

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra agroenvironmentální chemie a výživy rostlin



**Fakulta agrobiologie,
potravinových a přírodních zdrojů**

**Implementace biocharu do vermikompostovacích
směsí**

Bakalářská práce

Tereza Brázdilová

Ochrana krajiny a využívání přírodních zdrojů

Vedoucí práce: Ing. Tereza Hřebečková, Ph.D.

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou bakalářskou práci "Implementace biocharu do vermikompostovacích směsí" jsem vypracovala samostatně pod vedením vedoucí bakalářské práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autorka uvedené bakalářské práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušila autorská práva třetích osob.

V Praze dne 23.04.2025

Poděkování

Ráda bych poděkovala vedoucí mé bakalářské práce, Ing. Tereze Hřebečkové, Ph.D. za vedení práce a cenné rady, které mi poskytla při její tvorbě, neskutečnou trpělivost, ochotu a čas, který mi věnovala při konzultacích.

Implementace biocharu do vermikompostovacích směsí

Souhrn

Bakalářská práce se zabývá implementací biocharu do vermikompostovacích směsí a zkoumáním jeho vlivu na obsah makroživin (draslíku, hořčíku, fosforu a dusíku) ve výsledném vermikompostu. Biochar, konečný produkt procesu pyrolýzy organického materiálu, je důležitý pro své příznivé vlastnosti, zejména z hlediska podpory kvality a úrodnosti zemědělské půdy. V rámci literární rešerše jsou popsány vlastnosti biocharu, způsob jeho výroby a využití. Dále je rozebrán proces vermikompostování, vlastnosti výsledného vermikompostu a role žížal druhu *Esenia andrei* při rozkladu organické hmoty a její přeměně na vermikompost.

Cílem práce je zhodnotit účinky obohacení vermikompostovacích směsí biocharem z hlediska změn obsahu makroživin v průběhu procesu a stanovit optimální množství biocharu pro zvýšení hnojivého potenciálu vermikompostu. Současně byla sledována změna množství a biomasy žížal druhu *Esenia andrei*, které se podílely na rozkladu organické hmoty a tvorbě výsledného vermikompostu. Pokus probíhal na experimentálním pracovišti Katedry agroenvironmentální chemie a výživy rostlin v Červeném Újezdu. Pro vermikompostování byly použity domácí vermikompostéry. Jako vstupní materiál sloužila směs svozového bioodpadu, kalu z čistíren odpadních vod, slámy, popelu a zeminy pocházející z komerční kompostárny v Kutné Hoře. Mezi hodnocené parametry patří obsah sušiny, poměr uhlíku ku dusíku (C/N) a celkový obsah makroživin. Dále bylo analyzováno množství biomasy a počet žížal ve výsledném vermikompostu.

V experimentální části byly provedeny laboratorní pokusy se směsí kompostu, do které byl přidán dřevní biochar v různých koncentracích (0 %, 1 %, 5 %, 10 % a 15 % obj.). Dle ČSN 46 5736 zabývající se vermikomposty, splnily všechny varianty výsledných vermikompostů s přidavkem biocharu limitní hodnotu poměru C/N. Na základě výsledků bylo stanoveno optimální množství biocharu v rozmezí 5–10 % obj. dřevního biocharu. Tento podíl zajišťuje dostatečnou stabilitu substrátu a zvyšuje hnojivý potenciál vermikompostu. Naopak koncentrace 15 % obj. biocharu již nevykazovala tak výrazný stimulující účinek.

Výsledky práce mohou podpořit praktické využití biocharu v kompostárnách k obohacení kompostu. Využíváním kompostu se zvýší kvalita organických hnojiv, která mají následný vliv na půdní strukturu.

Klíčová slova: vermikompostování; vermikompostovací směsi; výroba biocharu; makroživiny

Effect of biochar implementation in vermicomposting mixtures

Summary

The bachelor thesis deals with the implementation of biochar in vermicompost mixtures and the investigation of its effect on the content of macronutrients (potassium, magnesium, phosphorus and nitrogen) in the resulting vermicompost. Biochar, the end product of the process of pyrolysis of organic material, is important for its favorable properties, especially in terms of promoting the quality and fertility of agricultural land. As part of the literary research, the characteristics of biochar, how it is produced and used are described. Furthermore, the process of vermicomposting, the properties of the resulting vermicompost and the role of *Esenia andrei* earthworms in the degradation of organic matter and conversion to vermicompost are discussed.

The aim of the experiment was to evaluate the effects of enrichment vermicompost mixtures by biochar in terms of changes in macronutrient content during the process and to determine the optimal amount of biochar to increase the fertilizing potential of the vermicompost. At the same time, changes in the amount and biomass of *Esenia andrei* earthworms, which were involved in the degradation of organic matter and the formation of the resulting vermicompost, were observed. The experiment took place at the experimental laboratory of the Department of Agroenvironmental Chemistry and Plant Nutrition in Červený Újezd. Household vermicomposters have been used for vermicomposting. The input material was a mixture of municipal biowaste, sewage sludge, straw, ash and soil from a commercial composting plant in Kutná Hora. The parameters assessed include dry matter content, carbon to nitrogen ratio (C/N) and total macronutrient content. Furthermore, the amount of biomass and number of earthworms in the resulting vermicompost was analyzed.

In the experimental part, laboratory experiment with a composting mixture with addition of biochar in different concentrations (0 %, 1 %, 5 %, 10 % and 15 % vol.) was carried out. According to ČSN 46 5736 about vermicomposts, all variants of final vermicomposts with the addition of biochar met the limit value of the C/N ratio. Based on the results, the optimal amount of biochar was determined in the range of 5-10 % vol. of wood biochar. This proportion provides sufficient substrate stability and enhances the fertilizing potential of vermicompost. In contrast, the concentration of 15 % vol. of biochar no longer shows such a strong stimulating effect.

The results of the experiment can support the practical use of biochar in composting plants to enrich compost. The use of compost will improve the quality of organic fertilizers, which have a consequent effect on soil structure.

Keywords: vermicomposting, vermicomposting mixtures, biochar production, macronutrients

Obsah

1	Úvod	1
2	Cíl práce.....	2
3	Literární rešerše.....	3
3.1	Biochar	3
3.1.1	Vlastnosti biocharu	3
3.1.2	Výroba biocharu	5
3.1.3	Využití biocharu	8
3.2	Vermikompostování.....	9
3.2.1	Látky uvolňované během vermikompostování a jejich vliv na půdu	10
3.2.2	Vermikompost	11
3.2.3	Faktory ovlivňující proces vermikompostování	13
3.2.4	Dopady vermikompostování na půdu a rostliny	13
3.2.5	Používané druhy žížal	15
4	Metodika	19
5	Výsledky.....	21
5.1.1	Rozbor vstupních materiálů	21
5.1.1.1	Obsah sušiny a poměr C/N.....	21
5.1.1.2	Zastoupení jednotlivých prvků.....	21
5.1.2	Rozbor směsí s biocharem	22
5.1.2.1	Obsah sušiny a poměr C/N.....	22
5.1.2.2	Zastoupení jednotlivých prvků.....	23
5.2	Žížaly	26
6	Diskuze.....	28
7	Závěr	31
8	Literatura.....	32

1 Úvod

Využívání biologických odpadů a jejich zpracování prostřednictvím procesu vermikompostování nabývá v dnešní době na významu zejména v souvislosti s ochranou půdních zdrojů a snižováním produkce odpadu. Celosvětově se ročně vyprodukuje značné množství biologického odpadu, které často končí na skládkách, kde přispívá k tvorbě methanu. Jedním z možných řešení podpory oběhového hospodářství je recyklace, opětovné využití a zhodnocení těchto materiálů (Hollins et al. 2017). Většina biologicky rozložitelných odpadů pochází z antropogenní činnosti. Tyto odpady by neměly být přímo aplikovány do půdy, protože jejich nekontrolovatelný rozklad může mít na půdní systém negativní vliv (Hanc et al. 2019). Stabilizace a opětovné použití organických zbytků je možné prostřednictvím procesu vermikompostování.

Tato bakalářská práce se zabývá využíváním vermikompostovacích směsí obohacených o biochar a jeho následného vlivu na obsah makroživin ve výsledném vermikompostu. Vermikompostování představuje ekonomicky výhodnou a efektivní technologii pro přeměnu biologického odpadu na kvalitní organická hnojiva prostřednictvím činnosti žížal (Garg et al. 2006). Proces zároveň přispívá k regeneraci půdního ekosystému, podporuje mikrobiální aktivitu a snižuje negativní dopady intenzivního hospodaření. Intenzivní zemědělství často vede k degradaci půdy, s tím spojené ztráty organické hmoty a biodiverzity mikroorganismů, což negativně ovlivňuje její dlouhodobou úrodnost (Bender et al. 2016). Rostoucí spotřeba organického materiálu přináší příležitost ke zlepšení půdního ekosystému a efektivnější využití dostupných zdrojů (Pramanik 2010; Jouquet et al. 2011; Doan et al. 2015; Goswami et al. 2017). Přidání biocharu do vermikompostovacích směsí vede k optimalizaci mikrobiálního prostředí (Lehman et al. 2011; Liu S. W. et al. 2016), zlepšení zadržování vody a zvýšení dostupnosti živin pro rostliny (Jeffery et al. 2011). Cílem této práce je hlubší pochopení interakce mezi biocharem a vermikompostem a zhodnotit vliv biocharu na obsah makroživin ve vermikompostu.

2 Cíl práce

Cílem této bakalářské práce je zhodnotit výsledky obohacení vermikompostovacích směsí o biochar z hlediska změny obsahu makroživin ve výsledném vermikompostu. Práce zahrne literární rešerši zaměřenou na proces vermikompostování a vlastnosti vermikompostu. Dále bude popsán biochar a jeho výroba. V experimentální části se uskuteční laboratorní pokus, ve kterém bude sledováno vermikompostování bioodpadu s různými procenty přídavku dřevního biocharu (0; 1; 5; 10; 15 % obj.). Obsahy makroživin (N, P, K, Mg) budou hodnoceny na začátku a na konci procesu. Výsledky experimentu umožní posoudit vliv biocharu na hnojivý potenciál vermikompostu a stanovit optimální množství jeho přídavku.

3 Literární rešerše

3.1 Biochar

Biochar, jinak nazývaný biouhel, je pevný materiál vyráběný termochemickým zpracováním biomasy. Jde o jemnozrnnou porézní látku, která je velmi stabilní a jejíž rozklad probíhá pomalu (Shaaban et al. 2018). Díky vysokému obsahu uhlíku, který tvoří 50-90 % z celkové hmotnosti, je biochar schopen dlouhodobě zadržovat uhlík v půdě a tím bránit jeho uvolnění do atmosféry ve formě oxidu uhličitého. Přispívá tak ke snižování koncentrace skleníkových plynů. Porézní struktura biocharu umožňuje zadržet v půdě živiny (dusík, fosfor, draslík), což zlepšuje úrodnost půdy a poskytuje tak vhodné prostředí pro mikroorganismy a jejich aktivitu v půdě. Zároveň zabráňuje vyplavování těchto živin do spodních vod a zvyšuje tak jejich dostupnost pro rostliny. Také zvyšuje kapacitu zadržování vody v půdě. Na vlastnosti biocharu má přímý vliv druh suroviny, ze které je vyráběn, podmínky pyrolýzy a jeho následná úprava (Yuan 2017). Změna struktury biocharu je závislá na teplotě pyrolýzy. Při nižších teplotách se vytváří amorfni uhlík, zatímco při vyšších teplotách vzniká turbostrukturní nebo grafitový uhlík (Keiluweit et al. 2010).

K tvorbě biocharu se využívají suroviny jako jsou dřevní biomasa, zemědělské zbytky, zvířecí podestýlka nebo pevné odpady. Využíváme jak primární odpady, které vzniknou při sklizni plodin, tak sekundární odpady – vzniklé při následném zpracování plodin (Ma et al. 2020). Primární odpady obsahují více vlhkosti, proto se pro jejich předúpravu využívá sušení nebo torefakce. Termochemické zpracování biomasy zahrnuje procesy jako je pyrolýza, hydrotermální karbonizace nebo torefakce, které mění surovou biomasu na chemicky stabilnější a reaktivnější materiály. Taková forma biocharu má specifické redoxní vlastnosti, které jsou dány přítomností různých funkčních skupin a redox-aktivních kovů, které jsou zabudovány v jeho struktuře (Ross 1994). Díky těmto vlastnostem je biochar široce využíván k degradaci znečišťujících látek, mobilizaci a imobilizaci kovů. Také slouží ke zlepšení transformace živin v půdě (Yuan et al. 2017). Biochar lze účinně využívat při zadržování kontaminantů, mezi které patří rizikové prvky nebo organické znečišťující látky (Adriano 2001; Beiyuan et al. 2017; Cho et al. 2017). Schopnost mobilizace závisí na fyzikálně-chemických vlastnostech prostředí – pH ovlivňuje iontové interakce, vlhkost, biologickou aktivitu. Přítomnost mikroorganismů zvyšuje účinnost biocharu při rozkladu znečišťujících látek a přeměnách živin (Park et al. 2011; Bolan et al. 2013; Beiyuan et al. 2017).

3.1.1 Vlastnosti biocharu

Fyzikální vlastnosti

Přidání biocharu do půdy, ať spolu s vermikompostem nebo jen jeho samotného, podporuje její fyzikální vlastnosti. Zvyšuje stabilitu půdních agregátů, upravuje vodní a vzdušný režim v půdě a také může ovlivnit pH substrátu, zejména v kyselých podmínkách, kde je nízký obsah organické hmoty s pufovací schopností (Zhang et al. 2019).

Biochar působí na mikrobiální společenstva v substrátu, včetně nitrifikačních a denitrifikačních bakterií. Stimulace těchto bakterií vede k vyšším emisím oxidu dusného

(N₂O), zatímco při vyšší vlhkosti pracují anaerobní bakterie, které oxid dusný redukují na plyný dusík (N₂). Dochází tak ke snížení množství tohoto skleníkového plynu (Liu et al. 2017).

Aplikací biocharu do půdy zvyšujeme sekvestraci uhlíku. Biochar slouží jako stabilní zásobník tohoto prvku, který je schopen udržet v půdě po dlouhou dobu (Schulz & Glaser 2012). Ačkoli je biochar vysoce odolný, v průběhu času dochází k jeho mineralizaci na CO₂. Jinak by v organické hmotě docházelo k jeho hromadění (Masiello 2004; Cheng et al. 2006; Lehman et al. 2008). Rychlost jeho rozkladu závisí na druhu použité biomasy a podmínkách prostředí (Masiello 2004; Cheng et al. 2006; Lehmann et al. 2008). Sekvestrace uhlíku označuje proces, během kterého dochází k zadržení uhlíku v půdě, což přispívá ke zvýšení jeho zásob v půdním prostředí. Tím brání jeho opětovnému uvolnění do atmosféry v podobě oxidu uhličitého (Li et al. 2023).

Interakci biocharu s živinami ovlivňuje jeho povrchová plocha a porozita. Tyto vlastnosti také zlepšují zadržení kontaminantů, včetně kovů a organických znečišťujících látek v substrátech (Beesley & Marmiroli 2011). Větší povrchová plocha podporuje sorpci kontaminantů. Obecně platí, že čím větší je povrchová plocha biocharu, tím vyšší je jeho schopnost sorbovat rizikové prvky, jako je například kadmium nebo zinek. Struktura biocharu tvořena různými velikostmi pórů a poměrem mezi nimi umožňuje zadržovat látky a regulovat jejich dostupnost v půdním prostředí. Dle velikosti dělíme elementární částice na mikropóry, mezopóry a makropóry. Mikropóry mají velikost <2 mm. Jedná se o nejmenší póry, které jsou ideální pro adsorpci malých molekul (Lehmann & Joseph 2009). Mezopóry mají velikost 2-50 mm. Patří mezi středně velké póry, které interagují s většími molekulami. Makropóry, jako největší póry, zastupují velikost >50 mm. Zprostředkovávají transport větších částic a molekul (Yuan et al. 2017).

Vyšší teplota během pyrolýzy způsobuje změny v poréznosti struktury biocharu (Bonelli et al. 2007). Během rozkladu organické hmoty dochází k odstranění látek, které mohou blokovat póry, čím se zvýší celková povrchová plocha biocharu (Katyal et al. 2003). Při vyšších teplotách se biochar stává hydrofobním a tepelně stabilním. Vyšší teplota během pyrolýzy zlepšuje elektrickou vodivost a zároveň zvyšuje podíl uhlíku, což přispívá k tvorbě hustší uhlíkové struktury (Sun et al. 2017). Změny ve struktuře biocharu následně ovlivňují jeho schopnost vázat aromatické sloučeniny (Ghani et al. 2013).

Chemické vlastnosti

Mezi chemické vlastnosti biocharu řadíme pH, chemické složení, kationtovou výměnnou kapacitu a povrchové funkční skupiny. Biochar se skládá především z uhlíku, ale obsahuje také kyslík, dusík, síru a fosfor. Zastoupení jednotlivých prvků je dáno typem biomasy a podmínkami výroby. Všechny tyto prvky ale nejsou dostupné pro rostliny, protože některé jsou vázány v nerozpustné formě (Chan & Xu 2009; Spokas et al. 2012). Biochar vyrobený z dřevní biomasy nebo zemědělských zbytků obsahuje minerální prvky, které v něm zůstanou i po skončení procesu pyrolýzy a postupně se uvolňují do půdy, kde mohou být dále využity (Zhu et al. 2017).

Obsah jednotlivých prvků v biocharu se odvíjí od typu suroviny použité při jeho výrobě. Studie Achary et al. (2024) dokládá, že biochar vyrobený z dřevní biomasy obsahuje průměrně

75 % uhlíku. Oproti tomu biochar z kukuřičných stonků obsahuje kolem 63 % uhlíku. Rozdíly mezi těmito surovinami jsou způsobeny především obsahem celulózy, hemicelulózy a ligninu. V dřevní biomase je obsaženo více ligninu než v bylinách. Během procesu pyrolýzy lignocelulóзовé struktury uvolňují organické látky, které podporují vznik aromatické struktury zvyšující obsah uhlíku v konečném produktu (Li et al. 2023). Zvýšení podílu aromatických struktur zároveň zlepšuje odolnost biocharu vůči chemickým reakcím a mikrobiálnímu rozkladu v půdě. Tento proces podporuje tvorbu hydrofobních povrchů (Ghani et al. 2013).

Rozdíly mezi vstupními surovinami se také projevují v obsahu popela. Dřevní biomasa obvykle obsahuje méně popela (7 %) než traviny (50 %). Důvodem je, že biochar vyrobený z travin v sobě má více oxidu křemičitého, který je hlavní složkou v travinách. Zatímco dřevní biomasa obsahuje více ligninu. (Jafri et al. 2018). Vyšší obsah popela bývá spojen s vyšší koncentrací polycyklických aromatických uhlovodíků a stopových prvků a také zvyšuje odolnost biocharu (Yargicoglu et al. 2015).

Poměr H/C a O/C se využívá k určení aromaticity biocharu, tedy hustoty aromatických struktur (Spokas 2010). Čím vyšší je aromaticita, tím pevnější má biochar strukturu a je tedy odolnější vůči oxidaci a rozkladu způsobeném mikroorganismy (Keiluweit et al. 2010). Biochar je alkalickou látkou, jejíž pH se pohybuje v rozmezí 7–12 a jeho hodnota závisí na obsahu popela. Vyšší podíl popelovin přispívá k vyšší zásaditosti biocharu. Prostřednictvím svého pH je biochar schopen neutralizovat kyselé prostředí a stabilizovat pH půdy (Lehmann 2007).

3.1.2 Výroba biocharu

Rozklad biomasy, ze které je biochar vyráběn, probíhá buď přirozenou cestou, anebo uměle. Biochar vyráběný bez zásahu člověka vzniká přírodní cestou, a to jako produkt lesních požárů, kdy dochází k uvolňování uhlíku do ovzduší. Uhlík, který se během hoření uvolní, byl původně součástí půdy a rostlinné biomasy (Ronsse 2012).

Pokud je výroba biocharu zajišťována umělou cestou, jedná se o tzv. zplyňování. Jde o termochemický proces probíhající za teplot vyšších než 400 °C a při nízké vlhkosti vstupního materiálu. Tento proces se skládá z několika na sebe navazujících fází. Klíčovou roli hraje pyrolýza, tepelný rozklad biomasy. Při zplyňování je biomasa s nízkou hustotou spalována v anaerobních podmínkách. Součástí procesu je oxidace uhlovodíků s vodní párou a jejich následná redukce. Proces zplyňování vede ke vzniku hořlavých plynů (syngas), destilačních produktů (bioolej) a pevného produktu (biochar) (Lewandowski et al. 2010). Kvalita konečných produktů je ovlivněna chemickým složením vstupní biomasy a podmínkami pyrolýzy, především teplotou (Laird et al. 2009).

Biochar je možné vyrábět z různorodých materiálů vhodných k pyrolýze, mezi které patří živočišná hnojiva, posekaná tráva, dřevní odpad nebo zemědělské zbytky (Van Poucke et al. 2016; Igalavithana et al. 2017). Před zahájením procesu je nutné rozemlít vstupní surovinu, aby bylo možné dosáhnout vyšší teplotní účinnosti (Zhiwen et al. 2018). Surová biomasa obsahuje velké množství vlhkosti, kyslíku a alkalických kovů, což zvyšuje energetickou náročnost procesu a zároveň vyžaduje použití pyrolýzních reaktorů odolných vůči korozi. Samotný proces zplyňování začíná sušením biomasy při teplotách do 200 °C, kdy dojde

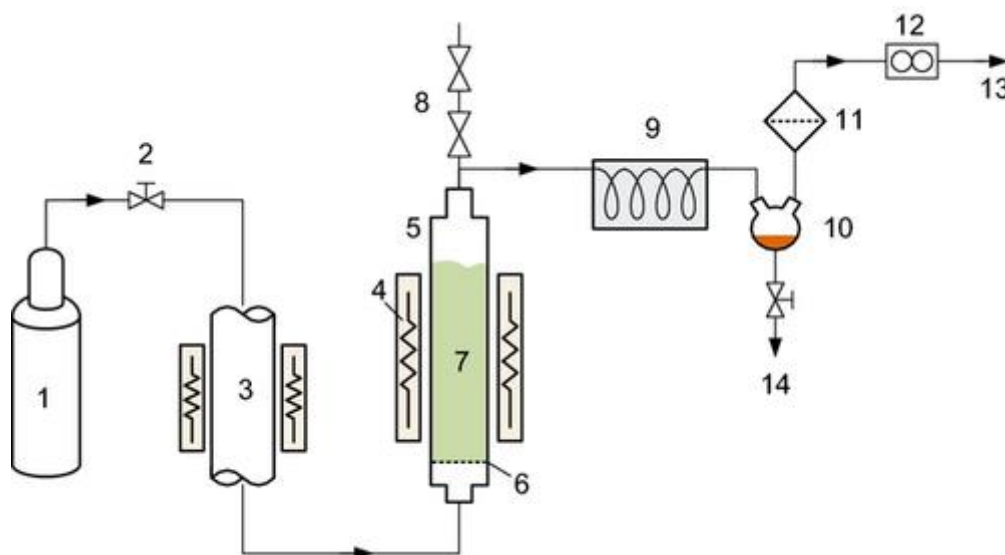
k odpaření vody z biomasy. Vypařená voda následně odchází ve formě plynu ze souproutého reaktoru. Po této fázi následuje pyrolýza, při které dochází k ohřevu biomasy. Při zvýšené teplotě a za přítomnosti kyslíku dojde k rozkladu organického materiálu. Mezi vzniklé hořlavé plyny řadíme dřevoplyn, který je složen z methanu, oxidu uhelnatého a vodíku. Spalování plynné složky vede k jejímu postupnému shoření, což prodlužuje plamen a zvyšuje teplotu plynných spalín. Při dostatečném přísunu kyslíku dochází k následovnému spalování pevné složky, čímž je umožněno dohořívání pevných látek. Během spalování dochází ke vzniku oxidu uhelnatého, který dále oxiduje na oxid uhličitý (Zhu et al. 2022). Teplota pyrolýzy je hlavním faktorem, který má vliv na kvalitu produktů (Singh et al. 2020). Při vyšších teplotách dochází k větší tvorbě sekundárních (vedlejších) produktů, což vede ke snížení výnosu biouhlu a biooleje (primárních produktů). Také dochází ke zvýšení energetické spotřeby. Nižší teplota může vést k devolatilizaci, což je proces, při kterém dochází k uvolňování těkavých složek (Luo et al. 2021). Právě tyto volatilní látky vznikají během tepelného rozkladu biomasy (Zheng et al. 2019). Jejich množství není závislé na typu vstupní suroviny, ale spíše na podmínkách při výrobě biocharu (Spokos et al. 2011).

Typy pyrolýzy

Pyrolýzu dělíme dle specifických parametrů na 3 typy – pomalou, rychlou a bleskovou (Yang et al. 2019; Chantanumat et al. 2022). Mezi podmínky pyrolýzy patří rychlost zahřívání, teplota, čas setrvání, doba setrvání těkavých látek a objem vstupních surovin (Tripathi et al. 2016).

Pomalá pyrolýza

Pomalá pyrolýza se primárně zaměřuje na výrobu biocharu jako hlavního produktu, zatímco bioolej a syntézní plyn jsou vedlejšími produkty (Manya 2012). Tento proces probíhá při nízkých teplotách, které se pohybují v rozmezí 400-700 °C a s dobou setrvání delší než 5 minut. Během procesu se používají rotační pece, bubnové reaktory a reaktor se šnekovým dopravníkem (Vuppaladadiyam et al. 2022). Pomalé nastavení pyrolýzy pro sériovou výrobu biocharu je znázorněno na obr. 1. Hlavní výtěžnost biocharu a biooleje závisí na vlastnostech vstupní suroviny (Howe et al. 2015), rychlosti ohřevu, teplotě pyrolýzy (Crombie & Mašek 2014) a volbě atmosférického plynu CO₂, N₂ nebo Ar (Patel et al. 2019). Při zvyšování teploty může docházet k destrukci celulózy a hemicelulózy, čímž dojde ke snížení množství biocharu. Nejčastějšími surovinami pro tento typ pyrolýzy jsou řasy a bylinná nebo dřevní hmota (Vuppaladadiyam et al. 2022). Výhodou této metody je vysoká výtěžnost biocharu, relativně jednoduchá technologie a možnost využití široké škály vstupních surovin. Naopak mezi nevýhody patří nižší výtěžnost kapalných produktů a delší doba zpracování. Biochar vyrobený pomalou pyrolýzou obsahuje velké množství kyselých funkčních skupin (Yuan et al. 2017).



Obrázek č. 1: Pomalé nastavení pyrolýzy pro sériovou výrobu biocharu (Zdroj: Ronsse 2012). 1) přívod dusíkatého plynu, 2) regulace průtoku, 3) předehřívání plynu, 4) elektrická trubková pec, 5) pyrolýzní reaktor, 6) slnutá základová deska, 7) balené dno z biomasy, 8) zásobník na biomasu, 9) kondenzátor, 10) separátor kondenzátu/plynu, 11) bavlněný filtr, 12) průtokoměr membránového plynu, 13) ventilační plyn a 14) rekuperace biooleje.

Rychlá pyrolýza

Rychlá pyrolýza se využívá hlavně pro produkci kapalných produktů, především biooleje. Teplotní rozmezí se při tomto procesu pohybuje mezi 450–800 °C, s dobou setrvání biomasy v reaktoru mezi 0,5 - 10 sekundami (Yang et al. 2019). Vysoká teplota a krátká doba zdržení minimalizují sekundární reakce těkavých látek, což vede k vyšší výtěžnosti biooleje. Používané technologie využívají reaktory s pevnou a fluidní vrstvou. Biomasa je během tohoto procesu přeměňována na kapalné produkty a nekondenzovatelné plyny pomocí rychlé konverze (Tripathi et al. 2016). Výhodami rychlé pyrolýzy je vysoká výtěžnost kapalných produktů a krátká doba zpracování (Bridgwater & Grassi 1991). Naopak nevýhodou je, že tento proces má vyšší požadavky na velikost a homogenitu vstupních materiálů, což může omezovat využitelnost některých surovin (Daful & Chandraratne 2018).

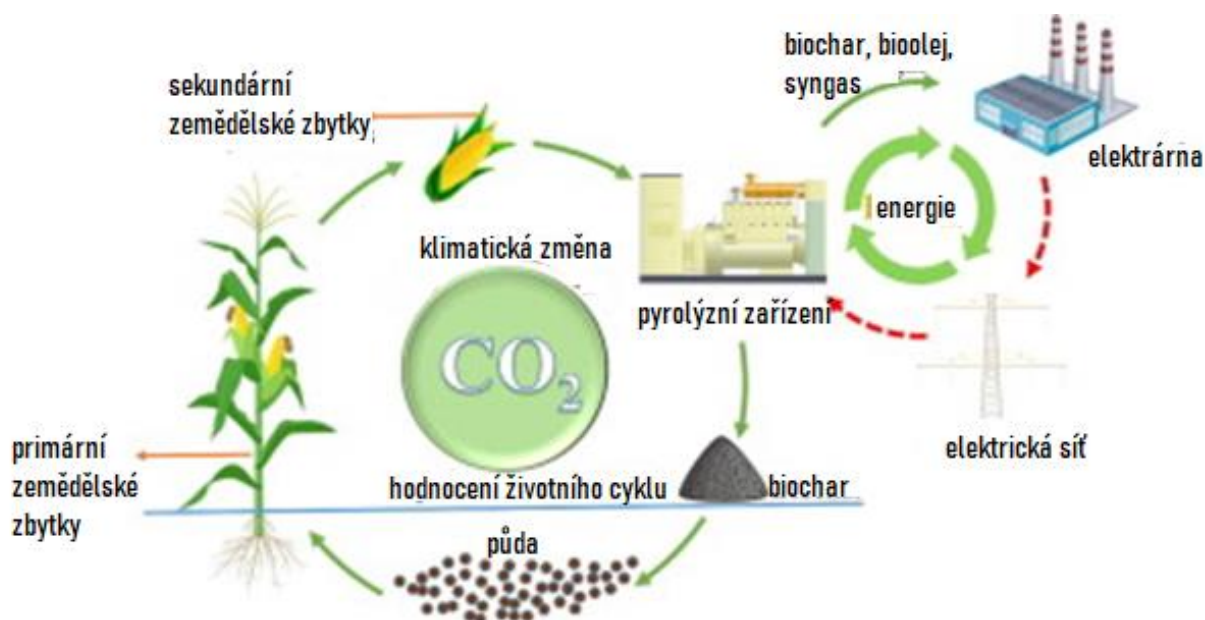
Blesková pyrolýza

Jedná se o zesílenou formu rychlé pyrolýzy. Blesková pyrolýza má vyšší rychlost zahřívání, teplota se v tomto procesu pohybuje v rozmezí 800 – 1 200 °C s dobou zdržení biomasy v reaktoru pod 2 sekundy (Yang et al. 2018). Rychlost zahřívání je vysoká, což vyžaduje použití velmi jemných částic biomasy o velikosti menší než 0,1 mm. Blesková pyrolýza je využívána hlavně pro produkci plyných produktů a biooleje. Vlivem vysokých teplot a krátké doby zpracování dochází k téměř úplné eliminaci biocharu (Vuppaladadiyam et al. 2022).

3.1.3 Využití biocharu

Využití biocharu je rozmanité. Je možné jej využít v energetice, v rámci odpadovém hospodářství, zemědělství a dalších oblastech. Biochar se podílí nejen na zlepšení půdních vlastností, ale má také potenciál přispívat ke zmírňování klimatických změn. Používáním biocharu lze efektivně snižovat koncentraci oxidu uhličitého v atmosféře, protože aplikace biocharu umožňuje dlouhodobě vázat uhlík v půdě, kde může zůstat stabilní po delší dobu (Li et al. 2023). Přidáváním biocharu do půdy se významně zlepšuje její kvalita. Biochar zvyšuje schopnost půdy zadržovat vodu a živiny, což je klíčové na málo úrodných či degenerovaných půdách, kde může dojít ke zvýšení výnosnosti plodin. Zvýšením úrodnosti půdy je stimulován růst rostlin, které během fotosyntézy vážou oxid uhličitý z atmosféry (Asai et al. 2009).

Biochar má vynikající schopnost sorpce, což mu umožňuje imobilizovat rizikové prvky jako jsou těžké kovy (olovo, kadmium, arzen) a organické znečišťující látky, včetně pesticidů a polyaromatických uhlovodíků (Ahamed et al. 2014). Zlepšením fyzikálně-chemických vlastností půdy zvyšuje biochar dostupnost živin (dusík, fosfor) pro rostliny. Biochar vytváří díky svým vlastnostem vhodné prostředí pro výskyt a aktivitu mikroorganismů, které hrají klíčovou roli při rozkladu organických látek a živin na formy dostupné pro rostliny (Atkinson et al. 2010). Využití biocharu lze propojit s obnovitelnými zdroji energie, případně využít jako tuhé palivo díky vysoké výhřevnosti (Zhu et al. 2018). Vedlejší produkty pyrolýzy, jako jsou syngas a bioolej, lze využít jako alternativní zdroje energie (Chea et al. 2016). Posuzování životního cyklu těchto pyrolýzních procesů a jejich dopadu na udržitelnost je znázorněno na obr. 2.



Obrázek č. 2: Posuzování životního cyklu pyrolýzních procesů (upraveno dle: Zhu 2022).

3.2 Vermikompostování

Vermikompostování patří mezi metody kompostování. Jedná se o biotechnologický proces zpracování organického odpadu za pomoci mikrobiálního rozkladu podporovaného biotickými činiteli, mezi které řadíme zástupce z kmene kroužkovců (Vuković et al. 2021). Vermikompostování pracuje na principu přeměny organického odpadu na organická hnojiva pomocí žížal jakožto hlavního biologického činitele (Garg et al. 2006). Žížaly nejenže zpracovávají širokou škálu organických materiálů, ale také aktivně zvyšují cirkulaci vzduchu v kompostu (Wu et al. 2015). Mikrobiální činnost podílející se na rozkladu organického materiálu úzce souvisí s činností trávicího traktu žížal, kde dochází k obohacení tohoto materiálu o mikroorganismy a bakterie, které hrají klíčovou roli v procesu jeho rozkladu. Mikroorganismy a bakterie jsou schopné rozkládat složité organické látky na jednodušší, snadno stravitelné složky. Tím dochází ke zlepšení dostupnosti živin pro rostliny a k obohacení humusu o minerální látky a stopové prvky (Sapkota et al. 2020).

Během vermikompostování dochází k tvorbě humusu, který je bohatý na živiny, minerály a růstové hormony. Humus zlepšuje strukturu půdy, zvyšuje její schopnost zadržovat vodu a zároveň rostlinám poskytuje snadno dostupný dusík, čímž podporuje jejich růst (Gong et al. 2017). Kromě toho obsahuje růstové hormony, které stimulují vývoj vegetace a přispívají k celkovému zlepšení půdních vlastností (Lim et al. 2014). Neustálou homogenizací materiálu, kterou zajišťují žížaly, je substrát schopen se dále rozkládat. Tento proces je klíčový pro zachování aerobního stavu v substrátu, což je důležité pro optimální podmínky rozkladu organického materiálu. Díky aerobním podmínkám rozkladu nedochází ke vzniku nepříjemných zápachů, typických pro rozklad (Wu et al. 2015). Během vermikompostování lze efektivně zpracovat různé druhy biologických odpadů (Liam 2014). K nejběžnějším patří živočišné a rostlinné odpady, odpady z domácností, čistírenské kaly a zemědělský odpad. Proces vermikompostování umožňuje zpracovat i materiály, které by se obtížně recyklovaly nebo zpracovávaly jinými metodami. Přestože je vermikompostování velmi efektivní metoda, je nutné některé odpady před využitím upravit, případně předzpracovat, aby byly lépe zpracovatelné žížalami a aby se předešlo negativnímu vlivu na rostliny (Lv et al. 2013). Jedná se buď o smíchání více druhů odpadů nebo přidání objemových látek pro úpravu poměru živin a zlepšení podmínek pro zpracování odpadu. Lze přidat i složky pro úpravu pH materiálu (Busato et al. 2016). K některým odpadům je potřeba přidat živiny pro vyvážení poměru uhlíku ku dusíku (C/N). Tím dosáhneme například přidáním kravského hnoje (Unuofin & Mnkeni 2014).

Dalším klíčovým faktorem v procesu vermikompostování je poměr uhlíku a dusíku v organickém materiálu. Uhlík a dusík nejenže ovlivňují proces rozkladu organického materiálu, ale jsou také důležitými prvky pro růst rostlin. Pokud je obsah uhlíku příliš vysoký, může dojít ke zpomalení rozkladu a snížení kvality výsledného humusu. Nižší poměr uhlíku ku dusíku (C/N) ukazuje větší stabilitu produktu. Vermikomposty obsahují oproti jiným kompostům více dusíku. Hodnoty se mohou pohybovat v rozmezí 1–2,1 % (Kiyasudeen et al. 2015). Vermikompostování přispívá k udržení vyváženého poměru dusíku a uhlíku díky neustálému promíchávání materiálu žížalami (Kiyasudeen et al. 2015). S rozkladem organického materiálu během vermikompostování je však spojeno i uvolňování emisí oxidu dusného (Frederickson & Howell 2003; Lv et al. 2020). Oxid dusný je silný skleníkový plyn,

který má velké dopady na životní prostředí. Studie ukazují, že během vermikompostovacího procesu může dojít ke zvýšení emisí oxidu dusného až o 42 % (Lubbers et al. 2013). K tomu dochází v důsledku biologické aktivity probíhající při vermikompostování. Při uvolňování oxidu dusného do ovzduší dochází ke snížení kvality vermikompostu, protože dochází současně k redukci množství dostupného dusíku v substrátu (Frederickson & Howell 2003; Lv et al. 2020). Dusík je klíčovým prvkem ve výživě rostlin a jeho nedostatek může vést ke snížené účinnosti vermikompostu. Přestože během vermikompostování dochází k uvolnění oxidu dusného, lze správnými postupy minimalizovat negativní dopady, a to především regulací vlhkosti, provzdušněním, správným mícháním materiálu. Tyto postupy mohou ovlivnit denitrifikační bakterie a snížení produkce N_2O (Wiley 2014).

3.2.1 Látky uvolňované během vermikompostování a jejich vliv na půdu

Během procesu vermikompostování dochází k uvolňování různorodých látek, které ovlivňují výsledný produkt – vermikompost, i jeho následný vliv na kvalitu půdy. Mezi látky vznikající během procesu patří organické i anorganické látky, biologicky aktivní látky a plyny (Arancon et al. 2005).

Mezi uvolňované organické látky řadíme humusové látky a enzymy. Humusové látky vznikají při rozkladu organické hmoty a mají zásadní vliv na strukturu půdy a její úrodnost. Jsou tvořeny směsí organických materiálů v různém stupni rozkladu. Dále se skládají z huminů, humusového uhlí, huminových kyselin a fulvokyselin. Huminové kyseliny jsou velmi kvalitní, podporují vysokou sorpční schopnost a zbarvují půdu do černa, čímž zlepšují její teplotní vlastnosti. Huminové kyseliny, které vznikají během vermikompostování se podílí na snižování koncentrace sacharidů a zlepšují humifikaci. Oproti tomu fulvokyseliny jsou v porovnání s huminovými kyselinami nižší kvality a zapříčiňují hnědé zbarvení půdy. Humin je nejstabilnější částí humusu, která se velmi těžko rozkládá a zajišťuje dlouhodobou úrodnost půdy. Enzymy jsou do vermikompostu uvolňované žížalami, které jim pomáhají rozkládat organické látky. Enzymy, jako jsou proteázy, lipázy a celulózy pomáhají rozkládat bílkoviny, tuky a celulózu, což urychluje proces přeměny organické hmoty na živiny snadno dostupné pro rostliny. Žížaly mechanicky rozrušují organickou hmotu a tím zvětšují plochu, na které mohou mikroorganismy působit, a zvyšují tím jejich aktivitu. Díky tomu se rozklad urychluje a přeměna organické hmoty je efektivnější než při běžném kompostování, které probíhá bez žížal (Arancon et al. 2024). Biochar úpravou pH, ať už jeho přiblížením k optimálním hodnotám nebo naopak odchýlením, ovlivňuje enzymatickou aktivitu ve vermikompostu (Pukalchik et al. 2018). Nepřímo působí na aktivitu enzymů tím, že podporuje růst určité skupiny mikroorganismů nebo podporuje růst kořenových systémů, což může měnit složení enzymů vylučovaných do půdy (Hale et al. 2015; Glodowska et al. 2017).

Mezi anorganické látky, které se uvolňují do vermikompostu převážně z rozkladu bílkovin a rostlinných materiálů patří minerální živiny. Mezi ty řadíme dusík, fosfor a draslík. Dusík je nejdůležitější živinou uvolňující se ve formě amoniaku a nitrátů, fosfor je uvolňovaný ve formě fosforečnanů nezbytných pro energetické procesy v rostlinách (např. při syntéze ATP). Draslík se zde vyskytuje ve formě iontů a je důležitý při regulaci osmotických procesů v rostlinách. Kromě organických a anorganických látek se během procesu uvolňují také různé

plyny. Je to např. oxid uhličitý, který vzniká při respiračních procesech žížal. Žížaly uvolňují také vodní páru, která reguluje vlhkost v kompostu. Methan a oxid dusný jsou další významné plyny, které mohou vzniknout, pokud dojde ke změnám mikroklimatických podmínek v kompostu. Oxid dusný vzniká během denitrifikace, procesu přeměny dusičnanů na dusík. Oba tyto plyny jsou skleníkovými plyny a je nutné jejich vznik minimalizovat (Lim et al. 2014).

Biologicky aktivními látkami, které se během vermikompostování uvolňují, jsou různé hormony a růstové regulátory. Žížaly produkují auxin a cytokinin, což jsou hormony stimulující růst rostlin. Podporují prodlužování kořenů a rozvoj vegetativních částí. Zvyšují efektivitu využívání živin rostlinami. Cytokinin podporuje dělení rostlinných buněk, auxin reguluje prodlužování kořenových buněk (Frébort et al. 2011). Auxiny jsou schopny se adsorbovat na huminové látky. Díky tomu se stávají stabilnější a prodlužují tak svůj účinek na rostliny (Arancon 2003). Kromě těchto látek jsou ve vermikompostu zastoupeny také antimikrobiální coelomické látky produkované žížalami. Ty mají antibakteriální a antifugální účinky a jsou schopné potlačit růst patogenů v půdě. Vermikompost navíc podporuje syntézu kyseliny salicylové a streptomycinu, které zvyšují rezistenci rostlin vůči patogenům (Plavšín et al. 2017).

3.2.2 Vermikompost

Vermikompost je bohatá rašelinovitá směs, která vzniká rozkladem organických materiálů pomocí mikroorganismů (Gupta et al. 2014). Jde o organické hnojivo bohaté na živiny s dobrou fyzikální strukturou a s vysokou mikrobiální aktivitou (Bowden et al. 2010; Doan et al. 2014). Rozklad organického materiálu podporují huminové sloučeniny obsažené ve vermikompostu, které urychlují celkový proces humifikace (Kretzschmar 1984; Saha et al. 2012). Při humifikaci mluvíme o minerálním rozkladu organických látek na humus, který tvoří nejúrodnější část půdy. Vermikompost vytváří ideální prostředí pro mikroorganismy, které zajišťují efektivní rozklad organické hmoty. Během jejich aktivity dochází ke vzniku organických kyselin a oxidu uhličitého. Udává se, že obsah organické hmoty by měl ve vermikompostu být v rozmezí 20-25 %, což zajišťuje dostatečné množství živin pro rostliny (Kiyasudeen et al. 2015).

Fyzikální vlastnosti

Vermikomposty jsou schopné díky svému složení ovlivňovat fyzikálně-chemické vlastnosti půdy, mezi které řadíme například půdní strukturu (Sundararasu & Neelanarayanan 2012). Důležitou fyzikální vlastností je objemová hmotnost, která má vliv na růst rostlin prostřednictvím pórovitosti nebo mírou vlhkosti půdy (Beeson 1996; Kiyasudeen et al. 2015). Půda s nízkou pórovitostí souvisí se špatným provzdušněním, což může vést k omezenému přístupu vzduchu ke kořenům rostlin a ke špatnému odvodu vody. Naopak pokud je půda vysoce pórovitá, dochází ke snížení dostupnosti vody pro rostliny (Kiyasudeen et al. 2015). Pro vytvoření ideálních podmínek pro růst rostlin by v půdě měl být obsah pórů v rozmezí 70-80 %. Provzdušněnost půdy by se měla pohybovat mezi 20-30 % (de Boodt & Verdonck 1972; Atiyeh et al. 2001). Provzdušnění půdy je proces, při kterém dochází k udržení dostatečného

množství vzduchu v půdních pórech a který tak umožňuje rostlinám dýchat (Kiyasudeen et al. 2015). Provzdušněnost půdy upravuje její struktura, množství organické hmoty a způsob zpracování půdy. Půda s dostatkem organické hmoty, která je provzdušněná, zajišťuje rovnoměrné rozložení pórů, což přispívá k vytvoření ideálních podmínek pro růst rostlin. Pórovitost a zadržování vody jsou ovlivněny množstvím agregátů. Správné zpracování půdy, přidání kompostu nebo provedení orby, pomáhají udržovat rovnováhu mezi provzdušněním a zadržováním vody (Singh 2018).

Biologické vlastnosti

Biomasa rozkládající se pro účely vermikompostování obsahuje mikroorganismy podílející se na rozkladu a zpracování odpadu. Některé druhy mikroorganismů zastoupených ve vermikompostech jsou schopny potlačovat patogeny přítomné ve zpracovávaných odpadech. Tyto mikroorganismy produkují antimikrobiální látky nebo enzymy, které omezují růst a šíření patogenů. Vermikompost poskytuje rostlinám ochranu před chorobami. Ve srovnání s klasickými komposty obsahuje vermikompost podstatně vyšší množství bakterií (Suhane 2007). Jedním z důvodů je přítomnost žížal, které obohacují vermikompost o enzymy podporující růst mikroorganismů. Vermikompost obsahuje například bakterie fixující dusík, které jsou schopné přeměnit atmosférický dusík na dusík přístupný rostlinám. Mikroorganismy jsou schopné rozkládat celulózu a lignin, což jsou složky obtížně rozložitelné (Singh 2018). Kromě těchto bakterií jsou v kompostu zastoupeny také bakterie, které díky adsorpčním schopnostem a enzymatické přeměně oxidačních stavů kovů imobilizují těžké kovy. Těmito bakteriemi jsou například *Bacillus* spp., *Microbacterium* spp., *Serratia* spp. a *Arthrobacter* spp. (Qu et al. 2018).

Chemické vlastnosti

Vermikompost obsahuje základní živiny lehce dostupné pro rostliny jako jsou draslík, dusík, fosfor nebo hořčík (Arancon et al. 2004). Kombinací vermikompostu s huminovými látkami jsme schopni podpořit růst rostlin prostřednictvím růstových hormonů obsažených ve směsi. Tyto látky přispívají ke zvýšení produkce rostlin, podporují klíčení semen a posilují imunitu rostlin vůči stresovým faktorům. Těmi může být dlouhodobé působení sucha nebo škůdců. Biochar může rostliny chránit proti oxidačnímu stresu, a to aktivací antioxidantních enzymů (Farhangi-Abriz & Torabian 2018; He et al. 2020). Podobně vermikompost pomáhá snižovat účinky solného stresu na růst rostlin (Oo et al. 2015; Hosseinzadeh et al. 2018) a zároveň zlepšuje agregaci půdy (Liu et al. 2020), doplňuje živiny a organickou hmotu (Goswami et al. 2017). Žížaly ve vermikompostech umí poutat rizikové prvky s huminovými kyselinami a eliminují tak vliv rizikových prvků na půdu a rostliny (Sing & Kalamdhad 2013). Díky činnosti žížal je možné během vermikompostování odbourat až 90 % rizikových prvků, které se do odpadů dostávají hlavně v oblastech znečištěných průmyslovou činností (Azizi et al. 2013). Vermikompost je oproti klasickým kompostům bohatý na živiny, které jsou uvolňovány aktivitou žížal a mikroorganismů (Edwards & Burrows 1988; Kiyasudeen et al. 2015). Složení vermikompostu se odvíjí od složení vstupních surovin (Werner & Cuevas 1996; Pathma & Sakthivel 2012). Při srovnání vermikompostu vzniklého z živočišného a rostlinného

odpadu, obsahuje živočišný více minerálních prvků (dusík, fosfor, draslík a vápník) (Aracon, et al. 2004). Kvalita živin ve vermikompostu je dána mineralizací organické hmoty, rozkladem polysacharidů a tvorbou huminových kyselin (Aracon & Edwards 2005). Vermikompost může mít různou hodnotu pH v závislosti na vstupním materiálu a podmínkách kompostování. Většinou se jeho hodnoty pohybují od neutrálního až po mírně alkalické pH. V případě vysokého obsahu solí ve vermikompostu může být růst rostlin omezen, zejména pokud je substrátem živočišný odpad (Edwards & Aracon 2004; Lim et al. 2015).

3.2.3 Faktory ovlivňující proces vermikompostování

Mezi faktory ovlivňující vermikompostovací proces patří teplota. Vermikompostování neprobíhá při vysokých teplotách, na rozdíl od kompostování, kde probíhá termofilní fáze s využitím termofilních bakterií. Při vermikompostování jsou zde přítomny mezofilní bakterie (Edwards & Burrows 1988). Ideální teplota se pohybuje v rozmezí 15-25 °C (Hanc et al. 2020). Při nižších hodnotách dochází k vyšší konzumaci potravy žížalami, ale pokud jsou teploty příliš nízké, jejich aktivita se utlumí. Naopak při vyšších hodnotách se zvýší jejich reprodukce. Žížaly jsou schopné přežít i v částečně zmrzlém vermikompostu. Uhynou v momentě, kdy jim dojde potrava. Kritickou teplotou jsou hodnoty pod 0 °C (Edwards et al. 1996). Kokony některých druhů jsou schopny přežít po nějakou dobu i ve zcela zmrzlém substrátu. Druhým extrémem jsou teploty nad 35 °C. Při této teplotě dojde ke zvýšení mikrobiální aktivity, čímž se sníží množství kyslíku v půdě. Žížaly opouští své prostředí a začínají hynout. Pohyb žížal v kompostu probíhá na základě teplotních podmínek. V zimě se drží převážně v teplejších částech kompostu, v létě naopak v chladnějších místech. Dalším klíčovým faktorem pro vermikompostování je vlhkost a přístup vzduchu. Využívané materiály musí být schopné udržet si dostatečnou vlhkost, aby vytvořily optimální prostředí pro život žížal. Žížaly dýchají celým povrchem těla, a proto je důležité, aby rozkládaný materiál měl vyšší obsah vlhkosti než 50 %. Optimální hodnota vlhkosti pro růst žížal se tedy pohybuje v rozmezí 70-90 %. Žížaly nevyžadují velké množství kyslíku. Dokážou získávat kyslík z vody přítomné ve vermikompostu. Zároveň aktivně přispívají k jeho provzdušňování (Munroe 2007).

Žížaly preferují neutrální hodnoty pH prostředí kolem 7 (Hanc & Pliva 2013; Hanc & Chadimova 2014; Částková & Hanč 2019). Pokud potřebujeme pH zvýšit, lze přidat uhličitán vápenatý, naopak snížení docílíme přidáním rašeliny, což je kyselý materiál. Díky přítomným vápenatým žlázám jsou žížaly do určité míry schopny samy regulovat pH prostředí, kde se vyskytují. Kromě hodnoty pH jsou žížaly také citlivé na množství soli v rozkladném materiálu. Doporučují se hodnoty pod 0,5 %. Ke snížení obsahu soli v kompostu, lze hnůj předem propláchnout vodou (Enebe et al. 2023).

3.2.4 Dopady vermikompostování na půdu a rostliny

Používání vermikompostu má pozitivní účinky na fyzikální, chemické i biologické vlastnosti půdy. Vermikompost zprostředkovává půdě cenné živiny a zpracovanou organickou hmotu, která zvyšuje biologickou rozmanitost a mikrobiální aktivitu (Doan et al. 2014).

Díky lepší půdní struktuře jsou rostliny schopné snáze proniknout kořeny do větší hloubky a získat tak přístup k živinám. Přidáním vermikompostu se zvyšuje pórovitost, což zlepšuje provzdušňenost půdy (Wiley 2014). Díky těmto vlastnostem je půda schopna zadržovat vodu, čímž podporuje zdraví rostlin, které jsou schopné odolávat suchu (Mukherjee & Lal 2013). K dobré struktuře půdy přispívají také půdní fauna, např. žížaly, které si v půdě vytváří chodbičky a udržují tak aktivní infiltraci v půdě. Dalším přínosem žížal je produkce slizu, kterým zpevňují své chodby a zvyšují tak agregaci v půdě. Sliz působí jako stabilizátor půdních částic a napomáhá vytvářet pevnou, ale propustnou půdní strukturu (Kale et al. 2010). Chemické vlastnosti půdy jako je elektrická vodivost nebo pH jsou také ovlivněny přidáním vermikompostu. Stabilizací pH půdy se zlepšuje její úrodnost, zatímco elektrická vodivost umožňuje rostlinám efektivnější přenos iontů a příjem živin bez rizika poškození kořenů nebo nadměrného zasolení půdy. Půdy, které mají vyšší koncentraci solí, narušují fyziologické vlastnosti rostlin (Qadir et al. 2014). Zasolené půdy snižují mikrobiální aktivitu a také dostupnost organických látek a minerálů, hlavně dusík, fosfor a draslík (Ramlow et al. 2019). Tento vliv můžeme omezit přidáním vermikompostu (Goswami et al. 2017).

Rovnováha živin ve vermikompostech je úzce spjata s poměrem uhlíku ku dusíku, který je závislý na stupni rozkladu organické hmoty. Tento poměr určuje efektivnost rozkladu a uvolňování živin přístupných rostlinám. Při nesprávném zpracování půdy může dojít k problémům, jako je vyplavování živin z půdy, což snižuje jejich dostupnost pro rostliny (Kiyasudeen et al. 2015). Vermikompost je nejen zdrojem živin, ale především komplexních směsí organických a minerálních látek. Je zde využíván synergický efekt. Jednotlivé složky navzájem podporují svou účinnost (Wu et al. 2018). Díky tomuto vztahu je urychlen růst rostlin a zvýšena produktivnost. Celkový obsah živin ve vermikompostu je závislý na charakteru zpracovávané suroviny. Vermikompost má obvykle vyšší obsah živin než klasický kompost. Je to především díky aktivitě žížal, které urychlují rozklad organických látek a stimulují činnost mikroorganismů (Arancon et al. 2024).

Mikroorganismy ve vermikompostu jsou důležité při rozkladu organické hmoty a následném uvolňování živin. Jsou schopny potlačit patogeny, čímž podporují zdravý růst rostlin. Složení mikrobiálního společenstva ve vermikompostu se odvíjí od typu použitého organického materiálu. Hnůj a odpadní vody obsahují více bakterií než rostlinný odpad (Vuković et al. 2021). Vermikompost zvyšuje množství fixovaného dusíku a rozpustného fosforu v půdě. Dusík a fosfor jsou jedněmi z hlavních prvků nezbytných pro růst a vývoj rostlin. Využívání vermikompostu zvyšuje příjem živin kořenovým systémem a zefektivňuje jejich vstřebávání. Jsou zde přítomny růstové regulátory, včetně auxinů, a huminové kyseliny, které vznikají během rozkladu organické hmoty a podporují růst rostlin i kořenového systému. Huminové kyseliny stimulují jejich růst. Stopové prvky, které jsou nezbytné pro růst rostlin, nesmí být přijímány ve velkém množství. Nadměrná koncentrace má nepříznivé účinky na růst a vývoj rostlin. U rostlin mohou vyvolat stres, což se projevuje deformacemi, snížením výnosů nebo zpomaleným růstem (Blouin et al. 2019). Žížaly jsou schopné akumulovat rizikové prvky ve svých tělech buď přes trávicí trakt, nebo absorpcí přes kůži. Zabraňují jim proniknout do prostředí. Snižují tak riziko kontaminace rostlin a začlenění do potravinového řetězce. Schopnost žížal akumulovat rizikové prvky závisí na jejich druhu a na typu přijímané látky. Vysoká koncentrace rizikových prvků v těle žížal vede k jejich úhynu, což jen podporuje

nutnost monitorovat suroviny, které se při vermikompostování zpracovávají. Žížaly využívané pro dekontaminaci biomasy nelze dále využívat při vermikompostování (Lim et al. 2014).

Vermikomposty představují efektivní metodu zlepšení půdních vlastností a udržitelného zpracování odpadu. Podporují schopnost půdy zadržet vodu a tím udržují podmínky pro kvalitní úrodnost. Vermikompost, jako kvalitní organické hnojivo, představuje účinnou metodu zpracování biologického odpadu. Aplikací vermikompostu do půdy lze udržet její kvalitu a výnosnost plodin (Manivannan & Lim 2014). Organická hnojiva, mezi které patří i vermikompost, mají velký potenciál nahradit anorganická hnojiva. Nejúčinnějším způsobem pro dlouhodobé zachování úrodnosti půdy a dosažení vysokých výnosů je kombinace anorganických a organických hnojiv. Vermikomposty představují efektivní metodu zlepšení půdních vlastností a udržitelné zpracování odpadu. I přesto, že jde o udržitelnou technologii, je nutno brát v úvahu všechny produkty, které během procesu vznikají a uvolňují se (Shi et al. 2019).

3.2.5 Používané druhy žížal

Nejčastěji využívaným druhem žížal pro vermikompostování je žížala kalifornská (*Eisenia andrei* B.), která patří do kategorie epigeických žížal. Tyto žížaly se vyznačují tím, že žijí v horní vrstvě půdy (substrátu), kde se hromadí dostatek organické hmoty (Bouché 1997). Charakteristickým znakem žížaly kalifornské je její zbarvení. Na jejím těle se nachází mnoho pigmentových skvrn, které poskytují ochranu žížalám žijícím u povrchu půdy před škodlivými účinky ultrafialového záření. To je pro žížaly nebezpečné a může u nich způsobit smrt během 30 sekund. Množství pigmentace je dáno především tím, v jaké hloubce žijí. Většina druhů žížal se vyhýbá přímému kontaktu se světlem, protože patří mezi tzv. fotofóbní organismy. Zatímco červené světlo neovlivňuje jejich chování a neškodí jim, ultrafialové záření představuje pro žížaly smrtelné riziko. Mezi jednotlivými kroužky (segmenty) lze pozorovat výrazně světlejší místa (Subbiahanadar 2020).

Žížaly kalifornské byly vyšlechtěny pro zpracování organického odpadu. Dorůstají velikosti až 13 cm a patří mezi menší druhy žížal. Jsou mnohem menší než žížala hnojní (*Lumbricus terrestris* L.), která je v České republice přirozeně rozšířena. Díky vlastnostem získaným šlechtěním se žížaly kalifornské rychleji rozmnožují, produkují větší množství potomků v krátkém čase a jsou schopné efektivně rozkládat organickou hmotu (Elvira et al. 1996). Oproti jiným druhům žížal preferujícím nižší teplotní rozsah se žížaly kalifornské vyznačují schopností adaptace na vyšší teplotu. Jsou schopné žít i v teplotách kolem 25 °C, což zvyšuje jejich přínos v podmínkách, kde může docházet ke kolísání teploty (Beetz 2010).

Jednotlivé druhy žížal od sebe lze rozlišit nejen podle zbarvení a pigmentových skvrn, ale také na základě specifických projevů v chování a přizpůsobení se prostředí, ve kterém žijí. Kromě ochrany proti UV záření poskytují pigmenty přirozenou ochranu před predátory. Rozmístění pigmentových skvrn na těle žížal vypovídá o jejich způsobu života a o prostředí ve kterém se vyskytují. U žížaly hnojní (*Lumbricus terrestris*), kterou můžeme běžně pozorovat, jsou pigmenty nejvíce koncentrovány v hlavové části těla. Toto zabarvení vzniklo na základě specifického způsobu, jakým získává potravu, kdy vystrkuje hlavovou část těla

z půdy, a proto je u ní zvýšená pigmentace v důsledku potřeby ochrany hlavové části – proti UV záření (Edwards 2010). Tyto rozdíly v pigmentaci jsou hlavním důkazem přizpůsobení žížal jejich prostředí, což ovlivňuje jejich schopnost přežít na různých typech stanovišť. Některé druhy žížal mají tendenci se pohybovat směrem k povrchu půdy za vlhkého počasí, aby získaly snadněji dostupnou organickou hmotu. Jsou schopné reagovat na změny teploty a vlhkosti v půdním prostředí, což ovlivňuje jejich chování a migraci (Pižl 2015).

Reprodukce žížal je zajištěna opaskem neboli *clitellem*, který se nachází pouze u dospělých jedinců. Jedná se o nesegmentovanou část těla produkující speciální slizovité látky, které vytváří obal pro nakladená vajíčka. Díky němu jsou zárodky chráněny a vyživovány během svého vývoje. Žížaly patří mezi hermafrodity, což znamená, že každý jedinec má jak samčí, tak samičí pohlavní orgány (Domínguez et al. 2003). Ke zvýšení výměny genetického materiálu, a tím i genetické variability se obvykle většina žížal páří s jinými jedinci. K tomu dochází buď na povrchu půdy nebo uvnitř půdních vrstev. Sliz, který žížala vylučuje skrz póry v kůži, zajišťuje hydrataci těla a usnadňuje hladký pohyb skrz půdu. Štětiny neboli *seta*, umístěné na těle žížal pomáhají taktéž při jejich pohybu. Zajišťují pevnost pohybu v půdě a usnadňuje pohyb žížalám. Největší svalová hmota je soustředěna do hlavové části, což umožňuje žížalám efektivně rozrušovat půdu (Pommeresche 2010).

Výskyt žížal

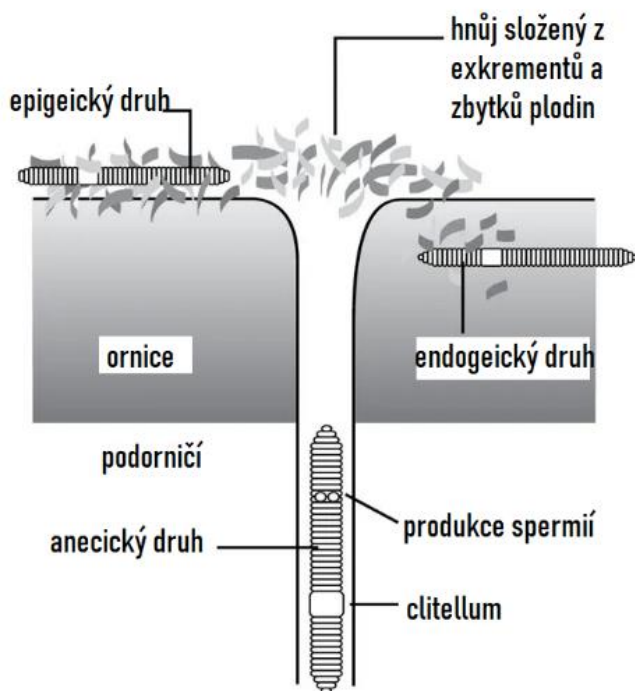
Většina žížal preferuje substráty s vyšším obsahem vlhkosti a pórovitosti. Upřednostňují materiály dobře zadržující vlhkost. Nadměrná vlhkost omezuje množství kyslíku přístupného pro žížaly. Většina žížal upřednostňuje prostředí s neutrálním pH, které vytváří stabilní podmínky vhodné pro jejich přežití. Některé druhy, například žížala hnojní, jsou schopné tolerovat nižší hodnoty pH (pH kolem 5,4), tedy kyslejší podmínky. Pomocí svých žláz mohou žížaly měnit pH prostředí z kyselého na příznivější. Díky této adaptaci jsou schopné obývat širokou škálu půdních prostředí (Munroe 2007).

Žížaly jsou velmi citlivé na chemické změny v půdním roztoku, a to kvůli jejich tenké pokožce, která je pokryta kutikulou. Ta je propustná a umožňuje výměnu plynů a vody, ale je také vystavena riziku dehydratace nebo poškození chemickými látkami. Žížaly proto mohou být snadno ovlivněny náhlými změnami koncentrace látek v půdním roztoku jako jsou amoniak nebo dusičnany. Amoniak vzniká jako vedlejší produkt rozkladu organického materiálu a je toxický pro žížaly i v malých koncentracích. Mezi omezující látky patří také pesticidy a rizikové prvky. Žížaly jsou schopné tyto látky absorbovat přes kůži, ale dlouhodobé vystavení těmto kontaminantům vede ke snížení jejich populace a následnému vlivu na kvalitu a úrodnost půdy. Díky citlivosti na půdní chemikálie jsou žížaly označovány za bioindikátory signalizující změny v půdním prostředí. Na základě jejich výskytu jsme schopni monitorovat zdraví půdních ekosystémů (Pommeresche 2010).

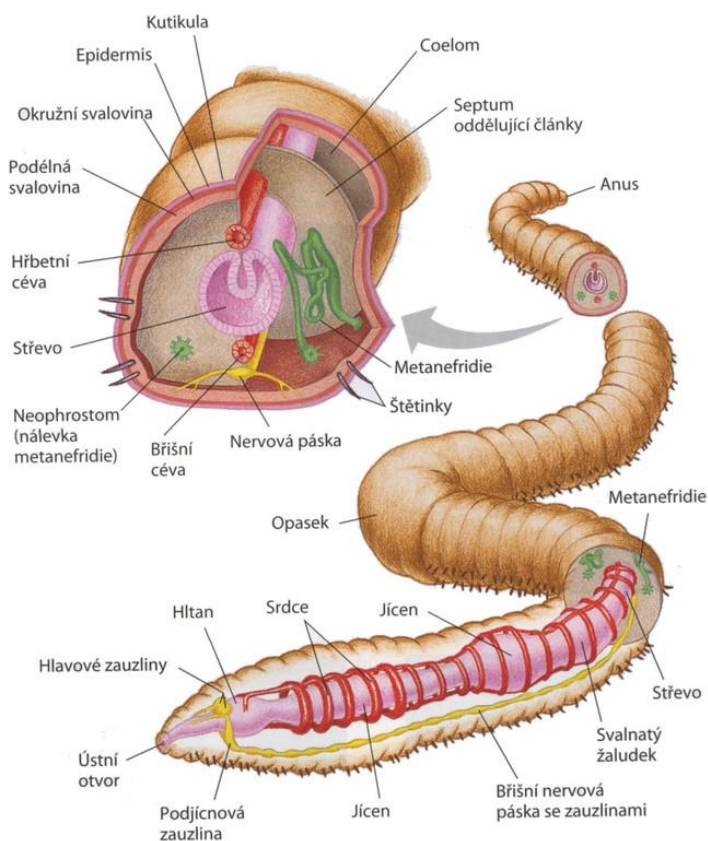
Vliv žížal na kvalitu půdy

Každý druh žížal má specifický způsob, jakým se podílí na tvorbě půdního profilu. Například žížala hnojní (*Lumbricus terrestris*) transportuje organické zbytky hluboko do půdy, kde se dále rozkládají a obohacují spodní vrstvy půdy o živiny. Epigeické druhy žížal se drží převážně na povrchu půdy, kde přenášejí živiny a půdní částice v horních vrstvách.

Přispívají tak k rovnoměrnému rozptylu živin. Rozmístění druhů žížal v půdě je znázorněno na obr. 3 V trávicí soustavě žížal dochází ke komplexnímu rozkladu jak organických, tak i anorganických látek. Materiál je nejprve mechanicky rozmělněn a poté smíchán se slizem, který je žížalami produkován. Během tohoto procesu jsou do půdy uvolňovány enzymy podporující rozklad a také činnost mikroorganismů (Aira et al. 2005). Trávicí soustava žížal (obr. 4) prochází celým jejich tělem od hlavové až k zadní části. Začíná ústním otvorem, kterým žížala přijímá potravu. Následuje hltan, do kterého ústí slinné žlázy. Právě tyto žlázy vylučují enzymy, které napomáhají k rozkladu organické hmoty. Po hltanu pokračuje jícen, který slouží jako spojovací část mezi ústní dutinou a žaludkem. Žaludek je důležitou částí trávicí soustavy, kde dochází k dalšímu zpracování potravy. Do žaludku ústí čtyři chylové váčky, které obsahují uhličitán vápenatý. Ten slouží k neutralizaci huminových kyselin, které žížaly přijmou z organické hmoty. Žížaly nemají zuby, takže veškeré mechanické zpracování potravy probíhá díky svalům, které drtí a rozmělnují přijatou potravu. Ve svalnatém žaludku dojde ke smíchání potravy se slizem a obohacení o enzymy usnadňující její další rozklad (Pommeresche et al. 2010).



Obrázek č. 3: Dělení druhů žížal (Zdroj: <https://extension.psu.edu/earthworms>)



Obrázek č. 4: Stavba těla žízály (Zdroj: <https://eluc.ikap.cz/lekce/krouzkovci>)

Mikroorganismy jsou schopny přežít díky živinám, které jim žížaly zprostředkovávají prostřednictvím svých exkrementů. Exkrementy žížal jsou velmi bohaté na živiny snadno dostupné pro rostliny. Obsahují nejen makroživiny (dusík, fosfor, draslík), ale také mikroživiny a stopové prvky, které jsou důležité pro zdravý růst rostlin. V trávicím traktu žížal nalezneme bakterie, které jsou specializované na štěpení látek jako je lignin a celulóza. Lignin a celulóza, která je pro většinu živočichů jinak nestravitelná, jsou základními stavebními prvky rostlinné buněčné stěny. Bakteriemi rozkládající organickou hmotu v trávicím traktu žížal jsou bakterie rodu *Pseudomonas*, *Bacillus* a *Streptococcus*. *Bacillus* spp., které produkují enzymy potřebné k rozkladu celulózy. *Streptococcus* spp. se podílí na rozkladu proteinů a bakterie rodu *Pseudomonas* zvládají rozkládat široké spektrum organických látek (Thakuria et al. 2009).

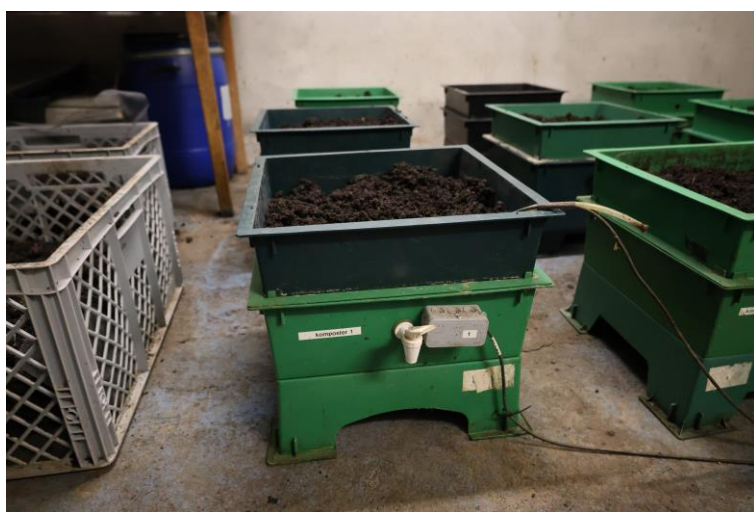
4 Metodika

Pokus s vermikompostováním byl založen 16.4.2024 a ukončen 15.7.2024. Pokus probíhal na experimentálním pracovišti Katedry agroenvironmentální chemie a výživy rostlin v Červeném Újezdu. Vermikompostování probíhalo v laboratorních podmínkách za stálé teploty 22 °C s cirkulací vzduchu pomocí vzduchotechniky s klimatizací. Pro vermikompostování byly využity vermikompostéry značky Worm Factory, jak ukazuje obr. č. 5.

Pro tento pokus byla využita směs složená z materiálů pocházejících z komerční kompostárny v Kutné Hoře. Tato směs obsahovala 45 % obj. svozového bioodpadu, 40 % obj. kalu z čistírny odpadních vod, 5 % obj. slámy, 5 % obj. popelu po spalování biomasy, 5 % obj. zeminy. Dřevní biochar využitý při experimentu pocházel z firmy z Olešnice.

Sledované varianty:

- Kontrolní varianta – bez přídatku biocharu
- 1 % obj. příravek biocharu
- 5 % obj. příravek biocharu
- 10 % obj. příravek biocharu
- 15 % obj. příravek biocharu



Obrázek č. 5: vermikompostéry se směsí (Foto: Hřebečková)

Všechny varianty byly prováděny ve 2 opakováních. Do vermikompostéru bylo do spodní vrstvy dáno 10 l násady žížal a do vrstvy druhé 15 l směsi. Pro pokus byly použity žížaly druhu *Eisenia andrei* s hustotou žížal cca 50 ks/l. Žížaly nebyly po dobu pokusu dokrmovány. Vermi tea, výluh z vermikompostu, se během pokusu netvořil. Po založení byla směs zalita po jednom týdnu, poté jednou za 14 dnů, pro zachování dostatečné vlhkosti materiálu. Odběr vzorků proběhl při založení pokusu a po jeho ukončení. Z každého vzorku byly nejprve manuálně vyselektovány, spočteny a zváženy žížaly. Vzorky byly následně zváženy a zmrazeny při teplotě -26 °C a poté lyofilizovány. Lyofilizované vzorky byly opět zváženy pro stanovení sušiny (gravimetricky), následně prosety přes síto o průměru ok 1 cm a namlety pomocí střížného mlýnu Retsch SM100 (Verder s.r.o., Německo). U lyofilizovaných vzorků byl proveden rozklad na mokré cestě (0,5 g vzorku + 2 ml 30 % H₂O₂ + 8 ml 65 % HNO₃) v přístroji

Ethos 1 (MLS GmbH, Německo) s mikrovlnným ohřevem. Takto upravený vzorek byl převeden do zkumavky (25 ml) a následně analyzován pomocí optického emisního spektrometru s indukčně vázaným plazmatem (ICP-OES, VARIAN VistaPro, Varian, Austrálie), tím byl stanoven celkový obsah fosforu (P), draslíku (K) a hořčíku (Mg), jak je znázorněno na obr. č. 6 a 7. Celkový obsah dusíku (N) byl stanoven pomocí CHNS analyzátoru Vario MACRO cube (Elementar Analysensysteme GmbH, Německo). V tomto přístroji bylo spáleno v katalytické peci cca 25–30 mg lyofilizovaného namletého vzorku a následně byly pomocí teplotně-vodivostního detektoru stanoveny hodnoty N.

Data byla následně zpracována, jako průměry $\pm$ směrodatná odchylka, pomocí MS Office excel (MS Office 365, WA, USA).



Obrázek č. 6: vzorky po přidání kyseliny (Foto: vlastní).



Obrázek č. 7: ředěné vzorky pomocí destilované vody (Foto: vlastní).

5 Výsledky

5.1.1 Rozbor vstupních materiálů

5.1.1.1 Obsah sušiny a poměr C/N

Vstupními materiály pro experiment byly popel, zemina, kal z čistírny odpadních vod (ČOV), sláma, biologicky rozložitelný komunální odpad (BRKO) a dřevní biochar. Tabulka č.1 zobrazuje obsah sušiny v různých vzorcích vstupních materiálů, vypočítaný jako rozdíl hmotností před a po lyofilizaci. Při lyofilizaci došlo ke snížení obsahu vody v jednotlivých směsích, což umožnilo porovnat jejich schopnost zadržovat vodu. Nejvyšší hodnoty obsahu sušiny po lyofilizaci byly zaznamenány u slámy (98,5 %) a zeminy (95,5 %). Hodnoty dokládají vysoký obsah sušiny v těchto vzorcích, což naznačuje nízký podíl vody v materiálech. Podobně vysokých hodnot také dosahoval biochar (94,3 %) a kal z ČOV (93,6 %). Dle naměřených hodnot můžeme usoudit, že si tyto materiály zachovaly po odstranění vody větší část své původní hmotnosti. Naopak nejnižší hodnoty obsahu sušiny byly naměřeny u biologicky rozložitelného komunálního odpadu (56,0 %), což poukazuje na vyšší obsah vlhkosti tohoto materiálu. Popel vykazoval střední hodnoty obsahu sušiny (76,7 %).

Tabulka č.1 uvádí také poměr uhlíku ku dusíku (C/N) ve vstupních vzorcích organického materiálu. Poměr C/N, který je důležitým ukazatelem rozkladu organické hmoty a její dostupnosti pro využití mikroorganismy, se značně lišil mezi jednotlivými vzorky. Na základě uvedených hodnot lze zhodnotit, že nejvyšší poměr C/N byl zaznamenán u popela (112,7:1), což naznačuje velmi vysoký obsah uhlíku a minimální množství dusíku. Vysoký poměr C/N vykazovala také sláma s poměrem 65,6:1 s biocharem (85,2:1), což dokládá pomalý rozklad těchto materiálů. Biologicky rozložitelný komunální odpad (BRKO) dosahoval hodnoty 289:1 a kal z ČOV 101,8:1.

Tabulka č. 1: Obsah sušiny a poměr C/N vstupních materiálů.

Vzorek	Sušina [%]	C/N
Popel	76,7 ± 1,2	112,7:1 ± 2,2
Zemina	95,5 ± 3,4	20,8:1 ± 4,5
Sláma	98,5 ± 0,3	65,6:1 ± 14,9
BRKO	56,0 ± 1,2	24,1:1 ± 1,0
Biochar	94,3 ± 0,4	85,2:1 ± 2,5
Kal	93,6 ± 1,1	8,5:1 ± 0,0

Hodnoty jsou průměr ± odchylka (n=3).

5.1.1.2 Zastoupení jednotlivých prvků

Tabulka č. 2 zobrazuje koncentrace makroživin (draslík – K, hořčík – Mg, fosfor – P a dusík – N) v jednotlivých vstupních surovinách před procesem vermikompostování. Popel vykazoval nejvyšší koncentraci draslíku (126 093,4 ± 4 675,6 mg/kg suš.). Naopak obsah dusíku byl velmi nízký (73,5 ± 1,0 mg/kg suš.), což omezuje jeho dostupnost.

Zemina obsahovala nižší hodnoty prvků, než jaké byly naměřeny v popelu. Obsah hořčíku v zemině dosahoval hodnot $7\,477,2 \text{ mg/kg suš.}$, což byla nejvyšší naměřená hodnota u zeminy. Naopak dusík byl v zemině zastoupen v nejnižší naměřené koncentraci ($44,9 \pm 8,0 \text{ mg/kg suš.}$). V biocharu bylo nejnižší množství naměřeno u fosforu ($467,9 \pm 33,4 \text{ mg/kg suš.}$). Nejvyšší hodnoty byly zaznamenány u hořčíku ($1\,526,9 \pm 55,1 \text{ mg/kg suš.}$). U slámy bylo nejvyšší množství ze sledovaných prvků zaznamenáno u draslíku ($9\,127,9 \pm 700,6 \text{ mg/kg suš.}$). Naopak nejnižší hodnoty byly u dusíku ($689,5 \pm 128,2 \text{ mg/kg suš.}$). BRKO mělo nejvyšší hodnotu u draslíku ($7\,558,1 \pm 131,2 \text{ mg/kg suš.}$), zatímco nejnižší hodnota byla u dusíku ($811,2 \pm 83,3 \text{ mg/kg suš.}$).

Tabulka č. 2: Hodnoty koncentrací makroživin ve vstupních surovinách.

Vzorek	K [mg/kg]	Mg [mg/kg]	P [mg/kg]	N [mg/kg]
Popel	$126\,093,4 \pm 4\,675,6$	$7\,612,2 \pm 295,1$	$8\,201,7 \pm 409,4$	$73,5 \pm 1,0$
Zemina	$6\,507,5 \pm 544,0$	$7\,477,4 \pm 903,0$	$554,0 \pm 57,8$	$44,9 \pm 8,0$
Biochar	$2\,603,4 \pm 163,8$	$1\,526,9 \pm 55,1$	$467,9 \pm 33,4$	$1\,826,3 \pm 1\,547,6$
Sláma	$9\,127,9 \pm 700,6$	$1\,341,6 \pm 413,3$	$1\,074,0 \pm 395,4$	$689,5 \pm 128,2$
BRKO	$7\,558,1 \pm 131,2$	$3\,760,9 \pm 153,7$	$2\,146,5 \pm 93,4$	$811,2 \pm 83,3$
Kal	$2500,9 \pm 137,7$	$5\,066,2 \pm 119,6$	$37\,981,0 \pm 218,6$	$2\,719,8 \pm 0,5$

Hodnoty jsou průměr $\pm$ odchylka ($n=3$).

5.1.2 Rozbor směsí s biocharem

5.1.2.1 Obsah sušiny a poměr C/N

Tabulky č. 3 a 4 znázorňují změny obsahu sušiny ve směších s různým procentuálním zastoupením dřevního biocharu při založení pokusu a na jeho konci. Hodnoty obsahu sušiny na začátku měření se pohybovaly v rozmezí od 57,5 % do 61,5 %. To ukazuje rozdíly v obsahu vody v závislosti na přidaném množství biocharu. Nejvyšší množství na začátku pokusu bylo naměřeno u směsi s 15 % obj. biocharu s hodnotou 61,5 %. Naopak nejnižší hodnoty vykazovala směs s 1 % obj. biocharu s hodnotou 57,5 %. Na konci experimentu byly zaznamenány rozdíly oproti počátečním hodnotám. Vzorek s 5 % obj. biocharu měl nejvyšší hodnotu sušiny (51,7 %), zatímco kontrolní vzorek (45,7 %) měl hodnotu nejnižší. Výsledky naznačují, že vyšší podíl biocharu může mírně ovlivnit celkový obsah sušiny ve směších. Přidání většího množství biocharu zlepšuje schopnost směsi zadržovat vodu. Na základě naměřených hodnot je patrné, že největší pokles obsahu sušiny byl zaznamenán mezi kontrolní směsí na počátku experimentu a kontrolní směsí na konci experimentu.

Poměr uhlíku ku dusíku (C/N) se na začátku měření pohyboval od 19,0:1 do 28,6:1. Nejvyšší poměr C/N byl u směsi s 15 % obj. biocharu (28,6:1), zatímco směs s 5 % obj. biocharu vykazovala nejnižší poměr (19,0:1). Na konci měření se hodnoty C/N příliš nelišily. Nejvyšší poměr byl naměřen u vzorku s 15 % obj. biocharu s hodnotou 24,7:1, zatímco nejnižší poměr byl u vzorku s 1 % obj. biocharu (15,7:1).

Tabulka č. 3: Obsah sušiny na začátku experimentu.

Vzorek	Sušina [%]	C/N
Směs kontrola	60,4 ± 0,6	21,3:1 ± 2,4
Směs 1 % obj. biochar	57,5 ± 2,4	20,4:1 ± 1,5
Směs 5 % obj. biochar	58,1 ± 1,3	19,0:1 ± 2,0
Směs 10 % obj. biochar	60,8 ± 0,6	24,0:1 ± 0,9
Směs 15 % obj. biochar	61,5 ± 1,2	28,6:1 ± 1,6

Hodnoty jsou průměr ± odchylka (n=3).

Tabulka č. 4: Obsah sušiny na konci experimentu.

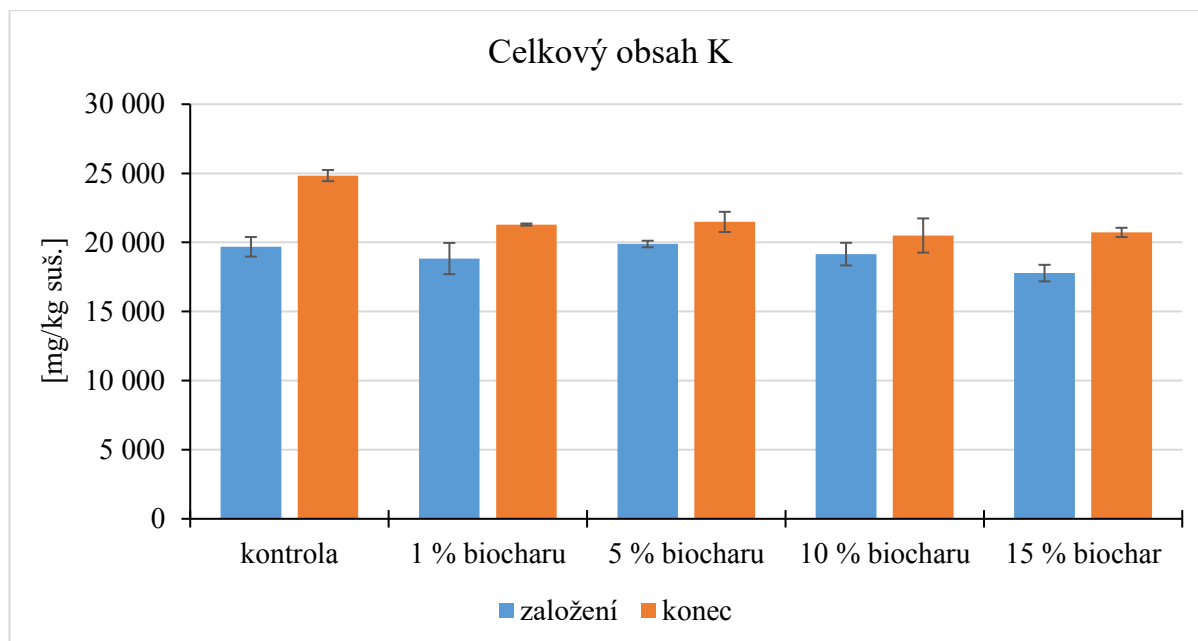
Varianta	Sušina [%]	C/N
Kontrola	45,7 ± 0,4	17,1:1 ± 0,7
1 % obj. biochar	49,2 ± 0,9	15,7:1 ± 1,2
5 % obj. biochar	51,7 ± 9,7	19,4:1 ± 0,1
10 % obj. biochar	50,3 ± 0,6	24,0:1 ± 0,9
15 % obj. biochar	47,0 ± 2,3	24,7:1 ± 1,2

Hodnoty jsou průměr ± odchylka (n=2).

5.1.2.2 Zastoupení jednotlivých prvků

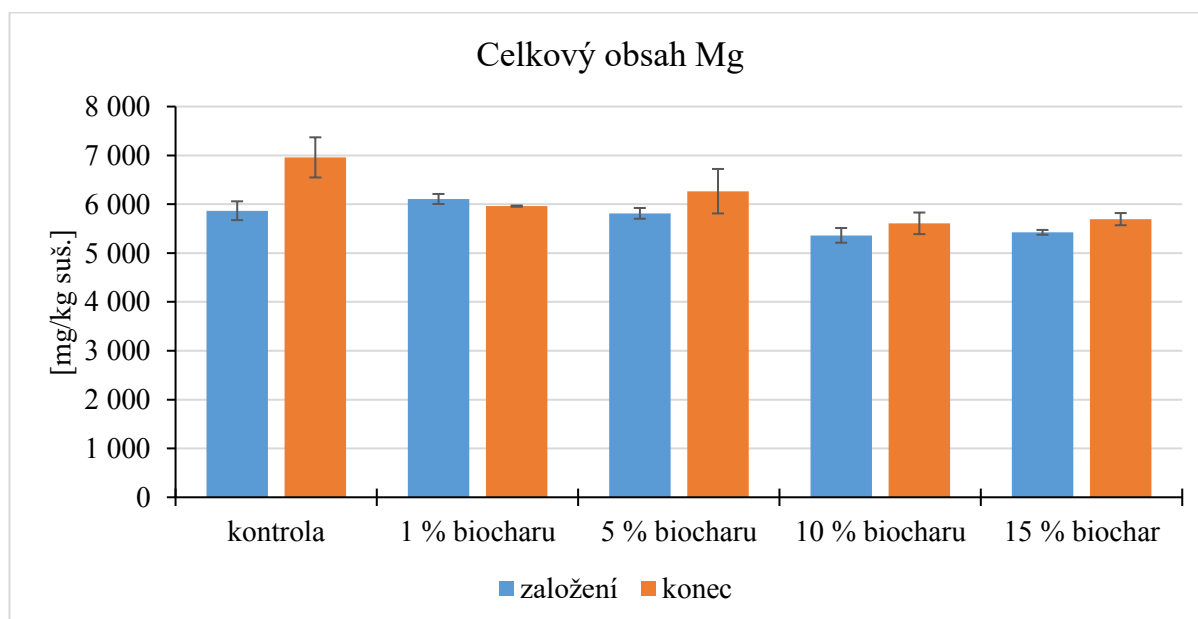
Následující grafy znázorňují změny koncentrací draslíku (K), hořčíku (Mg), fosforu (P) a dusíku (N) ve vzorcích směsí s přidavkem biocharu (0 %, 1 %, 5 %, 10 % a 15 % obj.). Data zobrazují vliv přidavku biocharu na změnu koncentrace prvků v průběhu experimentu.

Graf č. 1 zobrazuje výsledky měření změny koncentrace draslíku na začátku a na konci experimentu spolu s jejich odchylkami. Na počátku měření byl nejvyšší obsah draslíku zaznamenán u směsi s 5 % obj. dřevního biocharu (19 885,1 ± 237,8 mg/kg suš.). Nejnižší obsah draslíku byl naměřen u směsi s 15 % obj. dřevního biocharu (17 779,4 ± 599,1 mg/kg suš.). Na konci experimentu se koncentrace draslíku ve vzorcích s přidavkem biocharu zvýšila oproti počátečním hodnotám. Nejvyšších hodnot dosáhla kontrolní směs (24 835,1 ± 402,3 mg/kg suš.). Naopak nejnižší hodnota byla naměřena u vzorku s 10 % obj. dřevního biocharu (20 501,4 mg/kg suš.) s největší odchylkou ± 1 236,8 mg/kg suš.



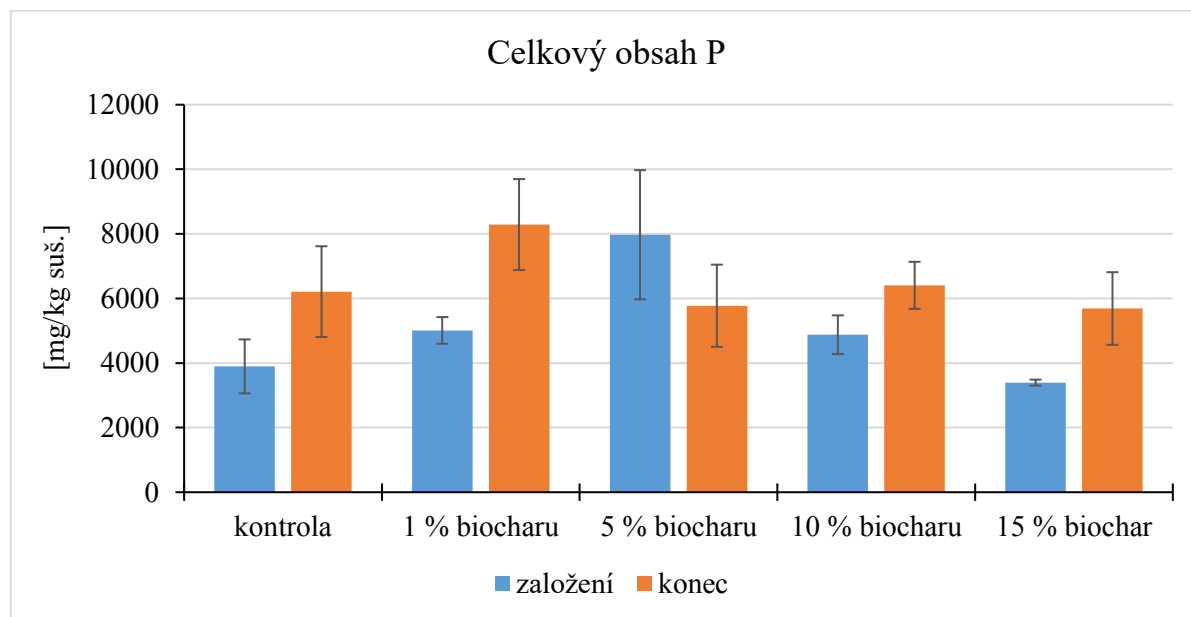
Graf č. 1: Celkový obsah draslíku v jednotlivých variantách na začátku a na konci pokusu. Hodnoty jsou průměr $\pm$ odchylka (založení $n=3$, konec $n=2$).

Graf č.2 znázorňuje výsledky měření obsahu hořčíku v jednotlivých variantách a uvádí rozpětí odchylek. Nejvyšší obsah hořčíku na začátku měření byl zaznamenán u směsi s 1 % obj. dřevního biocharu ($6\,108,2 \pm 102,8$ mg/kg suš.). Na konci měření vykazovala nejvyšší hodnoty kontrolní směs ($6\,959,4 \pm 410,8$ mg/kg suš.). Nejnížší počáteční hodnoty byly naměřeny u směsi s 10 % obj. dřevního biocharu ($5\,362,8 \pm 150,2$ mg/kg suš.), přičemž na konci pokusu došlo u tohoto vzorku k nárůstu hodnot ($5\,609,6 \pm 220,9$ mg/kg suš.). Je patrné, že největší odchylka na konci měření ($\pm 455,4$ mg/kg suš.) byla pozorována u vzorku s 5 % obj. dřevního biocharu.



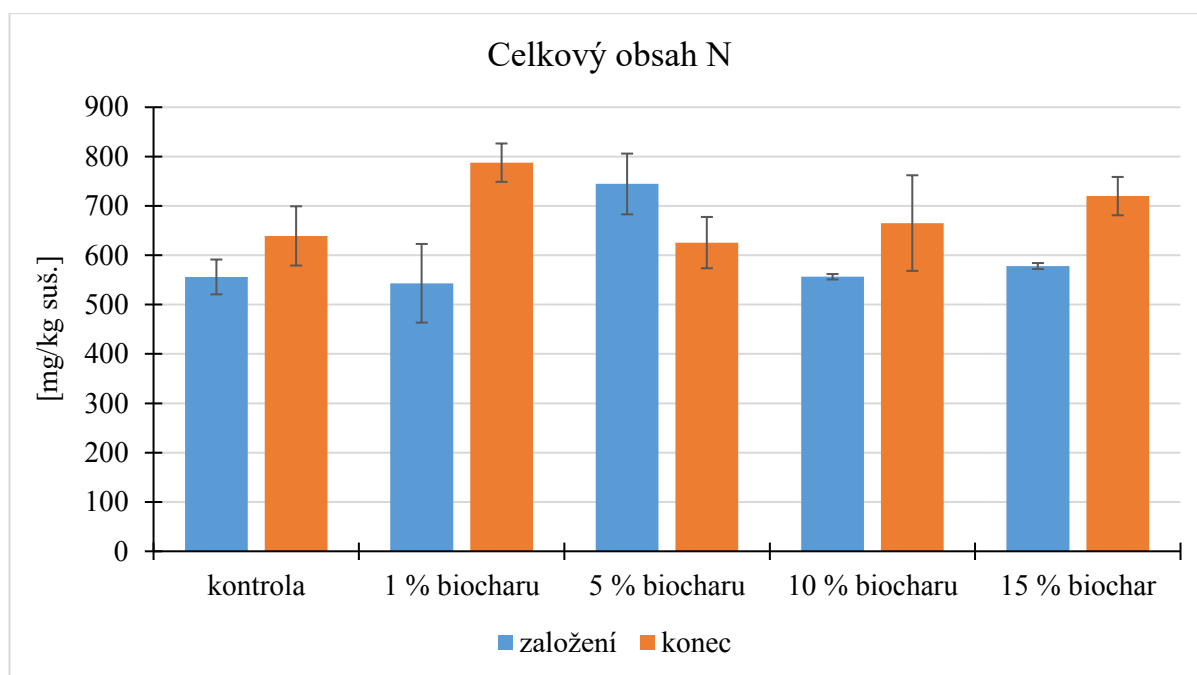
Graf č. 2: Celkový obsah hořčíku v jednotlivých variantách na začátku a na konci pokusu. Hodnoty jsou průměr $\pm$ odchylka (založení $n=3$, konec $n=2$).

Graf č. 3 znázorňuje změny koncentrace fosforu v jednotlivých variantách směsí biocharu během experimentu a uvádí rozpětí hodnot odchylek. Nejvyšší obsah fosforu na začátku experimentu byl zaznamenán u směsi s 5 % obj. dřevního biocharu ($7\,974,1 \pm 413,3$ mg/kg suš.). Nejnížší hodnoty byly zjištěny u směsi s 15 % obj. dřevního biocharu s hodnotou $3\,393,8$ mg/kg suš. a zároveň s nejmenší odchylkou $\pm 94,1$ mg/kg suš. Na konci měření byl nejvyšší obsah fosforu u směsi s 1 % obj. dřevního biochar ($8\,288,0$ mg/kg suš.) s největší odchylkou $\pm 1\,408,7$ mg/kg suš. Z grafu vyplývá, že nejnižší hodnoty na konci měření byly zaznamenány u směsi s 15 % obj. biocharu ($5\,689,0 \pm 1\,124,8$ mg/kg suš.).



Graf č. 3: Celkový obsah fosforu v jednotlivých variantách na začátku a na konci pokusu. Hodnoty jsou průměr $\pm$ odchylka (založení $n=3$, konec $n=2$).

Graf č. 4 zobrazuje změny koncentrace obsahu dusíku na začátku a na konci experimentu v jednotlivých variantách spolu s jejich odchylkami. Nejvyšší obsah dusíku na začátku pokusu byl zaznamenán u směsi s 5 % obj. dřevního biocharu ($744,5 \pm 61,6$ mg/kg suš.). Naopak nejnižší obsah dusíku byl zjištěn u směsi s 1 % obj. dřevního biocharu s hodnotou $543,2$ mg/kg suš., ale s největší odchylkou $\pm 79,7$ mg/kg suš. Na konci pokusu byl nejvyšší obsah dusíku naměřen u vzorku s 1 % obj. biocharu ($787,7 \pm 38,9$ mg/kg suš.). Nejnižší hodnoty byly zjištěny u vzorku s 5 % obj. biocharu ($625,6 \pm 52,0$ mg/kg suš.).



Graf č. 4: Celkový obsah dusíku v jednotlivých variantách na začátku a na konci pokusu. Hodnoty jsou průměr $\pm$ odchylka ($n=2$).

5.2 Žížaly

Průměrný počet žížal při založení pokusu činil 370 ks na 1 kilogram čerstvého vzorku (čistě hmotnosti – č.hm.) s biomasou 8,8 g/kg č.hm. což je indikátorem vysoké biologické aktivity.

Tabulka č. 5 zobrazuje přehled průměrného počtu žížal na kilogram substrátu a jejich biomasy (v g/kg č.hm.) ve variantách s různým procentuálním zastoupením dřevního biocharu. Průměrný počet žížal na konci pokusu v kontrolní variantě, bez přidavku biocharu byl 14 ks žížal/kg č.hm., což byla nejnižší hodnota. Biomasa žížal byla u této varianty také nejnižší ($0,6 \pm 0,4$ g/kg č.hm.). Dle výsledků je patrné, že nejvyšší počet žížal byl zaznamenán ve variantě s 10 % obj. dřevního biocharu (287 ± 233 ks/kg č.hm.) a s nejvyšší hmotností biomasy žížal ($9,0 \pm 6,9$ g/kg č.hm.). Tyto výsledky poukazují na to, že vyšší podíl biocharu může v optimálním množství podporovat růst a množení žížal. S přidavkem 1 % obj. biocharu do směsi byl počet žížal oproti kontrolní variantě vyšší – 42 ks/kg č. hm., s biomasou 1,4 g/kg č.hm. Ke snížení počtu žížal (29 ± 39 ks/kg č. hm.) došlo po přidavku 5 % obj. biocharu s nižší váhou biomasy ($1,1 \pm 1,5$ g/kg č.hm.). Z toho vyplývá, že 10 % obj. biocharu může vytvářet optimální prostředí pro biologickou aktivitu žížal. S přidavkem 15 % obj. biocharu počet žížal klesl (103 ± 13 ks/kg č.hm.), což je méně než u varianty s 10 % obj. biocharu. Obsah biomasy byl v porovnání se směsí 10 % obj. biocharu u varianty s 15 % obj. nižší ($4,1 \pm 0,7$ g/kg č.hm.). Výrazné odchylky v počtu žížal naznačují nehomogenní rozložení jejich výskytu v jednotlivých variantách experimentu.

Tabulka č. 5: Průměrné hodnoty počtu a biomasy žížal.

Varianta	Počet [ks/kg č.hm.]	Biomasa [g/kg č.hm.]
Kontrola	14 ± 6	0,6 ± 0,4
1 % obj. biochar	42 ± 36	1,4 ± 1,2
5 % obj. biochar	29 ± 39	1,1 ± 1,5
10 % obj. biochar	287 ± 233	9,0 ± 6,9
15 % obj. biochar	103 ± 13	4,1 ± 0,7

Hodnoty jsou průměr ± odchylka (n=2).

6 Diskuze

V experimentu byly sledovány změny obsahu makroživin, vlhkosti a poměru uhlíku ku dusíku (C/N) ve vstupních surovinách a ve vermikompostovacích směsích, a to před i po přidání biocharu. Jednou ze vstupních surovin byl čistírenský kal, který nelze kompostovat samostatně, protože obsahuje velké množství vody. Pro zabránění zhutnění, je nutné jej smíchat se strukturálními materiály, kterými jsou rostlinné zbytky (např. sláma). Tyto příměsi zajišťují dostatečné provzdušnění a stabilitu materiálu (Jeremy et al. 2010). Proces vermikompostování se hodnotí na základě kvality a stability konečného produktu – vermikompostu (Lhadi et al. 2006). Při přimíchání materiálů s vysokým obsahem stabilního uhlíku, jako je například biochar, dojde ke zpomalení rozkladu organické hmoty. Zároveň jsou ale stále podpořeny humifikační procesy, což zlepšuje kvalitu výsledného produktu (Raj & Antilb 2011).

Výsledky experimentu ukazují, že měl biochar vliv na schopnost směsi zadržovat vodu. Po jeho přidání do směsi došlo ke zvýšení hodnot obsahu sušiny na konci experimentu oproti kontrolní variantě. Biologicky rozložitelný komunální odpad (BRKO) představuje díky svému složení vhodný materiál pro rychlejší biologický rozklad. Na základě naměřených dat obsahu sušiny je patrné, že BRKO obsahuje vyšší podíl vlhkosti (56 %). Optimální množství vlhkosti vytváří vhodné prostředí pro mikrobiální aktivitu, což podporuje efektivní rozklad organické hmoty. Naopak u slámy byl zaznamenán nejvyšší obsah sušiny (98,5 %), což dokládá její nízký obsah vody. BRKO spolu se slámou tvoří materiály pro základ směsi, která podporuje rychlou transformaci organické hmoty a uvolňování živin (Váňa 2002). Na začátku pokusu se hodnoty sušiny pohybovaly v rozmezí 57,5–61,5 %. Nejvyšší obsah sušiny byl naměřen u směsi s 15 % obj. biocharu (61,5 %). Na konci experimentu došlo ke snížení obsahu sušiny. Nejvýraznější pokles byl pozorován u kontrolní směsi bez přídavku biocharu (45,7 %). U směsi s přídavkem biocharu zůstaly vyšší hodnoty sušiny zachovány. Nejvyšší hodnota byla naměřena u směsi s 5 % obj. biocharu (51,7 %).

Kombinace různých vstupních materiálů je klíčová k optimalizaci poměru C/N, který ovlivňuje rychlost rozkladu organické hmoty (Hanč 2018). Naměřený poměr uhlíku ku dusíku u BRKO (24,1:1) ukazuje na jeho schopnost efektivního rozkladu organické hmoty v porovnání s ostatními materiály. BRKO a sláma přispívají k rychlému rozkladu, zatímco popel a biochar umožňují vyšší stabilitu substrátu a podporují jeho strukturu (Albuquerque et al. 2006). Nejvyšší poměr C/N byl zaznamenán u popela (112,7:1), což dokládá přítomnost vysokého obsahu uhlíku. Tento poměr potvrzuje jeho nízký potenciál rozkladu a zajištění stabilizace substrátu. Kombinování vstupních surovin umožňuje přizpůsobit složení substrátu (směsi) podle specifických potřeb následného půdního ekosystému – např. biologická aktivita, stabilizace substrátu.

Dle normy ČSN 46 5736 pro vermikomposty by měl mít výsledný vermikompost tmavě hnědou barvu s homogenní strukturou. Poměr uhlíku ku dusíku by ve finálním produktu neměl přesahovat hodnotu 30:1. Naměřené hodnoty poměru C/N ve výsledných vzorcích vermikompostů v našem experimentu doporučený limit nepřekročily. Na začátku experimentu byla nejvyšší hodnota naměřena u směsi s 15 % obj. dřevního biocharu (28,6:1). Na konci pokusu tento poměr klesl na 24,7:1. Nejnížší hodnoty byly na začátku pokusu zaznamenány u směsi s 5 % obj. biocharu (19,0:1). U této varianty došlo na konci pokusu k mírnému zvýšení na 19,4:1. Na konci pokusu došlo k poklesu poměru C/N u všech variant. Poměr C/N má během

procesu vermikompostování vliv na stabilitu substrátu (Sharma & Garg 2019). Výsledky potvrzují, že poměr C/N zůstal ve všech variantách v rámci doporučeného limitu. Díky tomu je výsledný vermikompost vhodný pro použití jako organické hnojivo (ČSN 46 5736).

Na základě uvedených dat lze zhodnotit vliv biocharu na rozdílnou koncentraci a dostupnost makroživin ve vstupních surovinách použitých při vermikompostování. Mezi sledované prvky patřil draslík, dusík, hořčík a fosfor. Jejich koncentrace se lišila v závislosti na použitém materiálu. První sledovanou živinou u vstupních surovin byl draslík (K). Nejvyšší koncentrace K byla naměřena v popelu (126 092 mg/kg suš.) a ve slámě (9 127,9 mg/kg suš.). Naopak nejnižší byla u kalu z ČOV (2500,9 mg/kg suš.). Další sledovanou živinou byl dusík. V biocharu byl jeho obsah nejvyšší (1 826,3 mg/kg suš.), zatímco v zemině nejnižší (44,9 mg/kg suš.). Rostliny obvykle využívají méně než polovinu přítomného dusíku, který se uvolňuje do okolního prostředí. Biochar může stabilizovat dusík v substrátu a regulovat jeho postupné uvolňování do okolí. To vede k efektivnějšímu využívání živin (Cassman et al. 2022). Jeho přítomnost v nízkých koncentracích může zpomalit biologické procesy rozkladu organické hmoty a uvolňování ostatních živin jako je fosfor nebo draslík. Tyto živiny jsou důležité pro růst a vývoj rostlin (Glaser & Lehr 2019; Hou et al. 2021), přičemž jejich nedostatek může ovlivnit růst plodin jako je např. kukuřice, pro kterou je fosfor limitujícím prvkem (Arif et al. 2017; Rafique et al. 2020). Přidání biocharu do substrátu může ovlivnit následné fyzikální vlastnosti půdy – zvyšuje pH, zadržuje vodu a mění dostupnost živin, což vede k vyšší úrodnosti a efektivnějšímu využívání hnojiv (Lehmann et al. 2011; Agegnehu et al. 2016; Song et al. 2018; Ibrahim et al. 2020).

Po přidání biocharu do vermikompostovacích směsí byla naměřena nejvyšší koncentrace draslíku u směsi s 5 % obj. biocharu (19 885,1 mg/kg suš.). Na konci pokusu došlo ke zvýšení koncentrace draslíku u všech variant, což potvrzuje jeho postupné uvolňování během procesu vermikompostování. Nejvyšší hodnota na konci pokusu byla naměřena u kontrolního vzorku (24 835,1 mg/kg suš.). V případě hořčíku (Mg) byla nejvyšší hodnota na začátku experimentu naměřena u směsi s 1 % obj. biocharu (6 108,2 mg/kg suš.), zatímco na konci pokusu dosáhla nejvyšší hodnoty kontrolní varianta (6 959,4 mg/kg suš.). Tento rozdíl může naznačovat schopnost biocharu stabilizovat dostupnost hořčíku v substrátu, resp. adsorpci živin a následně postupné uvolňování. Nejvyšších hodnot na začátku měření fosforu bylo dosaženo u směsi s 5 % obj. biocharu (7 974,1 mg/kg suš.). Nejnižší obsah byl zjištěn u směsi s 15 % obj. dřevního biocharu (3 393,9 mg/kg suš.). U této varianty došlo během měření k nárůstu hodnot. Na konci měření byla u směsi s 15 % obj. dřevního biocharu naměřena hodnota 5 689,0 mg/kg suš. Při hodnocení obsahu dusíku (N) bylo zjištěno, že nejvyšší hodnoty byly naměřeny na začátku experimentu u směsi s 5 % obj. biocharu (744,5 mg/kg suš.), zatímco na konci experimentu byla nejvyšší hodnota u směsi s 1 % obj. biocharu (787,7 mg/kg suš.). Tyto výsledky ukazují na variabilní chování biocharu mezi různými koncentracemi. Výsledky naznačují, že biochar má vliv na celkový obsah makroživin v substrátu. Jeho koncentrace hraje klíčovou roli v procesu uvolňování živin. Vyšší koncentrace biocharu vedla ke stabilizaci substrátu, zatímco nižší koncentrace podporovaly rychlejší uvolňování živin.

Přítomnost biocharu měla pozitivní vliv na počet a hmotnost žížal. Ve variantě s 10 % obj. přídavkem biocharu byl zaznamenán nejvyšší počet žížal (287 ks/kg) a zároveň i biomasa žížal

(9,0 g/kg) dosáhla nejvyšších hodnot. Nejnižší hodnoty byly zaznamenány u kontrolního vzorku (14 ks/kg) s nejnižší biomasou (0,6 g/kg). Na základě výsledků lze usoudit, že přídavek 10 % obj. biocharu vytvořil nejvhodnější podmínky pro podporu růstu a rozmnožování žížal v procesu vermikompostování. Naopak vyšší koncentrace biocharu nemusí být optimální. Koncentrace biocharu nad 15 % obj. již nevykazovala tak stimulující účinek. To může být způsobené změnou fyzikálních vlastností substrátu.

7 Závěr

V teoretické části práce byly popsány vlastnosti biocharu a jeho možnosti využití. S ohledem na uvedené informace je zřejmé, že biochar představuje všestranně využívanou látku s velkým potenciálem. Jedná se o stabilizační prvek půdního prostředí. Jeho vlastnosti mu umožňují zlepšovat strukturu substrátu, regulovat vlhkost a adsorbovat makroživiny důležité pro růst rostlin.

Výsledky experimentu potvrdily vliv biocharu na fyzikální vlastnosti substrátu, zadržování vody a regulaci celkového množství živin (draslík, hořčík, fosfor a dusík). Praktická část se zabývala zkoumáním vlivu přídatku dřevního biocharu do vermikompostovacích směsí z hlediska koncentrace těchto makroživin ve výsledném produktu. Cílem bylo stanovit optimální množství biocharu pro zlepšení hnojivého potenciálu vermikompostu. Biochar má potenciál ovlivnit kvalitu výsledného vermikompostu. Po přidání optimální koncentrace může podpořit jeho stabilitu, zefektivnit rozklad organické hmoty a také přístupnost živin. Díky tomu může vzniknout vysoce kvalitní organické hnojivo. Výsledky experimentu potvrdily, že biochar pozitivně ovlivňuje stabilitu substrátu, ale jeho účinky se liší podle přidaného množství. Nejlepších výsledků bylo dosaženo při přídatku 10 % obj. biocharu. Na základě dat lze usoudit, že optimální koncentrace biocharu by neměla překročit rozmezí 5–10 % obj. Tento podíl zajišťuje dostatečnou stabilitu substrátu a zlepšuje hnojivý potenciál vermikompostu. Přídavek biocharu měl také pozitivní vliv na biologickou aktivitu žížal, což vedlo ke zvýšení jejich počtu a biomasy. Na základě našich výsledků je patrné, že směsi s vyšší koncentrací biocharu nad 15 % obj. již nevykazovaly tak stimulující účinek, což dokládá fakt, že nadměrné množství biocharu zpomaluje rozkladné procesy a snižuje dostupnost živin. Podle výsledků analýzy obsahu makroživin je patrné, že biochar reguluje jejich uvolňování a celkové množství v daném prostředí, což dokládají rozdílné koncentrace makroživin na začátku experimentu a na jeho konci. Tyto poznatky mohou být využity v kompostárnách k obohacení kompostu, což může přispět ke zlepšení jeho struktury a obsahu živin. Zároveň dojde ke zvýšení kvality organických hnojiv, což může následně podpořit vyšší úrodnost půdy.

8 Literatura

Abalos D, Groenigen JW, Philippot L, Lubbers IM, Deyn GB. 2019. Plant trait-based approaches to improve nitrogen cycling in agroecosystems. *Journal of Applied Ecology* **56**: 2454-2466.

Acharya BS, Dodla S, Wang JJ, Gehendra K, Pavuluri K, Darapuneni M, Dattamudi S, Maharjan B. 2024. Biochar impacts on soil water dynamics: knowns, unknowns, and research directions. *Biochar* **6**: 34.

Agegnehu G, Bass AM, Nelson PN, Bird M. 2016. Benefits of biochar, compost and biochar–compost for soil quality, maize yield and greenhouse gas emissions in a tropical agricultural soil. *Science of the Total Environment* **543**: 295-306.

Arancon NQ, Lee S, Edwards CA, Atiyeh R. 2003. Effect of humic acids derived from cattle, food and paper-waste vermicomposts on growth of greenhouse plants. *Bioresource Technology* **47**: 741-744.

Arif M, Ilyas M, Riaz M, Ali K, Shah K, Haq IU, Fahad S. 2017. Biochar improves phosphorus use efficiency of organic-inorganic fertilizers, maize-wheat productivity and soil quality in a low fertility alkaline soil. *Field crops research* **214**: 25-37.

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, Hipps NA. 2010. Potential mechanisms for achieving agricultural benefits from biochar application to temperate soils: a review. *Plant and Soil* **337**: 1-18.

Atiyeh RM, Subler S, Edwards CA, Bachman G, Metzger JD, Shuster W. 2000 Effects of vermicomposts and composts on plant growth in horticultural container media and soil. *Pedobiologia* **44**: 579-590.

Atiyeh RM, Edwards CA, Subler S, Metzger JD. 2001. Pig manure vermicompost as a component of a horticultural bedding plant medium: Effects on physicochemical properties and plant growth. *Bioresource technology* **78**: 11–20.

Beeson RC. 1996. Composted yard waste as a component of container substrates. *Journal of environmental horticulture* **14**: 115–121.

Beetz A. 2010. Worms for bait or waste processing (vermicomposting). ATTRA – National sustainable agriculture information service 1-20.

Bender SF, Wagg C, van der Heijden MGA. 2016. An underground revolution: Biodiversity and soil ecological engineering for agricultural sustainability. *Trends ecol evol* **31**: 440-52.

- Beiyuan J, Tsang DCW, Valix M, Zhang W, Yang X, Ok YS, Li XD. 2017. Mobility and phytoavailability of As and Pb in a contaminated soil using pine sawdust biochar under systematic change of redox conditions. *Chemosphere* **178**: 110-118.
- Blouin M, Barrere J, Meyer N, Lartigue S, Barot S, Mathieu J. 2019. Vermicompost significantly affects plant growth: A meta-analysis. *Plant Growth Regulation* **39**: 34.
- Bolan NS, Kunhikrishnan A, Naidu R. 2013. Carbon storage in a heavy clay soil landfill site after biosolid application. *Science of the total environment* **465**: 216-225.
- Bouché MB. 1977. Soil Organisms as Components of Ecosystems: Strategies lombriciennes. *Ecological Bulletins* **25**: 122–132.
- Bowden CL, Evanylo GK, Xunzhong Z, Ervin EH, Seiler JR. 2010. Soil carbon and physiological responses of corn and soybean to organic amendments **18**: 162-173.
- Busato JG, Papa G, Canellas LP, Adani F, de Oliveira AL, Leão TP. 2016. Phosphatase activity and its relationship with physical and chemical parameters during vermicomposting of filter cake and cattle manure. *Journal of the science of food and agriculture* **96**: 1223–30.
- Cassman KG, Dobermann A, Walters DT. 2002. Agroecosystems, nitrogen-use efficiency, and nitrogen management. *AMBIO: A Journal of the Human Environment* **31**: 132-140.
- Částková T, Hanč A. 2019. Change of the parameters of layers in a large-scale grape marc vermicomposting systém with continuous feeding **37**: 826-832.
- ČSN 46 5736. 2018. Vermikomposty. Česká agentura pro standardizaci, Praha.
- Chelladurai KS, Christyraj JDS, Azhagesan A, Paulraj VD, Jothimani M, Yesudhason BV, Vasantha NCh, Ganesan M, Rajagopalan K, Venkatachalam S, Benedict J, Samuel JKJ, Christyraj JRSS. 2020. Exploring the effect of UV-C radiation on earthworm and understanding its genomic integrity in the context of H2AX expression **10**: 21005.
- Crombie K, Mašek O, Cross A, Sohi S. 2015. Biochar–synergies and trade-offs between soil enhancing properties and C sequestration potential. *GCB Bioenergy* **7**: 1161-1175.
- Cho DQ, Kwon G, Ok YS, Kwon EE, Song H. 2017. Reduction of bromate by cobalt-impregnated biochar fabricated via pyrolysis of lignin using CO₂ as a reaction medium. *ACS applied materials & interfaces* **9**: 13142-13150.
- De Boodt M, Verdonck O. 1972. The physical properties of the substrates in horticulture. *Acta hort* **26**: 37–44.
- Di WU, Feng Y, Xue L, Liu M, Yang B, Hu F, Yang L. 2019. Biochar combined with vermicompost increases crop production while reducing ammonia and nitrous oxide emissions from a paddy soil. *Pedosphere*, **29**: 82-94.
- Doan TT, Thierry H, Cornelia R, Jean-Louis J, Pascal J. 2015. Impact of compost, vermicompost and biochar on soil fertility, maize yield and soil erosion in Northern

Vietnam: a three year mesocosm experiment. *Science of the Total environment* **514**: 147-54.

Domínguez J, Velando A, Ferreiro A. 2005. Are *Eisenia fetida* (Savigny, 1826) and *Eisenia andrei* Bouché (1972) (Oligochaeta, Lumbricidae) different biological species? *Pedobiologia* **49**: 81-87.

Doubelet J, Francou C, Poitrenaud M, Houot S. 2010. Sewage sludge composting: Influence of initial mixtures on organic matter evolution and N availability in the final composts. *Waste Management* **30**: 1922-1930.

Edwards CA, Arancon NQ, Sherman RL. 2010. *Vermiculture technology: Earthworms, organic wastes, and environmental management*. CRC Press, Boca Raton.

Edwards, CA, Bohlen PJ. 1996. *Biology and Ecology of Earthworms*. Chapman & Hall, London.

Enebe MCh, Erasmus M. 2023. Vermicomposting technology – a perspective on vermicompost production technologies, limitations and prospects **345**: 118585.

Frederickson J, Howell G. 2003. Large scale vermicomposting: emission of nitrous oxide and effects of temperature on earthworm populations. *Pedobiologia* **47**: 724–730.

Frébort I, Kowalska M, Hluska T, Frébortová J, Galuszka P. 2011. Evolution of cytokinin biosynthesis and degradation. *Journal of Experimental Botany* **62**: 2431–2452.

Garg P, Gupta A, Satya S. 2006. Vermicomposting of different types of waste using *Eisenia foetida*: a comparative study. *Bioresour technol* **97**:391–395.

Glaser B, Lehr VI, 2019. Biochar effects on phosphorus availability in agricultural soils: A meta-analysis. *Scientific reports* **9**: 9338.

Gong X, Wei L, Yu X, Li S, Sun X, Wang X. 2017. Effects of rhamnolipid and microbial inoculants on the vermicomposting of green waste with *Eisenia fetida*. *PLoS One* **12**: e0170820.

Gong X, Zou L, Wang L, Zhang B, Jiang J. 2023. Biochar improves compost humification, maturity and mitigates nitrogen loss during the vermicomposting of cattle manure-maize straw. *Journal of Environmental Management* **325**: 116432.

Gorovtsov AV, Minkina TM, Mandzhieva SS, Perelomov LV, Soja G, Zamulina IV, Rajput VD, Sushkova SN, Mohan D, Yao J. 2020. The mechanisms of biochar interactions with microorganisms in soil. *Environmental Geochemistry and Health* **42**: 2495–2518.

Goswami L, Nath A, Sutradhar S, Bhattacharya SS, Kalamdhad A, Vellingiri K, Kim KH. 2017. Application of drum compost and vermicompost to improve soil health, growth and yield parameters for tomato and cabbage plants **200**: 243–252.

Gupta R, Yadav SS, Verma SK, Dubey SK. 2017. Siderophore production and biocontrol potential of rhizobium isolated from non-traditional legumious crop in MP **6**: 142–145.

Haez EM, Omara AED, Alhumaydhi FA, El-Esawi MA. 2017. Minimizing hazard impacts of soil salinity and water stress on wheat plants by soil application of vermicompost and biochar. *Physiologia Plantarum* **172**: 587-602.

Hanc A, Chadimova Z. 2014. Nutrient recovery from apple pomace waste by vermicomposting technology. *Bioresource technology* **168**: 240-244.

Hanč A, Bazalová M, Částková T. 2018. Změny enzymatické aktivity a metody jejího stanovení během procesu vermikompostování v systému průběžného krmení. Česká zemědělská univerzita v Praze, Praha.

Hanc A, Enev V, Hrebeckova T, Klucakova M, Pekar M. 2019. Characterization of humic acids in a continuous-feeding vermicomposting system with horse manure **99**: 1-11.

Hanč A, Švehla P, Míchal P, Innemanová P, Hrčka M. 2022. Optimální přístupy k vermikompostování čistírenského kalu, Česká zemědělská univerzita v Praze.

He Y, Zhou X, Jiang L, Li M, Du Z, Zhou G, Shao J, Wang X, Xu Z, Bai SH, Wallace H, Xu Ch. 2017. Effects of biochar application on soil greenhouse gas fluxes: A meta-analysis. *GCB Bioenergy* **9**: 743-755.

Hou E, Wen D, Jiang L, Luo X, Kuang Y, Lu X, Chen C, Allen KT, He X, Huang X. 2021. Latitudinal patterns of terrestrial phosphorus limitation over the globe. *Ecology Letters* **24**: 1420-1431.

Ibrahim MM, Lin H, Chang Z, Li Z, Riaz A, Hou E. 2024. Magnesium-doped biochars increase soil phosphorus availability by regulating phosphorus retention, microbial solubilization and mineralization. *Biochar* **6**: 68.

Jeffery S, Verheijen FG, van der Velde M, Bastos AC. 2011. A quantitative review of the effects of biochar application to soils on crop productivity using meta-analysis. *Agr ecosystems environ* **144**: 175–187.

Jouquet EP, Bloquel E, Doan TT, Ricoy M, Orange D, Rumpel C, Duc TT. 2011. DO compot and vermicompost improve makronutrient retention and palnt growth in degraded tropical soil. *Compost sci util* **19**: 15–24.

Kolářová P. 2023. Zpracování kalu z akvakultury prostřednictvím vermikompostování [bakalářská práce]. Česká zemědělská univerzita v Praze, Praha

Lehmann J, Rillig MC, Thies J, Masiello CA, Hockaday WC, Crowley D. 2011. Biochar effects on soil biota a review. *Soil biology & biochemistry* **43**, 1936–1942.

Lhadi EK, Tazi H, Aylaj M, Genevini PL, Adani F. 2006. Organic matter evolution during co-composting of the organic fraction of municipal waste and poultry manure. *Bioresource technology* **97**: 2117-2123.

Li S, Tasnady D. 2023. Biochar for Soil Carbon Sequestration: Current Knowledge, Mechanisms, and Future Perspectives **9**:67.

Lim SL, Wu TY, Clarke C. 2014. Treatment and biotransformation of highly polluted agro-industrial wastewater from palm oil mill into vermicompost using earthworms **62**: 691-698.

Lim SL, Wu TY, Lim PN, Shak KP. 2015. The use of vermicompost in organic farming: overview, effects on soil and economics. *Journal of the Science of Food and Agriculture* **95**: 1143–1156.

Lim SL, Wu TY, Clarke C. 2014. Treatment and biotransformation of highly polluted agro-industrial wastewater from palm oil mill into vermicompost using earthworms. *Journal of agriculture and food chemistry* **62**: 691–698.

Liu SW, Zhang YJ, Zong YJ, Hu ZQ, Qu S, Zhou J, Jing YG, Zou JW. 2016. Response of soil carbon dioxide fluxes, soil organic carbon and microbial biomass carbon to biochar amendment: A meta-analysis. *GCB bioenergy* **8**: 392–406.

Lubber IM, Van Groenigen K, Fonte S. 2013. Greenhouse-gas emissions from soils increased by earthworms **3**: 187-194.

Lv B, Cui Y, Wei H, Chen Q, Zhang D. 2020. Elucidating the role of earthworms in N₂O emission and production pathway during vermicomposting of sewage sludge and rice straw **400**: 123215.

Munroe G. 2007. *Manual of On-Farm Vermicomposting and Vermiculture*. Nova Scotia: Organic Agriculture Centre of Canada **39**: 40.

Park JH, Lamb D, Paneerselvam P, Choppala G, Bolan N, Chung J. 2011. Role of organic amendments on enhanced bioremediation of heavy metal (loid) contaminated soils. *Journal of hazardous materials* **185**: 549-574.

Pižl V. 2015. Co víme o endemické žížale *Allolobophora hrabei*. *Živa* **5**: 236–239.

Plavšin I, Velki M, Ečimović S, Vradečić K, Čosić J. 2017. Inhibitory effect of earthworm coelomic fluid on growth of the plant parasitic fungus *Fusarium oxysporum*. *Ecology* **78**: 1-6.

Pommeresche R, Hansen S, Løes A-K. 2010. *Žížaly a jejich význam pro zlepšování kvality půd*. Bioinstitut, Olomouc.

Pramanik P. 2010. Changes in microbial properties and nutrient dynamics in bagasse and coir during vermicomposting: Quantification of fungal biomass through ergosterol estimation in vermicompost. *Waste manage* **30**: 787–791.

Qu M, Chen J, Huang Q, Xu Y, Luo J, Wang K, Gao W, Zheng Y. 2018. Bioremediation of hexavalent chromium contaminated soil by a bioleaching system with weak magnetic fields. *Environmental Pollution* **128**: 41-47.

Rafique M, Ortas I, Rizwan M, Chaudhary HJ, Gurmani AR, Munis MFH. 2020. Residual effects of biochar and phosphorus on growth and nutrient accumulation by maize (*Zea mays* L.) amended with microbes in texturally different soils. *Chemosphere* **238**: 124710.

Raj D, Antil RS. 2011. Evaluation of maturity and stability parameters of composts prepared from agro-industrial wastes. *Bioresource technology* **102**: 2868-2873.

Ronsse F, Hecke S, Dickinson D. 2012. Production and characterization of slow pyrolysis biochar: influence of feedstock type and pyrolysis conditions. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis* **94**: 113–120.

Ross JLS. 1994. Análise empírica da fragilidade dos ambientes naturais antropizados. *Revista do departamento de geografia* **8**: 63-74.

Saha S, Dutta D, Ray DP, Karmakar R. 2012. Vermicompost and soil quality. *Farming for food and water security* 243–264.

Sharma K, Garg VK. 2019. Vermicomposting of waste: a zero-waste approach for waste management. In: *Sustainable resource recovery and zero waste approaches*. Elsevier 133-64.

Singh A, Singh GS. 2018. Vermicomposting: A sustainable tool for environmental equilibria. *Environmental Quality Management* **27**: 23-40.

Sundararasu K, Neelanarayanan P. 2012. Effect of vermicompost and inorganic fertilizer on the growth and yield of tomato, *Lycopersium esculentum L* *International journal of current research* **4**: 49–51.

Thakuria D, Schmidt O, Finan D, Egan D, Doohan FM. 2009. Gut wall bacteria of earthworms: a natural selection process **4**: 357-366.

Váňa, J. 2002. Koncepce nakládání s komunálními bioodpady v České republice. *Biom.cz*. Dostupné z: <https://biom.cz/cz/odborne-clanky/koncepce-nakladani-s-komunalnimi-bioodpady-v-ceske-republice>

Vuppaladadiyam AK, Vuppaladadiyam SSV, Abhishek A, Sahoo A, Rehman S, Pant KK, Murugavelh S, Huang Q, Anthony E, Fennel P, Bhattacharya S, Leu SY. 2022. Biomass pyrolysis: A review on recent advancements and green hydrogen production. *Bioresource Technology* **364**: 128087.

Wu Y, Li Q, Zheng Y, Xiong X, Chen Y, Shaaban M, Hu R. 2023. Optimizing biochar addition for vermicomposting: a comprehensive evaluation of earthworms' activity, N₂O emissions and compost quality. *Biochar* **5**: 4.

Wu Z, Yin B, Song X, Qiu J, Cao L, Zhao Q. 2019. Effects of salinity on earthworms and the product during vermicomposting of kitchen wastes. *International Journal of Environmental Research and Public Health* **16**: 4737.

Yuan Y, Bolan N, PrévotEAU A, Vithanage M, Biswas JK, Ok YS, Wang H. 2017. Applications of biochar in redox-mediated reactions. *Bioresource Technology* **246**: 271-281.

Zhang M, Riaz M, Zhang L, El-desouki Z, Jiang C. 2019. Biochar induces changes to basic soil properties and bacterial communities of different soils to varying degrees at 25 mm rainfall: More effective on acidic soils. *Frontiers in Microbiology* **10**: 1321.

Zhao X, Li B, Ni J, Xie D. 2016. Effect of four crop straws on transformation of organic matter during sewage sludge composting. *Journal of Integrative Agriculture* **15**: 232-240.

Zhu X, Labianca C, He M, Luo Z, Wu C, You S, Tsang DCW. 2022. Life-cycle assessment of pyrolysis processes for sustainable production of biochar from agro-residues. *Bioresource technology* **360**: 127601.