

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra agroenvironmentální chemie a výživy rostlin



**Vermikompostování matoliny v systému průběžného
krmení**

Diplomová práce

Autor práce: Bc. Zdeňka Šubrtová

Obor studia: Odpady a jejich využití

Vedoucí práce: doc. Ing. Aleš Hanč, Ph.D.

© 2017 ČZU v Praze

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou diplomovou práci "Vermikompostování matoliny v systému průběžného krmení" jsem vypracovala samostatně pod vedením vedoucího diplomové práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autorka uvedené diplomové práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušila autorská práva třetích osob.

V Praze dne 12. dubna 2017

Podpis autorky práce

Poděkování

Ráda bych touto cestou poděkovala panu doc. Ing. Aleši Hančovi, Ph.D., za vedení diplomové práce a za cenné rady při jejím zpracování. Dále bych chtěla poděkovat Ing. Tereze Částkové, která mi rovněž pomáhala práci odborně zpracovávat a vždy mi ochotně poradila.

Vermikompostování matoliny v systému průběžného krmení

Souhrn

Diplomová práce se zabývá procesem vermikompostování v systému průběžného krmení matolinou. Literární část je nejprve věnována popisu vermikompostování; vysvětluje princip a hlavní podmínky procesu včetně použití vermikompostu. Dále jsou uváděny informace o matolině, poslední kapitola popisuje vlastnosti zralého vermikompostu. Hlavní vlastní část se podrobně zabývá experimentem vermikompostování s matolinou. Cílem práce je zhodnotit agrochemické a biologické vlastnosti vrstev postupně se zvyšujícího stáří vermikompostu.

Pokus byl založen v provozních venkovních podmínkách společnosti Filip a Filip v zemědělském družstvu v Mikulčicích, použitá matolina pocházela z vinařství Habánské sklepy. Vermikompostovací hromada (2,5 x 50 m) byla tvořena podestýlkou (první vrstva) z hnoje, trávy a násady žízal (*Eisenia andrei* B.), další vrstvy obsahující čistou matolinu byly přidávány postupně jednou za 7 až 14 dní. Vermikompostování probíhalo po dobu 12 měsíců. Po ukončení procesu byly z příčného profilu z každé z 5 vrstev o výšce 20 cm odebrány 4 vzorky o hmotnosti cca 5 kg. Z každého vzorku byly odejmuty žízaly, které sloužily k hodnocení biologických parametrů vrstev. Vzorky vermikompostu byly dále analyzovány, získaná data byla statisticky vyhodnocena.

Předpokládalo se, že starší vrstvy vermikompostu budou dle zjištěných vlastností hodnotnější s vysokým stupněm zralosti, naopak v mladších vrstvách bude probíhat vysoká biologická aktivita. Na základě výsledků bylo zjištěno, že vrstvy zvyšujícího se stáří vykazovaly úspěšnou degradaci a stabilizaci organické hmoty materiálu. Z tohoto hlediska se nejhodnotnější stala spodní vrstva vermikompostu (stáří 12 měsíců), v které byly oproti mladším vrstvám zjištěny významné rozdíly. Také byly nalezeny vyšší obsahy základních živin. V mladších vrstvách se vyskytoval vyšší počet a biomasa žízal a také vysoká hodnota celkové mikrobiální aktivity.

Klíčová slova: matolina, vermikompostování, průběžné krmení, agrochemické vlastnosti, biologické parametry, vrstvy

Vermicomposting of wine grape pomace in a continuous feeding system

Summary

The diploma thesis deals with a vermicomposting process of a wine grape pomace in a continuous feeding system. The literary part is dedicated to the description of the vermicomposting at first; it explains a principle and main conditions of the process including application of the vermicompost. Next are provided informations about the wine grape pomace, the last chapter describes conditions of the mature vermicompost. The main own part is detailed with dealing the experiment of vermicomposting with the wine grape pomace. The aim of this thesis is to evaluate agrochemical and biological characteristics of gradually increasing age of layers in the vermicompost.

The experiment is based in operating outdoor conditions by Filip a Filip company in a collective farm in Mikulčice, the used wine grape pomace provided by Habánské sklepy viticulture. The vermicomposting pile (2,5 x 5 m) was consisted of worm bed (first layer) from manure with grass and earthworms (*Eisenia andrei* B.), other layers containing the wine grape pomace were added gradually once every 7 to 14 days. The vermicomposting process took 12 months. Each of 5 layers about 20 cm high were removed in 4 samples about 5 kg weight from diagonal profile, after the process was finished. Earthworms were removed from each sample, has been used to assess biological parameters. Samples of vermicompost were under analysis, obtained data were statistically evaluated.

According to the detected information, we expected a higher value with a high degree of mature in oldest layers of vermicompost, on the other hand, a high biological activity will take place in younger layers. Based on the results we found, layers with a gradually increasing age report a successful degradation and stabilization of organic matter. From this view the most valuable layer has become the bottom layer of vermicompost (12 months old), in which were determined significant differences opposite the younger layers. There were also identified higher contents of main nutrients. The higher number and biomass of earthworms and also high value of a total microbial activity occurred in younger layers.

Keywords: wine grape pomace, vermicomposting, continuous feeding system, agrochemical properties, biological parameters, layers

Obsah

1 Úvod.....	1
2 Cíl práce	2
3 Literární rešerše	3
3.1 Kompostování a vermikompostování.....	3
3.1.1 Základní pojmy	3
3.1.2 Historie kompostování a vermikompostování	4
3.1.3 Podmínky a požadavky	4
3.1.4 Volba vhodného materiálu.....	6
3.1.5 Žížaly a mikroorganismy	6
3.1.6 Hlavní principy procesů.....	8
3.1.7 Použití kompostu a vermikompostu	10
3.2 Matolina	12
3.2.1 Základní informace	12
3.2.2 Složení matoliny	12
3.2.3 Využití matoliny	13
3.2.4 Příprava materiálu.....	14
3.2.5 Průběh vermikompostování	15
3.2.5.1 Vlastní vermikompostování.....	15
3.3 Vlastnosti vermikompostu.....	17
3.3.1 Fyzikální a chemické vlastnosti	17
3.3.2 Základní živiny a organická hmota.....	18
3.3.3 Rizikové prvky.....	20
3.3.4 Biologická aktivita	20

4	Vlastní práce	21
4.1	Materiál a metodika	21
4.1.1	Popis materiálu	21
4.1.2	Postup vermikompostování a příprava vzorků	21
4.1.3	Agrochemické a biologické analýzy	22
4.1.4	Statistické analýzy	23
4.2	Výsledky	24
4.2.1	Základní agrochemické vlastnosti vermikompostu	24
4.2.2	Parametry kvality a zralosti vermikompostu	26
4.2.3	Množství živin ve vermikompostu	28
4.2.4	Biologické charakteristiky vermikompostu	31
5	Diskuze	35
6	Závěr.....	41
7	Seznam použité literatury.....	42
8	Seznam příloh	53
9	Přílohy	54

1 Úvod

Narůstající světová populace a s tím spojený konzumní způsob života výrazně ovlivňují celkovou světovou produkci odpadů tím, že ji zvyšují. Proto jsou odborníky hledány způsoby, jak tento stav zlepšit nebo alespoň zmírnit. Produkce odpadů má negativní dopad na životní prostředí. Další zátěží se stává používání technologií potřebných k odstranění odpadů, které vyžadují obrovské množství finančních prostředků.

Vermikompostování se v posledních letech stává velmi oblíbeným prostředkem, jak snižovat množství odpadů a minimalizovat tak jejich negativní dopad. Výhoda vermikompostování spočívá v možnosti transformovat odpad na materiál s vysokou hodnotou živin, v kterém se zároveň zvyšuje množství organické hmoty, a to s minimálními vloženými vstupy. Zpracovávat lze téměř veškeré biologické odpady, které jsou rozložitelné a akceptovatelné žížalami. Tato práce se zaměřuje na zpracování konkrétního odpadu, jehož vysoké množství vzniká především tam, kde je hlavním průmyslovým odvětvím produkce vína.

Matolina je hlavním odpadním produktem vznikajícím po vylisování vína. Protože je matolina zdroj bohatý na základní makroživiny a prospěšné látky, předpokládá se, že procesem zpracování žížalami se stane materiálem stabilním a zralým, který bude možné využít jako úrodný substrát pro pěstování rostlin a to zejména tam, kde je nedostatek organické hmoty. I když celková výměra vinic ze zemědělské půdy v ČR dosahuje pouze 0,49 % (ČSÚ, 2016) a znalosti o vermikompostování matoliny jsou nízké, vzniká v dostatečném množství, které nám umožňuje sledovat její průběh vermikompostování a vyhodnotit, do jaké míry je proces účinný.

2 Cíl práce

Cílem práce je zhodnotit agrochemické a biologické vlastnosti vrstev postupně se zvyšujícího stáří v systému velkoprodukčního vermikompostování s průběžným krmením matolinou.

Stanovené hypotézy:

1. Budou nalezeny rozdíly v agrochemických a biologických vlastnostech vermikompostovaných vrstev různého stáří.
2. Nižší vrstvy budou hodnotnější a to jak z hlediska agrochemických vlastností tak i stupně zralosti.
3. Vyšší biomasa žížal bude nalezena v horních vrstvách vermikompostu.

3 Literární rešerše

3.1 Kompostování a vermikompostování

V posledních letech je velmi aktuální problematika manipulace s odpady. Podle hierarchie způsobů nakládání s odpady, která je uvedena v § 9a, zákona č. 185/2001, o odpadech je upřednostňováno jejich využití před odstraněním. Jednou z možností, jak zpracovat biologicky rozložitelný odpad a zároveň jej přetvořit na organické hnojivo je použití technologie kompostování či vermikompostování.

3.1.1 Základní pojmy

Oba tyto přírodní procesy se podílejí na rozkladu organické hmoty. Kompostování je charakterizováno, jako přeměna organického materiálu na humusové látky až na stabilizovaný produkt - kompost. Jedná se o přeměnu biologickou, na které se podílí široká skladba mikroorganismů především bakterie, houby, aktinomycety a také prvoci (Singh, 2014). Při tvorbě kompostu podléhají vstupní suroviny hygienizaci, která dle vyhlášky č. 341/2008, k zákonu o odpadech, znamená „úpravu biologicky rozložitelného odpadu, která snižuje počet patogenních organismů, které mohou způsobit onemocnění člověka nebo zvířat pod stanovenou hodnotu.“ (Vyhláška č. 341/2008, o podrobnostech nakládání s biologicky rozložitelnými odpady, příloha č. 2, C) písmeno a).

Pokročilejší metodou zpracování biologicky rozložitelných odpadů je metoda vermikompostování, která má určité odlišnosti. Hlavní rozdíl se vyznačuje odlišným způsobem stabilizace biologicky rozložitelného materiálu. Tu zajišťují kromě mikroorganismů především žížaly (Nagavallemma et al., 2004) a vzniká tak vermikompost. Proces je rychlejší a efektivnější, ale zároveň náročnější na zajištění optimálních podmínek. Ve vermikompostu jsou žížaly součástí tzv. vermikultury, kdy je cílem, aby počet žížal byl co nejvyšší a proces tak byl co nejúčinnější (Munroe, 2007).

Dnes je v ČR právně upraveno pouze kompostování, k čemuž slouží vyhláška č. 341/2008, která se zaměřuje na řízení průběhu kompostování. Zejména stanovuje podmínky na jeho výrobu a uvádí znaky jakosti rekultivačního kompostu. Kvalita kompostu je posuzována dle obsahu rizikových prvků, kde pokud jsou splněny podmínky dle zákona č. 474/2000, o stanovení požadavků na hnojiva, lze jej aplikovat na zemědělskou půdu. Limitní koncentrace rizikových prvků v kompostech jsou uvedeny v přílohách (**tab. č. 1**).

Co se vermikompostování týká, pro tento proces v současné době chybí právní úprava, kterou však v budoucnu bude potřeba vytvořit z toho důvodu, aby výsledné vermikomposty bylo možné mezi sebou porovnávat a hodnotit tak kvalitu procesu.

3.1.2 Historie kompostování a vermikompostování

Název kompostování vznikl z anglických slov „com“ = dohromady a „post“ = přinést. Jde tedy o shromažďování na jednom místě (Singh, 2014). Kompostování doprovází lidstvo odnepaměti. Již zemědělci v dobách starověkých civilizací si uvědomovali, že zbytky ze zemědělství mohou být využitelné a odpad cíleně ukládali. K většímu rozvoji a zdokonalení technologie však došlo až ve 13. století templáři, kteří měli přesné údaje jakým způsobem kompostovat. Ve 20. století se kompostování začalo rozvíjet nejprve v Indii a až poté v ostatních částech světa (Diaz et al., 2011).

První zmínky o žížalách vznikají již ve 4 století př. n. l., kdy si jejich činnosti v půdě všiml Aristoteles a proto žížaly nazval „střeva země“. Dalším, kdo se o žížaly významně zajímal, byl Ch. Darwin. Zabýval se potravním chováním těchto organismů a na základě několikaletého studování sepsal první knihu o žížalách: “The Formation of Vegetable Mould through the Action of Worms” (Panwar a Tripathi, 2013). Lze říci, že kolébkou vermikompostování je USA, neboť právě zde v 80. letech 20. století vznikl první záměrně vytvořený vermikompost. Následně byla v roce 1981 sepsána M. Appelhofem publikace Sborník workshopu o roli žížal při stabilizaci organických zbytků. Díky tomu se o možnostech vermikompostování dozvědělo široké okolí a tak se vermikompostování rozšířilo. Nejprve se vermikompostovalo na farmách, poté v domácích podmínkách až se vermikompost začal tvořit ve velkém objemu v dalších zemích (Singh, 2014). V ČR se vermikompostování začalo objevovat okolo roku 1985 (Kalina 2004).

3.1.3 Podmínky a požadavky

Oba procesy pracují pouze za řízených podmínek, proto je jejich splnění nezbytné pro hladký průběh systémů. Žížaly jsou považovány za citlivý organismus a tak vyžadují přísnější podmínky na životní prostředí, proto jsou daleko více omezené a systém vyžaduje větší údržbu. V případě, že nastane jakákoliv nevyhovující situace pro žížaly, reagují na ni útekem z materiálu. Mezi základní společné faktory patří aerace, vlhkost, teplota, a pH.

Výskyt a aktivita heterotrofních organismů je závislá na dostatečném množství kyslíku. V případě nedostatku se systém stává anaerobní, odpad zapáchá a nastává produkce skleníkových plynů, jako je amoniak a methan. Kompost proto aktivně provzdušňujeme překopáváním, maximálně však dvakrát za dobu kompostování (Sulzberger a Minátová, 1996), ve vermikompostu se o dostatečné množství vzduchu postarají žížaly, které půdu prokypřují vlastním pohybem.

Se vzdušností souvisí vlhkost v substrátu, proto se musíme postarat o rovnováhu mezi těmito veličinami. Při vysoké vlhkosti nastává problém s vyčerpáním kyslíku, pokud je materiál suchý, snižuje se aktivita mikroorganismů a také žížal. Vlhkost slouží rovněž jako médium pro pohyb živin během procesu a zabezpečuje uskutečnění chemických reakcí (Yadav a Garg, 2011a). Kompostování vyžaduje méně vody, platí optimální procento vlhkosti 50 - 60 % (Borkovcová a Žáková, 2015). Pro žížaly je vlhkost stejně jako kyslík životně důležitá, neboť žížaly dýchají celým povrchem těla, který musí udržovat neustále vlhký (Munroe, 2007). Pro vermikompostování se doporučuje vlhkost kolem 60 - 70 % (Liang et al., 2003), někteří autoři ji vymezují až do 90 % (Domínguez a Edwards, 2011a). S udržením vlhkosti souvisí i přímý sluneční svit, který žížaly nesnesou, neboť dochází k vysušení materiálu a k udušení žížal. Při krátkodobém vystavení záření dochází k ochrnutí, při dlouhodobém žížaly hynou (Yadav a Garg, 2011a).

Teplota je většinou spojena s jednotlivými fázemi procesů a má vliv na aktivitu žížal - růst, metabolismus a rozmnožování. Teplota v kompostu se udržuje kolem 55 - 60 °C (Domínguez a Edwards, 2011b) a lze ji regulovat zakrýváním folií nebo naopak překopáváním. Žížaly by neměly být vystaveny teplotám vyšším než 35 °C a naopak při teplotě 10 °C jejich aktivita klesá a žížaly se nerozmnožují. Pokud nastávají extrémní teplotní podmínky, zahrabávají se do hlubších vrstev materiálu. Ideální je tedy teplotní rozmezí mezi 15 - 20 °C (Munroe, 2007).

Parametr pH je velmi specifický a ovlivňuje celý průběh vermikompostování. O tom, jaká nastane půdní reakce, rozhoduje poměr mezi koncentrací hydroxoniových a hydroxylových iontů v půdě. Tento poměr se vyjadřuje hodnotou pH, což je tzv. záporný dekadický logaritmus aktivity vodíkových iontů (Bates a Vijh, 1973). Rozsah hodnot pH lze měřit v rozmezí od kyselého až po alkalické. Pro oba procesy se jako ideální pH uvádí neutrální až mírně alkalická hodnota 7,5 - 8 (Singh, 2014). Hodnotu pH lze také upravovat, při nízkém pH lze přidat mletý vápenec, naopak zásadité pH může být sníženo přidáním rašeliny (Munroe, 2007).

3.1.4 Volba vhodného materiálu

Zvolit správné složení kompostu je základní znalostí, bez které není možné vytvořit kvalitní substrát. Platí, že nejlépe se rozkládá odpad rostlinného charakteru ze zahrady, ale i odpad domovní. Do kompostu lze umístit části rostlin jako je listí, části dřevin a také zbytky zeleniny z kuchyně či papírové kapesníky. Zbytky vařených jídel se nepoužívají, mají nevhodnou strukturu a mohou lákat potkany (Sulzberger a Minátová, 1996). Žížaly nemají schopnost zpracovat masné výrobky, olej a ryby. Oleje jsou rizikové především proto, že neumožní průchod kyslíku v materiálu (Singh, 2014). Dále se nedoporučuje vermikompostovat citrusové plody, z důvodu vysoké kyselosti nevhodné pro žížaly, navíc je zde vysoká pravděpodobnost, že jsou plody chemicky ošetřeny (Priatelia Zeme 2003). Nepřípustné jsou také všechny toxické látky, v odpadech se sleduje obsah amoniaku a solí, na které jsou žížaly extrémně citlivé. Domínguez a Edwards (2011a) uvádějí maximální hodnotu pro amoniak v odpadu, který by neměl přesáhnout 1 mg/g a obsah solí by měl být nižší než 0,5 %. Rizikové a toxické materiály se nechávají předkompostovat, aby byly pro žížaly lépe přijatelné.

Důležitou roli hraje surovinová skladba, která odráží poměr živin v materiálu. Ke kompostování i vermikompostování se využívá kombinace materiálu vlhkého se suchým a dřevnatého s čerstvějším, tedy tak, aby měly suroviny v určitém poměru organickou a anorganickou složku (C/N). Běžně je pro komposty uváděna hodnota 25 - 40:1 (Borkovcová a Žáková, 2015), u vermikompostů platí poměr nižší než 25:1 (Yadav a Garg, 2011a). V praxi se častěji než čistá surovina používají vybrané druhy surovin smíchané v různém poměru (Yadav a Garg, 2011b), kombinuje se rostlinný materiál se zvířecími výkaly. Obecně platí, že čím je materiál různorodější, tím lépe se kompostuje (Hanč, 2017). Mnoho autorů se však shodlo, že nejvhodnějším materiálem pro rozklad žížalami je čistý hnůj (Munroe, 2007; Pommeresche et al., 2010). Pokud se v materiálu objeví vyšší poměr dusíku, lze přidat rostlinný materiál a naopak při vyšším množství uhlíku, přidáváme zvířecí exkrementy a substrát tak zraje rychleji (Zajonc, 1992).

3.1.5 Žížaly a mikroorganismy

Nejdůležitějším předpokladem vermikompostování je zajistit vhodný druh žížal v dostatečném množství. Na světě existuje mnoho druhů žížal, ne všechny jsou však vhodné k řízenému rozkladu organických odpadů. Musí splňovat specifické vlastnosti jako je schopnost napadat organické odpady, ve vysoké míře je spotřebovávat, trávit a vstřebávat,

mít schopnost vysoké reprodukce, a to vše i za méně příznivých životních podmínek (Domínguez a Edwards, 2004). Pro tyto účely jsou nejvhodnější žížaly tzv. epigeického typu, žijící na povrchu materiálu. Nejčastěji používané druhy jsou žížala hnojní (*Eisenia fetida*) a žížala kalifornská (*Eisenia andrei*) (Singh, 2014). Tyto žížaly dosahují menší velikosti, mají nižší životnost, za to však mají rychlou reprodukci a uvolňují živiny do horních vrstev půdy (Yadav a Garg, 2011a).

Pro účely pokusů jsou nejvíce využívány *E. andrei*, které vynikají výbornými fyziologickými vlastnostmi. Dosahují velikosti 50 - 100 mm, jejich přibližná hmotnost je asi 0,55 g, mají rychlý růst a krátkou dobu dospívání během 21 až 28 dní (Borkovcová a Žáková, 2015), což je žádoucí pro vysokou reprodukci. Jsou vysoce tolerantní k nepříznivým podmínkám, jsou velmi přizpůsobivé. Jedním z hlavních požadavků žížal je zajištění dostatku potravy, jsou schopny denně sníst více než polovinu své hmotnosti (Sulzberger a Minátová, 1996). Přesto, že mají specifické nároky na složení surovin, jsou schopny velmi dobře rozložit a úspěšně trávit organický odpad, především rostlinného původu jako jsou zbytky ovoce a zeleniny, zbytky zeleně, některý potravinový odpad a také zvířecí exkrementy či digestát z bioplynové stanice (Nagavallemma et al, 2004).

Žížaly jakožto rozkladači z druhé úrovně potravního řetězce jsou doprovázeny mikroorganismy, bez kterých by nebyla umožněna přeměna odpadů, neboť jsou spolu s žížalami ve vzájemné interakci. Jejich funkce tkví především v biochemickém rozkladu organické hmoty. Mikroorganismy se nachází v surovinách, zejm. mikroorganismy fixující vzdušný dusík pokrývají stěny žížalích chodeb, kde se živí cukry vylučovanými žížalami (Pommeresche et al., 2010), ostatní mikroorganismy jsou uvnitř těl žížal (Fornes et al., 2012). Skladba mikroorganismů se může lišit dle vlastností materiálu, nejčastěji však nacházíme aerobní bakterie, jako jsou *Pseudomonas spp.* a *Micrococcus spp.* (Singh, 2014). Mikroorganismy jsou také doprovázeny roupicemi, hlísticemi, roztoči a prvoky (Edwards et al., 2011). Žížaly využívají jako hlavní zdroje energie celulózu a bílkoviny, které získávají trávením prvoků a bakterií (Zajonc, 1992). Na třetí úrovni jsou stonožky, mravenci a draví roztoči, kteří požírají žížaly (Singh, 2014). Žížaly kromě dravého hmyzu mají své přirozené nepřátele - predátory před kterými musí být chráněny. Jsou to hlavně ptáci a krtci (Munroe, 2007).

3.1.6 Hlavní principy procesů

Proces kompostování lze vyjádřit následující rovnicí:



Organické látky jsou za pomoci kyslíku převedeny na stabilní humusové látky, při procesu se objem a hmotnost materiálu za vysokých teplot snižuje, vzniká tak určité množství vody a díky mikrobiální aktivitě se uvolňuje oxid uhličitý (Plíva et al., 2006).

Kompostovací proces pracuje ve třech fázích. Jak uvádí Borkovcová a Žáková (2015), jedná se o fáze: termofilní, mezofilní a dozrávání. První aktivní fáze je nejdůležitější, protože zde se materiál hygienizuje. Odpady se zahřejí na vysoké teploty (70 °C) v důsledku množení mikroorganismů, které při rozkladu základních složek materiálu spotřebovávají kyslík. Tyto teploty jsou nezbytné k odstranění patogenů a také semen plevelů (Sulzberger a Minátová, 1996). Další fáze - mezofilní je fází přeměny, teploty již klesají na teplotu 25 °C, organické látky se degradují pomaleji a vznikají látky humusové. V poslední fázi materiál uzrává, dosahuje teploty okolí. Po půl až jednom roce vzniká finální výrobek - zralý kompost (Sulzberger a Minátová, 1996). Na konci procesu je ještě potřeba provést konečnou úpravu, zralý kompost se prosévá, případně se odstraňují větší nežádoucí částice (Plíva et al., 2006).

Výroba domácího kompostu probíhá na otevřené kompostové hromadě nebo lze použít nádoby, kde je možné vybírat z širokého množství materiálů a tvarů nádob (Singh, 2014). Umístění kompostu na hromadu je nejjednodušší způsob, jednotlivé suroviny se nakupí a případně zakryjí. Doporučuje se šířka hromady 2 m, výška maximálně 1,5 m. Druhým způsobem je kompostování v nádobách, nádoby jsou využívány dřevěné, betonové, kovové a jako nejpokročilejší nádoby plastové (Sulzberger a Minátová, 1996). Zákon o odpadech rovněž vymezuje kompostování na území obce, z které se shromažďují rostlinné zbytky z údržby zeleně následně zpracované v zelený kompost jako tzv. komunitní kompostování (Zákon č. 185/2001 o odpadech). V případě, že kompostování probíhá ve velkých objemech v zemědělství, používá se kompostování v pásových hromadách (Singh, 2014).

Cílem vermikompostování je zaručit vysokou úroveň rozkladu během relativně krátké doby stabilizace. Při tvorbě vermikompostu probíhají chemické, biochemické a biologické reakce (Singh, 2014). Proces začíná nejprve aktivní fází, ve které nastupují žížaly, které se podílejí na mechanickém zpracování odpadu, zvyšují povrchovou plochu, přičemž

stimulují a ovlivňují mikrobiální složení a mění chemické a fyzikální vlastnosti odpadu (Fornes et al., 2012). Při aktivní fázi procházejí střevem žížal organické látky společně s mikroorganismy, během této interakce jsou přidávány sacharidy a další metabolity, včetně enzymů (Domínguez et al., 2010). Po zpracování odpadu žížalami nastává fáze zrání za účasti mikroorganismů, které začnou zpracovávat odpad po žížalách (Lazcano et al., 2008). Délku fází lze ovlivnit rozdrobením odpadu na menší části, čímž mikroorganismy lépe osídí materiál a suroviny tak rychleji rozloží (Borkovcová a Žáková, 2015), cílem je dosáhnout homogenní struktury. Dle Nogales et al. (2005) je odpad žížalami míchán a provzdušňován, zároveň se podílejí na mikrobiálním rozkladu prostřednictvím zažívacího traktu. Traktem procházející organický materiál je velmi málo využit, tvoří pouze 40 % (Hanč, 2017), zbytek je vyloučen do 2,5 až 7 hodin (Zajonc, 1992) ve formě exkrementů - koprolitů tvořící podstatu vermikompostu. Koprolity jsou bohaté na živiny, a proto jsou používány jako kvalitní hnojivo. Žížaly kromě exkrementů také produkují hlen a vylučují močovinu a amoniak (Domínguez et al., 2010). Vermikompost zraje po dobu 4 - 12 měsíců v pásových hromadách, v reaktorových systémech s průběžným krmením je proces kratší, trvá 30 - 60 dní (Domínguez a Edwards, 2011b). Lze tedy říci, že vermikompost může obsahovat vysoké množství patogenních mikroorganismů, někteří autoři však prohlašují, že materiál je ošetřen mikrobiální aktivitou a jejím vlivem jsou vykazovány nižší diverzity patogenních hub a mikroorganismů (Nagavallemma et al., 2004). K posouzení rizikosti kontaminace vermikompostu jsou důležitým faktorem také typy použitých surovin.

O tom, jaký je zvolen typ systému rozhoduje dostupný prostor, ale i vlastnosti a množství odpadu a předpokládaný čas, který je nutný pro stabilizaci. Vermikompostovací zakládku lze umístit jak do venkovního prostředí, tak i do vnitřních podmínek (Garg a Gupta, 2009).

Vermikompostování nejčastěji probíhá v tzv. systému průběžného krmení, kdy jsou žížaly umístěny v kompostéru na podestýlce a v pravidelných intervalech se postupně přidávají krmiva po menších vrstvách, např. 1 x týdně po 10 cm, v zimě je naopak nutné přidávat větší množství v širším časovém intervalu. Žížaly postupně spotřebovávají část podestýlky, hotový zralý vermikompost se tvoří na dně systému. Největší výhodou tohoto systému je, že lze proces lépe sledovat a je možné podmínky měnit v průběhu vermikompostování. Dalším přínosem je, že není možné dosáhnout vysokých teplot, při kterých žížaly hynou (Hanč, 2017). Naopak tento způsob může mít jistá omezení v tom, že hrozí riziko ztuhnutí materiálu a tím jeho zhoršená provzdušněnost (Gómez-Brandón et al.,

2013) a také to, že nedochází k hygienizaci materiálu. Termofilní fáze u vermikompostování chybí, neboť právě vysoké teploty by žížaly usmrtily. Někdy je proto tato fáze zařazena ještě před vermikompostováním (Nair et al., 2006), kdy je zaručena úplná redukce toxických i patogenních látek. Uvádí se, že tímto krokem navíc se zajišťuje nejen zdravotní nezávadnost materiálu, ale proces je daleko účinnější, dochází k lepšímu odvodu vlhkosti a redukci objemu odpadu (Nair et al., 2006). Poté následuje běžný postup vermikompostování. Kromě systému průběžného krmení lze samozřejmě používat také systém statický, který je charakteristickým tím, že je odpad vložen na začátku procesu, kde je ponechán až do doby dokončení zpracování (Garg a Gupta, 2009).

3.1.7 Použití kompostu a vermikompostu

Kompost a jeho obměna vermikompost jsou především prostředky, které se podílejí na ochraně životního prostředí. Je snižováno množství odpadů, které neprodukují znečištění, naopak se stávají materiálem, který můžeme dále využívat. Ovlivňují především vlastnosti půdy, zlepšují její strukturu a chrání ji před erozí, mají vliv i biologický, ekologický a také ekonomický. Z obou technologických procesů má výsledné hnojivo příznivé účinky pro růst rostlin. Obsahuje makro a mikroživiny, které se postupně uvolňují, vermikompost je na prospěšné látky, mikroorganismy a živiny bohatší materiál, než klasický kompost. Uvádí se, že je 8 až 10krát výživnější než běžná hnojiva (Singh, 2014), a díky vysokému obsahu prospěšných látek jako jsou hormony a aminokyseliny zvyšuje růst rostlin až o 20 % (Borkovcová a Žáková, 2015). Pozitivně působí na úrodnost půdy, protože obsahuje vysoké množství humusových látek, které v půdě často chybí. Také zajišťuje optimální hodnotu pH a pozitivně působí na schopnost půdy zadržovat vodu (Singh, 2014). V půdě se vermikompost podílí na hubení plevelů, zvyšuje odolnost rostlin vůči chorobám a škůdcům, a to z toho důvodu, že jim poskytne mikroorganismy, které rostlinu chrání (Munroe, 2007). Dále dodává limitní živiny (P ve formě H_2PO_4^- a HPO_4^{2-}).

Vermikompost aplikujeme v pevném stavu přímo na povrch půdy či ke kořenům, nebo jej můžeme smíchat s půdou, lze také připravit vodný výluh a ten aplikovat buď formou zálivky nebo foliárního postřiku (Priatelía Zeme 2003). Je ho možné použít pro všechny plodiny v jakékoliv fázi. Ekonomický vliv lze spatřit ve snížení objemu odpadu a tím ušetření peněz za odpad, produkce nevyžaduje významně vysoké finanční náklady (Singh, 2014). Aplikací těchto organických hnojiv se rovněž šetří peníze za minerální hnojiva.

Jako vedlejší samovolně vznikající produkt při výrobě vermikompostu se vytváří vodný výluh. Jedná se též o kvalitní hnojivo ovšem v kapalném stavu, vzniká v případě, že je vermikompost plně nasycen vodou a tento přebytečný roztok se hromadí v zásobníku (Borkovcová a Žáková, 2015). Roztok vymývá živiny jak z žížalích koprolitů, tak ze samotného povrchu žížal (Ismail, 1997). Mnoho autorů označuje tento produkt nesprávně jako tzv. žížalí čaj, který je však z vermikompostu vytvářen záměrně, pomocí míchání či provzdušňování (Salter a Edwards, 2011).

3.2 Matolina

Matolina je svým charakterem řazena mezi biologicky rozložitelné odpady. Vzhledem ke svým fyzikálně-chemickým vlastnostem je po úpravě považována za zdroj hodnotných živin. V této kapitole se budeme zabývat hlavním tématem práce, vermikompostováním matoliny.

3.2.1 Základní informace

V zemích se středomořským klimatem je vinařství hlavním průmyslovým odvětvím, a to proto, že hroznové víno je v těchto oblastech nejčastěji pěstovaná ovocná plodina. Světová produkce hroznů se pohybuje okolo 74,5 milionu tun, z tohoto množství tvořila produkce v České republice 63 533 tun (v roce 2014) (FAOSTAT, 2017). K výrobě vína je z celkové produkce materiálu využito až 80 % (Domínguez et al., 2014), zbytek tvoří vedlejší produkt, jehož světová výroba činí přes 9 milionu tun každý rok (Arvanitoyannis, 2010). Hlavní vedlejší produkty, které vznikají ve vinařství, jsou hroznové stonky, vinné a vinařské kaly, odpadní voda a matolina (Jin a Kelly, 2009).

Matolina je hlavním zbytkem vznikajícím při výrobě vína po rozdrcení, odvodnění a lisování hroznů révy vinné (*Vitis vinifera* L.), kdy se oddělí kapalný podíl představující rostlinné šťávy a zůstává velmi heterogenní hmota. Je složena ze všech pevných částí, jako jsou slupky, bobule, třapiny a semena (Sedlo, 2015), často se však stonky před lisováním odstraňují a mění složení matoliny, které je tvořeno pouze z 60 % slupkami a ze 40 % semen (Domínguez, et al., 2016). Pokud se materiál lisuje společně se stonky, matolina se skládá z 50 % ze slupek a stonky i semena tvoří po 25 % (Jin a Kelly, 2009). Vlhkost v matolině činí až 70 % a jedna tuna výlisků se skládá z 249 kg stonků, 225 kg semen a 425 kg slupek (Nerantzis a Tataridis, 2006).

3.2.2 Složení matoliny

Základní naměřené parametry v čerstvé matolině lze nalézt v přílohách (**tab. č. 2**). Hlavní složkou, která tvoří matolinu je lignocelulóza (Gómez-Brandón et al., 2011b) z níž, jak ukazuje tabulka, tvoří nejvyšší podíl lignin. Vysoké množství ligninu v matolině může činit problémy při jejím rozkladu, z toho hlediska, že je materiál hůře rozložitelný, je proces stabilizace odpadu značně zpomalen. To bývá častý problém především u těch

zakládek, které nejsou intenzivně překopávány (Burg a Zemánek, 2012). Nejvyšší obsah lignocelózy se vyskytuje ve vinných stoncích (Bertran et al., 2004).

Matolina obsahuje vysoký podíl organické hmoty a je bohatá na živiny, zejména na dusík, fosfor a draslík (Paradelo et al., 2011) a také vápník. Poměr mezi těmito živinami je stanoven hodnotami (4:1:4:4) (Burg a Zemánek, 2012). Kromě živin také obsahuje karotenoidy a vitamíny (Ruberto et al., 2008). Podstatnou část matoliny tvoří hroznová jádra, v nichž se nachází vysoké procento polyfenolů (Domínguez et al., 2014), což jsou látky, které jsou ve výživě lidí považovány za přírodní antioxidanty mající pozitivní vliv na lidský organismus (Bravo, 1998). Uvádí se, že polyfenoly působí proti obezitě, stárnutí, chrání srdce a mozkové buňky člověka (Leopoldini et al., 2011).

3.2.3 Využití matoliny

Produkce matoliny výrazně stoupá a v životním prostředí může působit celou řadu problémů, největší zátěž tvoří hůře rozložitelná organická hmota (Burg a Zemánek, 2012), která zůstává na povrchu nebo proniká do povrchových vod (Santos et al., 2011). Převážná část odpadního materiálu je ukládána na skládky nebo spalována (Jin a Kelly, 2009), skládkování recyklovatelných a využitelných odpadů je však postupně omezováno a od roku 2024, dle novely zákona č. 229/2014, kterým se mění zákon č. 185/2001 o odpadech, úplně zakázáno. Z tohoto důvodu se snažíme hledat jiné způsoby využití. Matolina může posloužit jako zdroj k výrobě alkoholu, kdy se uvádí, že z 1 tuny matoliny se vyrobí 400 litrů bioethanolu (Dohnal, 2016) a kyseliny vinné (Nogales et al., 2005), ale rovněž lze využít semena, která separujeme a následným lisováním získáváme olej, který se používá v potravinářství a kosmetice (Burg a Zemánek, 2012). Matolinu lze také použít jako krmivo pro hospodářská zvířata, pokud její množství nepřekročí 30 % z celkové dávky krmiva (Jin a Kelly, 2009), vzhledem k obsahu ligninu, který je špatně stravitelný. V posledních letech se intenzivně sledují možnosti jak ji kompostovat a vermikompostovat, protože se může jednoduchým způsobem přeměnit na velmi cenné organické hnojivo vhodné k zaorání do půdy a tak ji vrátit například zpět na vinice.

Kromě hnojiva ji lze použít jako půdní kondicionér a vzhledem k její vysoké nasáklivosti i jako sorbent rizikových prvků vysoce koncentrovaných na kontaminovaných půdách (Arvanitoyannis et al., 2006). Přímé použití na půdu se nedoporučuje, neboť polyfenoly obsažené v matolině by mohly inhibovat růst kořenů rostlin (Nerantzis a Tataridis, 2006).

Přesto, že se jedná o materiál biologicky rozložitelný, vermikompostování může být ztíženo řadou faktorů, jak uvádí (Burg a Zemánek, 2012). V předchozí části již bylo řečeno, že materiál je hůře rozložitelný díky vysokému obsahu ligninu, přesto se předpokládá, že vermikompostováním bude jeho obsah významně snížen. Dalším z faktorů je výskyt nízkého pH, které není vyhovující pro žížaly (dle **tab. č. 2** se hodnota pH pohybuje okolo 3,58) a před vermikompostováním by mělo být upraveno. Dále je potřeba v matolině snížit obsah vlhkosti, čerstvá surovina obsahuje až 72 % vlhkosti (**tab. č. 2**). Vzhledem k obsahům silic a polyfenolů v semenech matoliny je obtížná jejich degradace a činnost mikroorganismů tak může být výrazně zpomalena (Zemánek et al., 2004).

3.2.4 Příprava materiálu

Předtím než vermikompost založíme, je potřeba zvážit některé důležité požadavky. Je třeba si uvědomit kam vermikompost umístíme, jakou požadujeme kapacitu produkce, zda máme dostatečné množství krmiva a jakou metodu vermikompostování zvolíme.

Vermikompost musí být umístěn na místě, kde se nachází přístřešek, který jej bude chránit před slunečními paprsky, deštěm a větrem. Rovněž by mělo být zajištěno dostatečné osvětlení, abychom žížaly přiměly zůstat v materiálu a pevná podlaha kvůli prosakování vermikompostu. Uvádí se, že 1 kg žížal potřebuje přibližně 0,75 kg krmiva denně (Sharma et al., 2009), zhruba po 3 měsících jsou žížaly schopny zdvojnásobit svoji populaci (Hanč, 2017). Vermikompostování probíhá ve vytvořených jámách, na hromadách či v nádobách (Nogales et al., 2005). Při nižším objemu odpadu se proces realizuje v nádobě, pokud je objem odpadu vyšší, umísťujeme jej na hromadu (Singh, 2014). Ať už je zvolena jakákoliv metoda, vždy je nezbytně nutné systém vhodně připravit. Před samotným vermikompostováním se surová matolina (či jiný materiál) ve většině případů ponechá předkompostovat. Nejprve se vysuší (Rooney, 2013), případně rozdrtí a následně kompostuje. Předkompostování matoliny je důležité k tomu, abychom se zbavili toxických látek, jako jsou třísloviny, navíc snížíme obsah solí (Diaz et al., 2002), na který jsou žížaly citlivé.

Na předkompostování se použije nádoba opatřená otvory, které umožní průchod vzduchu. Dno nádoby se vyplní igelitem nebo kokosovým vláknem a na tuto vrstvu je umístěna vrstva organického odpadu. Poté je odpad zasypán kravským hnojem (nemusí být) a nádoba se uzavře víkem (Nagavallema et al., 2004), aby nedocházelo ke ztrátám tepla. Během procesu se materiál provzdušňuje a přidává se voda, aby bylo dosaženo

dostatečné vlhkosti. Předkompostování probíhá přibližně po dobu 45 dnů (Haynes a Zhou, 2016), a to proto, aby odezněla aktivní fáze rozkladu. Po určité době se předpokládá, že materiál prošel termickou fází a je částečně rozložený, je tedy vhodné pokračovat přidáním žížal.

3.2.5 Průběh vermikompostování

Žížaly jako základ vyžadují podestýlku, která jim poskytuje stanoviště. Ta musí být z materiálu, který bude savý a umožní žížalám dýchat a zároveň bude dostatečně vlhký. Důležitá je i vhodná pórovitost, pevnost a tvar (Munroe, 2007). Lze použít namočený novinový papír, zeminu, trávu či slámu (Priatelía Zeme 2003). Podestýlku žížaly postupně zpracovávají, neměla by však obsahovat vysoké množství dusíku, protože by docházelo k vysokým ztrátám živin. Platí, že je především tvořena uhlíkem (Munroe, 2007).

3.2.5.1 Vlastní vermikompostování

Kompostování bývá prováděno v několika opakováních a také se zakládá kontrolní varianta bez žížal k porovnání výsledků. Do připravené podestýlky vložíme žížaly (100 - 500 kusů) a poté vrstvu požadovaného organického odpadu (5 - 6 cm vrstva) (Nogales et al., 2005). Optimální hustota žížal by měla být minimálně $2,5 \text{ kg/m}^2$ a dosahovat maximálně 5 kg/m^2 , při vyšší hustotě dochází ke zpomalení procesu, neboť jsou žížaly omezovány na životních podmínkách (Munroe, 2007). Je ovlivněno dýchání, reprodukce, rychlost s jakou spotřebovávají potravu i aktivita žížal (Yadav a Garg, 2011a). V případě experimentu prováděného Nogalesem et al. (2005), zaměřené na vermikompostování matoliny bylo do 1 l plastové nádoby umístěno asi 20 žížal na 200 g odpadu matoliny. Pokud je substrát příliš vlhký, upravíme jej natrhaným suchým papírem či naopak suchý materiál papírem zvlhčíme (Borkovcová a Žáková, 2015). V případě matoliny, která je po lisování velmi suchá je potřeba materiál předem namočit, aby získal požadovanou vlhkost pro žížaly (Domínguez et al., 2014).

Důležité je nádobu shora zavřít víkem, síťovinou nebo jutovým vláknem, aby byly žížaly chráněny před predátory (Rooney, 2013). V pravidelných časových intervalech postupně přidáváme krmení, v rozsahu maximálně jednou až dvakrát týdně (Borkovcová a Žáková, 2015). Důležité je, aby se podestýlka s odpady společně nesmíchala, proto tyto materiály oddělujeme pletivem či sítkou. Během procesu dodáváme optimální množství vody, její potřeba je v letním období vyšší než v zimním (Singh, 2014).

Vzhledem k širokému spektru látek v odpadech mohou být suroviny pro žížaly na začátku vermikompostování toxické, objevuje se např. vysoké množství těžkých kovů či amoniaku (Domínguez a Edwards, 2004), tyto látky však žížaly přepracují a postupně se tak nepříznivý vliv látek minimalizuje. Po vermikompostování matoliny se její hmotnost sníží až o 58 %, a to z důvodu ztráty těkavých látek. Matolina je zhruba zpracována po 2 týdnech (Domínguez et al., 2014).

Jak jsou suroviny pomalu přepracovány žížalami je nutné tento hotový vermikompost od surovin postupně oddělovat. K tomu slouží celkem 3 metody ručního vybírání: asi nejpoužívanější způsob je takový, kdy se hotový vermikompost přemístí z nádoby do kupy a rozhrne se v tenkou vrstvu tak, aby na žížaly dopadalo světlo. Protože žížaly světlo nesnesou, přemístí se sami zpět do velké hromady. Další varianty se týkají předpokladu, že žížaly se přesunou na jednu stranu či do povrchových vrstev ke krmivu, tím se uvolní přístup k vermikompostu bez žížal (Borkovcová a Žáková, 2015). Aby odebraný vermikompost byl v určité kvalitě, měl homogenní strukturu a bylo možné s ním dále manipulovat, po vysušení se prosévá (Haynes a Zhou, 2016). U matoliny se používají síta s velikostí ok 0,5 mm (Romero et al., 2007). Při prosévání vermikompostu z matoliny jdou semena velmi dobře oddělit a vzniká tak materiál vykazující podobnou strukturu jako má rašelina. (Domínguez et al., 2014). Odebrány jsou také žížaly to postupně během procesu, či až na konci, s cílem sledovat celkovou biomasu a hmotnost žížal (Sangwan et al. 2008). Po dodatečné úpravě vermikompostů jsou požadované vzorky uloženy a připraveny k podrobení nezbytným analýzám, dle kterých se hodnotí celkový proces i parametry výsledného produktu.

3.3 Vlastnosti vermikompostu

Každý stabilizovaný vermikompost disponuje charakteristickými vlastnostmi, dle kterých je poté hodnocena kvalita materiálu a účinnost procesu. Vlastnosti jsou často dány charakterem použitých surovin, ale také průběhem procesu. Na fyzikálních vlastnostech materiálu se přímo podílejí především žížaly, které materiál mechanicky přetváří. Nepřímo jsou pak schopny ve spolupráci s mikroorganismy měnit chemické vlastnosti. U matoliny závisí kvalita suroviny nejen na odrůdě a způsobu sklizně, ale také jaký způsobem je provedeno její lisování (Burg a Zemánek, 2012).

3.3.1 Fyzikální a chemické vlastnosti

Prvotní vizuální charakteristikou vermikompostu je jeho barva a struktura, o které můžeme říci, že by měla být vždy stejná, protože díky ní tak poznáme, že je materiál zralý. Téměř všechny vermikomposty mají tmavě hnědou až černou barvu. Strukturou by měl být homogenní, velmi podobný rašelině, jde o materiál provzdušněný s vysokou pórovitostí a schopností dobře zadržovat vlhkost (Domínguez a Edwards, 2011b). Samotný materiál by měl obsahovat přiměřenou vlhkost, protože příliš vysušený vermikompost je špatně smáčivý a při aplikaci se s ním velmi špatně manipuluje. Matolína po vermikompostování vykazuje vlhkost od 47 do 66 % (Arvanitoyannis et al., 2006). Zápašné látky se při správně provedeném procesu odstraňují, proto by výchozí materiál neměl zapáchat (Singh, 2014).

Základní fyzikální charakteristikou každého vermikompostu je objemová hmotnost. Ovlivňuje další vlastnosti důležité pro růst rostlin, jako jsou pórovitost, aerace a schopnost zadržet vodu. Pokud je vermikompost stlačen, objemová hmotnost klesá a s ní i kvalita materiálu (Edwards et al., 2011).

Výslednou hmotnost vermikompostu ovlivňuje mnoho faktorů. Ztráta vlhkosti či vysoká produkce CO₂ způsobuje redukci hmoty. Rovněž platí, že čím je vyšší poměr C/N v surovinách, tím vyšší bude hmotnost konečného produktu (Munroe, 2007). Hmotnost vermikompostované matoliny se snižuje až o 58 % (Domínguez et al., 2014), kdy je podle Munroa (2007) ztráta vysoká, jelikož by měla činit do 50 %.

Půdní reakci může ovlivnit především pH původní suroviny (Munroe, 2007). Na konci procesu je pH ve většině případů vyšší než na začátku a to proto, že v počáteční fázi vermikompostování se pH mění v důsledku zpracovávání podestýlky. Zpracováním surového odpadu začnou mikroorganismy produkovat CO₂ a těkavé mastné kyseliny a hodnota pH

klesá. Poté jsou těkavé mastné kyseliny při stabilizaci odpadu mikroorganismy zpět spotřebovány a hodnota pH opět vzroste (Kaushik a Garg, 2004). Hodnota pH u zpracované matoliny může vykazovat rozpětí hodnot od 6,5 až 8,5 (Arvanitoyannis et al., 2006).

Doplňkem pH je elektrická neboli měrná vodivost. Tu je důležité znát především z hlediska růstu rostlin. Charakterizuje obsah solí v materiálu, které, pokud se nachází ve zvýšené koncentraci, mohou inhibovat růst rostlin. I když jsou žížaly schopny množství solí významně redukovat (Edwards et al., 2011), zvýšení hodnoty vodivosti je ve vermikompostech žádoucí a je způsobeno úbytkem organické hmoty (Hanč et al., 2016).

Z hlediska stability substrátu je důležité znát obsah jednotlivých anorganických forem dusíku. Ve vermikompostu se posuzují koncentrace N-NH_4^+ a N-NO_3^- . Jejich množství ovlivňují především mikroorganismy, které se podílejí na procesech přeměn z jedné formy na druhou. Forma NH_4^+ vzniká při procesu amonizace z organického dusíku, a to i v anaerobních podmínkách, které mohou nastávat, pokud je substrát příliš vlhký nebo utužený. Koncentrace NH_4^+ je rovněž zvyšována produkcí koprolitů a hlenů (Gómez-Brandón et al., 2011b). Forma dusíku NO_3^- vzniká mineralizací dusíku, při procesu nitrifikace, vznikající oxidací NH_4^+ . Dusík je v této formě více mobilní a lépe tak přijatelný rostlinami. V koprolitech je NH_4^+ postupně snižováno a poté přeměněno na formu NO_3^- (Parle, 1963). Přeměna amonných iontů na nitrátové podle Benita et al., (2003) naznačuje, že intenzivní rozklad mikroorganismy byl zpomalen a materiál vykazuje dostatečnou biologickou stabilitu.

Iontovyměnná kapacita IVK je parametrem úrodnosti, stanovuje celkové množství iontů, které je půda schopna poutat. Při vyhodnocování platí, že množství IVK by na konci vermikompostování mělo dosahovat co nejvyšší hodnoty (Saharinen, 1998) a dle toho půda obsahuje vyšší množství živin (Molloy, 2007). Doplnující poměr $\text{IVK}/C_{\text{celk}}$ je ukazatelem mineralizace organické hmoty, při účinnější mineralizaci dochází ke zvýšení poměru.

3.3.2 Základní živiny a organická hmota

Společné působení žížal prostřednictvím střevních enzymů a mikroorganismů se podílí na zvyšování půdní úrodnosti (Ali et al., 2015). O tom, v jakém poměru se živiny budou ve vermikompostu nacházet rozhoduje především charakter a struktura původní použité suroviny. Pokud se živiny nacházejí ve správném poměru, půda má optimální fyzikální vlastnosti a tyto živiny je schopna lépe zadržet (Rooney, 2013).

Základní sledované živiny ve vermikompostu jsou uhlík, dusík, fosfor a draslík. V rámci uhlíku je důležitým parametrem C_{ox} , který vyjadřuje množství humusu. Huminové kyseliny umožňují navázání prvků jako je draslík či vápník. Takto navázané živiny jsou poté velmi dobře přijímány rostlinami (Adhikary, 2012). Vlivem mineralizace organické hmoty nastává tzv. degradační proces, kdy je množství uhlíku snižováno (Domínguez a Edwards, 2004). K hodnocení průběhu mineralizace se používají parametry C_{celk} a N_{celk} , které musí být v určitém vztahu. Čím více se materiál rozkládá, tím více klesá obsah C_{celk} , neboť uhlík je společně s vodíkem mikroorganismy a žížalami využíván jako zdroj energie (Breidenbach, 1971). S postupným stářím vermikompostu, v kterých se látky transformují na látky organické, naopak dochází k nárůstu N_{celk} , a to především v důsledku vylučování odpadních látek žížalami a je ukazatelem obsahu živin ve vermikompostu (Edwards et al., 2011). Parametry C_{celk} a N_{celk} jsou tak důležitými indikátory stupně stabilizace vermikompostu. Nejvíce používaným parametrem k hodnocení stability je poměr C/N, který vyjadřuje stupeň rozložení materiálu.

Dalším parametrem je obsah organické hmoty, který hodnotí stabilitu substrátu. Její množství by mělo činit více než 20 - 25 % (Edwards et al., 2011). U matoliny se většinou vyskytují vysoké hodnoty, a to více než 90 % (Paradelo et al., 2012). Parametr DOC (rozpuštěný organický uhlík) vyjadřuje obsah rozpuštěného organického uhlíku v materiálu, který tvoří nejvíce přístupnou formu uhlíku sloužící jako potrava pro mikroorganismy. Se stářím vrstev poměr vykazuje klesající trend, stabilita substrátu stoupá (Zmora-Nahum et al., 2005).

Co se ostatních prvků týká, jejich stanovení poskytuje důležité informace o celkovém stavu živin v substrátu. Z hlediska růstu rostlin jsou důležité přístupné obsahy prvků (Edwards et al., 2011). Fosfor je živina nezbytná pro fotosyntézu rostliny a růst plodů, draslík je potřebný ve fyziologických procesech, při dělení buněk a pro správný vývoj kořenů (Yadav a Garg, 2011a). Obsah fosforu je vždy v nejmenším množství (Singh, 2014), jedná se o limitní živinu. Dosahuje maximálně obsahu 1,55 - 2,25 %, obsah draslíku se pohybuje v rozmezí od 1,85 - 2,25 % (Sinha et al., 2011).

3.3.3 Rizikové prvky

Ve vermikompostech jsou hodnoceny nejen obsahy makroživin, ale i skladba rizikových prvků, pocházející z kontaminovaného odpadního materiálu jako jsou především zvířecí výkaly. Nejčastěji jsou sledovány Pb, Hg, Cd, Cr, Mo a Zn (Edwards et al., 2011). Tyto rizikové prvky reagují v půdě třemi možnostmi: buď se rozpustí ve vodě, jsou kumulovány v rostlinách nebo se absorbují do půdy (Yadav a Garg, 2011b). Během vermikompostování jsou často bioakumulovány žížalami, které jsou k vysokým koncentracím velmi citlivé. O tom, jak silná bioakumulace nastane, rozhoduje nejen koncentrace konkrétního prvku, ale i vlastnosti vermikompostu a biologická dostupnost (Panwar a Tripathi, 2013). K hodnocení fytoxicity vermikompostů se používají tzv. řeřichové testy, které vyhodnocují intenzitu rozkladu organických surovin a zralost výsledného substrátu (Plíva et al., 2006).

3.3.4 Biologická aktivita

Kromě fyzikálních a chemických parametrů a obsahu prvků sledujeme také biologické činitele, na kterých závisí celý proces vermikompostování. Žížaly jsou schopny ovlivňovat biologické složení vermikompostu a to jak pozitivním, tak i negativním způsobem. Uvolňováním sekretu, tvorbou koprolitů a stabilizací organické hmoty žížaly pozitivně ovlivňují mikroorganismy, ale také mohou snížit jejich aktivitu trávením organické hmoty a vytvářením konkurenční prostředí pro jednotlivé druhy mikroorganismů (Domínguez et al., 2010).

Po vermikompostování se objevují prospěšné mikroorganismy - bakterie fixující dusík a houby schopné mykorrhizy (Sinha et al., 2011), podle Lazcana et al. (2008) však bylo zjištěno, že vlivem trávení žížal celkové množství mikrobiální biomasy klesá. Protože jsou během procesu aktinomycety v konkurenci s více aktivními mikroorganismy, ve vermikompostech pro ně nejsou příliš vhodné podmínky a proto tvoří menší biomasu. Žížaly mají rovněž schopnost prostřednictvím trávicího traktu výrazně snižovat populace koliformních bakterií enzymů (Domínguez et al., 2010).

4 Vlastní práce

4.1 Materiál a metodika

4.1.1 Popis materiálu

Použitá matolina pochází z vinařství Habánské sklepy, které se nachází v obci Velké Bílovice (Jihomoravský kraj, Česká republika). Před vermikompostováním matolina nebyla předkompostována, ale určitou dobu po sběru byla ponechána ve stavu bez dalších úprav.

4.1.2 Postup vermikompostování a příprava vzorků

Vermikompostovací pokus s matolinou byl založen v provozních podmínkách společnosti Filip a Filip v zemědělském družstvu nacházejícím se v Mikulčicích (Jihomoravský kraj, Česká republika). Přesná poloha Mikulčic je vyznačena na mapě České republiky, (**obr. č. 1**).



Obr. č. 1: Zobrazení obce Mikulčice na mapě ČR (upraveno z Graclík, P., dostupné z http://wiki.rvp.cz/Kabinet%2FMapy%2FMapa_%C4%8CR%2FSlep%C3%A9_mapy_%C4%8CR%2F).

Vermikompostování probíhalo ve venkovních podmínkách v systému průběžného krmení. Velikost vermikompostovací hromady byla cca 2,5 x 50 m. Podestýlka byla umístěna jako první vrstva obsahující hnůj spolu s trávou a násadou žížal (*Eisenia andrei* B.). Další vrstvy, které obsahovaly pouze matolinu, byly postupně aplikovány jednou za 7 až 14 dní dle ročního období.

Po ukončení vermikompostovacího procesu byly vzorky odebrány v různých hloubkách napříč celým profilem vermikompostovací hromady, tak aby byly reprezentativní pro dané průměrné stáří jednotlivých vrstev. Výška odebraných vrstev dosahovala 20 cm, složení vrstev je následující:

- V: výška 0 - 20 cm, stáří 14 dní
- IV: výška 20 - 40 cm, stáří 3 měsíce
- III: výška 40 - 60 cm, stáří 6 měsíců
- II: výška 60 - 80 cm, stáří 9 měsíců
- I: výška 80 - 100 cm, stáří 12 měsíců

Každá z těchto vrstev zahrnovala 4 opakování. Hmotnost každého vzorku byla cca 5 kg. Vzorek byl podroben kvartaci, po které jsme získali 1 kg homogenizovaného vzorku. Z každého vzorku byly odebrány žížaly, které se spočítaly a poté zvažily (příloha **obr. č. 2**). Následně byly žížaly zmrazeny při -20 °C a lyofilizovány. Vzorek zbavený žížal poté sloužil k dalšímu zpracování (příloha **obr. č. 3**).

Část vzorku se uchovávala v ledničce při teplotě 4 °C, která sloužila k pozdějšímu stanovení pH a měrné vodivosti (EC). Druhá část vzorku byla vysušena při teplotě 30 °C do konstantní hmotnosti. Takto upravený vzorek se použil ke stanovení celkového a dostupného obsahu prvků a iontovýměnné kapacity. Poslední část vermikompostu byla zmrazena při -20 °C a lyofilizována, následně byla použita pro určení hlavních skupin mikroorganismů ve vermikompostu.

4.1.3 Agrochemické a biologické analýzy

Měření pH v suspenzi (příloha **obr. č. 3**) a EC ve filtrátu (příloha **obr. č. 4**) bylo provedeno na vzorcích, ve směsi s demineralizovanou vodou v poměru 1:5 (vzorek/voda) za použití pH metru TW pH 340 a konduktometru Testo 240, v uvedeném pořadí podle normy EN 13037. Pro stanovení celkového uhlíku (C_{celk}) a celkového dusíku (N_{celk}) byl použit CHNS analyzátor. V analyzátoru se spálilo přibližně 25 mg vzorku v katalytické peci

a následně se obsah prvků určil za použití tepelného vodivostního detektoru. Celkový obsah prvků (P, K, a Mg) byl stanoven rozkladem na mokré cestě v uzavřeném systému s mikrovlnným ohřevem v přístroji Ethos 1 (MLS GmbH, Germany) a následnou optickou emisní spektrometrií s indukčně vázaným plazmatem (ICP-OES, AGILENT 700).

Dále byl stanoven obsah amoniakálního dusíku (N-NH_4^+), dusičnanového dusíku (N-NO_3^-) a rozpuštěného organického uhlíku (DOC) ve výluhu CAT (0,01 mol/l CaCl_2 a 0,002 mol/l kyseliny dietylentriaminpentaoctové (DTPA) v poměru 1:10 (vzorek/voda) podle normy EN 13651) kolorimetricky pomocí SKALAR SANPLUS System ®. Přístupný obsah P, K a Mg byl připravován rovněž ve výluhu CAT, stanoven byl podobně jako celkový obsah prvků rozkladem na mokré cestě v uzavřeném systému s mikrovlnným ohřevem v přístroji Ethos 1 a optickou emisní spektrometrií s indukčně vázaným plazmatem. Iontovými kapacita (IVK) byla změřena konduktometricky dle Sandhoffa.

Vzorky pro analýzu fosfolipidů mastných kyselin (PLFA) se extrahovaly třikrát za použití směsi chloroformu, methanolu a fosfátového pufru (1: 2: 0,8, v / v / v). Extrakty byly analyzovány pomocí plynové chromatografie s hmotnostní spektrometrií (GC-MS, 450-GC, 240-MS Varian, Walnut Creek, CA, USA). Methylové mastné kyseliny byly identifikovány podle jejich hmotnostního spektra za použití směsí chemických standardů získaných od firmy Sigma. Bakterie byly stanoveny na základě 17: 0, 16: 1 ω 9, 15: 0 a 16: 1 ω 7. Biomasa gram pozitivních (G+) bakterií byly kvantifikovány jako součet I14: 0, I15: 0, 15: 0, I16: 0, I17: 0 a 17: 0. Gram negativní (G-) bakterie byly stanoveny na základě 16: 1ω7, 18: 1ω7, cy17: 0, cy19: 0, 16: 1ω5, 10Me-17: 0, 10Me-18: 0, 10Me-16: 0 byly použity pro aktinobakterie a 18: 2ω6,9 pro houby. Celková biomasa byla kvantifikována jako součet všech vzorků spolu s 16: 0 a 18: 1ω9 (Šnajdr et al., 2011).

4.1.4 Statistické analýzy

Všechny statistické analýzy byly provedeny pomocí softwaru STATISTICA 12 (StatSoft, Tulsa, USA). Nejprve byla použita jednofaktorová analýza rozptylu (ANOVA) při 95% hladině významnosti. Následné rozdíly ve vrstvách byly vyhodnoceny Tukeyovým post-hoc HSD testem.

4.2 Výsledky

4.2.1 Základní agrochemické vlastnosti vermikompostu

Mezi základní hodnocené parametry patří množství sušiny, pH, měrná vodivost, celkový uhlík a dusík a poměr C/N. Hodnoty pH a vodivosti použité matoliny v jednotlivých opakováních jsou uvedeny v **tab. č. 3**. Naměřené hodnoty v jednotlivých vrstvách jsou uvedeny níže v **tab. č. 4** a **č. 5**.

Tab. č. 3: Hodnoty pH a měrné vodivosti použité skladované matoliny.

Opakování	pH/H ₂ O	EC [μS/cm]
1	7,86	471
2	7,63	415
3	7,51	428
4	7,55	352

EC = electric conductivity, měrná vodivost

Tab. č. 4: Základní agrochemické analýzy vrstev vermikompostu. Hodnoty vyjadřují průměry doplněné směrodatnou odchylkou ± SD. Písmena poukazují na významné rozdíly ve vrstvách určené Tukeyovým testem.

Vrstva	Sušina [%]	pH/H ₂ O	EC [μS/cm]
V	41.06 ± 0.88 ^b	7.73 ± 0.15 ^b	812 ± 17.68 ^a
IV	39.20 ± 0.85 ^{ab}	8.08 ± 0.13 ^a	805 ± 10.00 ^a
III	38.07 ± 1.37 ^a	7.98 ± 0.07 ^{ab}	729 ± 31.98 ^{ab}
II	35.32 ± 1.12 ^d	8.08 ± 0.07 ^a	643 ± 34.03 ^b
I	28.68 ± 1.06 ^c	8.68 ± 0.07 ^c	1433 ± 131.75 ^c

EC = electric conductivity, měrná vodivost

Sušina

Obsah sušiny během vermikompostování klesal s časem i hloubkou profilu, což bylo pochopitelné vzhledem k uspořádání vrstev, neboť voda protékala celým profilem směrem dolů a zadržovala se ve spodní vrstvě (I.). Z tohoto důvodu, byl zde obsah sušiny nejnižší

s hodnotou 28,68 %. Nejvyšší množství sušiny bylo nalezeno v nejmladší vrstvě (V.), staré 14 dní s obsahem 41,06 %. Průměrné množství sušiny v celém profilu činilo 36,47 %.

pH

Přesto, že se po celou dobu vermikompostování hodnota pH v celém profilu měnila, pohybovala se v alkalických hodnotách v rozmezí od 7,73 do 8,68. Průměrná hodnota činila 8,11. Nejvyšší pH (8,68) bylo naměřeno v I. nejstarší vrstvě, u které byly zaznamenány největší statisticky významné rozdíly. Nejnižší naměřené pH bylo ve vrstvě V., u které dosahovalo hodnoty 7,73. Zvyšování pH bylo v přímé úměře se stářím vrstev, pouze ve III. vrstvě docházelo ke snížení pH.

Měrná vodivost

Se stářím a hloubkou vrstev hodnota měrné vodivosti klesala, výjimku tvořila nejspodnější vrstva, kde vodivost prudce vzrostla. Nejvyšší hodnota vodivosti byla nalezena v nejstarší spodní vrstvě (I.) v hloubce 100 cm (1 433 $\mu\text{S}/\text{cm}$), nejnižší byla v II. vrstvě (643 $\mu\text{S}/\text{cm}$), která se nachází v hloubce 60 - 80 cm. Průměrná hodnota v celém profilu byla 884,4 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Nejvyšší obsah solí byl přímo úměrný vysoké hodnotě pH.

Tab. č. 5: Pokračování základních agrochemických analýz jednotlivých vrstev vermikompostu. Hodnoty vyjadřují průměry doplněné směrodatnou odchylkou \pm SD. Písmena poukazují na významné rozdíly ve vrstvách určené Tukeyovým testem.

Vrstva	C _{celk} [%]	N _{celk} [%]	C/N
V	46.51 \pm 0.58 ^b	2.10 \pm 0.14 ^b	22.28 \pm 1.77 ^b
IV	45.06 \pm 0.72 ^{ab}	2.19 \pm 0.13 ^a	20.58 \pm 1.04 ^{ab}
III	44.87 \pm 0.61 ^a	2.24 \pm 0.18 ^a	20.14 \pm 1.87 ^{ab}
II	43.04 \pm 0.59 ^d	2.29 \pm 0.04 ^a	18.83 \pm 0.41 ^a
I	37.30 \pm 1.02 ^c	2.64 \pm 0.14 ^a	14.18 \pm 1.05 ^c

Celkový uhlík (C_{celk})

Dle hodnot v tabulce č. 5 je patrné, že se stářím vrstev množství C_{celk} klesalo. Průměrná hodnota celkového uhlíku ve vrstvách činila 43,36 %. Významně nejnižší naměřený obsah se nacházel ve vrstvě I., staré 12 měsíců - 37,30 %, nejvyšší C_{celk} byl ve vrstvě V., o stáří 14 dní, s hodnotou 46,51 %.

Celkový dusík (N_{celk})

Se stářím vrstev naopak docházelo k nárůstu N_{celk} . Průměrná hodnota ve všech vrstvách činila 2,29 %. Množství N_{celk} postupně narůstalo, pohybovalo se v rozmezí od 2,10 do 2,64 %, kdy maximální hodnota byla naměřena ve vrstvě I. U tohoto parametru nebyly naměřeny výrazně velké statisticky významné rozdíly.

C/N

Poměr C/N byl závislý na hodnotách celkového uhlíku a dusíku. Nejnižší poměr byl dosažen ve vrstvě I., staré 12 měsíců (14,18). Všechny ostatní mladší vrstvy vykazovaly poměr postupně vyšší až k hodnotě v poslední nejmladší vrstvě (V.), staré 14 dnů, kde byl naměřený poměr 22,28.

4.2.2 Parametry kvality a zralosti vermikompostu

Pro hodnocení stupně účinnosti procesu byly stanoveny tyto parametry: obsah amoniakálního dusíku, poměr mezi amoniakálním a nitrátovým dusíkem, rozpustný organický uhlík, iontovýměnná kapacita a poměr iontovýměnné kapacity a celkového uhlíku. Naměřené hodnoty jsou uvedeny níže v **tab. č. 6**.

Tab. č. 6: Charakteristiky hodnotící kvalitu a zralost vermikompostu. Hodnoty vyjadřují průměry doplněné směrodatnou odchylkou \pm SD. Písmena poukazují na významné rozdíly ve vrstvách určené Tukeyovým testem.

Vrstva	$N\text{-NH}_4^+$ [mg N/kg]	$N\text{-NH}_4^+ /$ $N\text{-NO}_3^-$	DOC [mg C/kg]	IVK [meq/100g]	IVK/ C_{celk}
V	22.97 ± 3.43^a	0.27 ± 0.06^{ab}	13559.35 ± 1970.46^a	$58.00 \pm 10.20_a$	1.25 ± 0.21^a
IV	18.31 ± 3.25^a	0.45 ± 0.15^b	13210.79 ± 2161.01^a	62.50 ± 3.70^a	1.39 ± 0.09^a
III	17.12 ± 3.09^a	0.39 ± 0.12^b	12981.00 ± 697.46^a	63.75 ± 15.26^a	1.42 ± 0.35^a
II	24.81 ± 1.43^a	0.14 ± 0.02^a	$10472.96 \pm 1219.02^{ab}$	64.25 ± 2.06^a	1.49 ± 0.07^a
I	45.82 ± 17.51^b	0.11 ± 0.03^a	9065.29 ± 677.88^b	50.25 ± 5.74^a	1.35 ± 0.18^a

DOC = dissolved organic carbon - rozpustný organický uhlík

IVK = iontovýměnná kapacita

N-NH₄⁺

Průměrná hodnota N-NH₄⁺ ve všech vrstvách činila 25,81 mg N/kg. Jednotlivé vrstvy se v obsahu výrazně nelišily, pouze v I. nejstarší vrstvě byl nalezen statisticky významný rozdíl a to amonné ionty v nejvyšší koncentraci (45,82 mg N/kg). Nejnižší obsah N-NH₄⁺ byl naměřen ve III. vrstvě.

N-NH₄⁺/N-NO₃⁻

Se stářím a hloubkou vrstev se poměr snižoval až k hodnotě 0,11 v I. vrstvě. Nicméně V. vrstva vykazovala hodnotu nízkou (0,27), než jsou hodnoty starších vrstev. Poměr dusíků v celém profilu dosahoval rozmezí hodnot 0,11 - 0,45.

DOC

Z tabulky č. 6 je zřejmé, že parametr DOC se s časem postupně snižoval. Průměrně se ve všech vrstvách nacházel v množství 11 857,88 mg C/kg. Statisticky významný rozdíl tvořila první nejstarší vrstva č. I., kde bylo naměřeno 9 065,28 mg C/kg.

IVK

Zde statisticky významné rozdíly nalezeny nebyly, průměrná hodnota v profilu činila 59,75 meq/100g. Od V. k II. vrstvě se IVK zvyšovala (od 58,00 do 64,25), poté v I. vrstvě klesala na hodnotu 50,25 meq/100g.

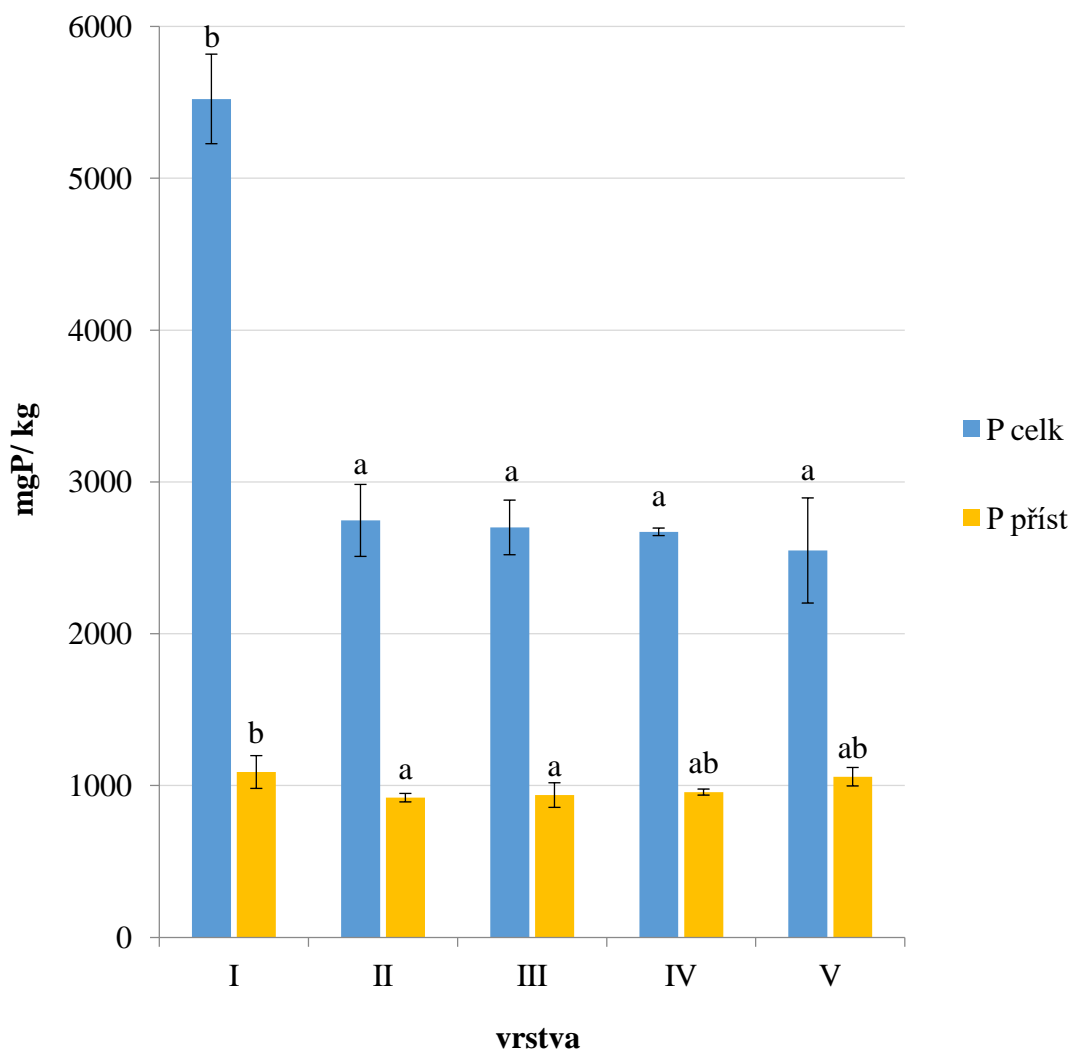
IVK/C_{celk}

Zde opět žádné statisticky významné rozdíly v hodnotách naměřeny nejsou. Podobně jako u samotného IVK, se stářím vrstvy docházelo k rovnoměrnému zvýšení poměru, od V. k II. vrstvě poměry vykazovaly hodnoty od 1,25 do 1,49, v I. vrstvě poměr klesl na hodnotu 1,35.

4.2.3 Množství živin ve vermikompostu

V matolině byly sledovány prvky fosfor, draslík a hořčík. Každý z nich byl naměřen v celkovém i přístupném obsahu.

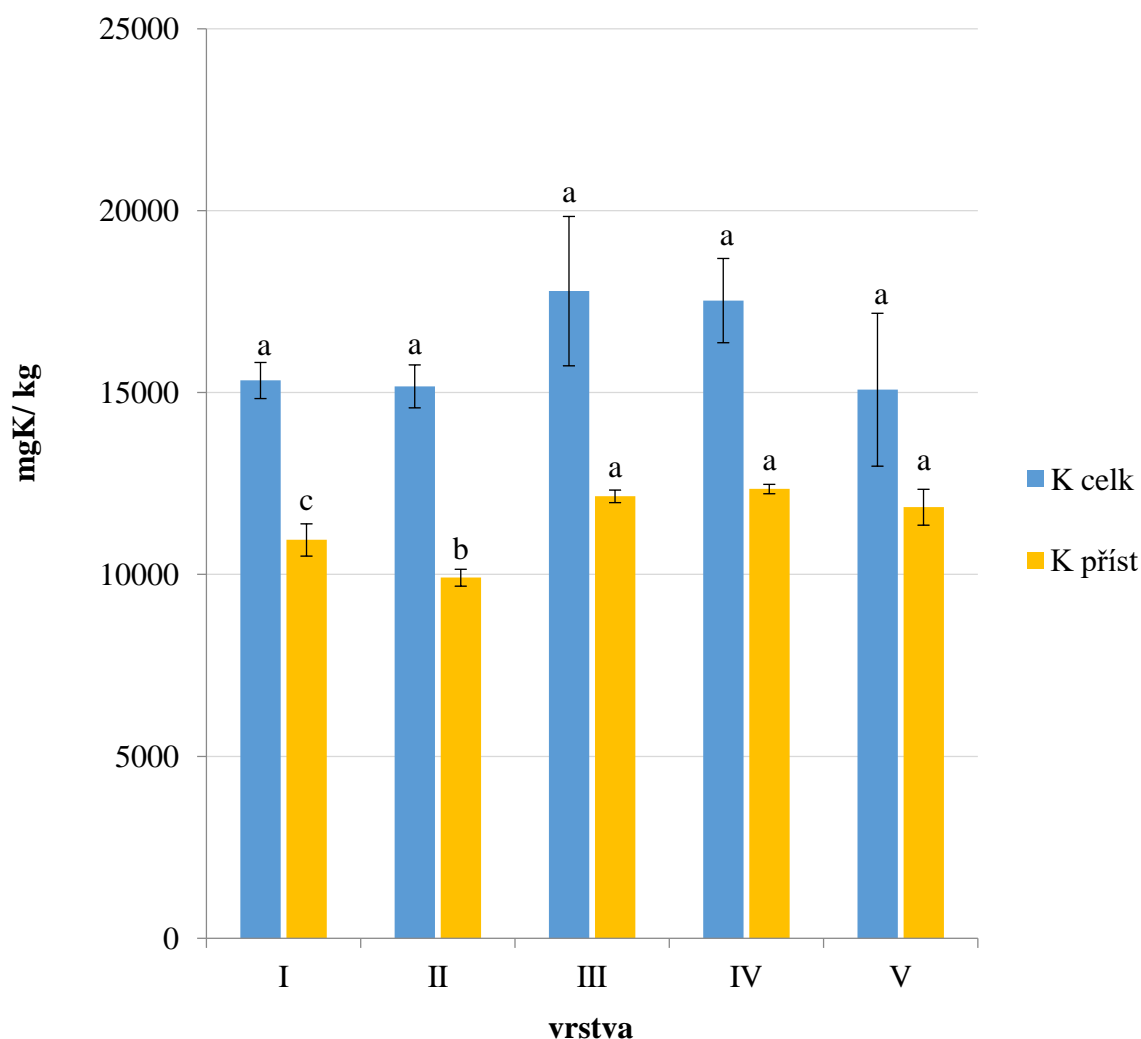
Fosfor



Graf č. 1: Změny v obsahu celkového a přístupného fosforu v jednotlivých vrstvách vermikompostu. Hodnoty vyjadřují průměry doplněné směrodatnou odchylkou \pm SD. Písmena poukazují na významné rozdíly ve vrstvách určené Tukeyovým testem.

Celkové množství P se pohybovalo od 0,6 do 1,6 %, bylo přímo úměrné stáří vrstev. Nejvíce P bylo nalezeno v nejstarší I. vrstvě. P_{celk} se zde nacházelo 5 522 mg P/kg, z tohoto množství přístupná část tvořila 19,7 %. V ostatních vrstvách se nacházelo poloviční množství P_{celk} . Hodnoty $P_{\text{příst}}$ vykazovaly okolo 1 000 mg P/kg (tvořily 30,6 % z celkového množství).

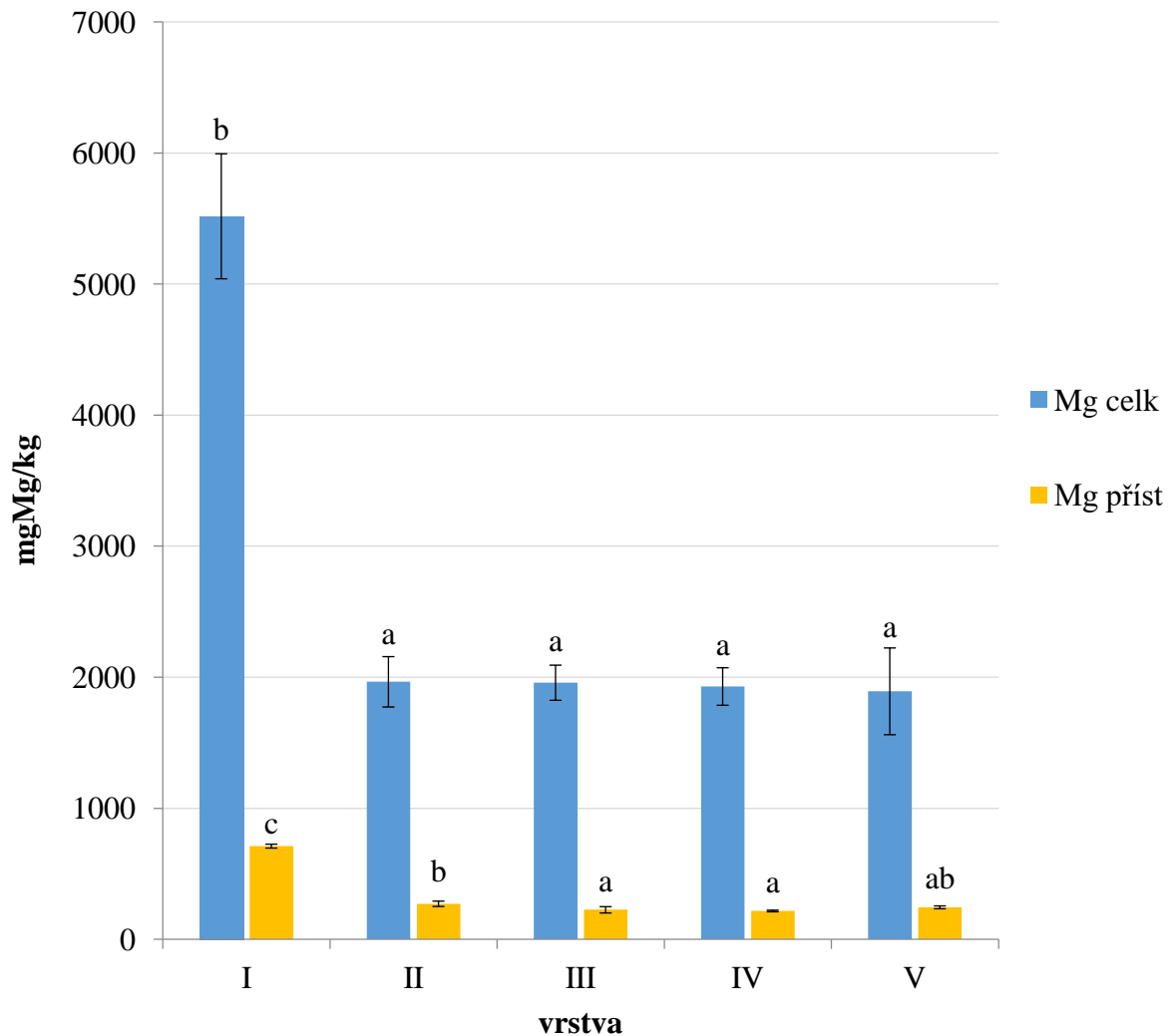
Draslík



Graf č. 2: Změny v obsahu celkového a přístupného draslíku v jednotlivých vrstvách vermikompostu. Hodnoty vyjadřují průměry doplněné směrodatnou odchylkou \pm SD. Písmena poukazují na významné rozdíly ve vrstvách určené Tukeyovým testem.

Rozdělení naměřených hodnot celkového a přístupného K do jednotlivých vrstev je zobrazeno v grafu č. 2. Celkové množství K bylo od 1,5 do 8,1 %, ve všech vrstvách se pohybovalo přes 15 000 mg K/kg a stejně jako u P lze i zde očekávat vzestupný trend. Toto však, jak ukazuje graf č. 2, potvrzeno nebylo, maximální hodnoty bylo dosaženo ve III. vrstvě (téměř 18 000 mg K/kg), v nejstarší vrstvě se hodnoty opět udržovaly jen velmi mírně nad hodnotu 15 g K/kg. Hodnoty $K_{\text{příst}}$ tvořily 70,7 % z celkového množství.

Hořčík



Graf č. 3: Změny v obsahu celkového a přístupného hořčíku v jednotlivých vrstvách vermikompostu. Hodnoty vyjadřují průměry doplněné směrodatnou odchylkou \pm SD. Písmena poukazují na významné rozdíly ve vrstvách určené Tukeyovým testem.

Zjištěné hodnoty celkového a přístupného Mg v jednotlivých vrstvách jsou zachyceny v grafu č. 3. Celkové množství Mg činilo od 0,6 % do 1,3 %. Jak je z grafu patrné, nejvyšší hodnota celkového Mg byla opět naměřena v I. nejstarší vrstvě a vykazuje podobnou hodnotu jako P_{celk} (Mg_{celk} 5 518 mg Mg/kg), ostatní vrstvy byly téměř vyrovnané a dosahovaly maximálního množství do 2 000 mg Mg/kg. Zároveň je však hořčík velmi málo přístupný, hodnota $Mg_{\text{příst}}$ tvořila 12,6 % z celkového množství Mg.

4.2.4 Biologické charakteristiky vermikompostu

Následující charakteristiky jsou zaměřené na žížaly a mikroorganismy, z hlediska jejich množství a druhového zastoupení. Hodnoty jsou naměřeny pouze v nejmladších vrstvách, vrstvy našeho pokusu starší více než 3 měsíce žížaly neobývaly, předpokládá se, že vrstvy byly stabilizované a pro žížaly již vyčerpané. Konečně výsledky jsou uvedeny níže v **tab. č. 7**.

Tab. č. 7: Biologické charakteristiky v jednotlivých vrstvách vermikompostu - počet, biomasa žížal a celkové zastoupení základních živin v žížalách. Hodnoty vyjadřují průměry doplněné směrodatnou odchylkou \pm SD.

Vrstvy	Počet žížal [ks/kg]	Biomasa žížal [g/kg]	P _{celk} [mg/kg]	K _{celk} [mg/kg]	Mg _{celk} [mg/kg]
V	209 \pm 51	32.65 \pm 7.53	8723 \pm 623	9187 \pm 1728	1187 \pm 133
IV	18 \pm 9	3.22 \pm 1.80	9136 \pm 495	10103 \pm 865	1422 \pm 310
III	0 \pm 0	0 \pm 0	n.d.	n.d.	n.d.
II	0 \pm 0	0 \pm 0	n.d.	n.d.	n.d.
I	0 \pm 0	0 \pm 0	n.d.	n.d.	n.d.

n.d. = nedetekováno

Počet žížal

Nejvyšší počet žížal byl zaznamenán v V. nejmladší vrstvě staré 2 týdny. Počet žížal zde byl 209 ks/kg (tvořil 91,9 % podíl z celkového počtu žížal). Ve vrstvě IV. v hloubce 20 - 40 cm byl počet žížal 18 ks/kg (8,1 % z celkového počtu žížal).

Biomasa žížal

Nejvýše naměřená biomasa žížal se vyskytovala v nejmladší vrstvě, dosahovala hodnoty 32,7 g/kg a odpovídala 91 % podílu z celkové biomasy žížal. Ve vrstvě staré 3 měsíce (IV.) činila biomasa žížal pouze 3,2 g/kg (9 % z celkové biomasy žížal).

P_{celk}

Hodnota P_{celk} v žízalích tkáních dosahovala ve IV. vrstvě své maximální hodnoty 9 136 mg P/kg (0,91 %). Ve vrstvě mladší (V.), bylo naměřeno 8 723 mg P/kg (0,87 %). Průměrné množství hodnot celkového fosforu v žízalách bylo vyšší než ve vermikompostu. Toto množství v žízalách vykazovalo o 175 % vyšší hodnotu než P_{celk} a o 800 % vyšší než $P_{\text{příst}}$ ve vermikompostu.

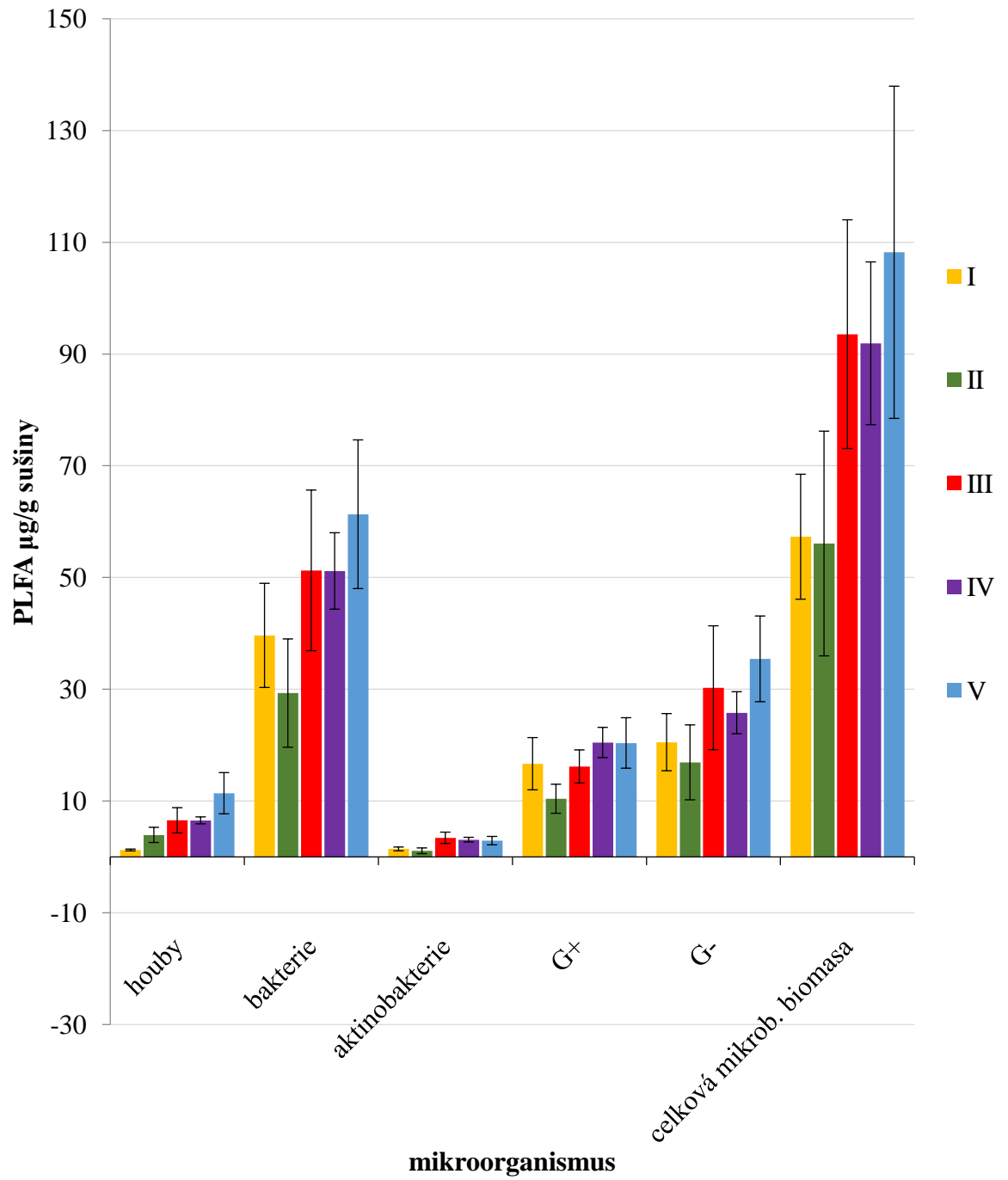
K_{celk}

Nejvíce K_{celk} bylo naměřeno opět v žízalách, které byly odebrány z IV. vrstvy, kde množství činilo 10 103 mg K/kg (1,01 %), v poslední přidané vrstvě se množství snížilo na 9 187 mg K/kg (0,92 %). Průměrné množství hodnot celkového K v žízalách vykazovalo nižší množství než ve vermikompostu. Množství celkového draslíku v žízalích tkáních bylo o 40 % nižší než K_{celk} a o 16% nižší než $K_{\text{příst}}$ ve vermikompostu.

Mg_{celk}

Rovněž ve IV. vrstvě žízaly vykazovaly maximální množství Mg s hodnotou 1 422 mg Mg/kg (0,14 %), v V. vrstvě se obsah Mg_{celk} snížil na obsah 1 187 mg Mg/kg (0,12 %). Průměrné množství hodnot celkového Mg v žízalách tvořilo o 51 % nižší množství než Mg_{celk} ve vermikompostu a naopak tvořilo vyšší množství o 291 % oproti $Mg_{\text{příst}}$ stanoveném ve vermikompostu.

Mikroorganismy



Graf č. 4: Změny mikrobiální aktivity v jednotlivých vrstvách vermikompostu. Hodnoty vyjadřují průměry doplněné směrodatnou odchylkou \pm SD.

Z grafu č. 4 je patrné, že nejvyšší počet celkových mikroorganismů byl nalezen v nejmladší vrstvě vermikompostu (V.) s hodnotou 108,20 PLFA $\mu\text{g/g}$ sušiny. Poté následovala vrstva č. III., IV., I. a II (93,54, 91,90, 57,29, 56,07 PLFA $\mu\text{g/g}$ sušiny). Dominantním mikroorganismem ve vermikompostu byly bakterie, konkrétně bakterie G-, následované bakteriemi G+ a poté houbami, aktinobakterie zde byly téměř potlačeny.

Procentuální zastoupení mikroorganismů z celkové mikrobiální biomasy v jednotlivých vrstvách, v pořadí I. - V. vrstvy, bylo následující:

Houby: 2,13 %, 6,97 %, 6,98 %, 7,08 %, 10,51 %

Bakterie: 69,16 %, 52,24 %, 54,80 %, 55,66 %, 58,51 %

Aktinobakterie: 2,44 %, 1,89 %, 3,63 %, 3,33 %, 2,66 %

G+: 29,06 %, 18,52 %, 17,28 %, 22,25 %, 18,83 %

G-: 35,80 %, 30,12 %, 32,34 %, 28,05 %, 32,74 %.

5 Diskuze

Základní agrochemické charakteristiky ovlivňovaly průběh celého procesu vermikompostování matoliny. Nejvyšší obsah sušiny v horní vrstvě vermikompostu byl způsoben možným výparem, naopak nejnižší obsah sušiny v nejspodnější vrstvě se pravděpodobně projevoval zadržením vody, vlivem její akumulace z horních vrstev. Nadbytek vody i zhutnění materiálu, které mohou vznikat v tomto systému, brání pronikání kyslíku do hlubších vrstev a tím přispívají ke vzniku anaerobních podmínek, které poté mohou vyvolat produkci meziproductů a ovlivňovat biologickou aktivitu v materiálu. Během procesu by měl obsah vlhkosti podle Edwardse et al. (2011) dosahovat rozmezí mezi 75 až 90 %, což bylo v našem pokusu splněno.

Hodnota pH se během vermikompostování našeho vzorku víceméně udržovala v alkalických hodnotách, na konci vermikompostování byla nejvyšší, což potvrzují Domínguez et al. (2014). Toto vyšší pH našeho pokusu bylo způsobeno pravděpodobně odlišným složením I. vrstvy, která sloužila jako podestýlka a obsahovala hnůj s trávou. Tato nejvyšší hodnota v našem pokusu byla také vyšší oproti průměrné hodnotě pH matoliny (7,64), uvedené v tab. č. 3. Domínguez et al. (2014) naměřili u čerstvé matoliny nejprve hodnotu pH 4,36, výrazně se však zvyšovala až do 56. dne, kdy dosáhla své maximální hodnoty a poté setrvala v neutrální oblasti až do konce vermikompostování (112. den). Podobný vývoj hodnoty pH je zaznamenán také Fernándezem-Gómezem et al. (2010), kteří sledovali vermikompostování v systému průběžného krmení odpadem z rajčat a ovoce po dobu 150 dní, s týdenním intervalem krmení. Během této doby se hodnota pH měnila z počáteční hodnoty 8,3 až k pH 9,5 na konci vermikompostování. Také u vermikompostování čistého kravského hnoje po dobu 4 měsíců v plastových nádobách umístěných v laboratorních podmínkách, se hodnota pH po 4. týdnu mírně snížila (z pH 6,75 na 6,65), poté však docházelo k jejímu mírnému zvyšování (pH 6,7) až do konce vermikompostování (Atiyeh et al., 2000). Zvýšení pH během procesu vermikompostování je zřejmě způsobeno vznikem meziproductů zásaditého charakteru, což je v souladu s tvrzením (Romero et al., 2007), nebo jak vysvětlují Faure a Deschamps (1990), organické kyseliny jsou v materiálu spotřebovány při mikrobiologické činnosti.

Během vermikompostování může nastat opačná situace, ke které dochází méně často a tím je snižování pH. Například Sharma (2003) vermikompostoval po dobu 48 dní městský pevný odpad, který byl 8 dní předkompostován a poté zpracováván žížalami.

Naměřená hodnota pH byla na konci procesu nižší než na začátku. Během vermikompostování se nejprve hodnota pH do 21. dne snižovala na hodnotu pH 7,0 a poté se do 35. dne mírně zvyšovala. Ke konci naopak klesla až na konečnou hodnotu pH 7,1. Další kolísání hodnot pH bylo zaznamenáno i Gómezem-Brandónem et al. (2013), kteří sledovali vlastnosti králíčího hnoje v systému průběžného krmení. Na začátku měl hnůj pH 7,75, poté se hodnota snižovala až na pH 7,57 (250. den). Rovněž při vermikompostování záleží na poměru jednotlivých surovin. V jiném pokusu vermikompostování králíčího hnoje po dobu 8 týdnů, který byl předtím 21 dní předkompostován a poté míchán vždy v určitém poměru (10, 30, 50 %) s čistírenským kalem nebo lihovarskými výpalky Molina et al. (2013) zjistili, že samotný králíčí hnůj jako kontrolní varianta zaznamenal snížení pH z 8,4 na 7,8. Snížení probíhalo i u všech variant s čistírenským kalem a varianty 10 % lihovarských výpalků. Varianta výpalků (30 %) + králíčí hnůj (70 %) naopak ukázala zvýšení pH z hodnoty 6,7 na 7,7 a u množství 50 % výpalků se pH zvýšilo z hodnoty 6,0 na 8,2. Nízké pH je vysvětleno Chanem a Griffithsem (1988), kteří tvrdí, že důvodem snížení hodnoty je tvorba a postupné hromadění organických kyselin, které v průběhu rozkladu organických látek vznikají. Pramanik et al. (2007) se domnívají, že pokud se v systému dostanou vzniklé NH_4^+ a huminové kyseliny do rovnováhy, pH ve vermikompostu nabývá neutrálních hodnot. Přijatelná hodnota pH pro rostliny je v rozsahu od 5,5 do 8,0 (Edwards et al., 2011).

Měrná vodivost v našem pokusu vykazuje největší rozdíl ve spodní vrstvě, která pravděpodobně vzhledem k použitému systému vermikompostování absorbovala soli z vrstev výše umístěných. V porovnání s průměrnou hodnotou měrné vodivosti matoliny dle tab. č. 3, která činila 416,5 $\mu\text{S}/\text{cm}$, jsou naše hodnoty v celém profilu velmi vysoké. Vysoká hodnota měrné vodivosti v nejstarší vrstvě může být také způsobena uvolňováním solí při rozkladu organické hmoty, nebo jak uvádí Sharma (2003), uvolňováním minerálů, například draslíku. Lze se tedy domnívat, že vyšší vodivost naznačuje vysoké množství živin ve vermikompostu. Postupné zvyšování solí je též zjištěno autory Fernándezem-Gómezem et al. (2010), zabývající se vermikompostováním ovoce a zeleniny v systému průběžného krmení, kdy hodnota postupně vzrůstala od 1 700 $\mu\text{S}/\text{cm}$, po 150 dnech vykazovala hodnotu 4 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ a způsobila tak úmrtnost žížal. Nárůst vodivosti může být rovněž způsoben vysokým poklesem uhlíku při vermikompostování (Bhat et al., 2016). Jiní autoři např. Domínguez et al. (2014), poukazují na snižování zasolení, kdy hodnota měrné vodivosti na konci vermikompostování matoliny (112. den) byla snížena na minimum (270 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Snižování

měrné vodivosti bývá způsobeno mikroorganismy, které jsou schopny soli imobilizovat nebo přeměnit na nerozpustné formy (Romero et al., 2007). Přesto, že vodivost našeho vzorku vykazuje na konci procesu vyšší koncentraci, toto množství je pro žížaly i rostliny bezpečné. Edwards et al. (2011) uvádějí, že koncentrace zasolení pro běžně citlivé rostliny by neměla přesáhnout hranici 2 000 - 3 000 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Dle obsahů C_{celk} a N_{celk} našeho experimentu po 12 měsících trvání procesu vyplývá úspěšná degradace materiálu, a to i hůře rozložitelných složek, např. ligninu. C_{celk} se redukoval na obsah 37,30 %, přičemž N_{celk} narůstal až na hodnotu 2,64 %. C_{celk} je nejčastěji redukován přeměnou na formu CO_2 , který se uvolňuje činností žížal a mikroorganismů (Yadav a Garg, 2011b). Výrazný nárůst N_{celk} mohl být rovněž způsoben rozvojem mikroorganismů, poutajícími dusík (Ferrer et al., 2001), pravděpodobně nitrifikačních mikroorganismů. V jiné studii Paradela et al. (2009b), bylo po 3 měsících vermikompostování matoliny v dřevěné nádobě (statický systém) dosaženo hodnoty C_{celk} 55,1 %, N_{celk} 3,5 %. Pro srovnání - hodnoty naměřené v našem pokusu vykazovaly po stejné době vermikompostování obsah C_{celk} 45,06 %, N_{celk} 2,19 % a tím i rychlejší nástup degradace matoliny.

Jak lze očekávat podle nejnižšího naměřeného poměru C/N, matolina byla v nejstarší vrstvě velmi dobře degradována. Materiál, který je vysoce zralý a stabilní má podle Senesiho (1989) hodnotu poměru < 20 . Tato situace nastala po 9 měsících trvání našeho pokusu (18). Paradela et al. (2009a) hodnotící parametr C/N u matoliny naměřili již po 3 měsících vermikompostování poměr 16. Dosažení nízkého poměru v krátké době může být způsobeno předkompostováním materiálu po dobu 3 měsíců.

Parametr pH a N-NH_4^+ se vzájemně ovlivňují v několika případech. Nejprve vyšší koncentrace amonných iontů ve spodní nejstarší vrstvě se objevila pravděpodobně z důvodu výskytu anaerobních podmínek, které jsou projevem ztuhlého substrátu vermikompostu. Právě toto vyšší množství dusíku ovlivnilo pH reakci, která se poté v nejstarší vrstvě zvýšila. V jiném případě ve vrstvě č. III., byl naměřen nejnižší obsah amonných iontů, při současně nejnižší hodnotě pH v této vrstvě. Podobné výsledky vyšších koncentrací také zjistili Paradela et al. (2009b), ke konci vermikompostování matoliny (3 měsíce) byla naměřena koncentrace NH_4^+ 248 mg N/kg.

Oproti tomu vyšší množství N-NO_3^- v našem vzorku vykazovalo nitrifikaci a tím dosažení stabilizace vermikompostu ve spodních vrstvách. Toto tvrzení lze podpořit poměrem $\text{N-NH}_4^+ / \text{N-NO}_3^-$, který činil ve spodní vrstvě nejnižší možný poměr. Poměrně nízká hodnota

poměru v nejmladší vrstvě č. V. poukazuje spíše na vysokou aktivitu mikroorganismů, než stabilizaci. Autoři Bernal et al. (2009) stanovují pro komposty ideální hodnotu poměru mezi NH_4^+ a NO_3^- , která je $< 0,16$. Dle tohoto tvrzení nastala stabilizace matoliny našeho pokusu v nejstarší, I. vrstvě. Hodnotu konečného poměru může též ovlivnit materiál, z kterého je složena podestýlka. Podle Nigussiea et al. (2017) bylo zjištěno, že zvýšená koncentrace NO_3^- byla podpořena použitím hnoje do podestýlky, což je i případ našeho vermikompostu.

Většina autorů se shoduje, že množství DOC v odpadech s časem vermikompostování postupně klesá. Snížení pravděpodobně souvisí s biologickou degradací organické hmoty. To potvrzují Gómez-Brandón et al. (2010), kdy množství DOC v matolině tvořilo na začátku 5 078 mg C/kg a po 15 dnech vermikompostování bylo sníženo na 4 050 mg C/kg. Komposty, v kterých naměřený obsah dosahuje hodnoty DOC do 4 g C/kg sušiny jsou považovány za stabilní (Bernal et al., 2009). Hodnota pro vermikomposty prozatím stanovena nebyla. Dle našich naměřených výsledků lze prohlásit, že množství DOC bylo úspěšně sníženo a materiál lze hodnotit v nejstarší vrstvě jako stabilní.

Iontovýměnná kapacita námi zkoumaného vermikompostu byla dostatečná, neboť měl substrát vzhledem k vyšší hodnotě IVK lepší schopnost zadržovat vodu a tím byly ztráty živin vyplavením minimální (Molloy, 2007). Doporučená hodnota IVK pro vermikomposty je podle Edwardse et al. (2011) stanovena v rozmezí 50 - 100 meq/l. Jimenez a García (1992) navrhují limit IVK pro kompost z komunálního odpadu > 67 mmol/100g. Fornes et al. (2012), kteří zkoumali vermikompostování rajčat a skořápek z mandlí v poměru 75:25 (v:v) po dobu 261 dnů zjistili, že se hodnota IVK během procesu neustále zvyšovala, pohybovala se od počáteční hodnoty 35,9 meq/100g k hodnotě 59,8 meq/100g (261. den). Tato IVK hodnota byla vyšší v porovnání se souběžně probíhajícím pokusem kompostu, kde konečná hodnota dosáhla pouze 49,6 meq/100g.

Přesto, že v nejstarší vrstvě našeho pokusu hodnota IVK klesla, lze říci, že substrát měl stále vysokou schopnost vázat ionty na půdní organickou hmotu. Stejně tak byla v matolině potvrzena vysoká hodnota mineralizace. Dle Roiga et al. (1988) je pro kompost stanovena hodnota poměru $\text{IVK}/\text{C}_{\text{celk}} > 1,7$. V I. vrstvě našeho pokusu bylo zaznamenáno snížení, které způsobila nižší hodnota samotné IVK, nicméně v celém profilu vermikompostu dochází k mineralizaci matoliny.

Co se skladby živin týká, nejhojněji zastoupeným prvkem našeho pokusu se stal draslík, a to jak v celkovém, tak i přístupném množství, pravděpodobně proto, že je jednou z hlavních živin vyskytující se v matolině. Aplikací zralého vermikompostu tak může být draslík znovu

vrácen na vinice. Výrazné snížení K_{celk} v I. a II. vrstvě zřejmě způsobilo částečné vyplavení draslíku v důsledku nižší hodnoty IVK. Tento jev je popsán také v experimentu stanoveným Elvirou et al. (1997).

Naměřené množství fosforu i hořčíku dosahovalo podobných hodnot, fosfor byl v půdě poměrně málo pohyblivý a obsah $P_{\text{přist}}$ byl vyšší než $Mg_{\text{přist}}$, který byl přístupný nejméně. Vzhledem k tomu, že je fosfor limitní živinou, jeho obsah byl ve vermikompostu velmi dobrý. Je zde zřejmé, že zralejší vrstva vermikompostu byla schopna poskytnout nejvíce živin pro rostliny, které jsou zpřístupněny mineralizací. Na to poukazuje i vyšší hodnota měrné vodivosti v této vrstvě. Při vermikompostování matoliny Paradelem (2009b) byly po 6 měsících naměřeny hodnoty K_{celk} 8 495 mg K/kg, P_{celk} 3 051 mg P/kg a Mg_{celk} 1 514 mg Mg/kg. Nárůsty celkových prvků po vermikompostování jsou rovněž potvrzeny autory Soobhanyem et al. (2015), kteří prováděli pokus statického vermikompostování tuhého městského odpadu (potravinový, papírový a venkovní odpad) v nádobách po dobu 10 týdnů. Průměrné konečné hodnoty celkových prvků dosahují u P_{celk} 0,38 %, K_{celk} 2,67 % a Mg_{celk} 1,9 %. Z toho je patrné, že městský odpad byl bohatší na hořčík než námi sledovaná matolina. Přístupné množství prvků bylo stanovováno Swarnamem et al. (2016) při vermikompostování 80 % kokosových slupek a 20 % drůbežího trusu, po dobu 120 dní. Na konci pokusu byl ve vyšším množství naměřen $K_{\text{přist}}$, který tvořil 52 % z K_{celk} , $P_{\text{přist}}$ tvořil 21 % z P_{celk} .

Z hlediska výskytu žížal bylo potvrzeno, že nejmladší vrstva se stala nejbohatší na biologickou aktivitu, a to jak z hlediska vyššího počtu žížal, tak i vyšší biomasy žížal. Tato vrstva poskytla žížalám dostatečné množství uhlíku a kyslíku. Zároveň se množství prvků přijaté žížalami zvyšovalo, a to pravděpodobně se vzrůstající mineralizací organické hmoty. Vyšší obsahy prvků vykazovala IV. vrstva, nejvíce žížalami přijímaným prvkem byl opět draslík následovaný fosforem, ve velmi malém množství byl žížalami akumulován hořčík. Žížaly měly vyšší schopnost poutat fosfor, naopak draslík a hořčík byl více navázán ve vermikompostu.

Nízký výskyt žížal mohly ovlivnit faktory, které se během procesu vermikompostování měnily, jako jsou zvýšení hodnoty pH, vyšší hodnota zasolení či výskyt amonného iontu v materiálu. Také jak uvádějí Domínguez a Edwards (2004), zpočátku žížaly nejsou schopny najít vhodná stanoviště a trpí stresem. Ani jedna z těchto situací u námi hodnoceného odpadu však nenastala. Například Fernández-Gómez et al. (2010), kteří hodnotili biomasu žížal *E. fetida* během vermikompostování odpadu z ovoce a zeleniny v provozních podmínkách systému průběžného krmení, vyzorovali, že ke zvýšení biomasy došlo

po 90 dnech vermikompostování, poté rapidně klesala. Při zvýšení biomasy byly zaznamenány změny podmínek v reaktoru. Došlo ke zvýšení hodnoty pH, EC a také vyšší koncentraci NH_4^+ (pH = 9, EC = 3,01 dS/m, NH_4^+ = 3 303 mg N/kg). Vlhkostní podmínky byly rovněž pro rozvoj biomasy příznivé (69 % vlhkosti). Nejrychlejší nárůst biomasy *E. fetida* v plastových nádobách zaznamenávají Yadav a Garg (2011b) u čistého hnoje již po 6 týdnech. Snižující se výskyt žížal je zřejmě také způsoben volbou systému vermikompostování. Zejména tam, kde jsou suroviny do vermikompostu umístěny pouze na začátku procesulze předpokládat postupné vyčerpání zdrojů a v konečném důsledku i pokles žížalí biomasy.

Hlavní skupiny mikroorganismů byly rozděleny na dvě skupiny. První skupinu tvořily bakterie složené z G+, G- a aktinobakterií, druhou skupinou byla houbová společenstva. Mikroorganismy se vyvíjely stejně jako žížaly dle podmínek v substrátu. Nejvyšší výskyt v nejmladší vrstvě opět ukazuje, že zde byl dostatek zdrojů. Vzhledem k vysoké hodnotě IVK v II. vrstvě, mikroorganismy nebyly schopny získat živiny z organické hmoty a proto byl v této vrstvě jejich výskyt nejnižší. Také se lze domnívat, že vlivem nízké biologické aktivity je tato vrstva již plně stabilizována. Náhlé snížení PLFA hodnoty může být způsobeno nástupem žížal, neboť jak uvádí Tiunov a Scheu (2004), mikroorganismy s žížalami soutěží o zdroje potravy. Snížení aktivity hub a bakterií nastalo u prasečí kejdy v podobném období jako náš pokus, v období 21 až 36 týdnů vermikompostování (Gómez-Brandón et al., 2011a).

Nejvíce vyskytujícím se mikroorganismem byly v námi hodnoceném vermikompostu bakterie G-, houby představovaly druhé nejnižší zastoupení v celém profilu a to pravděpodobně vlivem žížal. Výskyt bakterií byl podmíněn vysokým množstvím vody a snadno rozložitelných látek. Naopak houbová společenstva byla v celém procesu udržována na nízkých koncentracích možná proto, že houbové buňky sloužily jako potrava pro žížaly (Schönholzer et al., 1999). Gómez-Brandón et al. (2013) zjišťovali vývoj mikrobiální biomasy v králíčím hnoji během období 250 dní. Celková biomasa mikroorganismů dosáhla nejvyšší hodnoty PLFA 828 $\mu\text{g/g}$ sušiny v posledních dvou přidaných vrstvách, poté s časem i hloubkou klesala. Naměřená množství bakterií a hub dosahovala nejvyšších hodnot rovněž v posledních vrstvách a poté se rapidně snižovala. Bakteriální biomasa vykazovala rozsah PLFA od 683 do 270 $\mu\text{g/g}$ sušiny, houbová biomasa PLFA v rozmezí od 2,70 do 1,3 $\mu\text{g/g}$ sušiny.

6 Závěr

Hlavním cílem diplomové práce bylo na základě provedení pokusu vermikompostování s matolinou v systému průběžného krmení po dobu jednoho roku zhodnotit agrochemické a biologické vlastnosti vermikompostu.

Všechny stanovené hypotézy byly experimentem potvrzeny:

1. V matolině byly nalezeny během vermikompostování významné rozdíly z hlediska agrochemických a biologických vlastností ve vrstvách různého stáří.
2. Nižší vrstvy vermikompostu se staly hodnotnější, jak z hlediska agrochemických vlastností, tak i stupně zralosti.
3. Biologické charakteristiky byly významnější ve vyšších vrstvách vermikompostu, vyskytovala se zde vyšší biomasa žížal i mikroorganismů.

Na základě výsledků experimentu bylo zjištěno, že vrstvy zvyšujícího se stáří vykazovaly úspěšnou degradaci a stabilizaci organické hmoty. Nejhodnotnější se stala nejstarší vrstva, v které byly oproti mladším vrstvám zjištěny rozdíly: alkalické pH (8,1), vysoká měrná vodivost (1 433 $\mu\text{S}/\text{cm}$), snížený poměr C/N (14,18), nižší množství C_{celk} (37,30 %) a naopak vyšší obsah N_{celk} (2,64 %), které nasvědčují silnému biologickému rozkladu. V této vrstvě rovněž nastal vysoký stupeň zralosti, způsobený nižšími hodnotami N-NH_4^+ (45,82 mg N/kg), poměru $\text{N-NH}_4^+/\text{N-NO}_3^-$ (0,11) a DOC (9 065,29 mg C/kg). Také byly nalezeny, vlivem mineralizace organické hmoty, vyšší celkové obsahy hlavních živin P (0,6 - 1,6 %), K (1,5 - 8,1 %), který se stal zároveň nejpřístupnější a Mg (0,6 - 1,3 %), s nejvyššími četnostmi v nejstarší vrstvě. Rovněž byla zjištěna schopnost žížal akumulovat velké množství fosforu, zatímco draslík a hořčík byli vázání na půdní organickou hmotu. Vyskytla se však ztráta draslíku vyplavováním, vzhledem ke snížení IVK v nejstarší vrstvě.

Naopak v mladších vrstvách vermikompostu byla potvrzena vysoká biologická aktivita. V nejvyšší vrstvě bylo naměřeno 209 ks žížal/kg vermikompostu, 32,7 g biomasy žížal/kg vermikompostu a celková mikrobiální biomasa s hodnotou PLFA 108 $\mu\text{g}/\text{g}$ sušiny, v které se staly nejdominantnější G- bakterie.

Dle zjištěných vlastností, které byly během procesu hodnoceny, mohou být spodní vrstvy vermikompostované matoliny použity jako hnojivo či substrát pro pěstování rostlin. Tento materiál vykazuje vysokou agronomickou hodnotu, s příznivými chemickými vlastnostmi, optimálním množstvím přístupných živin a dostatečnou mikrobiální aktivitou.

7 Seznam použité literatury

Adhikary, S. 2012. Vermicompost, the story of organic gold: A review. *Agricultural Sciences*. 3 (7). 905.

Ali, U., Sajid, N., Khalid, A., Riaz, L., Rabbani, M. M., Syed, J. H., Malik, R. N. 2015. A review on vermicomposting of organic wastes. *Environmental Progress & Sustainable Energy*. 34 (4). 1050-1062.

Arvanitoyannis, I. S. 2010. *Waste management for the food industries*. Academic Press. Amsterdam. p. 1096. ISBN: 9780123736543.

Arvanitoyannis, I. S., Ladas, D., Mavromatis, A. 2006. Potential uses and applications of treated wine waste: a review. *International Journal of Food Science & Technology*. 41 (5). 475-487.

Atiyeh, R. M., Domínguez, J., Subler, S., Edwards, C. A. 2000. Changes in biochemical properties of cow manure during processing by earthworms (*Eisenia andrei*, Bouché) and the effects on seedling growth. *Pedobiologia*. 44 (6). 709-724.

Bates, R. G., Vijh, A. K. 1973. Determination of pH: theory and practice. *Journal of The Electrochemical Society*. 120 (8). 263.

Benito, M., Masaguer, A., Moliner, A., Arrigo, N., Palma, R. M. 2003. Chemical and microbiological parameters for the characterisation of the stability and maturity of pruning waste compost. *Biology and Fertility of Soils*. 37 (3). 184-189.

Bernal, M. P., Albuquerque, J. A., Moral, R. 2009. Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. *Bioresource technology*. 100 (22). 5444-5453.

Bertran, E., Sort, X., Soliva, M., Trillas, I. 2004. Composting winery waste: sludges and grape stalks. *Bioresource technology*. 95 (2). 203-208.

Bhat, S. A., Singh, J., Vig, A. P. 2016. Effect on Growth of Earthworm and Chemical Parameters During Vermicomposting of Pressmud Sludge Mixed with Cattle Dung Mixture. *Procedia Environmental Sciences*. 35. 425-434.

Borkovcová M., Žáková, M. 2015. *Biologie pro odpadové hospodářství*. Mendelova univerzita v Brně. Brno. 95 s. ISBN: 978-80-7509-240-3.

Bravo, L. 1998. Polyphenols: chemistry, dietary sources, metabolism, and nutritional significance. *Nutrition reviews*. 56 (11). 317-333.

Breidenbach, A. W. 1971. *Composting of Municipal Solid Wastes in the United States*.

Burg, P., Zemánek, P. 2012. Možnosti využití matolin z vinařské produkce. *Vinařský obzor*. 105 (5). 258-259.

Česko. Vyhláška č. 474 ze dne 13. prosince 2000 o stanovení požadavků na hnojiva. In: *Sbírka zákonů České republiky*. 2000. částka 137. s. 7494. Dostupné z <http://eagri.cz/public/web/mze/legislativa/pravni-predpisy-mze/tematicky-prehled/Legislativa-MZe_uplna-zneni_Vyhlaska-2000-474-rostlinnekomodity.html>.

Česko. Vyhláška č. 341 ze dne 26. srpna 2008 o podrobnostech nakládání s biologicky rozložitelnými odpady a o změně vyhlášky č. 294/2005 Sb., o podmínkách ukládání odpadů na skládky a jejich využívání na povrchu terénu a změně vyhlášky č. 383/2001 Sb., o podrobnostech nakládání s odpady (vyhláška o podrobnostech nakládání s biologicky rozložitelnými odpady). In: *Sbírka zákonů České republiky*. 2008. částka 110. s. 5251. Dostupné z <<http://www.mvcr.cz/soubor/sb110-08-pdf.aspx>>.

Česko. Zákon č. 185 ze dne 15. května 2001 o odpadech a o změně některých dalších zákonů. In: *Sbírka zákonů České republiky*. 2001. částka 71. s. 4074. Dostupné z <http://www.sobesice.cz/obecni_urad/zakony/Zakonoodpadech.pdf>.

Česko. Zákon č. 229 ze dne 23. září 2014, kterým se mění zákon č. 185/2001, o odpadech a o změně některých dalších zákonů, ve znění pozdějších předpisů. In: Sbíрка zákonů České republiky. 2014. částka 96. s. 2601. Dostupné z <<http://extwprlegs1.fao.org/docs/pdf/cze141295.pdf>>.

Český statistický úřad. Soupis ploch osevů [online]. 31. května 2016 [cit. 2017-04-03]. ČSÚ. Dostupné z <<https://www.czso.cz/documents/10180/36741283/2701431604.pdf/9ed5f21a-885b-4148-b58f-26b8f8374ae1?version=1.0>>.

ČSN EN 13037. Pomocné půdní látky a substráty - Stanovení pH. Český normalizační institut. Praha. 2012. 12 s.

ČSN EN 13651. Půdní melioranty a stimulanty růstu - Extrakce živin rozpustných v chloridu vápenatém / DTPA (CAD). Český normalizační institut. Praha. 2002. 20 s.

Diaz, L. F., De Bertoldi, M., Bidlingmaier, W. 2011. Compost science and technology. Elsevier. Amsterdam. p. 380. ISBN: 978-0-08-043960-0.

Diaz, M. J., Madejón, E., Lopez, F., Lopez, R., Cabrera, F. 2002. Optimization of the rate vinasse/grape marc for co-composting process. Process Biochemistry. 37 (10). 1143-1150.

Dohnal, R. 2016. Matolína z hroznů jako ideální zdroj bioethanolu. Odpady. 1. 28.

Domínguez, J., Edwards, C. A. 2004. Vermicomposting organic wastes: a review. Soil zoology for sustainable development in the 21st century. Cairo. 369-395.

Domínguez, J., Edwards, C. A. 2011a. Biology and ecology of earthworm species used for vermicomposting. In: Arancon, N. Q., Sherman, R., L. (eds.). Vermiculture Technology Earthworms. Organic Waste and Environmental Management. CRC Press. Boca Raton. p. 25-37. ISBN: 978-1-4398-0987-7.

Domínguez, J., Edwards, C. A. 2011b. Relationships between composting and vermicomposting. In: Arancon, N. Q., Sherman, R., L. (eds.). *Vermiculture Technology Earthworms, Organic Waste and Environmental Management*. CRC Press. Boca Raton. p. 11-26. ISBN: 978-1-4398-0987-7.

Domínguez, J., Aira, M., Gómez-Brandón, M. 2010. Vermicomposting: earthworms enhance the work of microbes. In: Insam, H., Franke-Whittle, I., Goberna, M. (eds.). *Microbes at work*. Springer Berlin Heidelberg. p. 93-114. ISBN: 978-3-642-04042-9.

Domínguez, J., Martínez-Cordeiro, H., Lores, M. 2016. Earthworms and Grape Marc: Simultaneous Production of a High-Quality Biofertilizer and Bioactive-Rich Seeds. In: Morata, A., Loira, I. (eds.). *Grape and Wine Biotechnology*. InTech. ISBN: 978-953-51-2692-8.

Domínguez, J., Martínez-Cordeiro, H., Álvarez-Casas, M., Lores, M. 2014. Vermicomposting grape marc yields high quality organic biofertiliser and bioactive polyphenols. *Waste Management & Research*. 32 (12). 1235-1240.

Edwards, C. A., Subler, S., Arancon, N. Q. 2011. Quality criteria for vermicomposts. In: Arancon, N. Q., Sherman, R., L. (eds.). *Vermiculture Technology Earthworms, Organic Waste and Environmental Management*. CRC Press. Boca Raton. p. 287-301. ISBN: 978-1-4398-0987-7.

Elvira, C., Domínguez, J., Mato, S. 1997. The growth and reproduction of *Lumbricus rubellus* and *Dendrobaena rubida* in cow manure mixed cultures with *Eisenia andrei*. *Applied Soil Ecology*. 5 (1). 97-103.

FAOSTAT. Crops processed [online]. FAO. 2017. 2017 [cit. 2017-03-14]. Dostupné z <<http://www.fao.org/faostat/en/#data/QD>>.

Faure, D., Deschamps, A. M. 1990. Physico-chemical and microbiological aspects in composting of grape pulps. *Biologicalwastes*. 34 (3) 251-258.

- Fernández-Gómez, M. J., Nogales, R., Insam, H., Romero, E., Goberna, M. 2010. Continuous-feeding vermicomposting as a recycling management method to revalue tomato-fruit wastes from greenhouse crops. *Waste management*. 30 (12). 2461-2468.
- Ferrer, J., Páez, G., Mármol, Z., Ramones, E., Chandler, C., Marin, M., Ferrer, A. 2001. Agronomic use of biotechnologically processed grape wastes. *Bioresource Technology*. 76 (1). 39-44.
- Fornes, F., Mendoza-Hernández, D., García-de-la-Fuente, R., Abad, M., Belda, R. M. 2012. Composting versus vermicomposting: a comparative study of organic matter evolution through straight and combined processes. *Bioresource technology*. 118. 296-305.
- Garg, V. K., Gupta, R. 2009. Vermicomposting of agro-industrial processing waste. In: Ward, M., nee Nigam, P. S. (eds.). *Biotechnology for Agro-Industrial Residues Utilisation*. Springer Netherlands. p. 431-456. ISBN: 978-1-4020-9941-0.
- Gómez-Brandón, M., Lores, M., Domínguez, J. 2013. Changes in chemical and microbiological properties of rabbit manure in a continuous-feeding vermicomposting system. *Bioresource technology*. 128. 310-316.
- Gómez-Brandón, M., Lazcano, C., Lores, M., Domínguez, J. 2010. Detritivorous earthworms modify microbial community structure and accelerate plant residue decomposition. *Applied Soil Ecology*. 44 (3). 237-244.
- Gómez-Brandón, M., Aira, M., Lores, M., Domínguez, J. 2011a. Changes in microbial community structure and function during vermicomposting of pig slurry. *Bioresource Technology*. 102 (5). 4171-4178.
- Gómez-Brandón, M., Lazcano, C., Lores, M., Domínguez, J. 2011b. Short-term stabilization of grape marc through earthworms. *Journal of hazardous materials*. 187 (1). 291-295.
- Hanč, A. 2017. Vermikompostovat lze na zahradě i doma. *Zahradkář*. 49 (2). 52-53.

Hanč, A., Bouček, J., Švehla, P., Drešlová, M., Tlustoš, P. 2016. Properties of vermicompost aqueous extracts prepared under different conditions. *Environmental Technology*. 1-7.

Haynes, R. J., Zhou, Y. F. 2016. Comparison of the chemical, physical and microbial properties of composts produced by conventional composting or vermicomposting using the same feedstocks. *Environmental Science and Pollution Research*. 23 (11). 10763-10772.

Chan, P. L., Griffiths, D. A. 1988. The vermicomposting of pre-treated pig manure. *Biological wastes*. 24 (1). 57-69.

Ismail, A. 1997. *Vermicology: the biology of earthworms*. Orient Longman.

Jimenez, E. I., García, V. P. 1992. Determination of maturity indices for city refuse composts. *Agriculture, ecosystems & environment*. 38 (4). 331-343.

Jin, B., Kelly, J. M. 2009. Wine industry residues. In: Nigam, P. S. N., Pandey, A. (eds). *Biotechnology for agro-industrial residues utilisation*. Springer Science & Business Media. Netherlands. p. 293-311. ISBN: 978-1-4020-9941-0.

Kalina, M. 2004. *Kompostování a péče o půdu*. 2. vydání. Grada Publishing as. Praha. 116 s. ISBN: 80-247-0907-4.

Kaushik, P., Garg, V. K. 2004. Dynamics of biological and chemical parameters during vermicomposting of solid textile mill sludge mixed with cow dung and agricultural residues. *Bioresource technology*. 94 (2). 203-209.

Lazcano, C., Gómez-Brandón, M., Domínguez, J. 2008. Comparison of the effectiveness of composting and vermicomposting for the biological stabilization of cattle manure. *Chemosphere*. 72 (7). 1013-1019.

Leopoldini, M., Russo, N., Toscano, M. 2011. The molecular basis of working mechanism of natural polyphenolic antioxidants. *Food Chemistry*. 125 (2). 288-306.

- Liang, C., Das, K. C., McClendon, R. W. 2003. The influence of temperature and moisture contents regimes on the aerobic microbial activity of a biosolids composting blend. *Bioresource technology*. 86 (2). 131-137.
- Moldes, A. B., Vázquez, M., Domínguez, J. M., Díaz-Fierros, F., Barral, M. T. 2007. Evaluation of mesophilic biodegraded grape marc as soil fertilizer. *Applied biochemistry and biotechnology*. 141 (1). 27-36.
- Molina, M. J., Soriano, M. D., Ingelmo, F., Llinares, J. 2013. Stabilisation of sewage sludge and vinasse bio-wastes by vermicomposting with rabbit manure using *Eisenia fetida*. *Bioresource technology*. 137. 88-97.
- Molloy, L. 2007. *The Chemical Nature of Soils*.
- Munroe, G. Manual of on-farm vermicomposting and vermiculture [online]. Canada. Organic Agriculture Centre of Canada. 2007 [2017-02-10]. Dostupné z <http://s3.amazonaws.com/academia.edu.documents/31642564/vermiculture_farmersmanual_gm.pdf?AWSAccessKeyId=AKIAIWOWYYGZ2Y53UL3A&Expires=1489578705&Signature=Bd3s844ejhRYkMhe%2BiM69UcO4OY%3D&response-content-disposition=inline%3B%20filename%3Dvermiculture_farmersmanual_gm.pdf>.
- Nagavallemma, K. P., Wani, S. P., Lacroix, S., Padmaja, V. V., Vineela, C., Rao, M. B., Sahrawat, K. L. 2004. Vermicomposting: Recycling Wastes into Valuable Organic Fertilizer. *Journal of SAT Agricultural Research*. 2 (1). 17.
- Nair, J., Sekiozoic, V., Anda, M. 2006. Effect of pre-composting on vermicomposting of kitchen waste. *Bioresource Technology*. 97 (16). 2091-2095.
- Nerantzis, E. T., Tataridis, P. 2006. Integrated enology-utilization of winery by-products into high added value products. *J. Sci. Tech*. 1. 79-89.
- Nigussie, A., Bruun, S., de Neergaard, A., Kuyper, T. W. 2017. Earthworms change the quantity and composition of dissolved organic carbon and reduce greenhouse gas emissions during composting. *Waste Management*.

- Nogales, R., Cifuentes, C., Benitez, E. 2005. Vermicomposting of winery wastes: a laboratory study. *Journal of Environmental Science and Health Part B*. 40 (4). 659-673.
- Panwar, K. R., Tripathi, G. 2013. Earthworms from Aristotle to Twenty first century. *Animal Biology Journal*. 4 (3). 167-201.
- Paradelo, R., Moldes, A. B., Barral, M. T. 2009a. Amelioration of the physical properties of slate processing fines using grape marc compost and vermicompost. *Soil Science Society of America Journal*. 73 (4). 1251-1260.
- Paradelo, R., Moldes, A. B., Barral, M. T. 2011. Carbon and nitrogen mineralization in a vineyard soil amended with grape marc vermicompost. *Waste Management & Research*. 29 (11). 1177-1184.
- Paradelo, R., Moldes, A. B., Barral, M. T. 2009b. Properties of slate mining wastes incubated with grape marc compost under laboratory conditions. *Waste management*. 29 (2). 579-584.
- Paradelo, R., Moldes, A. B., González, D., Barral, M. T. 2012. Plant tests for determining the suitability of grape marc composts as components of plant growth media. *Waste Management & Research*. 30 (10). 1059-1065.
- Parle, J. N. 1963. A microbiological study of earthworm casts. *Microbiology*. 31 (1). 13-22.
- Plíva, P., Banout, J., Habart, J., Jelínek, A., Kollárová, M., Roy, A., Tomanová, D. 2006. *Zakládání, průběh a řízení kompostovacího procesu*. Výzkumný ústav zemědělské techniky. 65 s. ISBN: 80-86884-11-2.
- Pommeresche, R., Hansen, S., Løes, A. K., Sveistrup, T. 2010. *Žížaly a jejich význam pro zlepšování kvality půdy*. Bioinstitut a Bioforsk Organic. Olomouc. 23 s. ISBN: 978-80-87371-02-2.
- Pramanik, P., Ghosh, G. K., Ghosal, P. K., Banik, P. 2007. Changes in organic-C, N, P and K and enzyme activities in vermicompost of biodegradable organic wastes under liming and microbial inoculants. *Bioresource technology*. 98 (13). 2485-2494.

- Priatel'ia Zeme. 2003. Vermikompostovanie: dážd'ovkový kompost pre domácnosť a záhradu. Spoločnosť priateľov Zeme. Košice. 4 s.
- Roig, A., Lax, A., Cegarra, J., Costa, P., & Hernandez, M. T. 1988. Cation Exchange capacity as a parameter for measuring the humification degree of manures. *Soil Scienc.* 146 (5). 311-316.
- Romero, E., Plaza, C., Senesi, N., Nogales, R., Polo, A. 2007. Humic acid-like fractions in raw and vermicomposted winery and distillery wastes. *Geoderma.* 139 (3). 397-406.
- Rooney, D. 2013. Sustainable Soil Management. CRC Press. Point Pleasant. p. 215. ISBN: 978-1-926895-21-5.
- Ruberto, G., Renda, A., Amico, V., Tringali, C. 2008. Volatile components of grape pomaces from different cultivars of Sicilian *Vitis vinifera* L. *Bioresource technology.* 99 (2). 260-268.
- Saharinen, M. H. 1998. Evaluation of changes in CEC during composting. *Compost Science and Utilization.* 6 (4). 29-37.
- Salter, C. E., Edwards, C. A. 2011. The production of Vermicompost Aqueous Solutions or Teas. In: Arancon, N. Q., Sherman, R., L. (eds.). *Vermiculture Technology Earthworms, Organic Waste and Environmental Management.* CRC Press. Boca Raton. p. 153-164. ISBN: 978-1-4398-0987-7.
- Sangwan, P., Kaushik, C. P., Garg, V. K. 2008. Feasibility of utilization of horse dung spiked filter cake in vermicomposters using exotic earthworm *Eisenia foetida*. *Bioresource technology.* 99 (7). 2442-2448.
- Santos, M., Diáñez, F., Carretero, F. Suppressive Effects of Compost Tea on Phytopathogens. 2011. In: Dubey, N. K. (ed.). *Natural products in plant pest management.* CABI. UK. p. 242-262. ISBN: 978-184593-671-6.
- Sedlo, J. 2015. Využití specifických „odpadů“ ve vinohradnictví a vinařství. *Vinařský obzor.* 108 (7-8). 375-376.

- Senesi, N. 1989. Composted materials as organic fertilizers. *Science of the Total Environment*. 81. 521-542.
- Sharma, S. 2003. Municipal solid waste management through vermicomposting employing exotic and local species of earthworms. *Bioresource Technology*. 90 (2). 169-173.
- Sharma, S., Kumar, A., Singh, A. P., Vasudevan, P. 2009. Earthworms and Vermitechnology- A Review. *Vermitechnology I. Dynamic Soil. Dynamic Plant*. 3. 1-12.
- Schönholzer, F., Hahn, D., Zeyer, J. 1999. Origins and fate of fungi and bacteria in the gut of *Lumbricus terrestris* L. studied by image analysis. *FEMS Microbiology Ecology*. 28 (3). 235-248.
- Singh, M. K. 2014. *Handbook on Vermicomposting: Requirements, Methods, Advantages and Applications*. Anchor Academic Publishing. Hamburg. p. 144. ISBN: 978-3-95489-276-1.
- Sinha, R. K., Valani, D., Soni, B., Chandran, V. 2011. *Earthworm Vermicompost: A Sustainable Alternative to Chemical Fertilizers for Organic Farming*. Nova Science. New York. p. 71. ISBN: 978-1-61122-580-8.
- Soobhany, N., Mohee, R., Garg, V. K. 2015. Recovery of nutrient from Municipal Solid Waste by composting and vermicomposting using earthworm *Eudrilus eugeniae*. *Journal of Environmental Chemical Engineering*. 3 (4). 2931-2942.
- Sulzberger, R., Minátová, Š. 1996. *Kompost, půda, hnojení. Příroda*. Bratislava. 99 s. ISBN: 80-07-00837-3.
- Swarnam, T. P., Velmurugan, A., Pandey, S. K., Roy, S. D. 2016. Enhancing nutrient recovery and compost maturity of coconut husk by vermicomposting technology. *Bioresource technology*. 207. 76-84.

Šnajdr, J., Cajthaml, T., Valášková, V., Merhautová, V., Petránková, M., Spetz, P., Baldrian, P. 2011. Transformation of *Quercus petraea* litter: successive changes in litter chemistry are reflected in differential enzyme activity and changes in the microbial community composition. *FEMS microbiology ecology*. 75 (2). 291-303.

Tiunov, A. V., Scheu, S. 2004. Carbon availability controls the growth of detritivores (*Lumbricidae*) and their effect on nitrogen mineralization. *Oecologia*. 138 (1). 83-90.

Yadav, A., Garg, V. K. 2011a. Industrial wastes and sludges management by vermicomposting. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*. 10 (3). 243-276.

Yadav, A., Garg, V. K. 2011b. Recycling of organic wastes by employing *Eisenia fetida*. *Bioresource technology*. 102 (3). 2874-2880.

Zajonc, I. 1992. Chov dážďoviek a výroba vermikompost. Animapress. Povoda. 59 s. ISBN: 80-85567-00-8.

Zemánek P., Plíva, P., Burg, P. Kompostování odpadů z vinohradnické produkce [online]. MZLU v Brně a VÚZT Praha - Ruzyně. 2004 [cit. 2017-03-28]. Dostupné z <<http://svt.pi.gin.cz/vuztweb/doc/clanky/zivotniprostredi/0519kompvinohrady.pdf?menuid=156>>.

Zmora-Nahum, S., Markovitch, O., Tarchitzky, J., Chen, Y. 2005. Dissolved organic carbon (DOC) as a parameter of compost maturity. *Soil Biology and Biochemistry*. 37 (11). 2109-2116.

8 Seznam příloh

Tab. č. 1: Limitní koncentrace rizikových prvků v organických a statkových hnojivech se sušinou nad 13 %.

Tab. č. 2: Základní vlastnosti v čerstvé matolině.

Obr. č. 2: Odebrané žížaly z jednotlivých vzorků vermikompostů.

Obr. č. 3: Vzorky z jednotlivých vrstev vermikompostů připravené k dalším analýzám.

Obr. č. 4: Měření pH v suspenzi vzorku.

Obr. č. 5: Měření měrné vodivosti ve filtrátu vzorku.

9 Přílohy

Tab. č. 1: Limitní koncentrace rizikových prvků v organických a statkových hnojivech se sušinou nad 13 % (upraveno dle zákona č. 474/2000, o stanovení požadavků na hnojiva).

mg/kg sušiny								
kadmium	olovo	rtuť	arsen	chrom	měď	molybden	nikl	zinek
2	100	1,0	20	100	150	20	50	600

Maximální aplikační dávka 20 tun sušiny na jeden hektar v průběhu tří let.

Tab. č. 2: Základní vlastnosti v čerstvé matolině (převzato z Moldes et al., 2007).

Parametr	Hodnota
Vlhkost [%]	72,2
pH	3,8
Měrná vodivost [dS/m]	0,04
Celková organická hmota [g/kg]	945
Celkový uhlík [g/kg]	548
Celkový dusík [g/kg]	22
C/N	24,5
N-NO ₃ ⁻ [mg/kg]	0
N-NH ₄ ⁺ [mg/kg]	192
Celkový fosfor [mg/kg]	420
Celkový draslík [mg/kg]	5480
Celkový hořčík [mg/kg]	177
Lignin [%]	56,7
Celulóza [%]	18,2
Hemicelulóza [%]	8,0



Obr. č. 2: Odebrané žížaly z jednotlivých vzorků vermikompostů (vlastní zpracování).



Obr. č. 3: Vzorky z jednotlivých vrstev vermikompostů připravené k dalším analýzám (vlastní zpracování).



Obr. č. 4: Měření pH v suspenzi vzorku (vlastní zpracování).



Obr. č. 5: Měření měrné vodivosti ve filtrátu vzorku (vlastní zpracování).