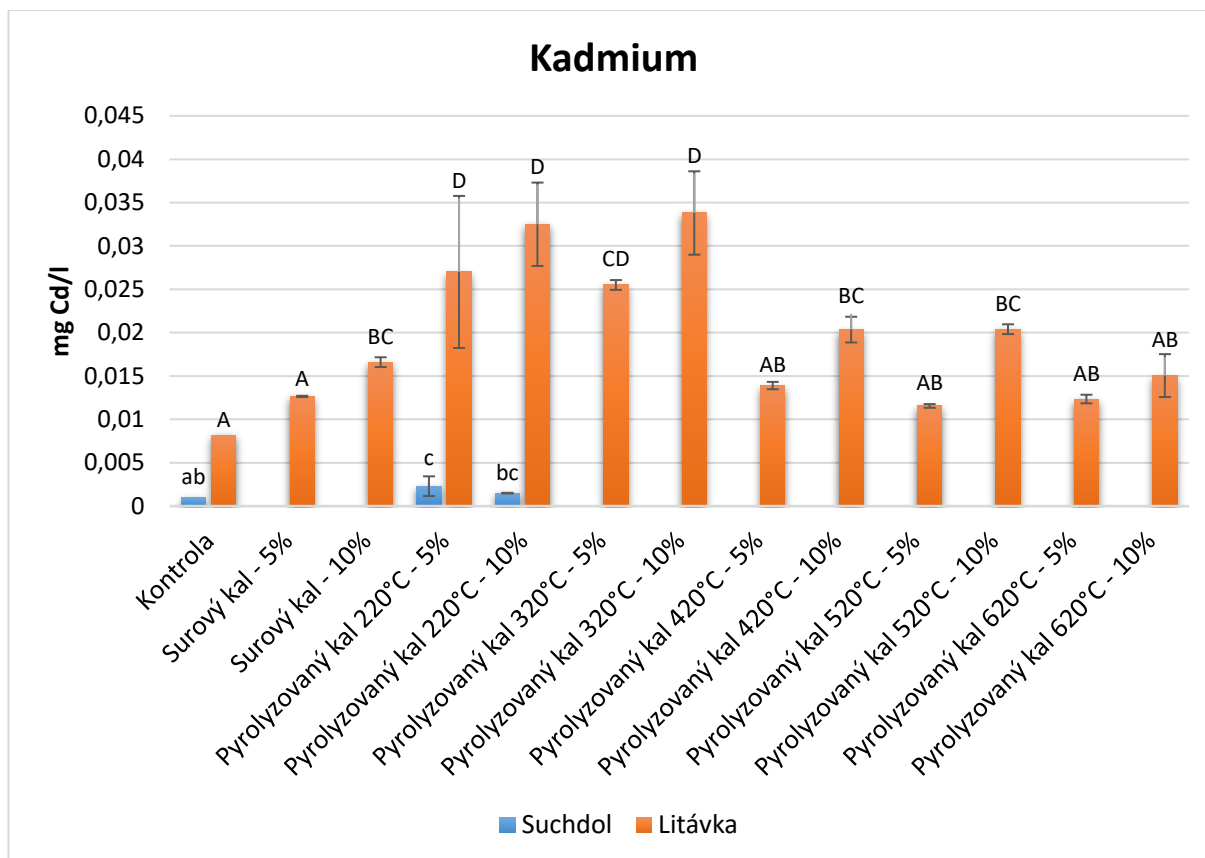
V grafech č.8-11 je zobrazen obsah vybraných rizikových prvků v perkolátech půd Litávka a Suchdol po aplikaci čistírenského kalu, torefikovaného sena a slámy při různých dávkách.



Graf č.8: Obsah arsenu v půdním roztoku. Rozdílná písmena naznačují významné rozdíly mezi vzorky ($P < 0,05$). Rozdíly mezi vzorky půdy Suchdol jsou reprezentovány malými písmeny, rozdíly mezi vzorky půdy Litávka jsou reprezentovány velkými písmeny.

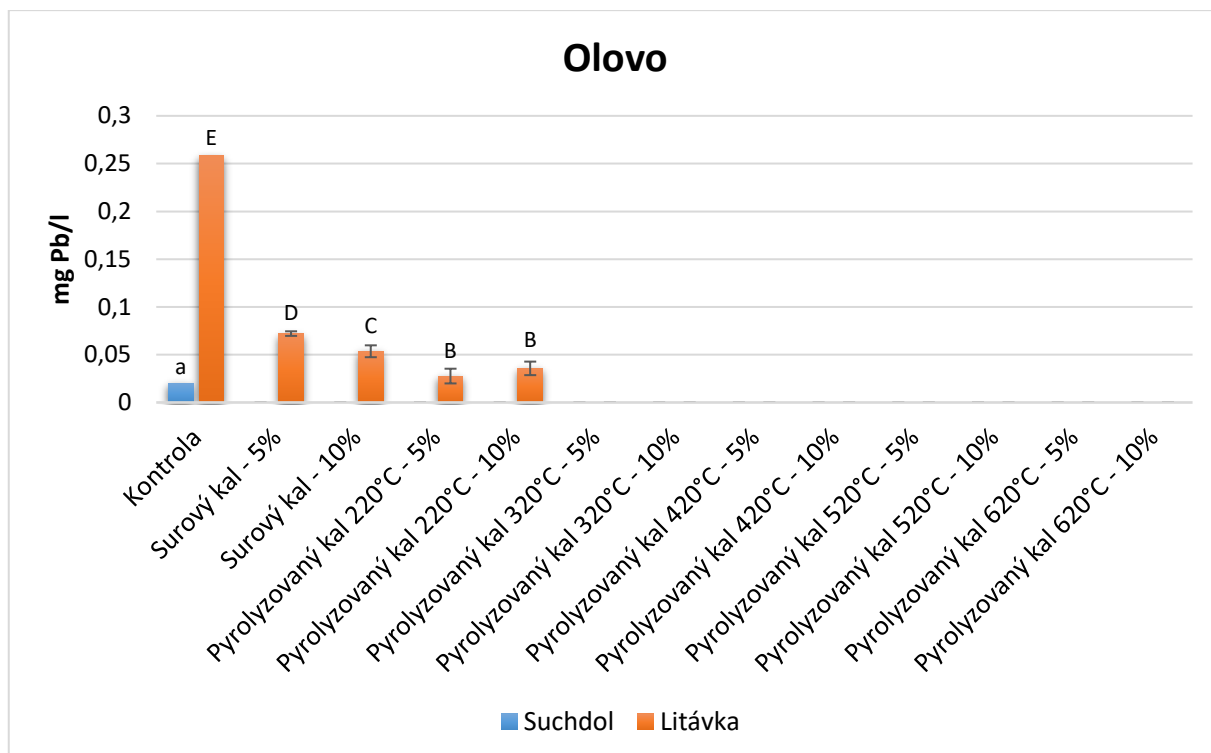
Obsah arsenu se ve vzorcích s půdou Litávka pohyboval přibližně mezi 0,04 mg/l až 0,10 mg/l. Největší hodnota arsenu byla naměřena u 10% dávky pyrolyzovaného kalu při 520 °C. Ve vzorcích s půdou Suchdol byly hodnoty arsenu naměřeny mezi 0,04 mg/l až 0,1 mg/l. Největší hodnota byla naměřena u 5% dávky pyrolyzovaného kalu při 620 °C.

Mezi výsledky jednotlivých vzorků neexistuje statisticky významný rozdíl v obsahu arsenu. Z grafu je ale patrné, že obsah arsenu byl téměř všemi dávkami kalu zvýšen oproti hodnotám samotných vzorků obou půd.



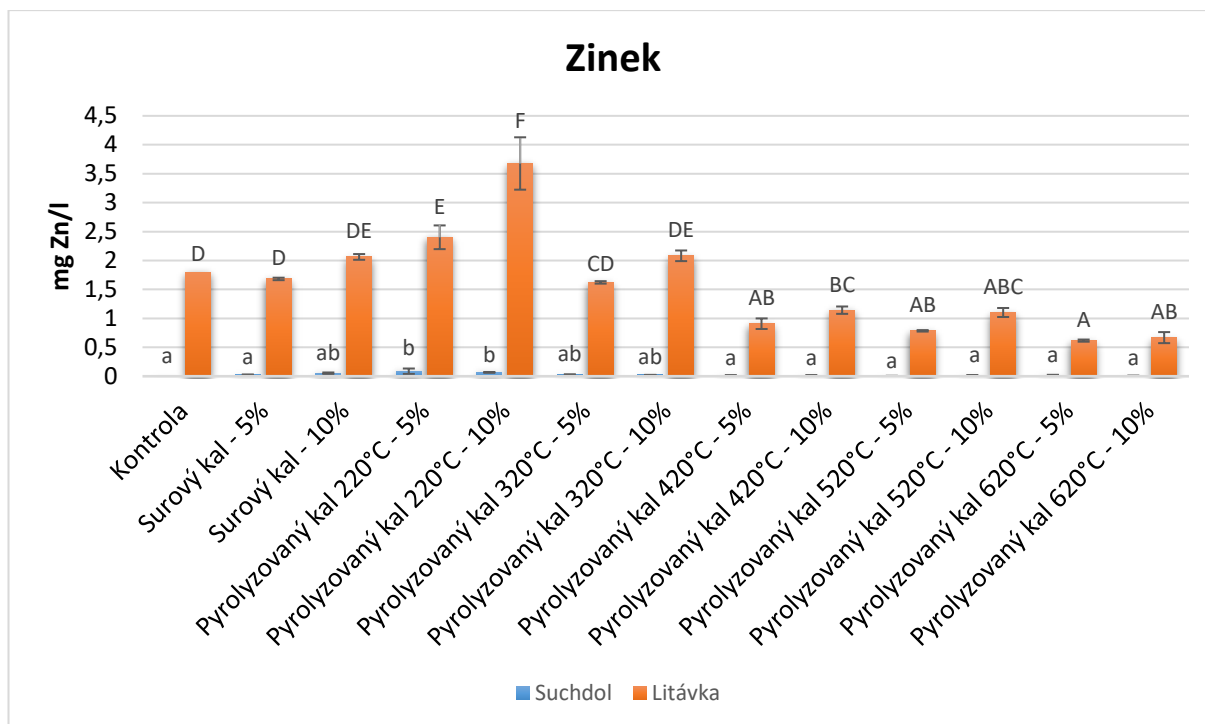
Graf č.9: Obsah kadmia v půdním roztoku. Rozdílná písmena naznačují významné rozdíly mezi vzorky ($P < 0,05$). Rozdíly mezi vzorky půdy Suchdol jsou reprezentovány malými písmeny, rozdíly mezi vzorky půdy Litávka jsou reprezentovány velkými písmeny.

Obsah kadmia u obou dávek v půdě Litávka lineárně rostl s přidavkem surového kalu. S přidavkem biouhlu z kalu pokračoval nárůst hodnot až k 10% dávce kalu při teplotě pyrolýzy 320 °C, kde byla naměřena největší hodnota. Od tohoto bodu je patrný klesající trend, který ale naznačuje, že u větších dávek biouhlu klesal obsah kadmia v půdním roztoku pomaleji než u dávek nižších. V půdě Suchdol byly měřitelné hodnoty kadmia pouze u 5% a 10% dávky pyrolyzovaného kalu při 220 °C. Nižší dávka přinesla oproti samotnému vzorku půdy statistický významný nárůst. Patrný klesající trend v obsahu fosforu v souvislosti se stoupající teplotou pyrolýzy.



Graf č.10: Obsah olova v půdním roztoku. Rozdílná písmena naznačují významné rozdíly mezi vzorky ($P < 0,05$). Rozdíly mezi vzorky půdy Suchdol jsou reprezentovány malými písmeny, rozdíly mezi vzorky půdy Litávka jsou reprezentovány velkými písmeny.

V Suchdolské půdě s přidavkem biouhlu z čistírenského kalu nebo surového kalu nebylo naměřeno v žádném ze vzorků patrné množství olova. V půdě z okolí Litávky s přidavkem biouhlu byl podobně jako u fosforu pozorován klesající trend v obsahu olova s rostoucí teplotou pyrolýzy. Nejvyšší hodnoty byly naměřeny po přidání 5% dávky surového kalu a 10% dávky kalu pyrolyzovaného při 220 °C. Naopak u pyrolyzovaného kalu při 220 °C měla 10% dávka větší obsah olova v půdním roztoku než 5% dávka ale bez statisticky významného rozdílu.



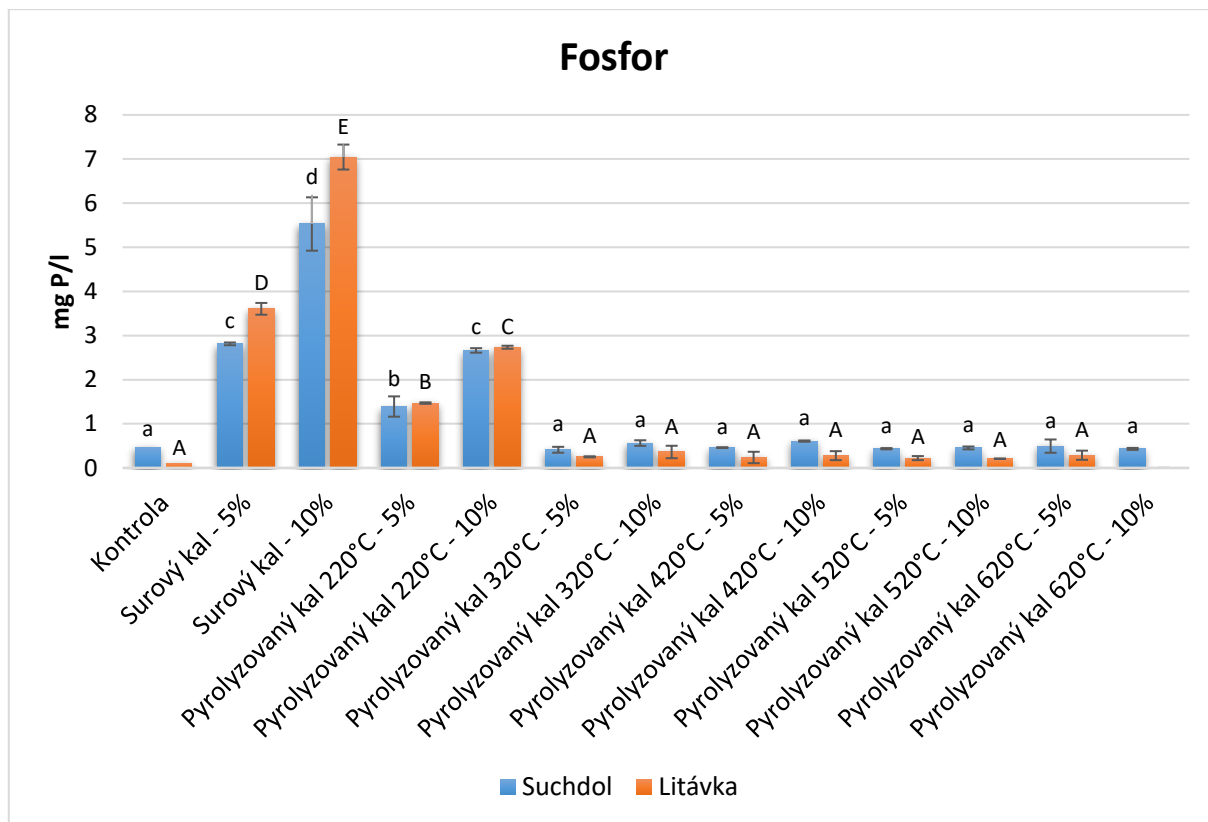
Graf č.11: Obsah zinku v půdním roztoku. Rozdílná písmena naznačují významné rozdíly mezi vzorky ($P < 0,05$). Rozdíly mezi vzorky půdy Suchdol jsou reprezentovány malými písmeny, rozdíly mezi vzorky půdy Litávka jsou reprezentovány velkými písmeny.

Samotný vzorek půdy Suchdol neobsahoval zinek v půdním roztoku. S přidavkem biouhlu z čistírenského kalu se obsah zinku v žádném vzorku výrazně nezvyšoval. Jeho hodnoty se pohybovaly pod 0,1 mg/l a nebyl zde zjištěn statistický rozdíl.

V samotném vzorku půdy Litávka byl změřen obsah zinku 1,8 mg/l. Ve vzorcích s půdou Litávka byla naměřena nejvyšší hodnota u 10% dávky pyrolyzovaného kalu při 220 °C. Z výsledků lze pozorovat statisticky významný rozdíl mezi 5% a 10% dávkou u pyrolyzovaného kalu při 220 °C a 320 °C. U ostatních vzorků nebyl tento rozdíl pozorován. Z grafu je patrné, že vyšší hodnoty byly dosaženy vždy u vyšších dávek.

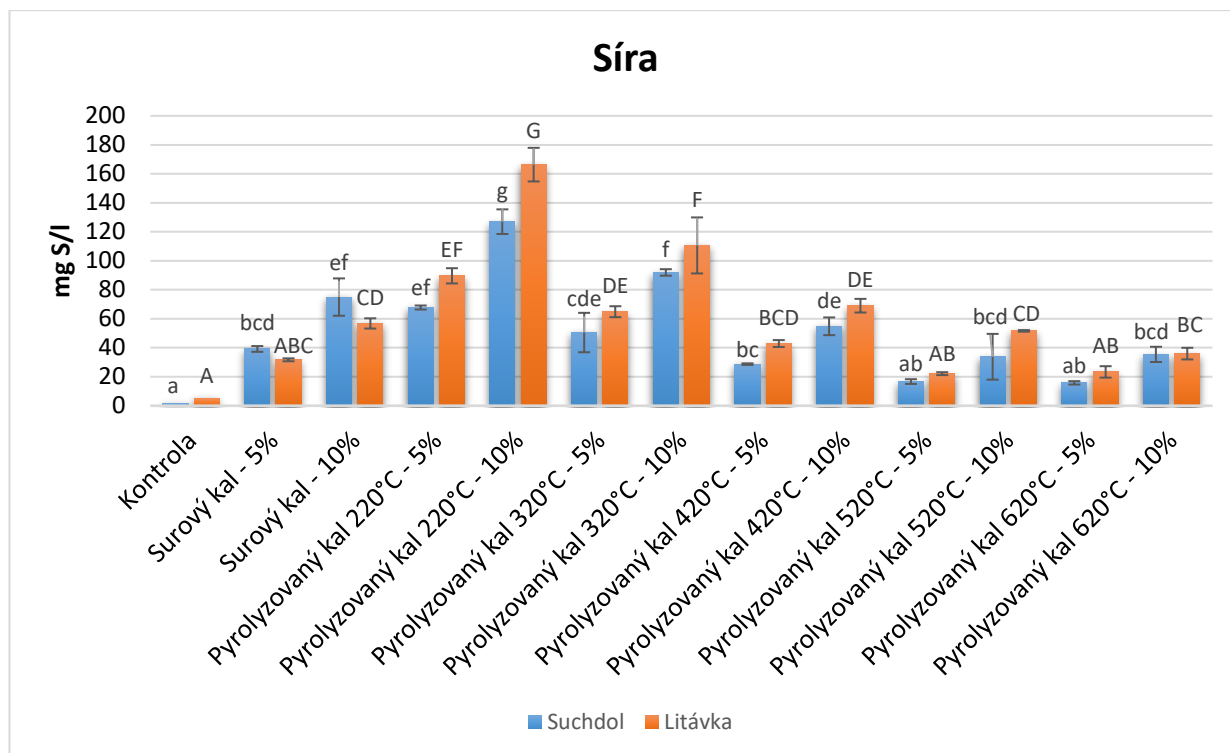
7.3 Obsah živin

V grafech č.12-13 je zobrazen obsah živin v perkolátech půd Litávka a Suchdol po aplikaci čistírenského kalu, torefikovaného sena a slámy při různých dávkách.



Graf č.12: Obsah fosforu v půdním roztoku. Rozdílná písmena naznačují významné rozdíly mezi vzorky ($P < 0,05$). Rozdíly mezi vzorky půdy Suchdol jsou reprezentovány malými písmeny, rozdíly mezi vzorky půdy Litávka jsou reprezentovány velkými písmeny.

Čistírenský kal bývá poměrně bohatý na fosfor, proto největší hodnoty byly pozorovány po přidání 10% dávky surového kalu. U vzorků se surovým kalem je prokazatelný statistický rozdíl mezi 5% a 10% dávkou. U vzorků obou půd je rozdíl mezi dávkami téměř dvojnásobný, avšak půdní roztoky z půdy Litávka mají větší obsah fosforu. Vzorky s pyrolyzovaným kalem při 220 °C vykazují obdobné výsledky jako surový kal tj. dvojnásobný obsah fosforu u vyšší dávky ale s nižšími hodnotami než surový kal. U vzorků s teplotou pyrolýzy od 320-620 °C se hodnoty fosforu pohybovaly v rozmezí hodnot jako kontrolní vzorky půdy bez přísadků. Z grafu není znatelný statisticky významný rozdíl mezi dávkami a obsahem fosforu v půdním roztoku. Je zde patrný klesající trend v obsahu fosforu v souvislosti se stoupající teplotou pyrolýzy.

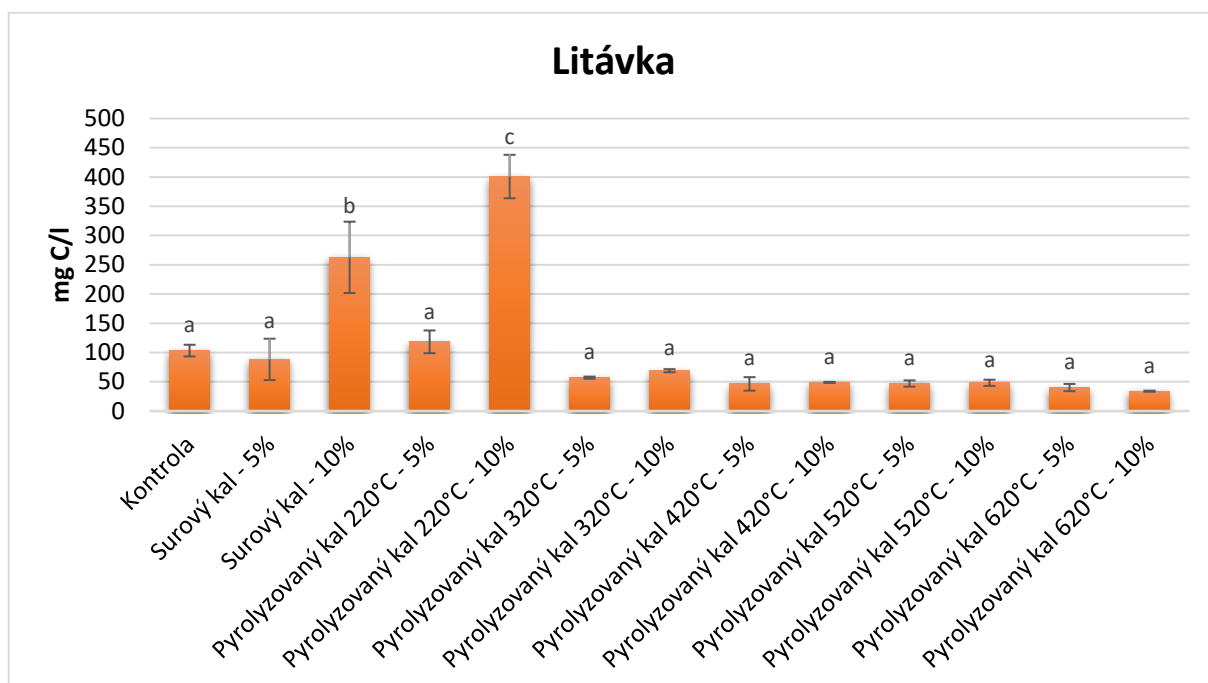


Graf č.13: Obsah síry v půdním roztoku. Rozdílná písmena naznačují významné rozdíly mezi vzorky ($P < 0,05$). Rozdíly mezi vzorky půdy Suchdol jsou reprezentovány malými písmeny, rozdíly mezi vzorky půdy Litávka jsou reprezentovány velkými písmeny.

U obou vzorků půd rostl obsah síry ve výluhu s každým přidavkem v obou dávkách oproti samotným půdním vzorkům. Nejvyšší hodnoty byly opět naměřeny u 10% dávky pyrolyzovaného kalu při 220 °C u obou půd. Z grafu je patrné, že při větších dávkách byly naměřeny vyšší hodnoty, ale statisticky významný rozdíl byl zjištěn jen mezi 5% a 10% dávkou biouhlu z kalu při 220 °C u a 5% a 10% dávky surového kalu na půdě Suchdol. Na půdě Litávka byl statisticky významný rozdíl pozorován mezi 5% a 10% dávkou biouhlu z kalu vyrobeného při teplotě 320 °C.

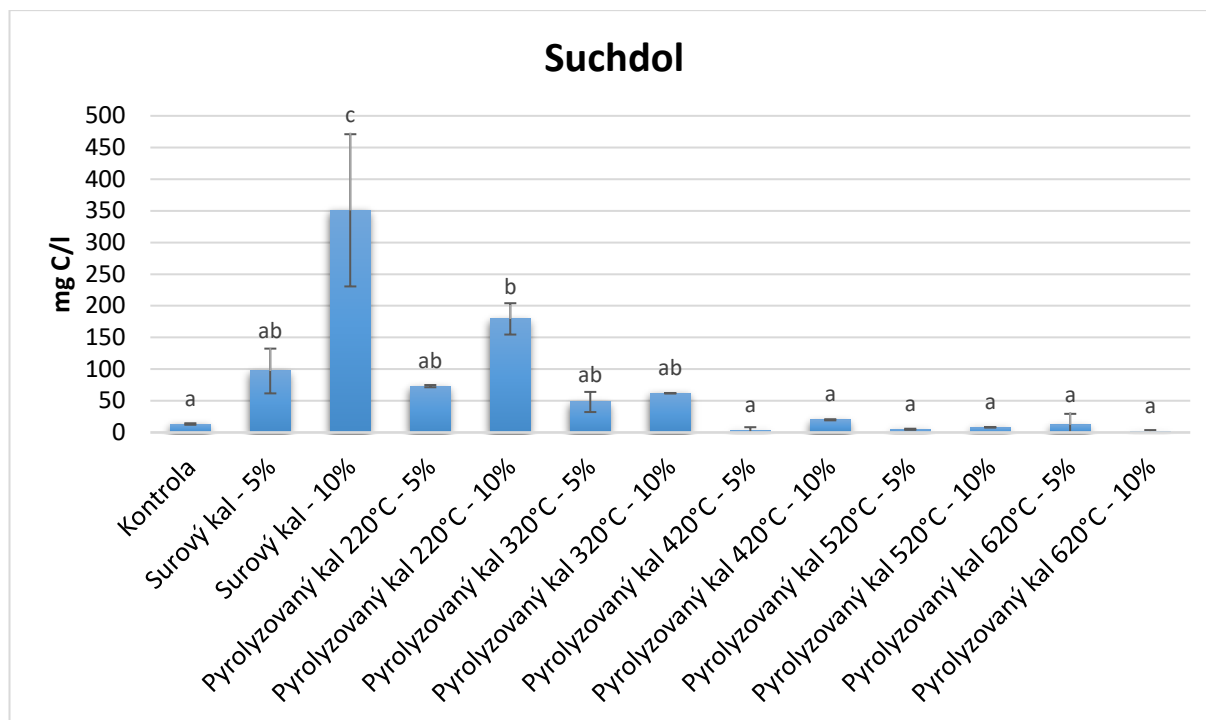
7.4 Výsledky stanovení organického uhlíku v perkolátech

V grafech č.14 a 15 jsou zobrazena stanovená množství organického uhlíku v perkolátech půd Litávka a Suchdol po aplikaci půdních přídatků z čistírenského kalu, sena a slámy při různých dávkách.



Graf č.14: Množství vyluhovaného uhlíku v půdě Litávka. Rozdílná písmena naznačují významné rozdíly mezi vzorky ($P < 0,05$). Rozdíly mezi vzorky půdy Suchdol jsou reprezentovány malými písmeny, rozdíly mezi vzorky půdy Litávka jsou reprezentovány velkými písmeny.

Z grafu je patrné, že 5% dávka surového kalu nezvýšila výluh oproti kontrolnímu vzorku (103 mg C/l). Naopak 10% dávka surového kalu zvýšila výluh až na hodnotu 263 mg C/l. Největší množství vyluhovaného uhlíku bylo zjištěno u 10% dávky pyrolyzovaného kalu při teplotě 220 °C (401 mg C/l), což je téměř čtyřnásobné zvýšení vyluhu uhlíku oproti samotné půdě. U vzorků s teplotou pyrolýzy vyšší než 320 °C je patrný klesající trend vyluhu uhlíku, avšak ne statisticky významný.

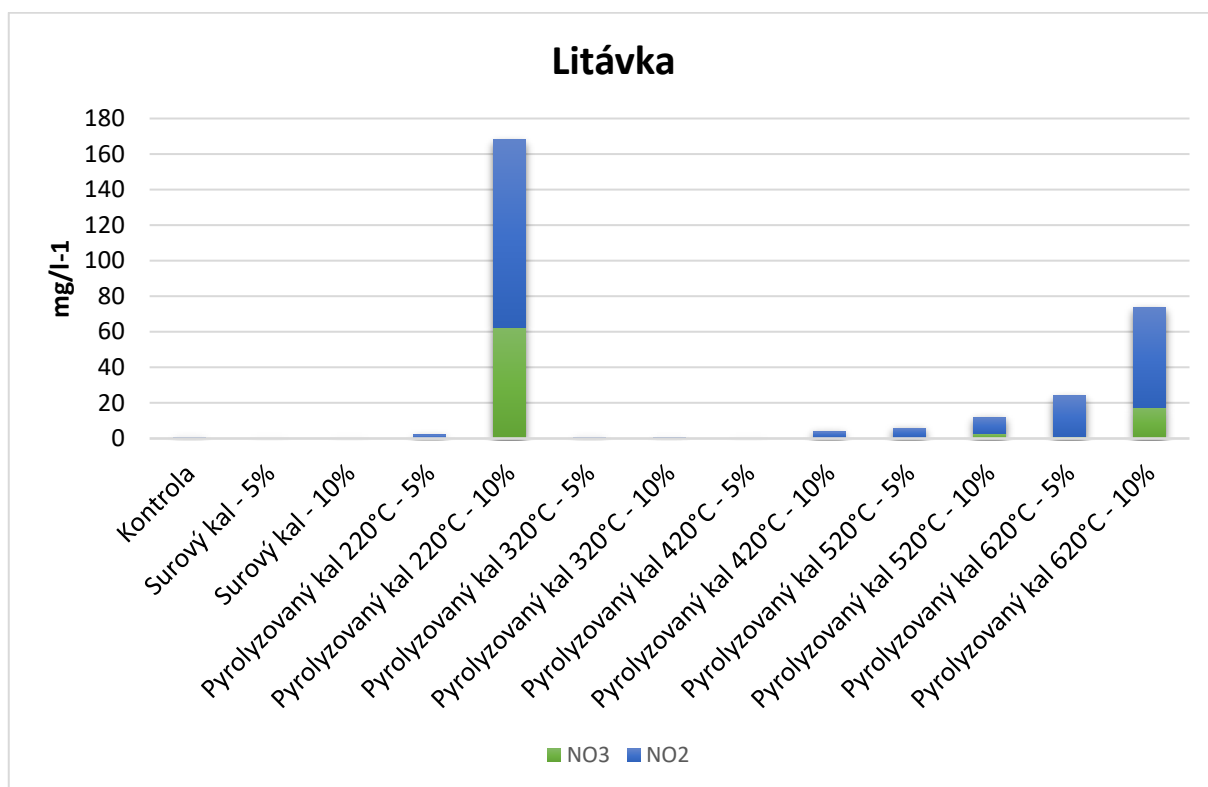


Graf č.15: Množství vyluhovaného uhlíku v půdě Suchdol. Rozdílná písmena naznačují významné rozdíly mezi vzorky ($P < 0,05$). Rozdíly mezi vzorky půdy Suchdol jsou reprezentovány malými písmeny, rozdíly mezi vzorky půdy Litávka jsou reprezentovány velkými písmeny.

Množství vyluhovaného uhlíku v kontrolním vzorku půdy Suchdol bylo 13 mg C/l. Po přidání 5% dávky surového kalu vzrostl výluh uhlíku až na hodnotu 97 mg C/l a po aplikaci 10% dávky vzrostla hodnota až na 350 mg C/l. Další statisticky významné zvýšení výluhu přinesla 10% dávka pyrolyzovaného kalu při 220 °C (179 mg C/l). Ostatní vzorky nepřinesly statisticky významné rozdíly oproti kontrolnímu vzorku půdy.

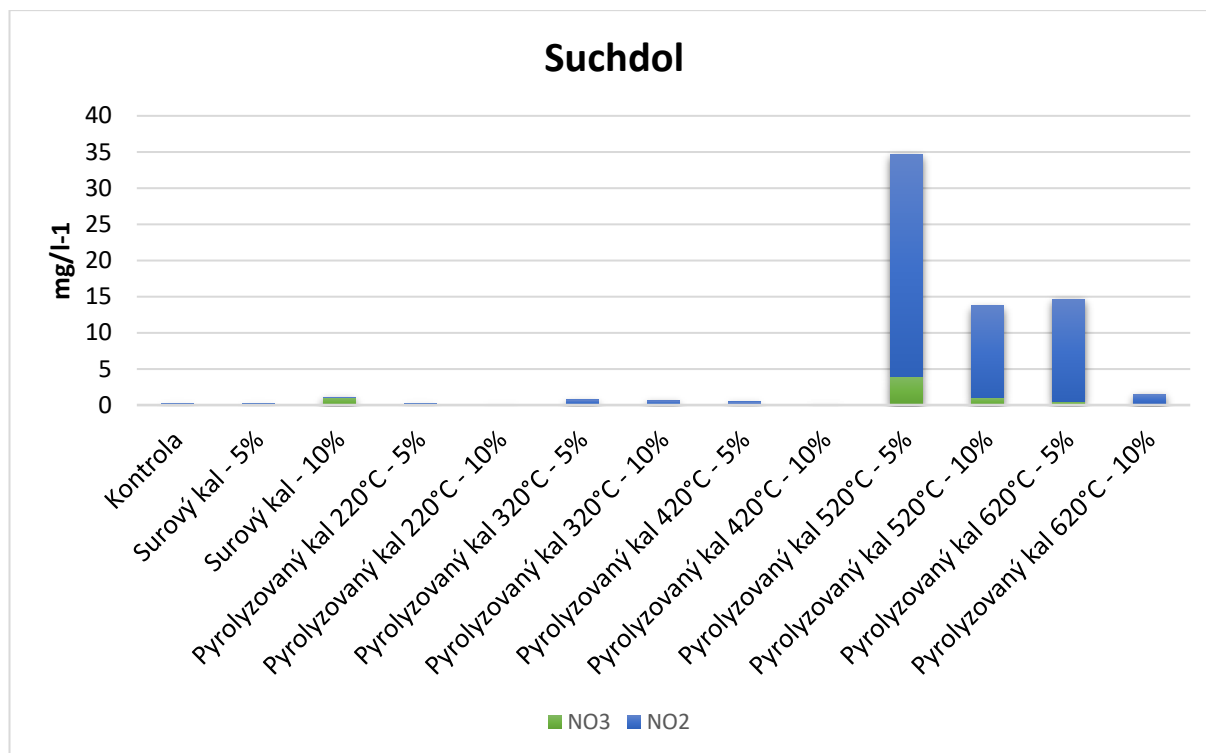
7.5 Obsah dusitanů a dusičnanů v perkolátech

V grafech č.16 a 17 jsou zobrazeny obsahy dusitanů a dusičnanů v perkolátech půd Litávka a Suchdol po aplikaci půdních přísadků z čistírenského kalu, sena a slámy při různých dávkách.



Graf č.16: Obsah dusitanů a dusičnanů v perkolátech půdy Litávka.

U půdy Litávka bylo naměřeno větší množství dusitanů než dusičnanů. Největší hodnoty dusitanů i dusičnanů byly naměřeny ve vzorku s 10% dávkou pyrolyzovaného kalu při teplotě 220 °C. Zřetelné hodnoty dusičnanů byly naměřeny jen u vzorků biouhlu z čistírenského kalu ve vyšší dávce při teplotách 220 °C, 520 °C a 620 °C. U dusitanů je patrný stoupající trend až od přidání 10 % dávky pyrolyzovaného kalu při teplotě 420 °C. V tomto trendu je znatelné, že aplikace vyšší dávky dosáhla vyšších hodnot. Hodnoty dusitanů i dusičnanů byly u samotného vzorku půdy minimální.



Graf č.17: Obsah dusitanů a dusičnanů v perkolátech půdy Suchdol.

U půdy Suchdol byla největší hodnota neměřena u pyrolyzovaného kalu při teplotě 520 °C. Také v půdě Suchdol bylo naměřeno větší množství dusitanů než dusičnanů a také v samotném vzorku půdy byl jejich obsah minimální. Od 5% dávky biouhlu z čistírenského kalu při teplotě 520 °C je patrný pokles v obsahu dusitanů, což je opačný trend než u půdy Litávka. Také obsah dusičnanů od této teploty lineárně klesal.

8 Diskuze

V této práci byl v laboratorních experimentech zkoumán vliv aplikace biouhlu na půdní schopnost zadržovat prvky a vodu. V experimentu s půdními sloupci byly použity dva typy půd s rozdílnou zrnitostí, písčítá půda Litávka a písčitohlinitá půda Suchdol. Uvedené výsledky ukazují potenciál použitých materiálů ke zlepšení retence vody a vybraných prvků v půdě. Dále byl v experimentu sledován transport rizikových prvků a živin půdním profilem. Byl zkoumán půdní výluh po aplikaci 5% a 10% dávky surového sena, slámy, čistírenského kalu a biouhlů z těchto materiálů (parametry použitých materiálů viz. tabulky č.6, č.7 a č.8). V odebraných perkolátech byl dále zkoumán také obsah organického uhlíku a obsah dusitanů a dusičnanů.

8.1 Retence vody

Oproti předpokladu byl kontrolní vzorek půdy Litávka schopen zadržet větší množství vody (636 g H₂O/kg půdy) než vzorek půdy Suchdol (500 g H₂O/kg půdy), to bylo zapříčiněno větším obsahem celkového organického uhlíku v půdě Litávka (viz. tabulka č.4 a č.5).

Použité materiály byly aplikovány do půd v 5% a 10% dávkách. Z výsledků je patrné, že k větší retenci vody došlo u obou vzorků půd po přidání 5% dávky biouhlu z čistírenského kalu vyrobeného při teplotě 220 °C a s rostoucí teplotou přidaného biouhlu se retence vody kolísavě snižovala. Tento klesající trend není v souladu s výzkumem Mukherjee a Lal (2020), kteří tvrdí, že čím vyšší je teplota pyrolýzy, tím vyšší je objemová hustota a kapacita zadržení vody biouhlu. Potvrzuje se tedy, že teplota a délka pyrolýzy jsou důležité faktory pro výrobu biouhlu z jakéhokoliv materiálu.

Aplikace surového kalu přinesla v obou dávkách na obou půdách patrné zlepšení retence vody a zároveň zde byly naměřeny významné hodnoty v obsahu organického uhlíku. Podobný efekt měl přídavek biouhlu vyrobený při nejnižší sledované teplotě tj. 220 °C. Je to z důvodu nízké teploty pyrolýzy, a tedy většího obsahu pevné frakce a organické hmoty, která je schopná vodu v půdě sorbovat. Na druhou stranu přídavek surového sena a slámy, u kterých je vysoký obsah organické hmoty předpokladem, na půdě Litávka takový efekt nepřinesl. U půdy Suchdol sice přinesla 5% dávka surové slámy a obě dávky surového sena mírné zlepšení ale ne statisticky významné. Co se týče přídavku torefikovaného sena a slámy, ty nepřinesly očekávané zlepšení ani na jedné z půd.

Podle studie Chan et al. (2007) a Asai et al. (2009) biouhel z rostlinného odpadu a posklizňových zbytků rýže ovlivnil fyzikální vlastnosti půdy včetně zvýšení půdní zadržovací schopnosti vody po přídavku 5% a 10% dávky. Toto tvrzení potvrzuje studie Case et al. (2012) a dále uvádí, že také biouhel ze tvrdého dřeva ve stejných dávkách zvyšuje půdní retenci vody. Z výsledků ale vyplývá, že retenční schopnost písčité půdy lze zlepšit především přídavkem surového kalu v 10% dávce. Přídavek biouhlu z čistírenského kalu nemá lepší výsledky ani po aplikaci vyšší dávky. Jeho aplikace na půdu naopak přinesla snížení schopnosti zadržet vodu. Přídavek surové kalu i biouhlu z něj přinesl na písčitohlinité půdě zlepšení, avšak ne statisticky významné a ani surový a torefikovaný rostlinný odpad u této půdy nepřinesl významné zlepšení. Ulyett et al. (2014) testovali biouhel z mixu různých druhů dřeva vyrobený při teplotách 400-600 °C, na dvou písčitohlinitých půdách z hlediska retence vody. Jejich výsledky ukazují snížení objemové hustoty a zvýšení retenční kapacity půd, která lze vysvětlit pórovitostí

biouhlu, která zvyšuje celkovou retenci vody. Výsledky Wang et al. (2019) naznačují, že biouhel může mít omezený vliv na zadržování vody v půdě, když je objem pórů biouhlu nízký. Al-Wabel et al. (2013) uvádí, že s rostoucí teplotou pyrolýzy roste pórovitost biouhlu viz. rešerše, což je spojeno s jeho vysokou povrchovou plochou, díky které je schopen absorbovat vodu během její infiltrace do půdy (Uzoma et al. 2011b).

Použití biouhlu je udržitelnou možností, jak zajistit dlouhodobé zlepšení úrodnosti půdy (Lehmann 2003) zejména v písčitých půdách, na kterých zemědělství trpí kvůli nízké kapacitě zadržování vody a vysokému výluhu živin (Uzoma et al. 2011a). Oproti těmto očekáváním na půdě Litávka nedošlo k významnému zlepšení retence vody po přidání testovaných biouhlů.

Díky své schopnosti zadržet živiny a zlepšit schopnost zadržování vody v půdě, lze aplikaci biouhlu do půdy použít k překonání těchto limitujících faktorů. Pozitivní účinky biouhlu právě na písčitých půdách potvrzuje dále také práce Basso et al. (2013). Castelini et al. (2015) uvádějí podobné zlepšení také u těžších jílovitých půd. Získané výsledky ale ukazují opak. Důvodem nepatrného nebo žádného zlepšení by mohla být poměrně vysoká počáteční hodnota retence vody u testované půdy Litávka, která již dosáhla maximální hodnoty. Do budoucna by mohlo být uvažováno upravení dávkování pro dosažení lepšího efektu.

Podle Obia et al. (2016), kteří vyráběli biouhel z rýžových slupek a kukuřičných klasů při teplotě okolo 350 °C a Sun a Lu (2014), kteří vyráběli biouhel ze slámy, dřevní štěpky a čistírenského kalu, zlepšuje přídavek biouhlu infiltraci a zadržování vody zejména v hrubozrnných půdách a také v půdách s velkou pórositou.

Pro porovnání s jinými půdními přísadkami můžeme zmínit například aplikaci kompostu. Výsledky studie Paradelo et al. (2019) ukázaly, zvýšení půdní retenční schopnosti po přidání zkompostovaného čistírenského kalu na hlinitých půdách.

8.2 Obsah vybraných rizikových prvků v půdním roztoku

Mezi nejčastěji a nejdéle působící kontaminanty na životní prostředí patří rizikové prvky pocházející z antropogenní činnosti. Významné množství kontaminantů pochází ze zemědělství, které s sebou přináší mnoho problémů. Například aplikace hnoje způsobuje vysoké riziko výluhu dusíku a fosforu, které mohou představovat ohrožení vodních toků. Aplikace surového čistírenského kalu zase hrozí nebezpečím nadměrné hladiny těžkých kovů, proto je jeho využití na zemědělské půdě vázáno zákonem o odpadech, zákonem o hnojivech a vyhláškou MŽP o podmínkách použití upravených kalů na zemědělské půdě. Z tohoto důvodu je nutné ho před jeho použitím upravit. Ve srovnání se surovým čistírenským kalem, může pyrolýza snížit množství těžkých kovů dostupných rostlině, mobilních forem těžkých kovů a riziko vyluhování těžkých kovů (Mendez et al. 2012). Zde je ale potřeba zdůraznit, že zjištěné množství prvků neodpovídá množství prvků, které je přístupné pro rostliny.

Z hlediska ekotoxikologie (Pavlíková et al. 2008) patří mezi rizikové prvky mimo jiné také zinek, kadmium, olovo a arsen, jejichž hodnoty byly měřeny v rámci experimentu (viz. kapitola Výsledky). Toxicita a rizikovost každého prvku závisí na jeho formě a mobilitě. Kovy a polokovy se do ekosystémů dostávají v souvislosti s rozvojem a produkcí moderní techniky. Na rozdíl od organických látek nejsou degradabilní, a tak dochází k jejich akumulaci v životním prostředí. Lokalita Litávka je zatížena obsahem kadmia, olova a zinku v okolí vodního toku právě v důsledku průmyslové činnosti.

S rostoucí teplotou pyrolýzy roste obsah uhlíku a popela Chen et al. (2008). Zhao et al. (2017) vysvětlují nárůst obsahu prvků (Mg, Ca, K a P) s rostoucí teplotou pyrolýzy vlivem vzniku většího podílu popela. U prvků (As, Cd, S, P, Pb, Zn) testovaných v této práci, se naopak s rostoucí teplotou pyrolýzy obsah prvků snižoval. Opačný výsledek mohl být způsoben použitím biouhlu z rozdílných materiálů s odlišnými vlastnostmi.

Protože čistírenské kaly obecně obsahují velké množství těžkých kovů, je pyrolýza jedna z možností, jak jejich množství před aplikací do půdy snížit. Bohužel výsledky ukazují, že s vyšší teplotou klesá také obsah fosforu, který je v čistírenských kalech ve velkém množství, a který je důležitý pro růst a rostlin. Novák et al. (2009) tvrdí, že biouhly vyrobené při vyšší teplotě (500 °C) spíše zlepší fyzikální vlastnosti půdy díky většímu povrchu, pH a obsahu popela. Zatím co biouhel vyrobený při teplotě nižší než 500 °C přispěje více ke změnám stavu živin.

Al-Wabel et al. (2013) testovali biouhel vyrobený ze dřeva strbouleně. S rostoucí teplotou pyrolýzy od 220-800 °C zaznamenali nárůst obsahu uhlíku, dusíku, vápníku, hořčíku, draslíku a fosforu. To bylo způsobeno vysokým obsahem těchto prvků v původní surovině. Tyto prvky zároveň nemusí být ztraceny volatilizací Novák et al. (2009), protože s rostoucí teplotou roste zároveň množství popelovin. Zvýšení obsahu alkalických prvků by mohlo být zodpovědné za účinky vápnění způsobené biouhlem pyrolyzovaným při vysokých teplotách.

8.2.1 Arsen

Vithanage et al. (2017) tvrdí, že v závislosti na teplotě pyrolýzy může být biouhel využit jako vhodný adsorbent pro arsen. Podle studie Namgay et al. (2010) přidavek biouhlu ze dřeva do půd kontaminovaných arsenem jen zvýší jeho mobilitu a biodostupnost. Také studie Beesley et al. (2014) potvrzuje riziko zvýšení vyluhovatelnosti arsenu po přidání dřevního biouhlu v kombinaci s kompostem, díky zvýšení obsahu rozpuštěného organického uhlíku. Sorpce arsenu je účinnější u biouhlů pyrolyzovaných při nižších teplotách (do 400 °C). Z toho vyplývá, že do budoucna by pro sanaci arsenu měly být používány jen některé typy biouhlů (Beesley et al. 2013).

Rostlinami je arsen přijímán v závislosti na jeho formě, nejvíce přijímán je jako arsenitan, který je pro rostliny toxickejší. V přírodě se vyskytuje většinou v sulfidech, což potvrzují také výsledky. Z hlediska znečištění prostředí jde o významný polutant, který vstupuje do všech složek životního prostředí (Komínková 2011).

Přídavek surového i pyrolyzovaného kalu na půdě Litávka zvýšil vyluhovatelnost arsenu. V případě surového kalu více než o dvojnásobek oproti samotnému vzorku půdy. Na půdě Suchdol nebyl nárůst tak prudký. Ani pyrolýza kalu nevedla na půdě Suchdol až na výjimky (viz. graf č.8) ke snížení jeho obsahu. Nejmenších hodnot a zároveň nejmenších odchylek dosahovaly hodnoty obou půd po přidání 10 % pyrolyzovaného kalu při 620 °C. Což také souvisí se vznikem nižšího podílu pevné frakce při vysokých teplotách pyrolýzy a změnou pH ovlivňující rozpustnost arsenu.

8.2.2 Kadmium

Stejně jako u arsenu ani u půdy Litávka pyrolýza nevedla ke snížení obsahu tohoto prvku. Výzkum (Yang et al. 2015) tvrdí, že ani aplikace dřevního biouhlu v 5% dávkách nevedla po ročním pozorování k významnému snížení obsahu kadmia v půdě.

Kadmium má tendenci se koncentrovat ve svrchních horizontech půdy bohatých na organický materiál (Đurža a Khun 2002), což by se dalo dle výsledků potvrdit u půdy Litávka. Uchimiya et al. (2010) uvádějí, že přidavek biouhlu může snížit absorpci kadmia z důvodu zvýšení hodnoty pH. Hodnoty pH testovaných půd byly kyselé a neutrální povahy (Litávka pH=6, Suchdol pH=6,9) a hodnoty pH přidávaného čistírenského kalu se pohybovaly mezi 5,6-8 (viz. tabulka č.6). Protože se s klesající hodnotou pH se zvyšuje rozpustnost kadmia, dochází tedy k jeho vyššímu výluhu (viz. graf č.9).

8.2.3 Olovo

Jde o toxický kov, jehož rozšíření bylo způsobeno antropogenní činností z důvodu jeho širokého využití. Nejvíce je využíváno k výrobě barev, baterií, slitin nebo broků. Ke kontaminaci dochází také z úpraven rud, hutí, rafinérií, chemického průmyslu viz. kontaminace kolem toku řeky Litávka. S přidavkem surového i pyrolyzovaného kalu se v půdě Litávka výluh olova snižoval. Z toho lze usuzovat, že biouhel vyrobený při teplotách vyšších než 220 °C, váže olovo a brání jeho výluhu do půdy.

Olovo je pro rostliny málo přístupné z důvodu své nízké mobility a nízké rozpustnosti, proto jsme se u olova setkali s opačným trendem, než tomu bylo u arsenu a kadmia. U přidavku surového kalu byla oproti ostatním měřeným prvkům hodnota výluhu vyšší u nižší dávky. S rostoucí teplotou pyrolýzy se totiž jeho obsah významně snižoval. Toto potvrzuje výzkum Mendez et al. (2012), kteří tvrdí že ve srovnání se surovým čistírenským kalem, může pyrolýza snížit množství těžkých kovů dostupných rostlině, mobilních forem těžkých kovů a riziko vyluhování těžkých kovů. Toto tvrzení potvrzují také výsledky, kde v půdních roztocích byly naměřeny vyšší hodnoty olova ve vzorku se surovým kalem než u vzorků s biouhlem.

8.2.4 Zinek

Podle Břendová et al. (2015), kteří aplikovali biouhel z kokosových skořápek v 5%, 10% a 15% dávkách do kontaminované fluvizemě se obsah zinku snížil při všech ošetřeních biouhlem o 99 %. Z výsledků je ale patrné, že v půdě Litávka dávky čistírenského kalu pyrolyzované do teploty 320 °C vedly k většímu výluhu zinku než ze samotného vzorku půdy. Při vyšších teplotách už docházelo k větší sorpci zinku což snížilo jeho výluh. V půdě Suchdol můžeme pozorovat opačný jev. Po aplikaci biouhlu došlo k nepatrnému výluhu zinku.

Výzkum Yang et al. (2015) uvádí, že ani po ročním pozorování nedošlo v jejich experimentu ke zvýšení výluhu zinku z testované půdy. Mobilita zinku a jeho dostupnost pro rostliny výrazně klesá s nárůstem hodnot pH a obsahu vápníku a fosforu v půdě (Cakmak 2008).

8.3 Obsah vybraných makroprvků v půdním roztoku

8.3.1 Fosfor

Světová spotřeba fosforu roste ale zásoby apatitu, hlavního zdroje fosforu, klesají. Z toho důvodu roste i jeho cena. Fosfor je využíván především jako hnojivo a kvůli jeho nedostatku je tak stále aktuálnější snaha o jeho recyklaci ze sekundárních zdrojů jakými jsou například čistírenské kaly. Čistírenský kal bývá poměrně bohatý na fosfor, stejně tak tomu bylo u testovaných kalů, viz. tabulka č.7. Z toho důvodu byly největší hodnoty pozorovány po přidání kalu v surovém stavu (viz. graf č.12). Na druhou stranu kal, který prošel procesem pyrolýzy, ve výluhu výrazně ztrácel obsah fosforu s rostoucí teplotou.

Ve vzorku půdy Litávka došlo k nejvyšší koncentraci fosforu po aplikaci 10 % surového kalu a zároveň byla ve stejné dávce měřena největší hodnota retence vody. Lze tedy říci, že 10% dávka použitého surového kalu nejen významně zlepšila retenční schopnost písčité půdy, ale zároveň do ní dodala významné množství fosforu. Ve vzorku půdy Suchdol nepřinesla aplikace surového kalu významné zlepšení retenční schopnosti, ale stejně jako u půdy Litávka zde významně vzrostl obsah fosforu.

Výzkum Schulze a Glasera (2013) ukázal, že biouhel v kombinaci s organickými nebo minerálními hnojivy může z ekonomického i z udržitelného hlediska zvýšit výnos plodin. Lze to vysvětlit pomalým uvolňováním živin jako je fosfor a draslík z biouhlu.

Fosfor je často limitující živinou, protože je důležitý pro růst a vývoj plodin. Zhao et al. (2013) také potvrzují, že biouhly vznikající pyrolýzou při teplotě 500 °C z hnoje a čistírenského kalu, se vyznačují značně pomalým uvolňováním fosforu. Avšak z výsledků je patrné, že při dávkování biouhlu při teplotě 220 °C a vyšší, již nebyly hodnoty fosforu oproti samotnému vzorku půdy významnější. Větší hodnota u samotného vzorku půdy Suchdol oproti půdě Litávka by se dala vysvětlit místem odběru vzorku půdy, kterým byl hnojený zemědělský pozemek.

8.3.2 Síra

Zhao et al. (2018) zjišťovali vliv teploty pyrolýzy (300 °C, 500 °C a 700 °C) na obsah síry v biouhlu z kukuřičné slámy a zjistili, že se obsah síry s rostoucí teplotou pyrolýzy významně snižoval. Z výsledků můžeme potvrdit, že po přidání biouhlu z čistírenského kalu se s teplotou pyrolýzy vyšší než 220 °C snižoval obsah síry v odebraných perkolátech.

Joseph a Lehmann (2009) tvrdí, že růst teploty pyrolýzy způsobuje snížení rychlosti mineralizace organického uhlíku, což značí snížení dostupnosti živin obsažených v biouhlu, které jsou vázány v organické struktuře jako je síra. Písčité půdy jako Litávka mají obvykle nízký obsah organické hmoty, proto je obsah síry v těchto půdách nízký. Z toho důvodu je z grafu č.9 patrný nárůst obsahu síry v perkolátech po přidání organické hmoty v podobě surového kalu. Samotný vzorek půdy Suchdol obsahoval poměrně malé množství celkového organického uhlíku, oproti půdě Litávka více než o polovinu. Z tohoto důvodu nejspíše došlo k podobnému nárůstu obsahu síry v perkolátech jako na půdě Litávka, protože byla do půdy dodána organická hmota. Nadměrné množství síry způsobuje okyselení půdy, která vede ke ztrátě hořčíku a vápníku.

8.4 Obsah organického uhlíku

Obsah organické hmoty v půdě Litávka byl cca 100 mg/l což je oproti půdě Suchdol, jejíž obsah se pohyboval okolo 10 mg/l, desetinásobek. Obecně platí, že v písčitéch půdách je méně organické hmoty. Z výsledků je ale patrné, že půda Litávka obsahuje více organické hmoty než půda Suchdol. Z výsledků se u obou půd potvrdil klesající trend v obsahu uhlíku v perkolátech s rostoucí teplotou pyrolýzy. Průběh grafů obou půd byl podobný, což může být vysvětleno následujícím. Litávka obsahuje více organického uhlíku (3,6 %) oproti půdě Suchdol (1,61 %) ale má nižší kationtovou výměnnou kapacitu (+/- 149 mmol.kg⁻¹) než má Suchdol (+/- 249 mmol.kg⁻¹) Suchdol. Půda Suchdol v kombinaci s biouhlem mohla tedy díky vyšší kationtové kapacitě absorbovat takové množství organického uhlíku, které bylo naměřeno na půdě Litávka.

Podle Laird et al. (2014) může aplikace biouhlu významně zvýšit obsah uhlíku v půdě. Sláma je obsahově téměř čistý uhlík, proto se mnohdy používá jako palivo. Uhlík je ale potřeba vracet zpět do půdy kvůli zlepšení její úrodnosti.

Více než polovina světové zásoby uhlíku je uložena v půdě ve formě organického uhlíku (Mancinelli 2015). Organický uhlík v půdě je zdrojem uhlíku, a i jeho malé změny výrazně zmírňují nebo urychlují koncentraci atmosférického oxidu uhličitého, čímž mění globální uhlíkový cyklus (Wander 1994). Půdní uhlík je tedy rovnováha mezi vstupem a ztrátou uhlíku z půdy. Tato rovnováha je ovlivňována důsledkem lidské činnosti, včetně zemědělství.

Agnieszka et al. (2020) testovali biouhly z různých materiálů při různých teplotách pyrolýzy a tvrdí, že čím vyšší je teplota pyrolýzy biouhlu, tím je patrnější zlepšení obsahu půdního organického uhlíku, výsledky toto ale nepotvrdili. Aplikace 10% dávky čistírenského kalu pyrolyzovaného při teplotě 220 °C zvýšily stejně jako 10% dávky surového kalu obsah absorbovaného uhlíku na obou půdách, vyšší dávky ale lepší efekt nepřinesly. Studie Davidson et al. (1998) prokázala, že vlhkost půdy je klíčovým faktorem v cyklu organického uhlíku.

8.5 Obsah dusitanů a dusičnanů

Dusičnany a dusitany jsou přirozenou složkou životního prostředí a podílejí se na koloběhu dusíku v přírodě (Velíšek 2002). V posledních desetiletích se však jejich výskyt v přírodě uměle zvýšil díky přímým zásahům člověka jako je zvýšené osídlení krajiny a chemizace zemědělství (Forejt 2008).

Dusitany a dusičnany nebyly ve většině vzorků v mezích detekce. Jednou z možností zamezení ztrát dusíku je inhibice procesu nitrifikace. To je zpomalení nitrifikačními a nitrifikačními bakteriemi katalyzované oxidace amonných sloučenin za vzniku dusičnanů. Dusičnany jsou díky své nízké aniontové sorpční schopnosti velice mobilní a snadno dochází k jejich vymývání.

Dle výsledků Ding et al. (2010) vede přidavek biouhlu ke zvýšení obsahu dusičnanů. To potvrzuje také Novák et al. (2015), kteří pozorovali, že biouhel z pekanových skořápek redukuje vyluhování dusičnanů z půdy. Můžeme tedy říct, že aplikace biouhlu do půdy zvýšilo rychlost nitrifikace. Jedním z vysvětlení může být zvýšení pH půdy, protože biouhel má zpravidla zásaditý charakter, což vytváří optimální podmínky pro nitrifikaci (Ulyett et al. 2014).

Ulyett et al. (2014), kteří testovali biouhel na písčitohlinitých půdách z hlediska retence vody a nitrifikace nezjistili prokazatelný vliv biouhlu na dynamiku dusíku.

9 Závěr

V experimentální části této diplomové práce byl realizován experiment s půdními sloupci na dvou různých půdách. Byl pozorován vliv aplikace materiálů seno, sláma a čistírenský kal v podobě biouhlu a také v jejich surové podobě. Výroba biouhlu z čistírenského kalu má potenciál v recyklaci živin a s tím spojené omezení používání minerálních hnojiv a snižování množství odpadů. Biouhel je považován za atraktivní nástroj v zemědělství pro zlepšení půdních funkcí a také sekvestraci uhlíku. Ze získaných výsledků lze konstatovat následující.

Biouhel z čistírenského kalu vyrobený při 220 °C měl největší obsah všech prvků včetně obsahu dusitanů a dusičnanů. Také množství absorbovaného uhlíku bylo u tohoto vzorku nejvyšší na půdě Litávka. Kontrolní vzorek půdy Litávka zadržel větší množství vody než kontrolní vzorek půdy Suchdol. Vliv biouhlu na půdní retenční kapacitu tedy závisel na typu biouhlu a typu půdy.

Předpoklad, že přídavek biouhlu do půdylepší její schopnost zadržovat vodu byl prokázán na půdě Suchdol, nešlo však o statisticky významné zlepšení. Aplikace surové i torefikované slámy a sena na půdu Suchdol vedla spíše ke zhoršení retence vody. Na půdě Litávka nedošlo k významnému zlepšení retence vody po přidání žádného z testovaných biouhlů. Naopak došlo ke zlepšení retence vody zejména po přidání čistírenského kalu v surové podobě, a to především přídavkem surového kalu v 10% dávce. S rostoucí teplotou pyrolýzy torefikovaných materiálů se retence vody u obou půd kolísavě snižovala. Aplikace surové slámy a sena nepřinesla ani na jedné z půd zlepšení.

Předpoklad rostoucí schopnosti retence vody půdou v souvislosti s vyšší dávkou aplikovaného biouhlu z čistírenského kalu se na půdě Litávka nepotvrdila. Ani u půdy Suchdol nedošlo k významnému vlivu vyšší dávky na schopnost půdní retence. Největší retence vody dosáhly obě půdy po přidání 5% dávky biouhlu z čistírenského kalu vyrobeného při teplotě 220 °C.

Vliv odpadních materiálů na vlastnosti půdy se liší v závislosti na původu odpadního materiálu, jeho zpracování, dávce a typu půdy, na kterou je aplikován. Ve snižování obsahu vyluhovatelného zinku, kadmia a olova do půdy si vedla lépe půda Suchdol. Vysoká kontaminace těžkými kovy na půdě. Litávka se projevila i jejich značnou koncentrací v půdním výluhu. V zadržování fosforu si vedly obě půdy podobně dobře.

Půda Litávka obsahovala více organické hmoty než půda Suchdol. Množství vyluhovaného uhlíku bylo na obou půdách podobné. U obou půd se potvrdil klesající trend koncentrace uhlíku ve výluhu ve vztahu s rostoucí teplotou pyrolýzy. Nejvyšší hodnoty byly pozorovány po přidání 10% dávky surového kalu a 10% dávky biouhlu z kalu pyrolyzovaného při 220 °C. Obsah dusitanů a dusičnanů nebyl ve většině vzorků v mezích detekce.

V rámci recyklace živin je vhodné aplikovat zemědělské odpadní materiály zpět na zemědělskou půdu s cílem zlepšit půdní vlastnosti a využít tyto odpady jako zdroj (Westeman a Bicudo 2005). Alternativním řešením je přeměna těchto odpadních materiálů pyrolýzou na energeticky využitelné produkty a odpadní biouhel a ten aplikovat zpět na půdu. Účelová pyrolýza pro výrobu biouhlu k aplikaci na půdu je v současnosti z ekonomického hlediska neefektivní (Clare et al. 2014).

10 Literatura

Agnieszka T. Sokołowska Z. Boguta P. 2020. Biochar physicochemical properties: pyrolysis temperature and feedstock kind effects. *Review in Environmental Science and Bio/Technology* 19:191-215.

Alloway B J. 1990. *Heavy Metals in Soils*. Blackie and Son Ltd., Glasgow and London, **339**.

Altmann V. 2010. Nakládání s biologicky rozložitelnými odpady. *Biom.cz*. Available from <https://biom.cz/cz/odborne-clanky/nakladani-s-biologicky-rozlozitelnymi-odpady> (accessed December 2019). ISSN: 1801-2655.

Al-Wabel MI, Al-Omran A, El-Naggar AH, Nadeem M, Usman ARA. 2013. Pyrolysis temperature induced changes in characteristics and chemical composition of biochar produced from conocarpus wastes. *Bioresource Technology* **131**:374–379.

Anonym. 2019. Co je to Bioodpad. FCC Environment © FCC Austria Abfall Service AG, 2009-2019. Available from <https://www.fcc-group.eu/cs/ceska-republika/sluzby/svoz-bioodpadu/co-je-to-bioodpad.html> (accessed November 2019).

Anonym. 2013. Pyrolýza odpadů – moderní způsob jejich zneškodnění. *Enviweb.cz*. Available from <http://www.enviweb.cz/94618> (accessed October 2019).

Asai H, Samson BK, Stephan HM, Songyikhangsuthor K, Homma K, Kiyono Y, Inoue Y, Shiraiwa T, Horie T. 2009. Biochar amendment techniques for upland rice production in Northern Laos 1. Soil physical properties, leaf SPAD and grain yield. *Field Crops Research* **111**:81-84.

Atkinson CJ, Fitzgerald JD, Hips NA. 2010. Potential mechanisms for achieving agricultural benefits from biochar application to temperate soils: a review. *Plant & Soil* **337**:1–18.

Badeau JP & Levi A. 2009. *Biomass Gasification: Chemistry, Processes and Applications*. Nova Science Publishers, Inc., New York.

Basso AS, Miquez FE, Laird DA, Horton R, Westgate M. 2013. Assessing potential of biochar for increasing waterholding capacity of sandy soils. *Global change biology: Bioenergy* **5** (2):132-143.

Basu P. 2013. *Biomass gasification, pyrolysis, and torrefaction: practical design and theory*. Second edition. Academic Press. Boston. ISBN 978-0-12-396488-5.

Beesley L, Marmiroli M, Pagano L, Pighi V, Fellet G, Fresno T, Vamerali T, Bandiera M, Marmiroli N. 2013. Biochar addition to an arsenic contaminated soil increases arsenic concentrations in the pore water but reduces uptake to tomato plants (*Solanum lycopersicum* L.), *Science of The Total Environ* **1**:454-455, 598-603.

Beesley L, Inneh OS, Norton GJ, Jiminez EM, Pardo T, Julian RC, Dawson JC. 2014. Assessing the influence of compost and biochar amendments on the mobility and toxicity of metals and arsenic in naturally contaminated mine soil. *Environmental Pollution* **186**:195-202.

Beneš S. 1994. Obsahy a bilance prvků ve sférách životního prostředí (II. část). Ministerstvo zemědělství České republiky, Praha. 159.

BIOPROFIT. 2007. Anaerobní technologie. Available from http://www.bioplyn.cz/at_popis.htm (accessed November 2019).

Brandstetter A. Lombi E. Wenzel WW. Adriano DC. 2000. Arsenic-Contaminated Soils: I. Risk Assessment. Remediation Engineering of Contaminated Soils. Marcel Dekker Inc., New York. 715-737.

Bridgwater AV. 2003. Renewable fuels and chemicals by thermal processing of biomass. Chemical Engineering Journal **91**:87–102.

Bridgwater AV. 2012. Review of fast pyrolysis of biomass and product upgrading. Aston University Bioenergy Research Group, Aston Triangle, Birmingham B4 7ET, UK. Biomass and Bioenergy **38**:68-94.

Břendová K. Tlustoš P. Száková J. 2015. Biochar immobilizes cadmium and zinc and improves phytoextraction potential of willow plants on extremely contaminated soil. Plant Soil and Environment **61**(7):303-308.

Brouwere KD. Smolders E. Merckx R. 2004. Soil properties affecting solid–liquid distribution of As(V) in soils. European Journal of Soil Science **55**:165-173.

Břendová K, Tlustoš P, Száková J, Bohuněk M. 2015. Využití biouhli (biocharu) k úpravě půdních vlastností. Biom.cz. Available from https://biom.cz/cz/odborne-clanky/vyuziti-biouhli-biocharu-k-uprave-pudnich-vlastnosti?fbclid=IwAR0ZYCbPqA5Nf4bFNHWUJ4hq6EtYX5c_PUgzVW5pxnf0ZGMPqYzKc_QeBPA (accessed December 2019).

Bujalský L. 2014. Vliv zvýšení koncentrace skleníkového plynu oxidu uhličitého na rostliny. Věda pro život. Available from <https://www.mezistromy.cz/slovník/ukladani-uhliku> (accessed December 2019).

Çakmak I. 2008. Enrichment of cereal grains with zinc: Agronomic or genetic biofortification? Plant Soil **302**:1–17.

Carrier M, Hugo T, Gorgens J, Knoetze H. 2011. Comparison of slow and vacuum pyrolysis of sugar cane bagasse. Journal of Analytical and applied Pyrolysis **90** (1):18-26.

Case SDC, McNamara NP, Reay DS, Whitaker J. 2012. The effect of biochar addition on N₂O and CO₂ emissions from a sandy loam soil-The role of soil aeration. Soil Biology & Biochemistry **51**:125-134.

Castellini M, Giglio L, Niedda M, Palumbo A D, Ventrella D. 2015. Impact of biochar addition on the physical and hydraulic properties of clay soil. Soil and Tillage Research **154**:1-13. DOI: 10.1016/j.still.2015.06.016. ISSN 01671987.

Cenek M. 2001. Obnovitelné zdroje energie. FCC Public, Praha. ISBN 80- 901985-8-9.

Cenia. 2013. Základní fyzikální vlastnosti půdy. Available from http://www.cittadella.cz/cenia/index.php?p=zakladni_fyzikalni_vlastnosti_pudy&site=puda (accessed October 2019).

Clare A, Shackley S, Joseph S, Hammond J, Pan GX, Bloom A. 2015. Competing uses for China's straw: the economic and carbon abatement potential of biochar. *Gcb Bioenergy* **7**(6): 1272–1282.

Clare A, Barnes A, McDonagh J, Shackley S. 2014. "From rhetoric to reality: Farmer perspectives on the economic potential of biochar in China," *International Journal of Agricultural Sustainability* **12**(4):440-458. DOI: 10.1080/14735903.2014.927711.

CZBA. 2018. Co je bioplyn? Available from <http://www.czba.cz/bioplyn.html> (accessed November 2019).

Davidson E, Belk E, Boone R. 1998. Soil water content and temperature as independent or confounded factors controlling soil respiration in a temperate mixed hardwood forest. *Global Change Biology* **4**:217–227.

Deluca TH, MacKenzie MD, Gundale MJ. 2009. Biochar effects on soil nutrient transformation. Johannes Lehman, et al. editors. *Biochar for environmental management: science, technology and implementation*. Second edition. Earthscan Publications Ltd 251-280.

Demirbas A. 2006. Global Renewable Energy Resources. *Energy Sources. Part A: Recovery, Utilization, and Environmental Effects* **28** (8):779-792. DOI: 10.1080/00908310600718742

Demirbas A & Arin G. 2002. An overview of biomass pyrolysis. *Energy Source Part A* **24**:471-482.

Ding Y, Liu YX, Wu WX, Shi DZ, Yang M, Zhong ZK. 2010. Evaluation of biochar effects on nitrogen retention and leaching in multilayered soil columns. *Water, Air, & Soil Pollution* **213**:47–55.

Đurža O, Khun M. 2002. *Environmentálna geochémia niektorých ťažkých kovov*. 1. vydání. Univerzita Komenského, Bratislava. ISBN 80-223-1657-1.

EBC. 2012. *European Biochar Certificate - Guidelines for a Sustainable Production of Biochar*. European Biochar Foundation (EBC), Arbuz, Switzerland. Available from: <http://www.europeanbiochar.org/en/download> (accessed September 2019).

Fischer MCB, Manzoni ML, Garcia M, Johnson MS, Lyon SW. 2019. Improving agricultural water use efficiency with biochar – A synthesis of biochar effects on water storage and fluxes across scales. *Science of the Total Environment* **657**:853-862.

Forejt M. 2008. Dusičnany v potravinách. *Medicína pro praxi* **5**:333-334.

Gabrielová H. 2007. *Nepotravinářské využití zemědělské půdy*. VÚRV, Calla – Sdružení pro záchranu prostředí, České Budějovice.

Hailegnaw NS, Mercl F, Pračke K, Száková J, Tlustoš P. 2019. High temperature-produced biochar can be efficient in nitrate loss prevention and carbon sequestration. *Geoderma* **338**:48–55.

Hanč A, Plíva P. 2013. VERMIKOMPOSTOVÁNÍ BIODPADŮ Certifikovaná metodika. Česká zemědělská univerzita v Praze a VÝZKUMNÝ ÚSTAV ZEMĚDĚLSKÉ TECHNIKY, v. v. i. ISBN 978-80-213-2422-0. Certifikovaná metodika byla schválena Ministerstvem zemědělství ČR – Odborem rostlinných komodit pod č. j. 81090/2013-MZE-17221.

Houben D, Laurent E, Sonnet P. 2013. Mobility, bioavailability and pHdependent leaching of cadmium, zinc and lead in a contaminated soil amended with biochar. *Chemosphere* **92**:11.

Horák M. 2012. Pyrolýza. Adeptts.cz. Available from <http://www.udrzitelnost.cz/soubory/pyrolyza.pdf> (accessed December 2019).

Hornburg V, Brümmer G. 1993. Heavy metals in soils: 1. Experiments on heavy metal mobility. *Z. Pflanzenernaehr. Bodenkd* **156**:467-477.

Houšť M. 2014. Vliv různé intenzity zpracování půdy na její fyzikální vlastnosti. [Disertační práce]. Mendelova univerzita v Brně, Brno.

Heaško J, Bedrna Z. 1988. Aplikované půdoznalectvo. Příroda, Bratislava.

Chan KY, Van Zwieten L, Meszaros I, Downie A, Joseph S. 2007. Agronomic values of greenwaste biochar as a soil amendment. *Australian Journal of Soil Research* **45**:629-634.

Cheng C, Lehmann J, Thies J, Burton S, Engelhard M. 2006. Oxidation of black carbon by biotic and abiotic processes. *Organic Geochemistry* **37** (11):1477-1488.

Chintala R, Schumacher TE, McDonald LM, Clay DE, Malo DD, Papiernik SK, Clay SA, Julson JL. 2014. Phosphorus sorption and availability from biochars and soil/biochar mixtures. *CLEAN Soil Air Water* **42** (5):626–634.

IEA. 2007. IEA Bioenergy Annual Report 2006. International Energy Agency, Paris.

Jakubes J, Bellingová H, Šváb M. 2006. Moderní využití biomasy: technologické a logistické možnosti. Česká energetická agentura. Available from <http://www.mpo-efekt.cz/dokument/02.pdf> (accessed December 2019).

Jakubes J. 2006. Příručka – obnovitelné zdroje energie. Hospodářská komora České republiky. ISBN 8023985531.

Jandák J, Pokorný E, Prax A. 2010. Půdoznalství. 3. vydání. Mendelova univerzita, Brno. ISBN 978-80-7375-445-7.

Jílková L, Ciahotný K, Černý R. 2012. TECHNOLOGIE PRO PYROLÝZU PALIV A ODPADŮ. *Paliva* **4** (3):74-80.

- Joseph S & Lehmann J. 2009. Biochar for environmental management: science and technology. Earthscan. Sterling, London. ISBN 978-1-84407-658-1.
- Kabata-Pendias A. Pendias H. 2001. Trace Elements in Soils and Plants. 3. ed., CRC Press, USA, **432**.
- Káňa J. 2013. Biouhel.biouhel.cz. Available from <http://biouhel.cz/> (accessed December 2019).
- Komínková D. 2008. Ekotoxikologie. České vysoké učení technické, Praha. ISBN 978-800-1040-584.
- Laird DA. 2008. The charcoal vision: a win-win-win scenario for simultaneously producing bioenergy, permanently sequestering carbon, while improving soil and water quality. *Agronomy Journal* **100**:178–181.
- Laird D, Rogovska N. 2015. Biochar effects on nutrient leaching. In: Lehmann, J., Joseph, S. (Eds.), *Biochar for Environmental Management*, second edition. Routledge. Earthscan 521–542.
- Ledvina R, Horáček J, Šindelářová M. 2000. Geologie a půdoznalství: Interní studijní text pro 1. ročníky oborů "Všeobecné zemědělství" a "Pozemkové úpravy a převody nemovitostí". Jihočeská univerzita, České Budějovice.
- Lehmann J. 2009. Biochar for sustainable carbon sequestration and global soil enhancement. Washington. Available from http://biouhel.cz/wp-content/uploads/2014/01/Lehman_cz.pdf (accessed October 2019).
- Lehmann J. 2009. Terra Preta Nova – Where to from Here? Springer, Dordrecht. ISBN 978-1-4020-9030-1.
- Lehmann J, Rillig M, Thies J, Masiello C, Hockaday W, Crowley D. 2011. Biochar effects on soil biota – A review. *Soil Biology and Biochemistry* **43** (9):1812-1836.
- Lehmann J, Gaunt J, Rondon M. 2006. Bio-char sequestration in terrestrial ecosystems—a review. *Mitigation Adaptation Strategies for Global Change* **11**:395–419.
- Lehmann J, Pereira J, Steiner C, Nehls T, Zech W, Glaser B. 2003. Nutrient availability and leaching in an archaeological Anthrosol and a Ferralsol of the Central. Amazon basin: fertilizer, manure and charcoal amendments. *Plant and Soil* **249**:343–357.
- Leeper GW, Uren NC. 1993. *Soil Science: An Introduction*, 5th edn. Melbourne University Press, Melbourne.
- Lei O, Zhang R. 2013. Effects of biochars derived from different feedstocks and pyrolysis temperatures on soil physical and hydraulic properties. *Journal of Soils and Sediments* **13**:1561–1572.
- Lin Y, Munroe P, Joseph S, Henderson R, Ziolkowski A. 2011. “Water extractable organic carbon in untreated and chemical treated biochars.” *Chemosphere* **87**(2):151-157.

Liang B, Lehmann J, Solomon D, Kinyangi J, Grossman J, O'Neill B, et al. 2006. Black carbon increases cation exchange capacity in soils. *Soil Science Society of America Journal* **70**:1719-1730.

Mancinelli R, Marinari S, Brunetti P, Radicetti E, Campiglia E. 2015. Organic mulching, irrigation and fertilization affect soil CO₂ emission and C storage in tomato crop in the Mediterranean environment. *Soil Tillage Research* **152**:39–51.

McKendry P. 2002. Energy production from biomass (part 1): overview of biomass. *Bioresource Technology*. Elsevier **83** (1):37-46.

Ministerstvo průmyslu a obchodu (MPO). 2006. Moderní využití biomasy – technologické a logistické možnosti. ENVIROS s.r.o. Available from <https://www.mpo-efekt.cz/cz/programy-podpory/efekt/publikace/1039> (accessed November 2019).

Mendez A, Gomez A, Ferreira JP, Gasco G. 2012. Effects of sewage sludge biochar on plant metal availability after application to a Mediterranean soil. *Chemosphere* **89**:1354-1359.

Mercl F, Košnář Z, Pierdonà L, Ulloa-Murillo LM, Száková J, Tlustoš P. 2020. Changes in availability of Ca, K, Mg, P and S in sewage sludge as affected by pyrolysis temperature. *Plant, Soil and Environment* **66**:143–148.

Murtinger K, Beranovský J. 2011. *Energie z biomasy*. Brno: Computer press, Praha. Eko WATT. ISBN 978-80-251-2916-6.

Ministerstvo zemědělství (Mze). 2015. Situační a výhledová zpráva půda. ISBN: 9788074342523.

Ministerstvo životního prostředí (MŽP). 2017. Definice, význam a funkce půdy. Available from http://www.mzp.cz/cz/definice_pudy (accessed December 2019).

Ministerstvo životního prostředí. 2001. Zákon č. 185/2001 Sb. ze dne 15.5.2001 Zákon o odpadech a o změně některých dalších zákonů. In: *Sbírka zákonů České republiky*. Česká republika.

Ministerstvo životního prostředí. 2009. Zákon č. 156/1998 Sb. ze dne 23.1.2009 Zákon o hnojivech, pomocných půdních látkách, pomocných rostlinných přípravcích a substrátech a o agrochemickém zkoušení zemědělských půd (zákon o hnojivech). In: *Sbírka zákonů České republiky*. Česká republika.

Mukherjee A, Lal R. 2020. *Biochar Impacts on Soil Physical Properties and Greenhouse Gas Emissions*. Carbon Management and Sequestration Center, The Ohio State University, Columbus, USA.

MŽP. 2008. Definice půdy. Available from https://www.mzp.cz/cz/definice_pudy (accessed November 2019).

MŽP. 2013. *Možnosti energetického využití biomasy: ukázka praktických opatření z Akčního plánu pro biomasu v ČR na období 2012-2020*. Ministerstvo zemědělství, Praha. ISBN 978-80-7434-122-9.

Namgay TA, Singh BAC, Singh BPB. 2010. Influence of biochar application to soil on the availability of As, Cd, Cu, Pb, and Zn to maize (*Zea mays* L.) Australian Journal of Soil Research **48**:638–647.

Nartey OD, Zhao B. 2014. Biochar Preparation, Characterization, and Adsorptive Capacity and Its Effect on Bioavailability of Contaminants: An Overview. Advances in Materials Science and Engineering **2014**:1-12.

Nele A, Neve SD, Jegajeevagan K, Yildiz G, Buchan D, Funkuinc YN, Prins W, Bouckaert L, Sleutel S. 2013. Short-term CO₂ and N₂O emissions and microbial properties of biochar amended sandy loam soils. Soil Biology and Biochemistry **57**.

Němeček J. 2011. Taxonomický klasifikační systém půd České republiky. 2. upravené vydání. Česká zemědělská univerzita, Praha. ISBN 978-80-213-2155-7.

Němeček, J, Muhlanselová M, Macků J, Vokoun J, Vavříček D, Novák P. 2011. Taxonomický klasifikační systém půd České republiky. 2. upravené vydání. Česká zemědělská univerzita, Praha. ISBN: 9788021321557 (brož.).

Novák V. 1953. Půdoznalství I-III.1.vydání., SPN, Praha.

Novak JM, Busscher WJ, Watts DW, Laird DA, Ahemdna MA, Niandou MAS. 2010. Short-term CO₂ mineralization after additions of biochar and switchgrass to a Typic Kandiodult. Geoderma **154**:281-288.

Novak JM, Lima I, Xing B, Gaskin JW, Steiner C, Das KC, Ahmedna MA, Rehrah D, Watts DW, Busscher WJ, Schomberg H. 2009. Characterization of designer biochar produced at different temperatures and their effects on a loamy sand. Annals of Environmental Science **3**:195-206.

Obemah DN, Zhao B. 2014. Biochar Preparation, Charakterization, and Adsorptive Capacity and Its Effect on Bioavailability of Contaminants: An Overviw. Advances in Materials Science and Engineering **14**.

Obia A, Mulder J, Martinsen V, Cornelissen G, Borresen T. 2016. In situ effects of biochar on aggregation, water retention and porosity in light-textured tropical soils. Soil and Tillage Research **155**:35–44.

Ochecová P. 2015. Popel z biomasy – významný zdroj živin. Biom.cz. Available from <http://biom.cz/cz/odborne-clanky/popelz-biomasy-vyznamny-zdroj-zivin> (accessed December 2019).

Ochodek T, Koloničný J, Branc M. 2017. Ekologické aspekty záměny fosilních paliv za biomasu. Ostrava: VŠB – TU Ostrava. Available from <https://docplayer.cz/489683-Ekologicke-aspekty-zameny-fosilnich-paliv-za-biomasu.html> (accessed October 2019).

Ochodek T, Koloničný J, Branc M. 2007. Technologie pro přípravu a energetické využití biomasy. VŠB – TU, Ostrava.

Okimori Y, Ogawa M, Takahashi F. 2003. Potential of CO₂ emission reductions by carbonizing biomass waste from industrial tree plantation in South Sumatra, Indonesia. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 3:8.

Paradelo R, Eden M, Martínez I, Keller T, Houot S. 2019. Soil physical properties of a Luvisol developed on loess after 15 years of amendment with compost *Soil & Tillage Research* 191:207–215.

Pastorek Z, Kára J, Jevič P. 2004. *Biomasa obnovitelný zdroj energie*. FCC Public, Praha 19:235.

Pavlíková D, Pavlík M, Matějů L, Balík J. 2008. *Ekotoxikologie*. 2. doplněné a přepracované vydání. Česká zemědělská univerzita, Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů, Praha. ISBN 978-80-213-1843-4.

Pavlu L. 2018. *Základy pedologie a ochrany půdy*. Česká Zemědělská univerzita, Praha. ISBN 978-80-213-2876-1.

Petrangeli PM, Majone M, Rolle E. 2001. Kaolinite sorption of Cd, Ni and Cu from landfill leachates: influence of leachate composition. *Water Science & Technology* 44 (2-3): 343-350.

Pukalchik M, Mercl F, Panova M, Břendová K, Terekhova VA, Tlustoš P. 2017. The improvement of multi-contaminated sandy loam soil chemical and biological properties by the biochar, wood ash, and humic substances amendments. *Environ Pollution* 229:516-524.

Plíva P, Altmann V, Hanč A, Hejátková K, Roy A, Souček J, Valentová L. 2016. *Kompostování a kompostárny*. Profi Press. Praha. ISBN: 9788086726748.

Sohi SP, Krull E, Lopez-Capel E, Bol R. 2010. A Review of Biochar and Its Use and Function in Soil. *Advances in Agronomy* 105:47-82.

Pokorný E, Šarapatka B, Hejátková K. 2007. Hodnocení kvality půdy v ekologicky hospodařícím podniku. Ministerstvo zemědělství. ZERA–Zemědělská a ekologická regionální agentura, o.s. Available from http://eagri.cz/public/web/file/26922/Hodnoceni_kvality_pudy.pdf (accessed December 2019).

Reddy DD, Rao AS, Reddy KS. 1999. Yield sustainability and phosphorus utilization in soybean–wheat system on Vertisols in response to integrated use of manure and fertilizer phosphorus. *Field Crop Research* 62 (2-3):181–190.

Rehrah D, Reddy MR, Novak JM, Bansodeb RR, Schimmelf KA, Yuc J, Watts DW, Ahmedna M. 2014. Production and characterization of biochars from agricultural by-products for use in soil quality enhancement. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis* 108:301–309.

Richter R. 2004. *Tuhá fáze půdy – Minerální podíl*. Ústav agrochemie a výživy rostlin, MZLU, Brno. Available from http://web2.mendelu.cz/af_221_multitext/vyziva_rostlin/html/agrochemie_pudy/podil_mineralni.htm (accessed October 2019).

Richter R. 2004. Sorpční schopnost půdy. Ústav agrochemie a výživy rostlin, MZLU, Brno. [online]. Available from http://web2.mendelu.cz/af_221_multitext/vyziva_rostlin/html/agrochemie_pudy/sorpce.htm?fclid=IwAR107NccVzVxb7tblo-_37F6Og2WLcRQZBLpvo2pZYhSyDBpUu8nV2zC8B8 (accessed December 2019).

Richter R. 2004. Kapalná fáze půdy. Ústav agrochemie a výživy rostlin, MZLU, Brno. Available from https://is.mendelu.cz/eknihovna/opory/zobraz_cast.pl?cast=71346 (accessed December 2019).

Ruda A. 2014. Podpovrchnová voda. Katedra geografie, Pedagogická fakulta, Masarykova univerzita, Brno. Available from https://is.muni.cz/do/rect/el/estud/pedf/ps14/fyz_geogr/web/pages/11-podpovrchova-voda.html (accessed December 2019).

Schmidt HP. 2015. 55 Anwendungen von Pflanzenkohle. www.ithaka-journal.net. Available from <http://www.ithaka-journal.net/55-anwendungen-von-pflanzenkohle> (accessed November 2019).

Schulz H, Glaser B. 2013. Positive effects of composted biochar on plant growth and soil fertility. *Agronomy for Sustainable Development* **33** (4):817–827.

Schumacher BA. 2002. Methods for the Determination of Total Organic Carbon (TOC) In Soils and Sediments. United States Environmental Protection Agency. Environmental Sciences Division National. Exposure Research Laboratory, Las Vegas.

Sun F, Lu S. 2014. Biochars improve aggregate stability, water retention, and pore-space properties of clayey soil. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* **177**:26–33.

Suwunwong T, Hussain N, Chantrapromma S, Phoungthong K. 2020. Facile synthesis of corncob biochar via in-house modified pyrolysis for removal of methylene blue in wastewater. *Materials Research Express* **7**(1). DOI: 10.1088/2053-1591/ab6767

Šarapatka B. 1996. Pedologie. 1. vydání. Univerzita Palackého, Olomouc. ISBN 80-70 67-590.

Šimek M. 2004. Základy nauky o půdě: 4. degradace půdy. 1. vydání. Jihočeská univerzita, České Budějovice. Vlastimil Johanus TISKÁRNA.

Šimek M. 2005. Základy nauky o půdě. 1., Neživé složky půdy. 2., upravené a rozšířené vydání. Jihočeská univerzita, České Budějovice. ISBN 80-7040-747-6.

Talley JW, Ghosh U, Tucker SG, Furey JS, Luthy RG. 2002. Particle-Scale Understanding of the Bioavailability of PAHs in Sediment. *Environmental Science and Technology* **36** (3):477-483.

Tesař M, Šír M, Syrovátka O, Pražák J, Lichner L, Kubík F. 2001. Soil water regime in head water regions – observation, assessment and modelling. *Journal of Hydrology and Hydromechanics* **49** (6):355–375.

Tlustoš P, Pračke K, Kaplan L, Mercl F, Najmanová J. 2019. Torefikovaná sláma a seno jako upravená organická hmota a půdní aditivum: certifikovaná metodika. Česká zemědělská univerzita, Praha. ISBN 978-80-213-2957-7.

Tuller M, Or D. 2003. Retention of water in soil and the soil water characteristic curve. *Encyclopedia of Soils in the Environment*. Elsevier, U.K.

Uchimiya M, Lima IM, Thomas KK, Chang S, Wartelle LH, Rodgers JE. 2010. Immobilization of heavy metal ions (CuII, Environ Sci Pollut Res CdII, NiII, and PbII) by broiler litter-derived biochars in water and soil. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* **58**:5538–5544.

Ulyett J, Sakrabani R, Kibblewhite M, Hann M. 2014. Impact of biochar addition on water retention, nitrification and carbon dioxide evolution from two sandy loam soils. Department of Environmental Science and Technology, School of Applied Sciences, Cranfield University, UK. *European Journal of Soil Science* **65**:96–104.

Ust'ak S, Muňuz J. 2012. Vliv základních technologických parametrů hydrotermální úpravy vybraných bioodpadů na užité vlastnosti výstupních produktů. Výkumný ústav rostlinné výroby, v.v.i. *AGRITECH science* **12**.

Uzoma KC, Inoue M, Andry H, Fujimaki H, Zahoor A, Nishihara E. 2011a. Effect of cow manure biochar on maize productivity under sandy soil condition. *Soil Use and Management* **27**:205–212.

Uzoma MI, Andry H, Zahoor A, Nishihara E. 2011b. Influence of biochar application on sandy soil hydraulic properties and nutrient retention. *Journal of Food Agriculture and Environment* **9** (3):1137–1143.

Velíšek J. 2002. *Chemie potravin 3*. OSSIS, Tábor. ISBN: 80-86659-02-X; 80-86659-03-8.

Vithanage M, Herath I, Joseph S, Bundschuh J, Bolan N, Ok YS, Kirkham MB, Rinklebe J. 2017. Interaction of arsenic with biochar in soil and water: A critical review. *Carbon* **113**:219–230.

Vobořil D. 2017. Biomasa - využití, zpracování, výhody a nevýhody, energetické využití v ČR. *Oenergetice.cz*. Available from: www.oenergetice.cz/technologie/obnovitelne-zdroje-energie/biomasa-vyuziti-zpracovani-vyhody-a-nevyhody/ (accessed December 2019).

Vrba V, Huleš L. 2006. Humus - půda - rostlina (2) Humus a půda. *Biom.cz*. Available from: www.biom.cz/cz/odborne-clanky/humus-puda-rostlina-2-humus-a-puda (accessed December 2019).

Vyhláška č. 381/2001 Sb., kterou se stanoví Katalog odpadů, Seznam nebezpečných odpadů a seznamy odpadů a států pro účely vývozu, dovozu a tranzitu odpadů a postup při udělování souhlasu k vývozu, dovozu a tranzitu odpadů (Katalog odpadů).

Vysloužilová M, Tlustoš P, Száková J., 2003. Cadmium and zinc phytoextraction potential of seven clones of *Salix* spp. planted on heavy metal contaminated soils. *Plant and Soil Environment* **49**:542-547.

- Wang D, Li C, Parikh S, Scow K. 2019. Impact of biochar on water retention of two agricultural soils – A multi-scale analysis. *Geoderma* **340**:185-191.
- Wander M, Traina S, Stinner B, Peters S. 1994. Organic and Conventional Management Effects on Biologically Active Soil Organic Matter Pools. *Soil Science Society of American Journal* **58** (4):1130.
- Westeman, PW, Bicudo JR. 2005. Management considerations for organic wastes use in agriculture. *Bioresource Technology* **96**:215-221.
- Woolf D, Amonette JE, Streetperrott FA, Lehmann J, Joseph S. 2010. Sustainable biochar to mitigate global climate change. *Nature Communications* **1** (5):56.
- Yang X, Liu J, McGrouther K, Huang H, Lu K, Guo X, He L, Lin X, Che L, Ye Z, Wang H. 2015. Effect of biochar on the extractability of heavy metals (Cd, Cu, Pb, and Zn) and enzyme activity in soil. *Environmental Science Pollution Research* **23** (2).
- Yu XY, Ying GG, Kookana RS. 2009. Reduced plant uptake of pesticides with biochar additions to soil. *Chemosphere* **76** (5):665-671.
- Yuan H, Lu T, Huang D Z H, Noriyuki K, Chen Y. 2013. Influence of temperature on product distribution and biochar properties by municipal sludge pyrolysis. *Journal of Material Cycles and Waste Management* **15**:357–361.
- Zaman ZCh, Pal K, Yehye WA, Sagadevan S, Shah ST, Adebisi GA, Marlina E, Rafique RF, Johan RB. 2017. *Pyrolysis: A Sustainable Way to Generate Energy from Waste*. Available from: <https://www.intechopen.com/books/pyrolysis/pyrolysis-a-sustainable-way-to-generate-energy-from-waste> (accessed November 2019). ISBN 978-953-51-3311-7.
- Zhang J, Qun C., Changfu Y. 2015. Biochar Effect on Water Evaporation and Hydraulic Conductivity in Sandy Soil. *Pedosphere* **26**:265-272.
- Zhao B, Xu H, Zhang T, Nan X, Ma F. Effect of pyrolysis temperature on sulfur content, extractable fraction and release of sulfate in corn straw biochar. School of Environmental and Municipal Engineering, Lanzhou Jiaotong University, Lanzhou. *RCS Advances* **8**:35611-35617.
- Zhao SX, Na T, Wang XD. 2017. Effect of temperature on the structural and physicochemical properties of biochar with apple tree branches as feedstock material. *Energies* **10**:1293.
- Zhao L, Cao X, Wang Q, Yang F, Xu S. 2013. Mineral constituents profile of biochar derived from diversified waste biomasses: implications for agricultural applications. *Journal of Environment Quality* **42** (2):545–552.
- Zychová M, Růžičková M, Macák J, Janda V. 2013. VLASTNOSTI A POUŽITÍ SUPERKRITICKÉ VODY. Centrum výzkumu Řež s.r.o. Ústav energetiky, Fakulta technologie ochrany prostředí, Vysoká škola chemicko-technologická, Praha. *Chemické Listy* **107**:126–135.