

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra agroenvironmentální chemie a výživy rostlin



**Fakulta agrobiologie,
potravinových a přírodních zdrojů**

**Mikropolutanty ve vermikompostech pocházejících
z čistírenského kalu a nasávané kartonáže**

Diplomová práce

Bc. Jakub Polák

Technologie odpadů

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

Konzultant: Ing. Tereza Hřebečková, Ph.D.

© 2024 ČZU v Praze

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou diplomovou práci "Mikropolutanty ve vermikompostech pocházejících z čistírenského kalu a nasávané kartonáže" jsem vypracoval samostatně pod vedením vedoucího diplomové práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autor uvedené diplomové práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušil autorská práva třetích osob.

V Praze dne 19.4.2024

Poděkování

Rád bych touto cestou poděkoval prof. Ing. Alešovi Hančovi, Ph.D., vedoucímu diplomové práce za odborné vedení, vstřícný přístup, trpělivost a cenné rady. Dále bych rád poděkoval konzultantce Ing. Tereze Hřebečkové, Ph.D. za poskytnuté informace, vstřícný přístup a odborné rady.

Mikropolutanty ve vermikompostech pocházejících z čistírenského kalu a nasávané kartonáže

Souhrn

Cílem práce bylo posoudit vermikompostování čistírenských kalů a odpadního papíru. Poloprovozní pokus trval zhruba šest měsíců a probíhal v Recyklačním centru, společnosti ZERS v Kutné Hoře. Jako základ pokusu posloužilo předkompostování dvou čistírenských kalů a nasávané kartonáže. První kal pocházel z ČOV s velikostním zatížením nad 100 000 ekvivalentních obyvatel, druhý kal byl dovezen z ČOV s kapacitou od 10 000 do 100 000 ekvivalentních obyvatel. Byly vytvořeny dvě kombinace, směsi. Obě obsahovaly nasávanou kartonáž a jeden kal. Dále byly vybudovány dvě zakládky pro vermikompostování a dvě zakládky bez žížal. Pro vermikompostování se používaly žížaly rodu *Eisenia andrei*.

V nejmladší vrstvě bylo zjištěno pozoruhodné množství žížal a biomasy. V porovnání s nejstarší vrstvou bylo v nejmladší vrstvě vermikompostovací zakládky č. 1 o 541 % více žížal a ve druhé v porovnání s nejstarší vrstvou o 406 % více žížal. V nejmladší vrstvě první vermikompostovací zakládky bylo dohromady o 1786 % více biomasy v porovnání s vrstvou nejstarší. Mezi nejstarší a nejmladší vrstvou druhé zakládky bylo o 978 % více biomasy.

V obou vermikompostovacích zakládkách byl nejvýraznějším mikropolutantem telmisartan, jehož průměrná hodnota v obou zakládkách byla 3046 ng/g, o 0,6 % méně než v kontrolních zakládkách (3064 ng/g). Bisfenol A se podstatně nejvíce vyskytoval v nejstarších vrstvách zakládek oproti ostatním vrstvám. Jeho obsah ve vermikompostovacích zakládkách činil 358,3 ng/g. Oproti kontrolním zakládkám se jeho hodnota zvýšila o 5,2 %. Hodnoty triclosanu byly ovlivněny rozdílnými čistírenskými kaly, zatímco ve směsi s prvním kalem byly jeho hodnoty vyšší (283,2 ng/g), ve směsi druhé s čistírenským kalem č. 2 byly hodnoty nižší (170,2 ng/g). Důkazem jsou i výsledky z kontrolních zakládek, kde jsou rozdíly obou hodnot ještě daleko výraznější. Celková hodnota triclosanu ve vermikompostovacích zakládkách byla vyšší o 2,7 % oproti kontrolním zakládkám. Obsah kofeinu byl ve vermikompostovacích zakládkách 29,9 ng/g. Nižší množství bylo zjištěno u kontrolních zakládek, rozdíl činil 12,3 %. Z hlediska množství mikropolutantů byly nejnižší hodnoty zjištěny u genisteinu. Ve druhé vermikompostovací zakládce jeho hodnota činila 0,9 ng/g, zatímco v první zakládce byla jeho hodnota o 1,7 ng/g vyšší. Ve srovnání s kontrolními zakládkami, byly zjištěny o 10,6 % vyšší hodnoty u vermikompostovacích zakládek.

V závěru práce byly zhodnoceny výsledky vermikompostování čistírenských kalů a nasávané kartonáže ve vztahu k mikropolutantům. Na základě výsledků lze technologii vermikompostování doporučit k dalšímu výzkumu zpracování čistírenských kalů a nasávané kartonáže.

Klíčová slova: Farmaka, endokrinní disruptory, čistírenský kal, nasávaná kartonáž, vermikompostování

Micropollutants in vermicomposts originating from sewage sludge and moulded pulp

Summary

The aim of the work was to assess the vermicomposting of sewage sludge and waste paper. The semi-operational experiment lasted about six months and took place in the Recycling Centre of ZERS in Kutná Hora. Pre-composting of two sewage sludges and moulded pulp served as the basis for the experiment. The first sludge came from a WWTP with a size load of over 100,000 equivalent inhabitants, while the second sludge was imported from a WWTP with a capacity of 10,000 to 100,000 equivalent inhabitants. Two combinations, mixtures, were created. Both contained moulded pulp and one sludge. In addition, two vermicomposting landfills and two earthworm-free landfills were constructed. *Eisenia andrei* earthworms were used for vermicomposting.

A remarkable amount of earthworms and biomass was found in the youngest layer. There were 541% more earthworms in the youngest layer of vermicomposting pile 1 and 406% more earthworms in the second layer compared to the oldest layer. The youngest layer of the first vermicomposting stack had a total of 1786 % more biomass compared to the oldest layer. There was 978% more biomass between the oldest and youngest layers of the second vermicomposting pile.

In both vermicomposting beds, the most significant micropollutant was telmisartan, whose average value in both beds was 3046 ng/g, 0.6% less than in the control beds (3064 ng/g). Bisphenol A was significantly more abundant in the oldest layers of the dumps compared to the other layers. Its content in the vermicomposting landfills was 358.3 ng/g. Compared to the control landfills, its value increased by 5.2 %. The values of triclosan were affected by the different treatment sludges, while in the mixture with the first sludge its values were higher (283.2 ng/g), in the mixture of the second with treatment sludge No. 2 the values were lower (170.2 ng/g). Evidence is also provided by the results from the control sites, where the differences between the two values are even more pronounced. The total triclosan value in the vermicomposting landfills was 2.7% higher than in the control landfills. The caffeine content in the vermicomposting digesters was 29.9 ng/g. Lower levels were found in the control landfills, the difference being 12.3%. In terms of micropollutants, the lowest values were found for genistein. In the second vermicomposting dump its value was 0,9 ng/g, while in the first dump its value was 1,7 ng/g higher. Compared to the control pits, 10.6% higher values were found in the vermicomposting pits.

Finally, the results of vermicomposting of sewage sludge and sucked cardboard were evaluated in relation to micropollutants. Based on the results, the vermicomposting technology can be recommended for further research on the treatment of sewage sludge and moulded pulp.

Keywords: Pharmaceuticals, endocrine disruptors, sewage sludge, moulded pulp, vermicomposting

Obsah

1	Úvod	8
2	Vědecké hypotézy a cíle práce	9
3	Literární rešerše	10
3.1	Mikropolutanty	10
3.1.1	Léčiva.....	10
3.1.1.1	Telmisartan.....	12
3.1.1.2	Kofein.....	12
3.1.2	Produkty osobní péče.....	12
3.1.3	Pesticidy.....	13
3.1.4	Průmyslové chemikálie.....	14
3.1.5	Steroidní hormony.....	14
3.1.6	Endokrinní disruptory (ED).....	14
3.1.6.1	Bisfenol A.....	16
3.1.6.2	Triclosan.....	16
3.1.6.3	Genistein.....	17
3.2	Kompostování	17
3.2.1	Materiálové zastoupení živin.....	18
3.2.2	Výhody kompostování.....	19
3.2.3	Nevýhody kompostování.....	20
3.3	Vermikompostování	20
3.3.1	Žížaly.....	21
3.3.1.1	Žížala hnojní (<i>Eisenia fetida</i>).....	22
3.3.1.2	Žížala kalifornská (<i>Eisenia andrei</i>).....	23
3.3.2	Počátky vermikompostování.....	23
3.3.3	Vhodné podmínky pro úspěšné vermikompostování.....	23
3.3.3.1	Vlhkost.....	24
3.3.3.2	Hodnota pH.....	24
3.3.3.3	Vzduch.....	24
3.3.3.4	Teplota.....	24
3.3.3.5	Poměr C:N.....	25
3.3.3.6	Světlo.....	25
3.3.3.7	Rizikové faktory.....	25
3.3.4	Technologie vermikompostování.....	25
3.3.5	Výsledné produkty vermikompostování.....	28
3.4	Čistírenské kaly	29
3.4.1	Nakládání s kalem.....	32
3.4.2	Složení kalu.....	33
3.5	Papír	34
3.5.1	Výroba papíru.....	35
3.5.2	Vlastnosti papíru.....	36
3.5.3	Nasávaná kartonáž.....	37

4	Metodika	39
4.1.1	Materiál	39
4.1.2	Průběh pokusu.....	39
4.1.3	Odběry vzorků a počítání žížal	41
4.2	Agrochemické analýzy	41
4.2.1	Hodnota pH	41
4.2.2	Měrná vodivost.....	42
4.2.3	Stanovení uhlíku a dusíku	42
4.2.4	Stanovení endokrinních disruptorů a farmak	42
4.3	Statistické analýzy	43
5	Výsledky.....	44
5.1	Vstupní materiály	44
5.2	Směsi	45
5.3	Kontrolní zakládka se směsí č. 1	47
5.4	Kontrolní zakládka se směsí č. 2.....	51
5.5	Vermikompostovací zakládka se směsí č. 1	55
5.6	Vermikompostovací zakládka se směsí č. 2	60
6	Diskuze	66
7	Závěr.....	70
8	Literatura.....	72

1 Úvod

Nedostatečně zpracovaný biologicky rozložitelný odpad je celosvětově považován za environmentální, sociální a ekonomickou hrozbu, což vyžaduje velkou pozornost. Lze očekávat, že celosvětová produkce odpadu do roku 2050 dosáhne 3,4 miliardy tun a až 44 % z celkového nahromaděného odpadu v současnosti celosvětově tvoří biologicky rozložitelné materiály, přičemž vyšší podíl je v zemích s nízkými až středními příjmy. Z tohoto nahromaděného odpadu se dnes většina ukládá na skládky. Tento způsob likvidace biologicky rozložitelného odpadu je považován za hlavní hrozbu pro životní prostředí, mimo jiné kvůli uvolňování skleníkových plynů do atmosféry a kontaminaci půdy/vody toxickými sloučeninami z výluhů. Techniky, jako spalování, pyrolýza a zplyňování jsou až příliš investičně nákladné pro to, aby byly schopny zvládnout tyto obrovské objemy odpadu (Lopes et al. 2022).

Jednoduchým způsobem biologické přeměny organického odpadu pomocí vybraných druhů žížal je vermikompostování. Bylo prokázáno, že vermikompostování je ekologická, přímočará a nákladově efektivní metoda. Vermikompost, organické hnojivo, bylo identifikováno jako ekologicky šetrná a udržitelná možnost pro zlepšení kvality půdy a podporu růstu rostlin. Mikrobiologické vlastnosti půdy hrají zásadní roli při zachování úrodnosti a produktivity půdy (Lei et al. 2024).

Světová produkce odpadního papíru se také zvýšila a je vyvíjeno úsilí o nalezení co nejefektivnějšího způsobu nakládání s tímto odpadem. Odpadní papír však může být díky určitým vlastnostem vhodným materiálem pro biologické zpracování (Milbrandt et al. 2024).

Přestože kaly z čistíren odpadních vod obsahují mnoho nebezpečných látek, obsahují také velké množství organických látek, dusíku, draslíku, fosforu a dalších živin. V důsledku toho má značný potenciál pro využití zdrojů i hodnotu (Lei et al. 2024). Vzhledem k dvojí úloze kalu jako zdroje znečištění i zdroje živin se jeho bezpečná likvidace a vysoce hodnotné využití staly důležitými pro podporu politiky synergické účinnosti snižování znečištění a uhlíkových emisí v oblasti prevence a kontroly znečištění vod. Studie ukazují, že vermikompostování je úspěšnou metodou pro eliminaci různých kontaminantů z kalu, včetně rizikových prvků, genů rezistence vůči antibiotikům a mikroplastů (Dai 2020).

Technologie vermikompostování má potenciál být účinným a udržitelným způsobem využití odpadního papíru a čistírenských kalů, a to jak z hlediska životního prostředí, tak z hlediska ekonomického. Vermikompostování odpadního papíru a čistírenských kalů je hlavním předmětem tohoto pokusu. Cílem praktické části práce je vyhodnotit účinnost experimentu s využitím nasávané kartonáže k remediaci dvou vzorků čistírenských kalů pomocí vermikompostování.

2 Vědecké hypotézy a cíle práce

Cílem diplomové práce je popsat osud mikropolutantů ze skupiny farmak a endokrinních disruptorů během vermikompostování čistírenského kalu a nasávané kartonáže.

Hypotézy:

1. Obsah farmak a endokrinních disruptorů ve vermikompostech závisí na původu čistírenského kalu
2. Obsah mikropolutantů během vermikompostování nepřímo koreluje s množstvím přítomných žížal
3. Ve vermikompostech je nižší obsah mikropolutantů než v kontrolní variantě bez žížal

3 Literární rešerše

3.1 Mikropolutanty

Mikropolutanty, označované také jako nově se objevující kontaminanty, se skládají z rozsáhlé a rozšiřující se řady antropogenních i přírodních látek, které jsou často detekovány ve vodním prostředí. Pocházejí především z hromadně vyráběného spotřebního materiálu používaného pro lékařskou péči (farmaceutika), hygienické nebo kosmetické důvody (produkty osobní péče), ochranu rostlin/plodin (pesticidy) a zlepšování fyzikálních vlastností a výkonu produktů (průmyslové chemikálie). Některé mikropolutanty (např. steroidní hormony) jsou navíc přírodního původu. Koncentrace mikropolutantů v surové odpadní vodě se běžně pohybují od několika ng/l do několika µg/l, což je v podstatě odlišuje od tradičních kontaminantů (organické hmoty, dusíku a fosforu). Navzdory nízkým koncentracím byly mikropolutanty spojovány s řadou negativních účinků, jako je toxicita a účinky narušující endokrinní systém na vodní organismy a antibiotická rezistence mikroorganismů (Castilla et al. 2023). „Nízká koncentrace“ a rozmanitost mikropolutantů nejen komplikuje související detekční a analytické postupy, ale také vytváří výzvy pro procesy čištění odpadních vod a vody obecně (Poulsen & Bester 2010).

Vypouštění vyčištěných odpadních vod z čistíren odpadních vod (ČOV) je důležitou cestou pro vstup mikropolutantů do vodního prostředí. Čištění odpadních vod je tedy zásadní bariérou proti uvolňování mikropolutantů. Kvůli nízkým koncentracím a různým fyzikálně-chemickým vlastnostem však mikropolutanty často projdou nedostatečným odstraňováním během čištění odpadních vod. V důsledku toho může mnoho z těchto mikropolutantů, zejména těch, které jsou polární a nepoddajné, procházet ČOV a skončit v životním prostředí, a tím poškozovat volně žijící zvířata a lidi (Castilla et al. 2021). Pro dosažení dalšího snížení vypouštění mikropolutantů má nesmírný význam optimalizace anebo modernizace konvenčních procesů čištění odpadních vod (např. aktivovaný kal). Pokročilé úpravy, jako je adsorpce aktivního uhlí, membránová filtrace, úprava membránovým bioreaktorem (MBR), ozonizace a pokročilé oxidační procesy, jsou schopny významně odstraňovat mikropolutanty z odpadních vod. Nicméně tyto technologie jsou obvykle spojeny s vysokými provozními náklady a neřešitelnými problémy, jako jsou koncentrované zbytky a zanášení membrány v případě membránových technik a tvorby toxických vedlejších produktů během pokročilých oxidačních procesů (Narwal et al. 2023).

3.1.1 Léčiva

Farmaka zahrnují značnou část kategorií mikropolutantů. Léčiva mají výrazné biologické účinky na lidi i zvířata a velké množství z nich se vylučuje v odpadních vodách nebo v původní či metabolizované formě močí a výkaly (Kumar et al. 2023). Kromě toho mohou k přítomnosti léčiv v odpadních vodách přispívat firmy, které je vyrábějí, nebo lidé, kteří s léky špatně manipulují, splachují je nebo vylévají do kanalizace. Ty jsou průběžně identifikovány kvůli jejich trvalému vstupu do životního prostředí. Mezi farmaceuticky aktivní léky patří

chemikálie, léky, aktivní práškové složky, cukry, přísady, pigmenty, anorganické a organické soli, pilulky, transformované produkty a metabolity. Léčiva zahrnující léky na předpis, volně prodejné léky a veterinární léky, které se mohou dostat do systémů odpadních vod a potenciálně kontaminovat městské vodní zdroje (Narwal et al. 2023).

Farmaceuticky aktivní léky se mohou dostat do životního prostředí několika cestami, jako jsou čistírny odpadních vod, chov hospodářských zvířat, lidské vylučování, likvidace nepoužitých nebo prošlých léků, veterinární medicína ve zvířecím hnoji, průmyslové výrobní procesy, nemocnice a zdravotnická zařízení. Povrchová voda je více kontaminována léčivy než podzemní voda kvůli přímým bodovým zdrojům, mezi které patří úniky z průmyslového vypouštění a povrchové proudění ze zemědělských půd (Kumar et al. 2023).

Kromě toho, že léky v životním prostředí poškozují organismy, které se v něm již nacházejí, mohou být také příčinou nárůstu bakterií rezistentních vůči antibiotikům. Nejčastěji diskutovanými skupinami léčiv jsou psychotropní látky, antibiotika, analgetika a protizánětlivé látky (Narwal et al. 2023). (Xia et al. 2017) zkoumali účinky ibuprofenu, diklofenaku a paracetamolu na líhnutí a motorické schopnosti embryí dána pruhovaného (*Brachydanio rerio*) a uvedli, že vysoká koncentrace ($\approx 500 \mu\text{g/l}$) ibuprofenu a diklofenaku významně snížila míru líhnutí o 63 %, respektive 58 % embryí po 55 hodinách po oplodnění. Další pokles rychlosti líhnutí a teratogenních účinků, nepravidelného plavání a kardiotoxicity v závislosti na dávce byl hlášen u embryí/larev sumce paracetamolem (Castilla et al. 2023). Farmaceuticky aktivní sloučeniny mohou podstoupit několik osudů v závislosti na chemických vlastnostech léků a podmínkách prostředí. Kromě toho, že mohou zasahovat do reprodukčních cyklů ryb a jiných tvorů, mohou se také transformovat na sekundární sloučeniny díky interakcím s živými (biotickými) i neživými (abiotickými) faktory prostředí. Některé z těchto sekundárních sloučenin mohou působit jako endokrinní disruptory, které mají potenciál způsobit hormonální nerovnováhu a související poruchy (Kumar et al. 2023).

Antibiotika jsou sloučeniny, které brání vývoji a množení mikroorganismů, zejména bakterií. Jsou diskutovány rozdíly mezi bakteriostatickým a bakteriocidním účinkem. Tyto sloučeniny jsou přirozeně se vyskytujícími produkty evoluční adaptace mikroskopických hub (Actinomycetes, Penicillium a Cephalosporium) a bakterií (Bacillus spp.) na vnější prostředí (Poulsen & Bester 2010). Farmaceutický průmysl využívá také jejich umělé deriváty. Jednou z nejčastěji používaných tříd antibiotik v humánní i veterinární medicíně jsou tetracyklinová antibiotika, která se využívají i v zemědělství.

Tetracykliny přitahují největší pozornost kvůli prokázaným škodlivým dopadům na životní prostředí. Lidská a zvířecí moč a výkaly obsahují více než 70 % aktivní formy tetracyklinových antibiotik. Jejich výjimečnou životnost ve vodním prostředí lze přičíst jejich vysoké hydrofilite a nízké těkavosti v prostředí. Rezidua těchto léčiv podporují růst mikroorganismů, které jsou vůči antibiotikům rezistentní. Doporučuje se použít alternativní postupy, zejména úpravou biologické části čistírny odpadních vod, protože většina pozorování ukazuje, že tradiční metody čištění jsou pro odstranění těchto sloučenin nedostatečné (Poulsen & Bester 2023).

3.1.1.1 Telmisartan

Telmisartan je léčivou látkou patřící do skupiny léků nazývaných angiotenzinové receptorové blokátory (ARB). Telmisartan je perorálně aktivní a vysoce selektivní antagonist receptoru angiotenzinu II typu 1 k léčbě hypertenze, srdečních chorob a onemocnění močového měchýře. Telmisartan je jedním z nejprodávanějších léků prodávaných pod obchodním názvem „Micardis“. Vyznačuje se dlouhým trváním účinku a nejdelším poločasem ze všech ostatních blokátorů angiotenzinových receptorů (Odilov et al. 2023).

3.1.1.2 Kofein

Je považován za alkaloidní sloučeninu, protože je metabolitem metabolismu dusíku. Kofein je heterocyklická organická sloučenina s purinovou bází. Je nejrozšířenějším stimulantem a psychoaktivní drogou na světě. V různém množství se přirozeně vyskytuje ve více než 60 různých druzích rostlin, například v čajových listech a kakaových bobech. Rostliny mohou mít kofein mimo jiné ve svých listech, bobech a plodech. Hlavním zdrojem kofeinu ve světě jsou čajové lístky a pražená kávová zrna jako arabica a robusta (Reddy et al. 2024).

Kofein mohou obsahovat i léky na bolesti hlavy, nachlazení a alergie, a to jak volně prodejné, tak i předepsané. Kofein údajně zvyšuje analgetické účinky těchto léků. Kromě farmaceutického využití se nachází uplatnění i v kosmetice. Díky ergogenním vlastnostem kofeinu je také oblíbeným doplňkem stravy pro sportovce ve všech sportech, kteří chtějí zlepšit svůj výkon (Reddy et al. 2024).

Vysoké dávky kofeinu mohou mít dopady na organismus a mohou ovlivňovat některé hormonální procesy, ale v běžných dávkách se obvykle nepovažuje za endokrinní disruptor. Patří spíše do kategorie farmak, protože se běžně používá jako léčivo nebo stimulant (Reddy et al. 2024).

3.1.2 Produkty osobní péče

Produkty osobní péče (PCP) jsou spotřební zboží používané pro osobní péči, hygienu a estetické účely, které zahrnuje produkty denní potřeby, jako jsou zubní pasty, hygienické vložky, plenky, rtěnky, krémy, pleťové vody, dezinfekční prostředky (např. peroxid vodíku, formaldehyd, fenol, glutaraldehyd), vůně (např. pižmo, vanilka, borovice, máta peprná, pačuli, jasmín), repelenty proti hmyzu (např. pikaridin, citronelový olej, eukalyptový olej, ethyl butylacetylaminopropionát), konzervační látky (např. 2-fenoxyethanol, methylparaben a isopropyl 4-hydroxybenzoát, methylisothiazolinon, propylparaben, benzoát sodný, sorban draselný) (Narwal et al. 2023, Zicarelli et al. 2023). Vzhledem k tomu, že PCP se aplikují spíše externě než požitím, nepodléhají metabolickým změnám. Rozšířené používání však uvolňuje do životního prostředí značné množství PCP v jejich nezměněné formě (Zicarelli et al., 2022). PCP se mohou dostat do vodního prostředí přímo nebo nepřímo prostřednictvím antropogenních činností, jako jsou odpadní vody z čistíren odpadních vod, splaškové a dešťové vody, což vede k jejich přítomnosti v povrchových vodách. Materiály v nich obsažené se pak mohou dostat do životního prostředí prostřednictvím používání kalů v

zemědělství nebo odpadních vod, které nebyly řádně vyčištěny. Vzhledem k jejich vysoké celosvětové produkci a využití jsou PCP hojně považovány za prioritní znečišťující látku ve vodních ekosystémech (Narwal et al. 2023).

Některé z PCP, jako jsou dezinfekční prostředky (triclosan), vonné látky (pižmový keton, tonalid, celestolid) a UV filtry (homosalát, 4-methylbenzylidenkafr), působí jako endokrinní disruptory (Narwal et al. 2023).

Jednou z nejpoužívanějších antimikrobiálních látek obsažených ve výrobcích je triclosan (TRC). Ve srovnání s jinými antimikrobiálními látkami používanými ve srovnatelné funkci je nebezpečnější. TRC byl nalezen v povrchových vodách, do kterých se dostává pomocí čistíren odpadních vod. Může pak negativně ovlivňovat nebo se bioakumulovat ve stávajících druzích v životním prostředí. Za ideálních podmínek se může míra jeho odstranění z odpadních vod v ČOV blížít 96 % (Castilla et al. 2021). Klíčovými faktory jsou opět biodegradace aktivovaného kalu a sorpce na kal. Bylo zjištěno, že jeho koncentrace v kalu se pohybují v rozmezí 0,107 až 46 µg/g (Narwal et al. 2023).

3.1.3 Pesticidy

Pesticidy jsou chemické látky používané proti škůdcům a ke kontrole chorob ve vegetaci. Definici pesticidu lze uvést jako jakákoliv látka nebo kombinace látek, které mají zabránit, zničit, odpudit nebo snížit jakýkoli typ škůdce. Zahrnuje také rostlinné regulátory, defolianty, desikanty a stabilizátory dusíku (Castilla et al. 2021). Pesticidy jsou považovány za mikropolutanty kvůli jejich přítomnosti v různých matricích životního prostředí, včetně povrchových a podzemních vod, sedimentů a půdy, v koncentracích vyšších, než jsou přípustné limity, což může poškodit lidské zdraví a životní prostředí. Pesticidy jsou dostupné na trzích jako prášky, spreje, kapaliny a aerosoly, které lze použít podle typu plodiny (Kumar et al. 2023).

Mezi nejčastější zdroje pesticidů patří zemědělské zbytky, povrchový odtok, zahradní a lesní odpad, výluhy ze skládek a některé živočišné provozy. Při aplikaci pesticidů na zemědělských plochách dochází k jejich absorpci, adsorpci, transportu a pomalé destrukci. Adsorbované pesticidy jsou důsledkem faktorů půdního povrchu, jako je vazebná kapacita, pH, teplota, obsah organické hmoty a struktura půdy. V období velkého množství srážek a nadměrného zavlažování však mohou pesticidy se špatnými vazebnými vlastnostmi půdy snadno odtékat z polí a skončit v jezerech, potocích, rybnících a řekách (Poulsen & Bester 2010). Některé pesticidy, jako DDT, chlordan a hexachlorbenzen, jsou díky svému chemickému složení a aromatickým kruhům odolné vůči rozkladu a nadále se vyskytují v životním prostředí. Toxicita pesticidů může být akutní nebo chronická, v závislosti na délce expozice a přijaté dávce. Účinky jednorázové dávky se označují jako akutní toxicita pesticidů. Pokud organismus spotřebovává stopové množství pesticidu po delší dobu, jedná se o chronickou toxicitu. I při velmi nízkých dávkách mají pesticidy velmi vysoký toxický potenciál, který může vést ke kontaminaci životního prostředí a narušení ekologické rovnováhy (Poulsen & Bester 2010).

3.1.4 Průmyslové chemikálie

Výroba, těžba a zemědělství jsou jen některé z průmyslových procesů, při nichž vznikají a používají se průmyslové chemické látky, sloučeniny nebo komplexy umělého nebo přírodního původu (Castilla et al. 2021). Podle účelu použití lze průmyslové chemikálie rozdělit do následujících typů: maziva (motorové oleje a tuky), rozpouštědla (aceton a metanol), detergenty (mýdla a čisticí prostředky), polymery (polyethylen a polypropylen), paliva (nafta a benzín) a léčiva. Pochopení možných účinků průmyslových chemických látek na člověka a vodní organismy vyžaduje jejich klasifikaci podle použití. V posledních několika desetiletích došlo k obrovskému nárůstu používání těchto chemických látek, což vedlo k rozsáhlé kontaminaci půdy, vody a ovzduší. Průmyslové chemické látky se mohou příležitostně přeměňovat na nebezpečnější sekundární sloučeniny, což z nich činí problematické mikropolutanty (Poulsen & Bester 2010).

3.1.5 Steroidní hormony

Steroidní hormony jsou chemicky aktivní sloučeniny přírodního nebo syntetického původu. Protože jsou lipofilní a snadno procházejí buněčnými membránami, mohou se vázat na intracelulární receptory a řídit expresi určitých genů. Pomáhají při regulaci mnoha biologických procesů, včetně růstu, vývoje, metabolismu, imunologických reakcí a fyzických a behaviorálních charakteristik. Jsou produkovány v různých tělesných orgánech, včetně varlat, vaječníků a nadledvinek. Steroidní hormony, mezi které patří kortizol, estrogen a testosteron, jsou nezbytné pro mnoho fyziologických funkcí. Bylo vytvořeno mnoho syntetických analogů steroidních hormonů, které se v současné době terapeuticky využívají v humánní i veterinární medicíně. Tyto umělé látky umožňují větší kontrolu nad dávkováním a podáváním a zároveň napodobují účinky přirozených steroidních hormonů (Matouš et al. 2010).

Významnými polutanty v odpadních vodách a kalech jsou estron E1, E2, EE2, bisfenol A (BPA), ftaláty a alkylfenoly. Vzhledem ke svým škodlivým účinkům jsou řazeny mezi významné chemické látky ze skupiny endokrinních disruptorů. V biologickém čištění ČOV lze tyto chemické látky z odpadních vod do určité míry odstranit. Při jejich použití však stále mohou vznikat nebezpečné meziprodukty. Sonikace neboli ultrazvuk je považován za jeden z nejlepších způsobů, jak odstranit hormony bez vzniku nebezpečných vln nebo vedlejších produktů při frekvencích vyšších než 20 kHz (Vellingiri et al. 2022).

3.1.6 Endokrinní disruptory (ED)

Chemické sloučeniny známé jako endokrinní disruptory působí jako imitace skutečných agonistů nebo antagonistů ligandů pro živočišné endokrinní receptory. Když tyto disruptivní látky proniknou do buněk, působí i při neuvěřitelně nízkých koncentracích (pikogramy až nanogramy na litr krve) (Matsui 2008).

Endokrinní disruptory vyvolávají u zvířat včetně lidí četné funkční problémy. Mezi mnoha různými druhy hormonů, které jsou pro živočichy nezbytné, jsou i hormony reprodukční. Na druhé straně se lidé zajímají o hormonální napodobeniny syntetických a

přírodních chemických látek, které mohou narušit imunitní, neurologický a endokrinní systém. Endokrinní systém je náchylný k nevratnému narušení v období "okna", což je citlivá vývojová fáze (Matsui 2008).

Endokrinní disruptory jsou jedinečnou podskupinou sloučenin, které mají významný škodlivý vliv na životní prostředí. Tyto látky jsou obzvláště nebezpečné, protože mají potenciál poškozovat žlázy, které produkují hormony, a narušovat tak normální fungování organismu, nebo protože mohou hormony obsahovat. V této kategorii jsou nejvýznamnějšími chemickými látkami estrogeny nebo sloučeniny s estrogení aktivitou. Do této skupiny patří mimo jiné také daidzein, bisfenol, genistein, estradiol a estriol. Hlavní způsob, jakým se tyto chemické látky dostávají do odpadních vod a životního prostředí, je používání hormonální antikoncepce (Castilla et al. 2021). Do jiné skupiny chemických látek považovaných za endokrinní disruptory patří kontrastní látky používané při rentgenových vyšetřeních (Vellingiri et al. 2022).

Průmyslové aktivity, urbanizace a vypouštění odpadních vod z čistíren odpadních vod/skládkování spálených čistírenských kalů jsou hlavními zdroji endokrinních disruptorů do půdního prostředí. Běžně detekované ED v půdách jsou 4-nonylfenol (4-NP), 4-terc-oktylfenol (4-OP) a bisfenol A (BPA) (Kumar et al. 2023). Je známo, že ED ovlivňují růst různých mikroorganismů, jako je *Triticum aestivum*, *Brassica napus* a *Lactuca sativa*, a následně snižují úrodnost půdy a rychlost klíčení. Poškozují imunologické, reprodukční a vývojové procesy u lidí i zvířat. Aby se tyto látky přestaly v životním prostředí bioakumulovat, jsou stanoveny prahové hodnoty, které jsou pečlivě sledovány (Poulsen & Bester 2010). V případě ED jsou limitní hodnoty expozice 6,6 a 1,7 µg/l. Kromě toho byly podniknuty pokusy nahradit výše zmíněné ED za sofistikovanou směs povrchově aktivních látek, které jsou příznivé pro životní prostředí (Vellingiri et al. 2022).

Látka, která vzniká v obrovském množství po celém světě, je bisfenol A (BPA). Najdeme ho jako složku termopapíru a zubních výplní, ale i v typickém spotřebním zboží, jako jsou lepidla a plastové nádoby na potraviny (Kumar et al. 2023). Rychlost odstraňování bisfenolů vyskytujících se v odpadních vodách závisí na několika faktorech, včetně teploty, použité technologie čištění a na sorpci na kal. Koncentrace bisfenolů v kalu se pak pohybují ve velkém rozmezí. Hodnoty pro BPA se pohybují od 4 do 1363 ng/g a pro (bisfenol F) BPF od 0,2 do 245 ng/g (Vellingiri et al. 2022).

Za endokrinní disruptory jsou také považovány ftaláty. Vzhledem k tomu, že ftaláty nejsou chemicky vázány v polymerních strukturách plastů, mohou se do životního prostředí dostávat prostřednictvím průmyslu nebo se uvolňovat z hotových výrobků. Během procesu čištění se k eliminaci ftalátů z odpadních vod používá především sorpce do kalu a biodegradace. Za správných podmínek může být odstranění ftalátů z odpadních vod až 94 % (Kumar et al. 2023).

Alkylfenoly se používají jako povrchově aktivní látky v barvách, detergentech, textiliích a kosmetice, příkladem je nonylfenol ethoxylát. Při čištění v ČOV se nonylfenol ethoxylát přeměňuje na nebezpečnější a perzistentní nonylfenol (NP). Kromě toho, že je nonylfenol endokrinním disruptorem, může způsobit pomalejší vývoj rostlin a úbytek chlorofylu v listech (Kumar et al. 2023).

Nonylfenol ethoxylát je v EU omezen k používání v pracích prostředcích, kosmetice a textiliích. V asijských zemích toto omezení ale neplatí a stále se zde velmi významně používá. Nonylfenol se díky svým fyzikálně-chemickým vlastnostem dobře sorbuje na kaly. Několik autorů naměřilo jeho koncentrace v rozmezí 1,2-358,2 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Kumar et al. 2023).

3.1.6.1 Bisfenol A

BPA neboli bisfenol A se používá ve velké míře. Obsahují ho například epoxidové pryskyřice, polykarbonáty, lepidla, zpomalovače hoření, elektrické přístroje, zdravotnické vybavení, dentální materiály a obaly na potraviny. Polykarbonáty a epoxidové pryskyřice využívají 95 % vyrobeného BPA. Kromě toho slouží jako stabilizační složka polyvinylchloridu (PVC). Vzhledem ke svému rozsáhlému používání způsobuje bisfenol A značné škody na životním prostředí. BPA byl nalezen v půdě, ovzduší, vodních plochách, vodních sedimentech a městských odpadních vodách. Studie zkoumala koncentraci BPA ve výluhu odpadních vod, která se pohybovala v rozmezí od 1,3 do 17 200 $\mu\text{g}/\text{l}$. Bylo také zjištěno, že prach z domácností obsahuje tuto chemickou látku. Díky svému širokému použití se sloučenina může dostat do životního prostředí a později do potravin (Ghahremani et al. 2024).

Odhaduje se, že 3 % vyrobených polykarbonátů a 10 % vyrobených epoxidových pryskyřic přichází do styku s potravinami. Množství migrace BPA z obalu do potravinového obsahu v nich bylo schváleno v Evropské unii na 3 mg/kg. V současné době Evropská unie snížila toto množství na 0,5 mg/kg. Množství tolerovatelného denního příjmu se odhaduje na 4 $\mu\text{g}/\text{kg}$ tělesné hmotnosti za den. Tato sloučenina může synergizovat s jinými xenoestrogeny v těle a mít nepříznivé zdravotní účinky (Ghahremani et al. 2024).

3.1.6.2 Triclosan

Triclosan, který má strukturu polychlorovaného bisfenolu, je širokospektrální antibakteriální látka, která se hojně přidává do více než 2 000 spotřebních výrobků, včetně textilií, zubních past, deodorantů, mýdel a zdravotnického vybavení. Globální produkce triclosanu se v roce 2015 odhadovala na 10,5 milionů liber. Americký úřad pro kontrolu potravin a léčiv v roce 2016 zakázal triclosan v mýdlových výrobcích kvůli jeho možnému nebezpečí pro člověka a vodní organismy. Evropská unie pak v roce 2017 zavedla omezení používání této látky v biocidních přípravcích pro osobní hygienu. Nicméně triclosan je stále přítomen v mnoha dalších výrobcích osobní hygieny ve vysokých koncentracích až 1 %. Po použití vede neúplná likvidace ke konečnému uvolnění přibližně 30 % triclosanu do vodního prostředí prostřednictvím odpadních vod z čistíren odpadních vod. V současné době se triclosan hojně vyskytuje v povrchových vodách a v odpadních vodách z čistíren odpadních vod po celém světě. Ekotoxikologické účinky triclosanu jsou narušení endokrinního systému, genotoxicita, poškození tkání a rezistence (Yao et al. 2024).

3.1.6.3 Genistein

Genistein je přírodní látka, která patří do skupiny fytoestrogenů, což jsou látky nalezené v některých rostlinách, jako například sóji, nebo také v luštěninách. Fytoestrogeny mají schopnost napodobovat účinky estrogenu, který je přirozeně produkován v lidském těle. V malých dávkách se genistein často považuje za potenciálně prospěšnou látku, ale vysoké dávky mohou mít negativní dopad na hormonální rovnováhu. Genistein se také může vyskytovat jako mikropolutant v životním prostředí, například ve vodních zdrojích, kde může mít negativní dopad na vodní organismy. Celkově lze říci, že genistein není léčivo, ale může být považován za endokrinní disruptor, zejména pokud je přítomen v prostředí v koncentracích, které mohou narušovat hormonální systém organismů (Wasilewicz et al. 2024).

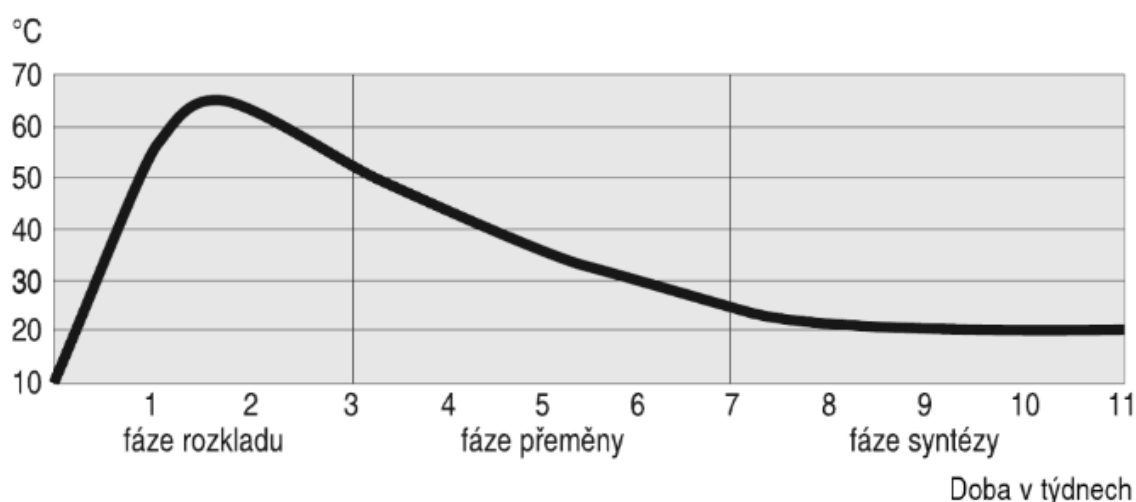
3.2 Kompostování

Kompostování je jednou z nejpoužívanějších metod recyklace organického odpadu. Tento proces byl navržen jako jedna z možností, která usnadňuje opětovné začlenění materiálů do výrobního cyklu (Zhang et al. 2022). Zelený odpad a biologický odpad představují důležitou frakci tuhého komunálního odpadu. Organická frakce tvoří 46 % celkového tuhého komunálního odpadu na celém světě a až 64 % v zemích s nízkými příjmy (Ayilara et al. 2020). Likvidace zeleného odpadu a biologického odpadu na skládkách má za následek tvorbu vysoce pevných výluhů a přispívá k emisím skleníkových plynů, které mohou mít nepříznivé účinky na životní prostředí a veřejné zdraví. Správné nakládání s odpady může přispět k udržitelnějšímu využívání zdrojů Země, lepší ochraně životního prostředí a snížení emisí způsobených změnou klimatu. Kompostování je běžně doporučováno jako ideální metoda zpracování organického odpadu, protože je v souladu se strategiemi oběhového hospodářství díky možnosti materiálového využití (Jensen et al. 2016).

Kompostování je aerobní biologický rozklad za stabilizace organického odpadu. Jedná se o proces přetváření organického materiálu na přírodní hnojivo vlastnostmi podobné humusu (Oviedo-Ocaña et al. 2023). Humus je částí organické hmoty v půdě a jedním z rozhodujících činitelů její úrodnosti. Pomáhá při tvorbě půdní struktury, zlepšuje tepelné, vodní a vzdušné vlastnosti půdy, je zdrojem živin, které podporují růst rostlin. Používáním kompostu tedy doplňujeme organickou hmotu v půdě (Kalina 2004). Během kompostování hrají hlavní roli parametry procesu (tj. poréznost, vlhkost, kyslík, teplota, poměr C/N, dostupnost živin, pH a biologická aktivita) (Oviedo-Ocaña et al. 2023). Vlhkost je důležitá pro osídlení, aktivitu a množení mikroorganismů, které provádí rozkladnou činnost. Nedostatečná vlhkost i nadměrná vlhkost se negativně projeví na pochodech mikroorganismů. Za optimální se považuje rozmezí 50 až 60 % (Lewicki et al. 2014). Důležitým ukazatelem správného průběhu kompostovacího procesu je obsah kyslíku v pórech kompostu. Při nedostatku kyslíku klesá mikrobiální aktivita, některé mikroorganismy vymírají, jiné přecházejí do anabiózy, nebo u nich nastupuje anaerobní metabolismus, proto je nutné kompost překopávat pro dodání dalšího vzduchu (Kalina 2004). Optimální hodnota pH u čerstvého kompostu se pohybuje v rozmezí 6

- 8. Tato hodnota pH je nejpříznivější pro rozvoj a aktivitu většiny mikroorganismů. Pokud pH dosáhne hodnoty 8,5 a výš, tak se dusíkaté látky přemění na amoniak a kompost tím ztrácí důležité živiny (Váňa 1997). Pokud jsou všechny tyto parametry kontrolovány a správně se vyvíjejí, výsledkem kompostování je vhodný produkt pro zemědělské a zahradnické využití a kontrolu eroze. Dále je vhodné zdůraznit environmentální přínosy kompostování pro zlepšení kvality půdy, včetně zvýšené kapacity pro ukládání uhlíku v půdě, a tím snížení globálního oteplování, snížení potřeby používání hnojiv, pesticidů a rašeliny, zlepšení struktury půdy, hustoty a poréznosti, která zvyšuje kapacitu zadržování vody a snižuje erozi a vyplavování živin. (Saer et al. 2013).

Kompostování se dá rozdělit do třech fází podle teplotního profilu (viz obrázek 1.). V každé fázi jsou aktivní jiné skupiny mikroorganismů. Kompostování je zahájeno termofilní fází neboli fází rozkladu. Teploty během prvních dnů rychle rostou, díky velké aktivitě termofilních mikroorganismů a mohou dosáhnout až 70 °C. Pokud tyto vysoké teploty vytrvají alespoň 72 hodin, způsobují hygienizaci kompostu a dochází ke zneškodnění většinu patogenů a škůdců rostlin a také semen plevelů. Tato změna teploty má za následek pokles diverzity mikroorganismů. Následuje mezofilní fáze, kdy se dostupnost organického uhlíku stává limitujícím faktorem a produkce tepla mikroorganismy klesá. V této fázi se stávají opět aktivní mezofilní bakterie, houby a aktinomycey. Když se kompost ochladí na teploty podobné okolí nastává maturační fáze, fáze dozrávání, kdy se stává kompost stabilní. V této fázi dochází k dalšímu rozkladu organického materiálu, a to i ze složek, které byly v předchozích fázích obtížněji rozložitelné. Živiny se váží pevněji do jílovito - humusového komplexu. Kompost má na konci dozrávání výrazně tmavou barvu (Fogarty & Tuovinen 1991).



Obrázek 1. Průběh teploty a fáze tlení (Kalina 2004)

3.2.1 Materiálové zastoupení živin

Poměr C:N by v čerstvém kompostu měl být v rozmezí 30 – 35:1 a ve zralém kompostu 25 – 30:1. Vysoký poměr C:N prodlužuje zrání kompostu, naopak při malém poměru C:N v čerstvém kompostu dochází ke ztrátám čpavkového dusíku a klesá tak produktivita tvorby humusových látek. Tento jev lze nejčastěji poznat intenzivním zápachem čpavku (Váňa 1997).

Organická hmota kromě uhlíku a dusíku obsahuje i další makroživiny jako fosfor, draslík, hořčík. Všechny tyto i další živiny jsou nezbytné pro správnou syntézu buněk. Nepřítomnost nebo nedostupnost živiny pro mikroorganismy ovlivňuje mnoho aspektů, jako je pH a enzymatická aktivita, přítomnost a množství mikroorganismů, aj. (Lewicki et al. 2014).

Komposty se liší podle surovin a procesů používaných k jejich výrobě. Využití, především agronomické nebo zahradnické, je založeno na chemickém složení. Aplikace zahrnují použití jako hnojiva, mulče, substrátu pro zalévání nebo úpravu půdy. Dusík je hlavní složkou řídicí použití. Komposty se pohybují od asi 0,5 % do 3 % obsahu N na bázi suché hmoty. Jako hnojivo lze použít komposty s více než 1 % N, ty s obsahem pod 1 % N by měly být použity k jiným účelům. Komposty ze statkových hnojiv, čistírenských kalů z odpadních vod a potravinového odpadu mají obecně více než 1 % N. Komposty s uschlým listím, odpady ze dvora a pevným komunálním odpadem mají obvykle méně než 1 % N. Dusíkaté složky (celkový N, amoniak, poměr C: N) jsou rozhodující pro posouzení zralosti kompostu. Jiné rostlinné živiny, P, K, Ca, Mg, S a minoritní prvky, se berou v potaz v kompostových aplikacích ve vztahu ke koncentracím pro dostatečnost, toxicitu a celkové zatížení půdy. Některé prvky (Pb, Cd, As, Cr, Hg) jsou považovány za znečišťující látky a jejich přítomnost může omezit komposty na zemědělské i nezemědělské použití. Před aplikací na půdu je potřeba, aby uživatelé kompostu měli potřebné analýzy prezentující složení živin a znečišťujících látek (Barker 1997).

Existují dvě možnosti rozkladu organické hmoty. První variantou je hnití (za nepřístupu vzduchu), druhá je tlení (za přístupu vzduchu). Hnití se vyskytuje tam, kde převládá nedostatek kyslíku. Činností určitých bakterií se při tomto procesu vytvářejí zápachající plyny, například čpavek. Vznikají také jedovaté sloučeniny jako například skatol nebo indol. Tyto škodlivé látky lákají různé druhy hmyzu jako může být například květilka cibulová nebo květilka zelná. Zároveň podporují původce chorob jako slepičí mor, tuberkulóza nebo epidemická žloutenka. Hnití se vyskytuje především v blokově ukládaném hnoji, v kejďe a v močůvce. Na tlení se podílejí jiné mikroorganismy, bakterie, plísňe, kvasinky, aktinomyceety, které vyžadují kyslík. Živiny jsou vázány v mikroorganismech a poté jsou k dispozici pro tvorbu humusu. Organické látky jsou pak postupně rozkládány až mineralizovány. Uvolněné minerální prvky jsou snadno přijatelné rostlinami. Při procesu tlení také dochází k odstraňování původců chorob. Ať už vysokými teplotami nebo tvorbou řady přírodních antibiotik. Při tlení dochází k tvorbě fermentů a enzymů, které tak mohou být částečně přijímány přímo rostlinami a posilovat tak jejich zdraví a odolnost. Tlení vede k velmi cenným humusovým látkám. Podporuje tak úrodnost půdy a zvyšuje zdraví rostlin (Kalina 2004).

3.2.2 Výhody kompostování

Mezi výhody použití kompostů patří zvyšování retenční kapacity, množství živin a sorpce živin v půdě, dále také zlepšuje strukturu půdy a mikrobiální aktivitu (Ilie & Mihalache 2019). Výhodou samotného procesu kompostování je tvorba cenných humusových látek, které následně půdu oživují, to znamená, že zvyšují, respektive podporují nejen množství, ale i druhovou pestrost bakterií a hub. Dále lze mezi výhody kompostování zahrnout zničení všech hnilobných a jedovatých látek během velmi krátké doby, spolehlivé zničení většiny původců

chorob, usmrcení většiny semen plevelů, rozklad těžko rozpustných základních živin i stopových prvků a tím zabezpečení zásobování těmito živinami ve vyrovnaném poměru (Kalina 2004). Po dodání stabilního kompostu do půdy je minimalizováno narušení rovnováhy v půdě (Šarapatka & Urban 2003). Kompostování je dobře zavedeno v průmyslovém měřítku pro zpracování biologicky rozložitelného odpadu i přes ztrátu dusíku volatilizací během termofilní fáze (Lazcano et al. 2008). Výhodou procesu je menší riziko poškození životního prostředí a produkce ekonomicky cenného kompostu. Dále je kompostování v souladu se strategií Evropské unie o snižování odpadu na skládkách (Hanč et al. 2018)

3.2.3 Nevýhody kompostování

Mezi negativní dopady lze zařadit potenciální vznik emisí v důsledku vyčerpání kyslíku. Během kompostování se může uvolňovat metan, oxid dusný a čpavek, což jsou také skleníkové plyny a potenciální zdroje zápachu (Saer et al. 2013). Dalším důvodem může být ztráta živin. K tomu je potřeba zmínit, že při tlení kompostu dochází k nejmenším ztrátám. Uhlík uniká rovněž do vzduchu ve formě oxidu uhličitého (Kalina 2004). Kompostovaná látka může obsahovat rizikové prvky, které se při rozkladu organické hmoty často více koncentrují v důsledku mikrobiální degradace, ztráty uhlíku a vody v kompostu. Biologická dostupnost kovů se dá snížit délkou kompostování, během ní totiž dochází k procesům, které těžké kovy ovlivňují. Jedním z nich je humifikace organické hmoty (Hanc et al. 2014).

3.3 Vermikompostování

Vermikompostování vzniklo jako inovativní ekotechnologie pro přeměnu různých druhů odpadů na vermikompost. Vermikompostování je biotechnologická metoda, která kompostuje různé organické odpady. Využívá určité druhy žížal k urychlení rozkladu odpadních materiálů na vermikompost, mimořádně cenný a kvalitní konečný produkt. Interakce mezi žížalami a mikroorganismy při vermikompostování vede k rychlému biologickému rozkladu organického odpadu. Biologické procesy v půdním roztoku jsou stabilizovány právě mikroorganismy. Podílejí se také na koloběhu organických a anorganických látek v půdě. Vermikompost obsahuje až 2000 miliard mikroorganismů na gram. Nelze popřít závislost, která existuje mezi žížalami a mikroorganismy. Konkrétně fyzikální činnost žížal při provzdušňování a promíchávání substrátu rozšiřuje plochu, kterou mohou obsadit mikroorganismy. Kromě toho žížaly ovlivňují složení, aktivitu, rychlost vývoje a strukturu mikroorganismů (Vuković et al. 2021).

Vermikompost je humusový, jemně granulovaný a stabilizovaný materiál, který lze použít jako půdní kondicionér pro reintegraci organické hmoty do zemědělských půd. Průmyslové odpady zůstávají z velké části nevyužity a často způsobují ekologické problémy, jako je znečištění podzemních a povrchových vod, nepříjemný zápach, zabírání rozsáhlých území atd. Netoxické a organické průmyslové odpady by mohly být potenciální surovinou pro vermitechologii. V posledních dvou desetiletích byla vermitechologie použita pro nakládání s průmyslovými odpady a kaly a pro jejich přeměnu na vermikompost pro postupy obnovy

půdní úrodnosti. Úspěch procesu závisí na několika parametrech procesu, jako je kvalita suroviny, pH, teplota, vlhkost, provzdušňování atd., typ vermikompostovacího systému a použitý druh žížal (Yadav & Garg 2011). Zjednodušeně řečeno „kompostování pomocí žížal“ je další přímou definicí vermikompostování. Jedná se o techniku stabilizace a biooxidace organického materiálu. Jak už bylo řečeno, kompostovaný materiál je konzumován žížalami a poté prochází jejich trávicím traktem, kde se organické látky rozkládají na exkrementy, které obsahují živiny ve formě humusu. Žížaly mají za úkol provzdušnění substrátu, promísení, rozmělnění, fragmentaci, enzymatické trávení a mikrobiální rozklad substrátu ve střevě (Adi & Noor 2009). Vermikompost je obohacen o vysoký podíl přírodních enzymů, huminových kyselin a růstových regulátorů např. auxinů, giberelinů, cytokininů a dalších (Vuković et al. 2021). Vermikompost je do jisté míry účinný "biopesticid" a skvělé organické hnojivo. Má strukturu podobnou rašelině, je bez zápachu, stabilní a homogenní. Je také porézní, účinně absorbuje vodu a je plný živin, mikrobů a jejich vedlejších produktů, které řídí vývoj rostlin. (Domínguez et al. 2010). Ve srovnání s tradičním kompostem je výsledný produkt lepší, pokud jde o jeho vlastnosti a dopady na růst rostlin a úrodnost půdy (Plíva 2009). Vermikompostování, na rozdíl od kompostování zahrnuje společné působení žížal a mikroorganismů a nezahrnuje termofilní proces (Domínguez et al. 2010).

Vzhledem k nadměrnému obsahu vody v materiálu vzniká při vermikompostování kromě samotného vermikompostu také tekutý výluh. Tyto výluhy se používají k výrobě vermikompostovacích extraktů nebo čajů. Jedná se o tekuté výluhy, které jsou bohaté na živiny a lze je využít v různých zemědělských a zahradnických aplikacích. Přenos mikrobiální biomasy, rozpustných (nebo jemných částic) organických látek, živin a dalších chemických prvků z vermikompostu do vodné fáze je hlavním účelem používání vermikompostových extraktů. Ve srovnání s pevným vermikompostem lze vodnou fázi aplikovat na povrch rostlin a půdy mnohem snadněji a praktičtěji (Hanč et al. 2017).

3.3.1 Žížaly

Žížaly, nejdůležitější složka vermikompostování, mají vliv na dynamiku živin a mikrobiální populace. Žížaly můžeme rozdělit do tří skupin podle jejich přirozeného chování: endogeické, anektické a epigeické. Rostlinný opad je asimilován do svrchních vrstev půdy epigeickými žížalami, které se vyskytují v blízkosti povrchu půdy. *Eisenia fetida*, *Eisenia andrei* a *Dendrobaena octaedra* patří mezi příklady druhu epigeických žížal. Endogeické žížaly, mezi něž patří druhy jako *Apporectodea caliginosa* a *Allolobophora chlorotica*, se vyskytují v hlubších organo-minerálních vrstvách půdy. Anektogenní žížaly vytvářejí déle trvající vertikální průchody půdními vrstvami. Mezi druhy patří například *Lumbricus terrestris* (Pižl et al. 2006). Populace žížal ovlivňuje řadu fyziologických funkcí. Mezi zmíněné procesy, které jsou diskutovány patří: rychlost dýchání, reprodukce, příjem potravy a fragmentace během vermikompostování. V závislosti na druhu žížaly mohou mít různé zakládky vermikompostování různou hustotu populace žížal (Ratnasari et al. 2023). Četné studie ukazují, že menší tvorba kokonů a zvýšená hustota žížal jsou spojeny s vyšší úmrtností populace. Organický materiál se rychle odbourává kvůli vysoké hustotě žížal. Ve

vermikompostovací zakládce je ideální hustota 1,60 kg žížal/m². Udržování ideální hustoty žížal je zásadní pro založení vermikompostovací zakládky, aby se maximalizoval vývoj populace a reprodukce v krátkém čase (Dominguez et al. 2010).

Žížaly, které patří do kmene kroužkovců, jsou bezobratlí. Jsou hermafroditi a kladou vajíčka do pásu zvaného clitellum, který při rozmnožování vytváří lepkavý kokon. Žížaly přirozeně žijí v organické hmotě a zemědělské půdě, kterou rozrývají a fragmentují. To podporuje mikrobiální rozklad tím, že zvětšují povrchovou plochu půdních částic. Pomáhají také aerobním bakteriím, které fixují vzdušný dusík vytvářením tunelů a vylučováním hlenu tzn. mukusu (Zajonc 1992).

Jednou nebo dvakrát týdně se žížaly krmí. Každý den 0,5 kg žížal sežere zhruba 0,25 kg biologicky rozložitelného odpadu. Zhruba za tři měsíce se populace žížal zdvojnásobí. Objem bioodpadu se postupně zmenší na 1/3 až 1/4 svého původního objemu (Hanč 2013).

Existuje několik druhů žížal, které jsou vhodné pro vermikompostování. Mezi často používané patří následující: africká děšťovka (*Eudrilus eugeniae*), žížala kalifornská (*Eisenia andrei*), žížala načervenalá (*Lumbricus rubellus*), žížala hnojní (*Eisenia fetida*) a "Modrý červ" (*Perionyx excavatus*). V našich geografických podmínkách se při vermikompostování využívá zejména žížala hnojní a žížala kalifornská (Zajonc 1992).

3.3.1.1 Žížala hnojní (*Eisenia fetida*)

Nachází se v půdě a hraje významnou roli v procesech zlepšování půdní struktury, hnojení a rozkladu organického materiálu. Tento druh, který má červenohnědou barvu (viz obrázek 2.) a dorůstá velikosti 3 až 12 cm, konzumuje rozkládající se rostlinnou hmotu.

Tato žížala je vhodná pro vermikompostování, protože může jíst organický odpad. Ideální teplota pro žížaly je kolem 25 °C (Ratnasari et al. 2023). Tato teplota je navíc spojena se zvýšenou spotřebou potravin, a tím spojené rychlejší zpracování kompostovaného materiálu. Navíc se rychleji rozmnožují, kladou několik vajíček do kokonů, ze kterých se vylíhne řada rychle dospívajících mláďat. Dospělí jedinci váží mezi 0,4 a 1,2 g, mají délku těla 4 až 12 cm, průměr těla 2 až 4 mm (Zajonc 1992).



Obrázek 2. Žížala hnojní (hnojizizaly.cz)

3.3.1.2 Žížala kalifornská (*Eisenia andrei*)

Vyšlechtěný druh žížaly z volně žijící žížaly hnojní se nazývá žížala kalifornská. Tento druh dorůstá délky 5 – 8 cm. Dle legislativy je zakázáno tento druh vědomě šířit do české krajiny. Nicméně jeho využití v rámci zpracování organického materiálu je povoleno (Kalina, 2004). Byl vyšlechtěn za tímto účelem. Na obrázku 3. lze vidět, že tento druh žížal má tmavě nebo světle rudou barvu. Podstatně rychleji zpracovává organický materiál. Existují dva primární rozdíly, jak rozeznat jednotlivé druhy od sebe, dle barvy a podle vylučované tekutiny. K vylučování tekutiny, která je bezbarvá a nepáchne, dojde v případě podráždění hřbetních pórů (Zhao et al. 2023).



Obrázek 3. Žížala kalifornská (vermister.business.site)

3.3.2 Počátky vermikompostování

Na počátku sedmdesátých let dvacátého století začalo Japonsko zpracovávat zemědělské odpady pomocí dešťovek. I přesto, že tato technologie vzbuzovala nedůvěru, poměrně rychle se rozšířila do Spojených států amerických i do Evropy. V roce 1985 se vermikompostování dostalo do tehdejší Československé republiky (Kalina 2004).

První pokusy, které měly za cíl vyšlechtit žížalu vyhovující průmyslovému zpracování organických odpadů, probíhaly ve 30. letech v USA. Ve druhé polovině dvacátého století vzniklo první větší středisko, ve kterém se k vermikompostování používala nově vyšlechtěná forma žížaly, nicméně její název nebyl jednotný a definovaný. V roce 1976 byl tento vyšlechtěný druh přivezen do Evropy, konkrétně do Itálie pod názvem kalifornská žížala (*Eisenia andrei*), odtud se rozšířila do Francie a zbytku Evropy (Zajonc 1992).

Tato technika byla využívána tradičními zemědělci, ale se začátkem průmyslové revoluce byla často nahrazena modernějšími metodami. Ve 20. století, s rostoucím povědomím o ekologii a udržitelnosti, začalo vermikompostování opět získávat na popularitě. Značný ekologický pohyb začal upřednostňovat metody, které minimalizují odpad a šetří životní prostředí. Vermikompostování se stalo symbolem těchto hodnot. Kompostování pomocí žížal se stalo novým trendem ve zpracování bioodpadů v mnoha domácnostech. Kvalitní vermikompost si mohli vyrobit i nájemníci panelových bytů (Moreno et al. 2014).

3.3.3 Vhodné podmínky pro úspěšné vermikompostování

Pro proces vermikompostování je zásadní sledování následujících základních parametrů: pH, teplota, vlhkost, přístup vzduchu, obsah solí, poměr C:N, koncentrace

amonného dusíku, obsah živin, krmení žížal, hustota žížal a složení surovin. Aby byl proces vermikompostování úspěšný, vznikl kvalitní, nezávadný vermikompost a udržela se aktivní populace žížal, je nezbytné udržovat tyto proměnné na ideálních hodnotách (Zhao et al. 2023).

3.3.3.1 Vlhkost

Aktivita mikroorganismů je významně ovlivněna vlhkostí. Vlhkost je jedním z faktorů, které nejvíce ovlivňují průběh vermikompostovacího procesu. Žížala je tvořena přibližně ze 70 – 90 % vody. Protože žížaly dýchají celým tělem, musí mít jejich prostředí ideální vlhkost. Proto, aby přežily, musí mít substrát dostatek vlhkosti. Když je vermikompost suchý, mikroorganismy přestávají fungovat, nicméně když je vermikompost rozmočený, dochází k nepříznivým anaerobním reakcím, protože v něm není dostatek kyslíku (Kalina 2004). Ačkoli se mohou vyskytnout určité odchylky způsobené fyzikálními a chemickými proměnnými vstupními surovinami, optimální poměr vlhkosti se pohybuje mezi 60 a 80 %. V čerstvém vermikompostu chceme maximalizovat obsah vlhkosti na takovou úroveň, aby voda vyplnila přibližně 70 % pórovitosti kompostu (Váňa 1997).

3.3.3.2 Hodnota pH

Dalším zásadním faktorem, který má velký vliv na proces vermikompostování, je pH. Během vermikompostování dochází ke značným výkyvům pH. Většina druhů žížal má nejraději neutrální pH; kyselé reakce ($\text{pH} < 6$) aktivitu žížal snižují. Pro život žížal by se mělo pH substrátu pohybovat mezi 5 a 9, ideálně však 6 až 8 (Singh et al. 2004).

3.3.3.3 Vzduch

Druh použitých vermikompostovaných surovin určuje přísun kyslíku. V ideálním případě by měla zakládka obsahovat alespoň 15 % kyslíku, čehož lze dosáhnout kromě použití dostatečně porézního materiálu také vrstvením zakládky. Žížaly svým hrabáním a tunelováním zajišťují dostatek vzduchu (Zajonc 1992). Žížaly potřebují ke svému fungování kyslík, protože jsou aerobními druhy. Mikrobiální a žížalí aktivita v kompostu je způsobena spotřebou kyslíku. Množství kyslíku ovlivňuje také teplota substrátu. Postupné doplňování čerstvého materiálu do vermikompostu zabrání jeho příliš brzkému zahřátí. Mikrobiální procesy se při vysokých teplotách zrychlují a spotřebovávají velké množství kyslíku, který žížaly nedostávají. Přílišná vlhkost během vermikompostování může také bránit provzdušňování a snižovat množství kyslíku dostupného žížalám (Dominguez et al. 2010).

3.3.3.4 Teplota

Dalším zásadním prvkem ovlivňujícím aktivitu, vývoj a rozmnožování žížal je teplota. Absence termofilní fáze u vermikompostování již byla zmíněna v předchozích kapitolách. Teplota má velký vliv na aktivitu žížal. Rozmnožování i metabolická aktivita s příliš nízkou teplotou klesají. Při extrémně nízkých teplotách žížaly potravu odmítají. Pro život žížal je ideální teplota v rozmezí 15 až 25 °C. Žížaly snášejí teploty od 10 do 35 °C, při překročení těchto

hranic se jejich metabolismus začíná výrazně zpomalovat a mohou i uhynout. Vyšší teploty než třicet stupňů Celsia způsobují zvýšenou aktivitu žížal a dalších mikroorganismů, které rychle spotřebovávají kyslík a negativně je ovlivňují (Zajonc 1992).

3.3.3.5 Poměr C:N

Růst a rozmnožování žížal ve vermikompostu jsou významně ovlivněny poměrem uhlíku a dusíku. Žížaly se mohou lépe rozmnožovat a růst v prostředí s vyšším poměrem C:N. Rozklad odpadu závisí na správném poměru C:N; pokud je vyšší nebo nižší, bude rychlost rozkladu odpadu pomalejší. Mikroorganismy potřebují dusík k produkci bílkovin a uhlík k růstu. Aby byl proces vermikompostování účinný, musí existovat ideální poměr C:N. Ten se obvykle pohybuje kolem 25:1 až 30 (Zhang et al. 2018).

3.3.3.6 Světlo

Protože jsou žížaly fotofobní, jsou raději ve tmě. Na světle se cítí ohrožené a mohou se pokusit utéct nebo se schovat. Po krátkém vystavení slunečnímu záření může dojít k částečnému nebo úplnému ochrnutí. Po delším pobytu na slunci žížala zahyne. Žížaly dokáží díky světlocitlivým kožním buňkám rozpoznat světlo a vzdálit se od něj. V nevhodném prostředí se žížaly buď přestěhují na vhodnější místa, nebo se přestanou rozmnožovat a nakonec vyhynou (Lin et al. 2018).

3.3.3.7 Rizikové faktory

Pomocí specifické vodivosti se stanoví množství rozpustných solí v materiálech určených pro vermikompostování. Populace žížal preferují obsah soli do 0,5 % a jsou na toto fyzikální množství poměrně citlivé. Rozsah 10–15 mS/cm je považován za příznivý pro populace žížal z hlediska měrné vodivosti.

Vzhledem k tomu, že žížaly jsou citlivé na změny prostředí, jakákoli koncentrace amoniaku (NH_3) nad 0,1 % pro ně může být smrtelná. Vysoký obsah dusíku v základce urychluje rozklad organické hmoty a tvorbu škodlivého amoniaku (Hanč & Plíva 2013).

Dalším možným rizikem jsou bílkoviny (bílkoviny) v množství vyšším než 45 %. Proteiny pomáhají při růstu škodlivých mikrobů, jako je např. *Salmonella*, které mohou kvůli svým bílkovinám vydržet dlouhou dobu ve vermikompostu. Kromě toho mohou žížaly ovlivnit herbicidy, těžké kovy a organické kontaminanty. Při vermikompostování je důležité brát v úvahu vliv okolního prostředí. Je třeba se vyhnout mnoha hmyzožravcům, kteří se živí žížalami, jako jsou krysy, ptáci, obojživelníci, plazi a další (Tesařová 2010).

3.3.4 Technologie vermikompostování

Podle technologických postupů se vermikompostování dělí na dva provozní systémy: maloprodukční a velkoprodukční. Vermikompostování v malém měřítku se používá ke zpracování domovního odpadu. Ty se většinou skládají z kuchyňského odpadu.

Vermikompostování ve velkém měřítku je umožněno základními technologickými postupy. Do této kategorie patří vnitřní i venkovní vermikompostování. Poslední technika je známá jako "vermikompostování v boxech". Sofistikovanější technologie využívají vermireaktory se dvěma moduly nebo vermireaktory s kontinuálním procesem (Plíva et al. 2009).

Domácí vermikompostéry, které jsou často vyrobeny z plastu nebo dřeva (viz obrázek 4.) a mají více pater a kryt, se používají v domácnostech, kancelářích a dalších vyhřívaných prostorách. Žížaly se mohou snadno dostat do horních pater a hledat čerstvou potravu, jakmile hotový vermikompost klesl do spodního patra. Tyto kontejnery mají obvykle výšku dna přibližně 15 cm a spodní plochu přibližně 40 x 40 cm. V nádobě této velikosti lze týdně přeměnit asi 1 kg vstupních materiálů (Hanč & Plíva 2013). Otvory v nádobách zaručují provzdušňování, volný průchod žížal mezi samostatnými nádobami a odtok přebytečné kapaliny. Vermikompostér má ve spodní části vypouštěcí kohout a násypku s neperforovaným dnem. V této části se vyprazdňuje přebytečná kapalina z horních nádob. Kapaliny lze použít jako tekuté hnojivo pro pokojové nebo venkovní rostliny. Jako podestýlka jsou nejčastěji používanými materiály rašelina, hobliny, tráva, listí a natrhaný, namočený papír a kokosové vlákno. První patro, které se nachází nad nádrží s kohoutem pro odtok kapaliny, je místem, kam se právě podestýlka umísťuje (Hanč a Plíva 2013).



Obrázek 4. Domácí vermikompostéry (Hanč & Plíva, 2013)

Nejjednodušším a nejoblíbenějším způsobem, jak vermikompostovat obrovské množství biologického odpadu, je vytvořit vermikompostovatelné materiály v dlouhých řadách nebo zakládkách. Plošné vermikompostování patří mezi jednoduché vermikompostovací technologie. Vermikompostování v pásových zakládkách na volné ploše nebo vermikompostování s ohraničenými záhony jsou dva příklady uvedeného technologického systému (Hanč & Plíva 2013). V terénu, na betonových podkladech nebo na izolačních fóliích se zřizují zakládky. Vermikompostování v pásových zakládkách není finančně náročné a nepotřebuje sofistikované technologie, aby dobře fungovalo (Zajonc 1992). Fragmentace i překopávání je zajištěno pomocí žížal, proto se zakládky manuálně ani strojně

nepřekopávají. Avšak vzhledem k tomu, že v případě nedostatku vlhkosti je nezbytné zavlažovat zakládky, je nutné sledovat vlhkost zakládky po celou dobu přeměny materiálu (Plíva et al. 2016).

Celý proces včetně předkompostování odpadu probíhá tak, že nakladač přesune homogenizovaný bioodpad do pásové hromady číslo 1. bez násady žížal. V této hromadě proběhne první fáze kompostovacího procesu, kdy proběhne zahřátí v celé hromadě na teploty, které nejsou pro žížaly přijatelné. Po zahřátí jsou zpracované suroviny nakladačem odebírány z jednoho konce hromady číslo 1. a využity pro založení hromady číslo 2., její podkladní vrstvy. Hromada číslo 1. je z druhé strany doplňována novým bioodpadem. Následně je do hromady číslo 2. zakládána násada žížal. Na vytvořenou podkladní vrstvu o tloušťce cca 0,3 m je rovnoměrně rozprostřena násada kalifornských žížal o tloušťce cca 0,1 m, na kterou je založena opět vrstva uležených bioodpadů z hromady číslo 1. Po založení by měla být celková výška pásové hromady číslo 2. maximálně 0,5 m. Po 14 dnech, které jsou potřeba pro aklimatizaci žížal, jsou vrstveny v časových intervalech další vrstvy bioodpadů o tloušťce cca 20 cm z hromady číslo 1. až do celkové výšky hromady číslo 2. cca 1 – 1,5 m. Pro případné další vrstvení je nutno provádět pravidelné monitorování teploty uvnitř dané pásové hromady číslo 2. a dodržení limitů maximální teploty 35 stupňů Celsia. V konečné fázi procesu jsou z hromady číslo 2. zpracované suroviny s žížalami odděleny od hotového vermikompostu a jsou zakládány do nově připravené pásové hromady číslo 3., kde byla vytvořena podkladní vrstva z „uležených bioodpadů“ z hromady číslo 1. Tímto postupem je zajištěn nepřetržitý provoz zpracování bioodpadů bez potřeby další násady kalifornských žížal (Hanč 2013).

Dalším způsobem vermikompostování venku jsou ohraničené záhony (boxy), které se často vyskytují pod krytím například pod nějakým přístřeškem. Tato metoda umožňuje, aby proces vermikompostování probíhal i za chladnějšího počasí, protože chrání substrát a zdrojové materiály před povětrnostními vlivy. Na druhou stranu je v teplejším počasí důležité, aby žížaly měly ideální vlhkostní podmínky, suroviny musí být zavlhčeny (Plíva et al. 2016). Proces oddělování jednotlivých žížal z hotového vermikompostu je při této technologii obtížnější. Pomocí čelního nakladače se žížaly a substrát po určité době odebírají z povrchu hromady. Nový vermikompost se pak zakládá z tohoto substrátu obsahujícího žížaly. Založení nové hromady v blízkosti stávající hromady, která byla zpracována, je další technikou pro oddělení žížal. Žížaly z ošetřené hromady se přirozeně přesunou na hromadu obsahující čerstvé suroviny, protože tam nemají co konzumovat (Hanč & Plíva 2013).

U nezastřešených záhonů je optimální sklon 2 až 3 stupně, protože umožňuje bezpečný odvod přebytečné vlhkosti z kompostu. Pro dosažení co nejlepšího výsledku se doporučuje používat ochranné pomůcky, které chrání vrchní vrstvu záhonu před mravenci, potkany, žábami, ptáky a stonožkami - což jsou přirození nepřátelé žížal (Plíva et al. 2016).

Složitější technologie vermikompostování jsou realizovány v zařízeních, které se zabývají nakládáním s bioodpady v uzavřených prostorách, jedná se o vermireaktory. Používají se především kalifornské žížaly a hnojní druhy žížal. Hlavním přínosem těchto technologií je výrazné urychlení procesu a zmenšení plochy potřebné pro vermikompostování. Mezi další

výhody patří omezení povětrnostních podmínek, lepší využití vermikompostovacích výluhů a automatizace celého procesu (Hanč & Plíva 2013).

Další technologií je vermikompostování ve dvoumodulovém vermireaktoru. Jedná se o pohyblivý vermireaktor složený ze dvou modulů. Existují dvě možné provozní konfigurace modulů: nespojené a spojené. Pokud jsou nespojené, fungují nezávisle na sobě. V jednom z modulů pro bioodpad probíhá předkompostování za nepřítomnosti žížal, zatímco ve druhém probíhá vlastní vermikompostování. Pokud je zapotřebí přemístit žížaly z jednoho modulu obsahujícího hotový vermikompost do druhého modulu obsahujícího přípravu předkompostních materiálů pro vlastní proces vermikompostování, moduly se propojí. Žížaly se mezi moduly přesouvají prostřednictvím centrálně umístěné perforované stěny. Technologie monitorování zajišťuje, že žížaly a proces jsou v nejlepším možném prostředí. Řídící jednotka a další pomocná zařízení, která slouží oběma modulům, jsou umístěna v hlavním panelu vermireaktoru. Panel modulu je instalován v každém modulu samostatně (Hanč & Plíva 2013).

Poslední technologií je vermikompostování ve vermireaktorech se souvislým procesem. Pro rozsáhlé vermikompostování v uzavřených prostorách jsou nejefektivnější metodou kontinuální vermireaktory. Bioodpad je tímto postupem přeměňován od horní části reaktoru až po jeho dno. K ukládání biologicky rozložitelného materiálu v horní části zařízení se používá pohyblivý portál a upravený rozmetací stroj. Obě části odděluje hydraulická brána. Přes síto je hotový vermikompost veden do spodní části reaktoru. Na základě sledování dat je postup zcela automatizován a řízen. Vzhledem k tomu, že systém je umístěn v krytých halách a není ovlivňován počasím, probíhá vermikompostování v kontinuálním vermireaktoru celoročně. Mezi výhody této metody vermikompostování patří stálá produkce výjimečně kvalitního vermikompostu (Plíva et al. 2016).

3.3.5 Výsledné produkty vermikompostování

Z procesu vermikompostování se získávají tři produkty. Jedná se o samotné žížaly, výluhy a vermikompost. Při vermikompostování vznikají konečné produkty bohaté na různá mikrobiální společenstva, včetně bakterií, které produkují enzymy, stabilizátory fosfátů, fixátory N a stimulanty růstu rostlin. Četné složky vstupních surovin, včetně dusičnanů, fosforu, rozpustného draslíku, vápníku a hořčíku, se přeměňují na formy, které rostliny snáze přijímají (Enebe & Erasmová 2023).

Výsledné produkty mohou využít všechny zemědělské systémy, které mají problémy s hnojením plodin nebo půdou. Použití produktů vyrobených z vermikompostu vede k zajištění živin. Vermikomposty nenarušují biologické procesy v půdě ani v krajině a úspěšně nahrazují chemická hnojiva (Lazcano & Domínguez 2011). Konečný produkt vermikompost má široké využití, proto je považován za jedno z nejlepších hnojiv a obsahuje jak organické, tak minerální látky (Kalina 2004).

Vermikompost díky svému specifickému složení ovlivňuje vzcházení rostlin, klíčení semen, vývoj kořenového systému a celkovou biomasu. Kromě toho prodlužuje dobu, po kterou rostlina kvete a tvoří samotnou rostlinu, a posiluje tak její obranyschopnost proti

houbám a houbovým infekcím. Má také zásadní význam pro snížení hladiny dusičnanů a na druhé straně pro zvýšení hladiny cukru a obsah vitamínu C v dozrávajících plodech. Po záplavách nebo erozi může vermikompost oživit opotřebované a vyčerpané půdy a obvykle pomáhá obnovit biologickou aktivitu v takto postižených půdách. Lze jej použít v zemědělství i v domácnostech, malých zahradách, sadech a vinicích. Zemědělství je jednou z oblastí, kde má jeho použití zásadní význam, zejména pokud dlouhodobé používání chemických postřiků a hnojiv narušilo chemické, biologické a fyzikální vlastnosti půdy (Kalina 2004).

Žížalí čaje nebo vermikompostové výluhy se v poslední době těší větší oblibě. Jejich vlastnosti jsou srovnatelné s vlastnostmi vermikompostu. Ve výluhu jsou přítomny huminové kyseliny, minerály a enzymy. Mikroorganismy a rozpustné růstové hormony, které mikroorganismy vytvářejí, jsou aktivními složkami ve výluhu vermikompostu. Kromě toho obsahuje složky, které zvyšují dostupnost mikroživin. V průběhu procesu vermikompostování dochází k jejich uvolňování. Výluh lze využít k zavlažování vermikompostované skládky nebo použít jako hnojivo pro rostliny (Tesařová 2010).

3.4 Čistírenské kaly

Čistírenský kal je odpadní produkt z čistíren odpadních vod (ČOV), což jsou zařízení určená k čištění odpadních vod (Vráblová et al. 2024)

Nakládání s čistírenskými kaly je jednou z nejvýznamnějších výzev v nakládání s odpadními vodami. Za čistírenský kal se považuje zbytek vznikající při procesu čištění odpadních vod, při kterém dochází k separaci kapalin a pevných látek. (Fytili & Zabaniotou 2008). Kapaliny jsou vypouštěny do vodního prostředí, zatímco pevné látky jsou odstraněny pro další zpracování a konečnou likvidaci (Xie et al. 2023).

Nejběžnější metodou separace kalu z odpadní vody je sedimentace a následné odčerpání. Touto metodou oddělování jednotlivých druhů kalů při čištění odpadních vod nedochází k úplné eliminaci toxinů a dalších znečišťujících látek v odpadních vodách. To znamená, že znečišťující látky mohou být stále v čištěné vodě nebo se mohou dostat do životního prostředí spolu s kalem (Fytili & Zabaniotou 2008).

Odpadní kaly z čištění vody vznikají v obrovském množství. Dlouhodobé ohrožení životního prostředí vyplývá z jejich rozmanitých vlastností, obsahu nebezpečných složek a množství produkce kalů (Xie et al. 2023). Produkce kalů v České republice je v posledních deseti letech relativně stabilní, jejich použití se však vyvíjí. Přímá aplikace kalů v zemědělství je celosvětově nejčastěji využívanou formou likvidace kalů. Odpadní produkt se rozprostřením kalu na povrch půdy přemění na bohatý a snadno dostupný zdroj živin. Bylo prokázáno, že tento způsob má pozitivní dopad na zvýšení mikrobiální aktivity půdy a nabízí ekonomicky přijatelný způsob, jak zlepšit kvalitu zemědělské půdy a podmínky pro vývoj rostlin. Škodlivé a nebezpečné látky obsažené v čistírenských kalech však brání jejich dalšímu využití (Singh & Agrawal 2008).

Kal z čistíren odpadních vod nelze zpracovávat, využívat ani likvidovat způsobem, který by byl univerzálně použitelný. Různé způsoby nakládání s kaly jsou založeny na jejich vlastnostech, které se liší podle toho, odkud pocházejí (Fytili & Zabaniotou 2008).

Aby byl kal z ČOV považován za udržitelný, ekonomicky únosný a přijatelný pro životní prostředí, musí být využit nebo zpracován. Přibližně polovina celkových výdajů na čištění odpadních vod v čistírnách odpadních vod připadá na kalové hospodářství (Ministerstvo životního prostředí 2023).

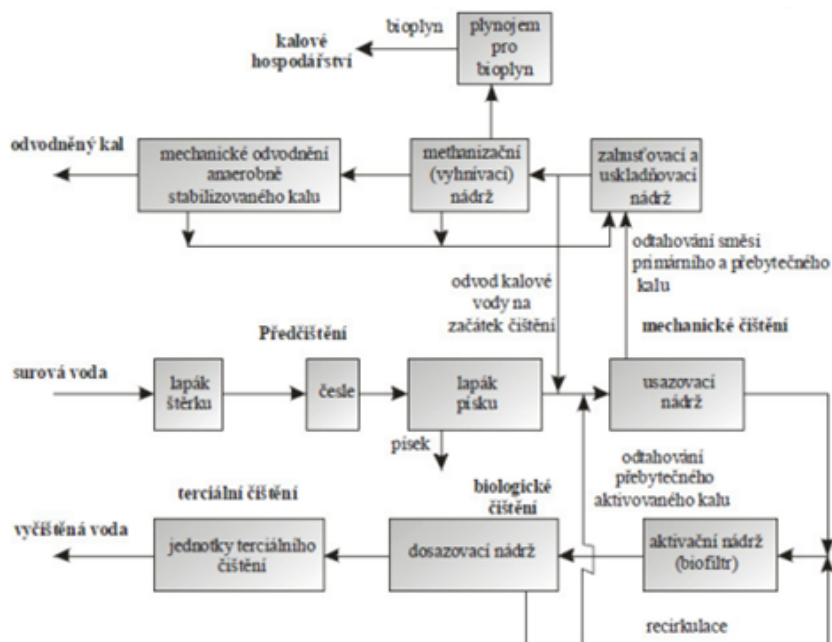
Zpracování kalů a jejich uložení na zemědělské půdě je nákladově efektivní a udržitelná strategie jejich využití jako pevného odpadu. Vlastnosti kalů a materiálů, které obsahují, omezují použití tohoto materiálu (Kacprzak et al. 2017).

Kal, který prošel chemickým, biologickým, tepelným nebo jiným vhodným procesem, aby se v něm výrazně snížilo množství škodlivých organismů, a tím se snížilo zdravotní riziko spojené s jeho použitím na zemědělské půdě, se označuje jako upravený kal.

Kal, který byl zpracován, je zařazen do kategorie ostatní odpad. Protože nezpracovaný kal představuje zdravotní riziko, je třeba s ním nakládat opatrně. Zpracování kalů mohou provádět pouze čistírny odpadních vod nebo zařízení speciálně určená pro zpracování kalů - například kompostárny (Feng et al. 2023).

Čistírenské kaly jsou dobrým zdrojem makroprvků a mikroprvků. Kromě toho jsou v kalu přítomny organické látky, dusík, draslík, fosfor a v menší míře vápník, síra a hořčík (Fytili & Zabaniotou 2008). Množství rizikových prvků v kalech se značně liší. V čistírenských kalech se často vyskytují nebezpečné kovy jako kadmium (Cd), olovo (Pb), měď (Cu), zinek (Zn) a chrom (Cr). Protože však tyto nebezpečné látky mohou ohrozit lidské zdraví, je jejich obsah zásadním faktorem pro recyklaci a opětovné použití (Singh & Agrawal 2008). Například rtuť je teratogenní, arsen je karcinogenní a kadmium je velmi pravděpodobně karcinogenní, teratogenní a embryotoxické. Plodiny pěstované v oblastech, kde byly kaly zapraveny do půdy, mohou tyto nebezpečné látky absorbovat a dostat se do organismu lidí a zvířat (Fytili & Zabaniotou 2008).

Principiálně jsou technologie používané k čištění odpadních vod z průmyslu a komunálních vod stejné. Proces čištění vody se skládá ze tří kroků: mechanického předčištění, biologického čištění a chemického čištění. V každém stupni se z vody odstraní část znečišťujících látek, které končí v odpadním kalu (Ciešlik et al. 2015).



Obrázek 5. Schéma kalového hospodářství (odpavodforum.cz 2015)

Hrubé nečistoty se odstraňují pomocí česlí při mechanickém čištění, zatímco nerozpustné materiály se shromažďují na dně usazovacích nádrží. Do vody se přidává koagulační činidlo, které vyvločkuje většinu suspendovaných nečistot, čímž se sníží zatížení biologického stupně (Ciešlik et al. 2015). Během této fáze procesu se tvoří primární kal - zbytek z primární usazovací nádrže. Tvoří ho převážně suspendované látky a snadno sedimentovatelné částice, které se nacházejí v surové odpadní vodě. Obecně lze říci, že primární kal má vysoký podíl organických látek a celkové složení pevných látek 2-7 % hmotnostních (Kacprzak et al. 2017).

Biologické čištění využívá "aktivační technologii", která využívá působení mikroorganismů. Základním procesem je rozklad organických nečistot, které jsou pro bakterie potravou. Během této fáze čistícího postupu se používají aktivační a dosazovací nádrže. Vzniklý kal se nazývá sekundární kal a je rozdělen na přebytečný kal, který je odváděn k zahuštění, a vratný kal, který je čerpán zpět do aktivačního zařízení (Lyčková et al. 2009). Nukleové kyseliny, bílkoviny, sacharidy a lipidy patří mezi biologické složky, které tvoří tuto složitou a různorodou směs mikrobů (Kacprzak et al. 2017). Obsahuje také vodu, anorganické materiály, které nebyly odstraněny při prvním zpracování, a suspendované organické látky (mimo jiné papír, rostlinné zbytky, oleje a výkaly). Celkový obsah pevných látek se obvykle pohybuje mezi 0,5 a 1,5 % hmotnosti (Singh & Agrawal 2008).

Terciární kal je konečný produkt chemického procesu. Je výsledkem srážení chemických látek. V závislosti na technologii ČOV se tento krok kombinuje s biologickým čištěním (buď před ním, nebo současně s ním), aby se odpadní voda dočistila. Používá se v

případě potřeby dalšího snížení koncentrace fosforu, anorganických sloučenin dusíku a případně i dalších znečišťujících látek včetně rizikových prvků (Lyčková et al. 2009).

3.4.1 Nakládání s kalem

Zpracování čistírenských kalů může zahrnovat určité stabilizační úpravy, jako je anaerobní digesce, kompostování nebo vermikompostování, které zahrnují různé složky zaměřené na výrobu konečného produktu, který má příznivější vlastnosti pro aplikaci do půdy než původní materiál (Rekási et al. 2023).

Jedním z nejpraktičtějších způsobů využití čistírenských kalů je použití na zemědělskou půdu. Produkce kalů a jejich následné zacházení s nimi je vyobrazeno na obrázku 6. Čistírenské kaly jsou jedním z alternativních zdrojů organických látek a minerálů, které zemědělství potřebuje (Georgi et al. 2022). Přítomnost nebezpečných organických sloučenin a nežádoucích toxických složek jeho použití značně omezuje. Proto je množství kalů, které lze přímo aplikovat na zemědělskou půdu za účelem hnojení, silně omezeno stávající legislativou (Kacprzak et al. 2017).

V ČR se aplikace kalů na zemědělskou půdu se řídí vyhláškou č. 437/2016 Sb., o podmínkách použití upravených kalů na zemědělské půdě. Maximální povolená dávka je 5 tun na jeden hektar v průběhu tří po sobě následujících let. Před uložením na zemědělskou půdu je třeba kaly vyčistit a otestovat na přítomnost koliformních bakterií, rizikových prvků, polychlorovaných bifenylů (PCB), polycyklických aromatických uhlovodíků (PAU) a halogenovaných organických sloučenin (AOX). Dále se musí vypracovat program použití kalu na zemědělskou půdu, aby se snížily negativní dopady jeho použití (Ministerstvo životního prostředí 2023).

V roce 2020 bylo v ČR vyprodukováno celkem 192 393 tun sušiny kalu. K přímé aplikaci na půdu bylo použito 63 064 tun vyprodukovaného kalu, kompostováno bylo 84 747 skládkováno bylo 15 225 tun, spalováno 21 330 tun a jinak zpracováno 8 027 tun (Český statistický úřad 2021).

Jedním z dalších způsobů nakládání s kaly je rekultivace, což je proces obnovy přírodního prostředí. Tekuté nebo odvodněné čistírenské kaly se aplikují na půdní substráty za účelem organického hnojení. Při rekultivaci je zapotřebí velkého množství organické hmoty, aby se vytvořil správný půdní profil (Ciešlik et al. 2015).

Kompostování je dalším metodou, jak nakládat s kaly. Kromě zlepšení hygienických vlastností čistírenských kalů může kompostování pomoci také se snížením zápachu a rozkladem nežádoucího organického odpadu. Kompostováním se kaly recyklují, což nám umožňuje vrátit materiály zpět do jejich přirozeného potravního cyklu (Georgi et al. 2022). Do kompostu se kaly z čistíren odpadních vod přidávají v množství přibližně 10 % objemu všech výchozích materiálů (Lyčková et al. 2009).

Nakládání s kaly zahrnuje také možnost jejich spalování. To je v současné době výhodné pouze ve velkých zařízeních, kvůli vysokým nákladům na odvodnění a nízké výhřevnosti. Očekává se, že v budoucnu bude kvůli přísnějším emisním předpisům tato

varianta nevýhodná. Mezi další techniky likvidace kalů patří zplyňování, pyrolýza, spoluspalování s komunálním odpadem a další nekonvenční techniky (Lyčková et al. 2009).

3 - 31. Produkce kalů v ČOV a způsob jejich zneškodnění

Sludge generation in WWTPs and sludge disposal methods

Rok Year	Produkce kalů celkem Sludge generation, total	Způsob zneškodnění kalů			Sludge disposal method	
		přímá aplikace a rekultivace Direct application and land reclamation	kompostování Composting	skládání Landfilling	spalování Incineration	jinak Other method
2005	171 888	34 467	88 820	12 027	20	36 554
2009	168 164	42 442	80 727	5 931	2 179	36 885
2010	170 689	60 639	45 528	6 177	3 336	55 009
2011	163 818	61 750	45 985	9 527	3 538	43 018
2012	168 190	51 912	53 222	9 340	3 528	50 188
2013	154 274	54 713	50 384	7 123	3 232	38 822
2014	159 162	47 830	60 511	5 236	3 400	42 185
2015	172 997	63 061	67 065	6 513	2 167	34 191
2016	173 709	62 551	65 163	10 183	4 814	30 998
2017	178 077	75 451	60 930	11 809	4 736	25 151
2018	202 358	88 883	64 515	17 728	19 440	11 792
2019	196 967	90 663	63 462	16 869	15 206	10 767
2020	192 393	63 064	84 747	15 225	21 330	8 027

Obrázek 6. Produkce kalů v ČOV od roku 2005 do roku 2020 (Český statistický úřad 2022).

3.4.2 Složení kalu

Velké množství pevných látek smíšených se suspendovanými anorganickými a organickými materiály tvoří čistírenský kal, který je heterogenní směsí. Tyto suspendované látky jsou v podstatě koloidní materiály, které byly agregovány a mají velký povrch, který umožňuje zadržet velké množství vody (Kacprzak et al. 2017).

Odvodnění kalu se jeho objem značně zmenší a výsledný substrát má 20 – 50 % sušiny. Velké rozdíly v koncentraci sušiny v různých ČOV jsou způsobeny jak místem vzniku odpadní vody, tak zvolenou metodou čištění. Na druhou stranu jsou tyto informace důležité při zvažování budoucího využití a přepravy kalu (Ciešlik et al. 2015).

Přestože se přesné složení kalu liší v závislosti na druhu odpadní vody, obvykle je přítomno následujících pět typů skupin: organické sloučeniny na bázi N, P, C; voda (tvoří přibližně 90 %); anorganické sloučeniny na bázi Al, Mg, Ca, Si; patogenní organismy; toxické prvky a sloučeniny (Lyčková et al. 2009).

Mezi toxické látky patří dioxiny, pesticidy, polychlorované bifenyly (PCB), polycyklické aromatické uhlovodíky (PAU) a další. Patří mezi ně i rozikové prvky Pb, Cu, Zn, Cd, Cr, As, Hg, Co a Ni. Značnou část tvoří biostatické a biocidní látky, jako jsou zbytky dříve používaných léků (hormonální léčiva, antibiotika). Pouze 10-20 % podaných antibiotik je v těle metabolizováno, zbývající množství je vyloučeno do odpadních vod. Vzhledem k tomu, že struktury těchto

sloučenin obsahují velké množství alergenů, je aplikace nehygienických kalů do životního prostředí spojena s velmi vysokým rizikem (D'Imporzano & Adani 2023).

U průmyslových kalů dochází ke značným rozdílům ve složení kalu. V závislosti na typu odpadních vod (technologické odpadní vody, splaškové vody atd.) a charakteru výroby v podniku mají tyto vody jiné složení a vlastnosti než kaly z komunálních čistíren odpadních vod (D'Imporzano & Adani 2023). Některými z hlavních kontaminantů vyskytujících se v průmyslových odpadních vodách jsou: vyšší množství anorganických živin, radioaktivních materiálů, suspendovaných organických a anorganických materiálů, jedovatých anorganických nebo organických chemikálií a mikrobiologické znečištění. Množství nebezpečných látek je v komunálních kalech často nižší (Lyčková et al. 2009).

Dvěma nejčtenějšími živinami v kalu jsou dusík a fosfor. Draslík se obecně nevyskytuje v tak vysokých koncentracích. Původ a vlastnosti jejich přispěvatele určují množství a druh škodlivých organismů. Většinu těchto škodlivých druhů tvoří bakterie, viry nebo parazitické červi (Lyčková et al. 2009). Sekundární kal obsahuje mikroorganismy patřící do rodů *Pseudomonas*, *Chromobacterium*, *Flavobacterium*, *Micrococcus* atd. *Nitrosomonas* a *Nitrobacter* jsou dva rody nitrifikačních bakterií, které jsou rovněž obvykle přítomny. Aktivovaný kal může navíc obsahovat kvasinky, houby nebo plísňe. Kromě toho se často vyskytují vláknité mikroorganismy, které jsou hlavním zdrojem technologických problémů. Schopnost kalu usazovat se a zahušťovat se je ztížena jejich rostoucí koncentrací. Kal obsahuje vyšší organismy, jako jsou hlístice, vířníci a prvoci. Důležitou skupinou prvoků, o které je třeba hovořit, je *Peritrichia*, která tvoří přibližně jednu třetinu z celkového počtu. Skutečnost, že tyto prvoci mohou v sekundárním kalu najít potravu, je činí užitečnými jako indikátory pro určení jeho stavu (D'Imporzano & Adani 2023).

3.5 Papír

Papír je často tenká jednosměrná vrstva vláken (převážně rostlinných), která byla po naplávání vodou na síto zploštělá a vysušená (Kuraš 2014).

Papír má významný sociální dopad na společnost, zejména pokud jde o zajištění potřeb pro každodenní život, které zlepšují naši životní úroveň. Papír podporuje rozvoj lidského poznání a vzdělání. Vzhledem k tomu, že ukládá uhlík a snižuje emise skleníkových plynů, je z ekologického hlediska založen na obnovitelné surovině (Inkoua et al. 2022).

Je jednou z nejlepších věcí, které kdy byly vyrobeny, a je základem každé domácnosti. Papír a výrobky s ním spojené používáme často, takže je snadné podcenit jejich hodnotu a význam (Liu et al. 2020).

K výrobě papíru se používá buničina, která se většinou vyrábí ze dřeva nebo rostlinných vláken (Dutta et al. 2022). K výrobě buničiny se nejčastěji používají měkké dřeviny, jako je borovice a smrk. Dobrým zdrojem buničiny jsou také tvrdé dřeviny jako je například osika a bříza (Škára et al. 1998).

Z hlediska hmotnosti tvoří papír většinu tříděného odpadu z domácností a přibližně čtvrtinu všech odpadů v domácnostech. S rozvojem obalů a obalových technologií jeho podíl

postupně roste. Více než polovinu tvoří noviny a časopisy, což představuje 4 kg odpadního papíru na domácnost týdně (Liu et al. 2020).

Existují různé metody sběru papíru a každá z nich má své výhody i nevýhody. Třídění papíru je významným krokem k dosažení zvýšené kvality životního prostředí (Kuraš 2004). V současné době je nejlepším způsobem, jak snížit množství odpadu, opětovné použití a recyklace. Papír má značný potenciál pro recyklaci, a proto zájem o recyklaci stále roste. Cílem recyklace je získat suroviny s nejlepší čistotou a kvalitou (Dutta et al. 2022). Výrobky z papíru mohou díky recyklaci zajistit opětovné použití a prodloužit svůj životní cyklus. Není možné recyklovat papír donekonečna. S každou recyklací dochází ke snížení kvality. Po šesté nebo sedmé recyklaci vlákna zcela zmizí kvůli kratším vláknům. Pro zachování kvality je třeba systém doplnit o delší, nová vlákna (Liu et al. 2020).

3.5.1 Výroba papíru

K výrobě papíru se používají celulózová vlákna a další lignocelulózové materiály. Dřevo musí mít správný poměr délky a tloušťky a také vnitřní strukturu a chemické složení, které umožňují jeho mechanické, chemické nebo obojí zpracování (Kuraš 2004).

Při mechanickém rozvlákňování se dřevo s vysokou výtěžností krátkých vláken drtí nebo mele, aby se získala vlákna za zvýšeného tlaku. Hlavní aplikací mechanického rozvlákňování je separace vláken bez použití chemických látek. Ačkoli tato technika zajišťuje buničinu s vysokým objemem, tuhostí a měkkostí, vlákna se stávají extrémně křehkými kvůli obsahu ligninu. Obvykle se takto vytvořená buničina používá v časopisech nebo novinách. Hustota pro tisknutelnost, délka vláken pro pevnost a disperzní koeficient jsou rozhodujícími faktory pro mechanické tiskové materiály. Protože papír potřebuje specifickou kvalitu, používají se k bělení buničiny peroxidy (Kuraš 2004).

Proces chemického rozvlákňování zahrnuje použití chemických látek k oddělení celulózových vláken. Při tomto procesu rozvlákňování, který zahrnuje vaření za vysokého tlaku k oddělení celulózových vláken od ligninu a dalších nečistot, se používá hydroxid sodný, sírany nebo siřičitany. Sulfity se podílejí na výrobě buničiny pouze 10 %; sulfátový proces je převládající metodou. Buničina ze sulfátového procesu se využívá k výrobě desek a obalů na potraviny. Výtěžnost je při tomto způsobu rozvlákňování nižší, ale vlákna jsou delší. Zatímco siřičitanová má nižší pevnost a používá se k výrobě lesklého papíru. Peroxidy se používají v procesech bělení, například při strojním zpracování buničiny. Technologie chemického rozvlákňování poskytují nízký obsah buničiny, avšak buničina, která vzniká, má vysokou pevnost (Škára et al. 1998).

Kromě toho musí buničina projít různým stupněm mechanického zpracování v závislosti na požadovaných vlastnostech konečného papíru. Vlákna se zkracuje, češe, bobtná vodou a poté se v holandských nebo průtočných mlýnech a rafineriích, což jsou zařízení na zpracování vody, třídí na ještě menší vlákna podle požadované kvality konečných výrobků. Různé druhy vláken se kombinují v určitém poměru podle toho, jak má hotový papír vypadat. Dalším krokem je klížení, které se provádí přidáním klíždidel do buničiny, povrchového klížením

nebo jinou povrchovou úpravou. Klížením se posiluje odolnost papíru proti vstupu vody a vodných roztoků (Škára et al. 1998).

V této fázi výrobního procesu dochází k dalším úpravám, jako je konečné čištění, barvení nebo úplné barvení a plnění minerálními plnivými. Papírovina je tekutá suspenze, která vzniká při těchto operacích (Inkoua et al. 2022).

Po vložení papíroviny do stroje se buničina rozprostře mezi dva válce na natažené síto. Voda sítem buď protéká, nebo je z něj vytahována přesně rozloženou tenkou papírovinou. Ve fázi lisování papírenského stroje se odstraní další voda a papír se zpevní a zploští. Konečná kvalita papíru se řídí regulací tlaku při podávání vyrovnaného papíru mezi válce. Protože po této lisovací části je v papíru ještě voda, přechází papír do oblasti sušení, kde se přebytečná voda odstraní a konečná bilance by se měla pohybovat mezi 6 a 7 %. Papír se umístí mezi sušící bubny vyhřívané párou o teplotě 100 °C (Inkoua et al. 2022).

Posledním ošetřením je vyhlazování, známé také jako kalandrování. Jedná se o zušlechťovací postup, při kterém se papírový pás protlačuje přes sadu leštěných válců, aby se dosáhlo vhodných konečných vlastností papíru. Proces vyhlazování zvyšuje homogenitu papíru, lesk a případně hladkost povrchu (Dutta et al. 2022).

3.5.2 Vlastnosti papíru

Možnosti a postupy zpracování různých typů papíru jsou dány jejich jedinečnými vlastnostmi. Papíry se skládají z mechanických, chemických a fyzikálních vlastností (Škára et al. 1998).

Papír se skládá z vláken, různých druhů buničiny, polobuničiny a dřeva. Tato vlákna určují jeho vlastnosti, cenu a celkový vzhled. Podle obsahu vláken se papír dělí na dřevěný nebo bezdřevý. Bezdřevý papír tvoří z 50 % bílá dřevní hmota nebo ze 100 % bělená dřevní hmota. Naopak dřevní vláknina se skládá z 65 % z bílé dřevní vlákniny a z 35 % z nebělené vlákniny (Škára et al. 1998).

Povrchová hmotnost patří mezi nejvýznamnější fyzikální charakteristiky. Měří se v g/m^2 , což je hmotnost jednoho metru čtverečního použitého materiálu. Základní hmotnost ovlivňuje typ vláken, plniva, tloušťka a stlačení vrstvy vláken. Základní hmotnost, která se obvykle pohybuje v rozmezí od 8 g/m^2 do 120 g/m^2 , se vypočítá zvážením vzorku papíru o dané ploše a následným přepočtem na 1 m^2 (Liu et al. 2020).

Není pochyb o tom, že mezi fyzikální vlastnosti papíru patří savost. Díky vztlaku umožňuje savost papíru přijímat svým průřezem různé kapaliny. Uvádí se jako výška, kterou vztlková kapalina překoná za deset minut. Je rozhodující zejména u savých materiálů, a pokud je její výška pouhých 20 mm, je považována za nedostatečnou (Liu et al. 2020). Schopnost papíru udržet tekutinu na jedné straně se označuje jako nasákavost. Termín "savost" popisuje množství vody měřené v gramech, které plocha o 1 m^2 absorbuje za určitý čas při výšce vodního sloupce 10 mm. Podobně jako absorpce vody se nasákavost vztahuje ke schopnosti látky absorbovat vodu celým svým povrchem (Inkoua et al. 2022).

Mezi další významné vlastnosti papíru patří pórovitost. Pórovitost papíru má vliv na jeho schopnost absorbovat inkousty, zejména psací a tiskové barvy. Papíry s vysokou

pórovitostí jsou vhodné pro impregnaci. Právě opakem hustoty papíru je pórovitost (Kuraš 2004).

Bělost a její odstíny, barva papíru, neprůhlednost, průhlednost a lesk jsou příklady optických vlastností. Povrch voskovaného papíru a tisková barva mohou mít různé optické vlastnosti v závislosti na schopnosti papíru absorbovat, propouštět a odrážet světelné paprsky (Škára et al. 1998).

3.5.3 Nasávaná kartonáž

Nasávaná kartonáž je složena ze 100 % biologicky rozložitelného materiálu, který je šetrný k životnímu prostředí. Skládá se z vyřazeného papíru a vody. Nevzniká téměř žádný odpad a voda a vlákna se recyklují. Vizuální pohled nasávané kartonáže je vyobrazen na obrázku 7. Nasávaná kartonáž vzniká z vyřazených papírovovláknitých materiálů, včetně knih, novin, časopisů, vlnité lepenky a dalších předmětů. Výrobky z lisovaných vláken mají přírodní lignocelulózová vlákna, která umožňují biologický rozklad. Vzhledem k tomu, že lisovaná vláknitá lepenka je zcela recyklovatelná, má relativně malý dopad na životní prostředí. Tyto vlastnosti umožňují optimální balení výrobku, který má prakticky nekonečné průmyslové využití. Tyto vlastnosti vedly k vysoké poptávce po těchto ekologicky šetrných předmětech (Zhang et al. 2022).

Základní a primární surovinou pro výrobu produktů ze stlačené buničiny jsou celulósová a lignocelulósová vlákna. Tato přírodní vlákna lze vyrábět mechanickým nebo chemickým rozvlákňováním odpadní zemědělské biomasy, jako jsou konopná vlákna, rýžová nebo pšeničná sláma, nebo je lze získat z recyklovaných dřevních vláken, která již byla znovu zpracována. Výroba kartonáže zahrnuje kroky jako míchání, tvarování, sušení a příležitostně lisování a potisk. Aby se ušetřila energie a zvýšila kvalita buničiny, měl by se rozvlákňovač používat k co nejrychlejšímu rozvlákňování materiálu a s co nejmenším množstvím vloček v suspenzi (Wu et al. 2022).

Noviny, recyklovaný papír a další srovnatelné zboží vyrobené z papírových vláken se vkládají do rozvlákňovače během prvního kroku míchání. Složky se spojí s ohřátou vodou a k oddělení vláken se použije hydrodynamická dezintegrace (Martinez et al. 2016).

Poté se recyklovaná vlákna zbaví kovů, plastů a dalších nečistot a projdou procesem odbarvování, čištění a třídění. Následující fází je proces lisování. Při tomto postupu se využívá rotační stroj s mnoha povrchy, které slouží k upevnění jedinečných forem. Formy se umístí do nádrže na buničinu, kde se buničina roztřídí na správnou tloušťku a tvar a pomocí vakuového odsávání se odstraní se přebytečná voda (Martinez et al. 2016; Wu et al. 2022).

Po procesu lisování dochází k sušení. Veškerá zbývající voda, která se pohybuje, se odstraní. Proces sušení probíhá při teplotě 140 až 240 °C s cílem získat stlačenou buničinu. V závislosti na způsobu použití hotového výrobku existují dvě techniky lisování: lisování za sucha a lisování za mokra. Nízká kvalita povrchu je nevýhodou procesu suchého lisování, jehož výhodou je velká účinnost ohřevu a levné výrobní náklady. Při mokřém lisování vznikají výrobky s vynikajícím tvarem a kvalitou povrchu, ale s nízkou produktivitou a neefektivním ohřevem. Hlavní použití technologie suchého lisování je v plošné tvorbě (Zhang et al. 2022).

U některých výrobků je krok sušení poslední; u výrobků, jako jsou talíře, plata vajec nebo hrnky, však nejprve následuje krok lisování a teprve poté krok tisku. Při výrobě výrobků z lisované buničiny vzniká odpad. Mezi tyto odpady řadíme například slámu nebo plasty. Ty lze spálit nebo skládkovat (Wu et al. 2022).

Původ vláken, ovlivňuje mechanické vlastnosti a hodnotu nasávané kartonáže. Použití kombinace obou typů vláken (recyklovaného a prvotního) je nejvhodnější. Lisovací procesy a další úpravy jsou dalšími aspekty, které ovlivňují hodnotu (Zhang et al. 2022).

Vzhledem k poklesu jejich hodnoty je větší poptávka po použitých, netříděných starých novinách. Netříděným se rozumí potištěný křídový papír, jako je starý novinový papír nebo brožury. Použití tohoto netříděného papíru je poměrně náročné, protože letáky jsou velmi odolné vůči rozmělnění, resp. navlhnutí. Starý novinový papír, který nebyl vytříděn, by měl být dostatečně rozmělněn, aby mohl být použit jako surovina pro lisovanou buničinu v současném procesu rozvláknování (Martinez et al. 2016).

Nasávané kartonáže se používají k přepravě nápojů, balení potravin (například vajec), průmyslovému balení a ochranným obalům. Dále se většinou využívají k tlumení obalů průmyslového zboží (Zhang et al. 2022).



Obrázek 7. Nasávaná kartonáž (tart.cz)

4 Metodika

4.1.1 Materiál

Jako vstupní suroviny experimentu byly použity dva kaly z čistíren odpadních vod a nasávaná kartonáž. První čistírenský kal pocházel z čistírny odpadních vod s objemovým zatížením nad 100 000 ekvivalentních obyvatel, zatímco druhý kal byl dovezen z ČOV s kapacitou od 10 000 do 100 000 ekvivalentních obyvatel. K vytvoření těchto vstupních surovin bylo kombinováno šest tun čistírenských kalů a dvě tuny drcených proložek. Úpravou poměru vstupních surovin bylo dosaženo konečného poměru C:N 25:1. U každého druhu kalu byly směsi rozděleny na dvě hromady. Do směsí bylo přidáno 4,2 m³ vody. K drcení kartonu byl použit vysokorychlostní drtič Willibald 5500. Pro účely studie byly z těchto vstupních surovin vyrobeny dvě směsi.

4.1.2 Průběh pokusu

Poloprovozní pokus proběhl v Recyklačním centru společnosti ZERS spol. s r.o. v Kutné Hoře. Základem pokusu bylo předkompostování směšného materiálu. Předkompostováním byl snížen obsah amoniaku v čistírenském kalu, čímž vznikla směs, která byla vhodná pro přežití populace žížal. Pro předkompostování byly v krytém přístřešku postaveny betonové koje, ve kterých se uchovávala nasávaná kartonáž a kal. Dne 22. března 2021 byla namíchána směs, kdy byly spojeny kaly z čistíren odpadních vod a nasávaná kartonáž. Od 30. března probíhalo v uzavřeném objektu předkompostování po dobu jednoho měsíce. Před překopáváním byla sledována teplota, která se pohybovala mezi 25 a 40 °C. Kromě toho byla vlhkost směsí upravována na 80 % pomocí vody. Předkompostování směsí je vidět na obrázku 8. Kombinace kalu 1 a nasávané kartonáže je vpravo, zatímco kombinace kalu 2 a nasávané kartonáže je vlevo.



Obrázek 8. Předkompostování obou směsí (Milan Hrčka)

Byly vytvořeny čtyři odlišné pásové hromady. Jako kontrolní pásové hromady byly dvě s populací žížal a dvě bez ní. Dále byly postaveny čtyři betonové boxy pro dvě vermikompostovací varianty a dvě kontrolní varianty bez žížal. Rozměry základní vrstvy směsi byly 5 m x 1 m x 0,15 m. Vedle základní vrstvy byl umístěn substrát s žížalami. Substrát měl objem 1,5 m³ a hustotu žížal 100 ks/l. V každé zakládce bylo přibližně 7 500 žížal.

Stejný postup byl proveden u variant bez žížal také v kontrolních zakládkách. Dne 28. dubna 2021 byl zahájen proces vermikompostování. Pro studii byl použit druh žížaly *Esenia andrei*. Žížaly byly v průběhu vermikompostování průběžně přikrmovány. To spočívalo v přidávání vrstev krmného materiálu pro žížaly. Pokusné zakládky obsahovaly celkem šest vrstev. Materiál byl rozprostřen ve vrstvách silných cca 15 cm. Před každým krmením byla vlhkost směsi upravena na 70 až 80 % (stanoveno pěstním testem). Vrstvy byly přidávány v následujících termínech: 1.6., 30.6., 31.7. a 1.10. Na obrázku níže (obr. 9) vidíme dvě vermikompostovací zakládky. Zakládka s kalem č. 1 pro vermikompostování je vlevo, zatímco zakládka s kalem č. 2 je vpravo.



Obrázek 9. zakládky s žížalami v betonových kójích (Milan Hrčka)

Tabulka č. 1. Stáří vrstev v pokusu

Vrstva (počet)	Datum přidání další vrstvy	Stáří vrstvy (den)	Mocnost (cm)
6	01.10.	39	15
5	1.9.	69	15
4	31.7.	101	15
3	30.6.	132	15
2	1.6.	161	15
1	28.4.	195	15

V tabulce 1 je uvedena mocnost přidaných vrstev a jejich stáří. Dny byly počítány od doby odebrání vzorku do přidání konkrétní vrstvy. Nejstarší vrstva byla 195 dnů stará a nejmladší byla stará 39 dnů. Tloušťka vrstvy byla 15 cm. V každé zakládce bylo na konci 6 vrstev s tím, že vrstva 1 byla nejstarší a vrstva 6 nejmladší.

4.1.3 Odběry vzorků a počítání žížal

Po ukončení procesu vermikompostování byly z každé vrstvy pásových hromad odebrány tři vzorky. Datum odběru vzorků bylo 9. listopadu 2021. Byly odebrány vzorky o hmotnosti 500 g za účelem spočítání žížal. Kromě toho byly z každé vrstvy odebrány vzorky o hmotnosti 30 g a vloženy do sáčku pro měření měrné vodivosti a pH. Pro postup lyofilizace, při kterém se zjišťuje obsah sušiny, a následnými analýzami celkový a přístupný obsah prvků, bylo odebráno 150 g vzorků do větších nádob. Je potřeba zmínit, že odebrané vzorky byly součástí diplomové práce Ing. Lancingera, jehož práce vychází ze stejného experimentu.

Spočítali jsme počet žížal v každém vzorku. Žížaly byly odbírány do prázdných misek. Množství žížal jsme zapsali do tabulek u jednotlivých vzorků a umístili jsme žížaly na analytické váhy. Pro zjištění hmotnosti v konkrétní vrstvě byly prázdné misky před odběrem zváženy a následně znovu zváženy se správným množstvím žížal pro daný vzorek. Odběr vzorků z vermikompostovací zakládky je zobrazen na obrázku 10.



Obrázek 10: vermikompostovací zakládka – odběr vzorků (Milan Hrčka)

4.2 Agrochemické analýzy

4.2.1 Hodnota pH

V poměru 1:5 (vzorek: voda) byla stanovena hodnota pH z odebraných vzorků. Po odvážení 8 g čerstvého materiálu bylo přidáno 40 ml demineralizované vody. Laboratorní třepačka se použila k desetiminutovému protřepávání lahviček. Poté byl k měření pH vzorků použit přístroj WTW pH 340i.

4.2.2 Měrná vodivost

Ve stejném poměru 1:5 jako při měření pH byla stanovena také specifická vodivost. Po navážení 8 g čerstvého materiálu bylo přidáno 40 ml demineralizované vody. Po dobu deseti minut byly vzorky třepány v laboratorní třepačce. Poté byly vzorky deset minut odstředovány v centrifuze při 6000 otáčkách za minutu. Po přefiltrování vzorků byl k měření vodivosti použit konduktometr WTW 730.

4.2.3 Stanovení uhlíku a dusíku

Nejprve se zvážila cínová fólie a poté byl přidán vzorek. Suchý, rozemletý vzorek o hmotnosti asi 20 mg byl změřen pomocí analytických vah. Pro přesnější posouzení byla u každého vzorku zaznamenána hmotnost materiálu. Zabalení a stlačení vzorků umožnilo přesné stanovení vlastností materiálu. K celkovému stanovení obsahu dusíku a uhlíku byl použit prvkový analyzátor CHNS vario MACRO cube.

4.2.4 Stanovení endokrinních disruptorů a farmak

Nejdříve byly vzorky kalů homogenizovány a lyofilizovány. Následně na předvážkách (Kern EG) byl navážen vždy cca 1 g vzorku přesně. Extrakční patrona (objem 11 ml) byla naplněna dvěma lžičkami mořského písku (mořský písek praný, Penta s.r.o.). Dále byl přidán navážený kal smíchaný s mořským pískem v poměru asi 1:1, patrona byla doplněna po okraj mořským pískem. Kaly byly extrahovány do ethylacetátu (VWR Chemicals, HPLC-gradient grade) pomocí přístroje Dionex ASE 200 (tlak 1700 PSI, teplota 160 °C) do předem zvážených 40 ml vial. Získané extrakty o objemu cca 22 ml byly odpařeny v digestoři na objem cca 5 ml, poté byly vialy zváženy a byl odebrán 1 ml na analýzu. 1 ml vzorku byl odpařen do sucha pod proudem dusíku a přerozpuštěn v 1 ml methanolu (LC-MS kvalita; Honeywell), vzorky byly následně vortexovány (DLAB MX-S) a vloženy do ultrazvukové lázně na dobu 30 minut (K12, Kraintek s.r.o.). Následně byly vzorky centrifugovány (Hettich EBA 200) a supernatanty přendány do insertů. Takto získané vzorky byly analyzovány na kapalinovém chromatografu (Agilent 1260 Infinity) s hmotnostním detektorem (Agilent 6470 LC/TQ) na bázi trojitého kvadrupólu pro cílené analýzy. Kolona: Poroshell 120 EC-C18 2,7 µm, 3 mm x 100 mm, Agilent; mobilní fáze: A - 0,5mM fluorid amonný; B – 100 % methanol (vše LC-MS kvalita; Honeywell); gradientová eluce. Vzorky byly analyzovány metodou standardního přídávku za účelem eliminace rušivých vlivů matrice. Vzorek obsahující vyšší koncentraci analytu, než je rozsah kalibrační přímky, byl naředěn a přeměřen. Poté byla dopočítána koncentrace analytu vztahovaná na 1 g vzorku suchého kalu.

Analýza farmak probíhala velmi podobně až na to, že kaly byly extrahovány do methanolu (VWR Chemicals, HPLC-gradient grade) pomocí přístroje Dionex ASE 200 (tlak 1500 PSI, teplota 80 °C) do předem zvážených 40 ml vial. Získané extrakty o objemu cca 22 ml byly odpařeny v digestoři na objem cca 5 ml, poté byly vialy zváženy a byl odebrán 1 ml extraktu na analýzu. Vzorky byly centrifugovány (Hettich EBA 200) a supernatanty přendány do insertů. Takto získané vzorky byly analyzovány na kapalinovém chromatografu (Shimadzu Nexera x2)

s hmotnostním detektorem (Sciex 4500) na bázi trojitého kvadrupólu pro cílené analýzy. Kolona: Cortecs T3 2,7 μm , 3 mm x 150 mm, Waters; mobilní fáze: A – 1mM mravenčan amonný o pH 3,0; B – 100 % acetonitril (vše LC-MS kvalita, Honeywell); gradientová eluce. Vzorek obsahující vyšší koncentraci analytu, než je rozsah kalibrační přímky, byl naředěn a přeměřen. A opět byla dopočítána koncentrace analytu vztažená na 1 g vzorku suchého kalu.

4.3 Statistické analýzy

Celkem bylo 72 vzorků na 4 zakládky, v každé zakládce bylo 6 vrstev a v každé vrstvě 3 vzorky. Po zpracování těchto dat v programu MS Excel 365 a jejich zanesení do tabulek byly vyhodnoceny směrodatné odchylky a průměry. Ke statistické analýze byl použit software Statistica 13. Byl použit jednofaktorový test ANOVA. S hodnotami se pracovalo následně pomocí Tukeyova HSD testu. Výsledky statistického šetření byly vyhodnoceny a následně provedeny grafické výstupy a tabulky z MS Excel 365.

5 Výsledky

5.1 Vstupní materiály

Tabulka č. 2. Fyzikálně-chemické parametry vstupních materiálů

Materiál	Sušina (%)	Vlhkost (%)	pH	EC ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	C:N
Čistírenský kal 1	26,4 \pm 0,03	73,6 \pm 0,03	8,65 \pm 0,05	1159 \pm 19,30	7,6 \pm 0,05
Čistírenský kal 2	23 \pm 0,16	77 \pm 0,16	8,34 \pm 0,05	962 \pm 17,63	7 \pm 0,05
Nasávaná kartonáž	88 \pm 1,03	12 \pm 1,03	7,43 \pm 0,02	844 \pm 12,23	128 \pm 13,05

V tabulce č. 2 jsou uvedeny fyzikálně-chemické parametry vstupních materiálů. Množství sušiny se u obou kombinací čistírenských kalů významně nelišilo. V čistírenském kalu č. 1 bylo 26,4 % sušiny. Obsah sušiny v kalu č. 2 byl 23 %. Koncentrace sušiny v odsávané kartonáži byla přibližně čtyřikrát vyšší než v kalu z čistírny odpadních vod, což byl významný rozdíl. Čistírenský kal měl vysoký obsah vlhkosti. Obsah vlhkosti v nasávané kartonáži byl téměř šestkrát nižší než v čistírenském kalu. Z údajů v tabulce je zřejmé, že v hodnotách pH čistírenského kalu nebyl patrný žádný větší rozdíl.

Čistírenský kal 1 měl pH 8,65, zatímco čistírenský kal 2 měl pH 8,34. Hodnota pH nasávané kartonáže byla o 0,91 až 1,22 vyšší než hodnota pH čistírenského kalu. Při porovnání obou typů čistírenských kalů s nasávanou kartonáží byla elektrická vodivost vyšší. Hodnoty elektrické vodivosti čistírenských kalů se pohybovaly v rozmezí od 962 $\mu\text{S}/\text{cm}$ do 1159 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Elektrická vodivost nasávané kartonáže byla 844 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Nejvyšší hodnotu měl kal č. 1 se specifickou vodivostí 1159 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Poměr C:N vykazoval největší rozdíly mezi jednotlivými hodnotami. Hodnota C:N nasávané kartonáže byla šestnáctkrát vyšší než u obou čistírenských kalů.

V grafu č. 1 jsou znázorněny vybrané mikropolutanty u vstupních surovin, tj. čistírenský kal č. 1, čistírenský kal č. 2 a nasávaná kartonáž. V průměru má nejvyšší zastoupení ze všech daných mikropolutantů telmisartan. Druhý nejvíce zastoupený je bisfenol A, třetí je pak triclosan. Nejméně zastoupený je pak genistein, jehož hodnoty jsou oproti zbylým mikropolutantům téměř zanedbatelné. Hodnoty genisteinu nedosahující více než 14 ng/g a to u nasávané kartonáže. U kalů jsou hodnoty dokonce menší, přesněji řečeno, nedosazují hodnot větších než 1,6 ng/g. Čistírenský kal měl nejvyšší hodnoty. Oproti tomu u nasávané kartonáže nebyly stanoveny výrazné celkové obsahy mikropolutantů, kromě bisfenolu A. Čistírenský kal č. 1 měl nejvyšší hodnoty obsahu mikropolutantů kromě bisfenolu A, který byl nejvíce zastoupen v nasávané kartonáži. U čistírenského kalu č. 2 jsou znázorněny druhé nejvyšší hodnoty mikropolutantů. Nejnižší hodnoty byly zjištěny u nasávané kartonáže.

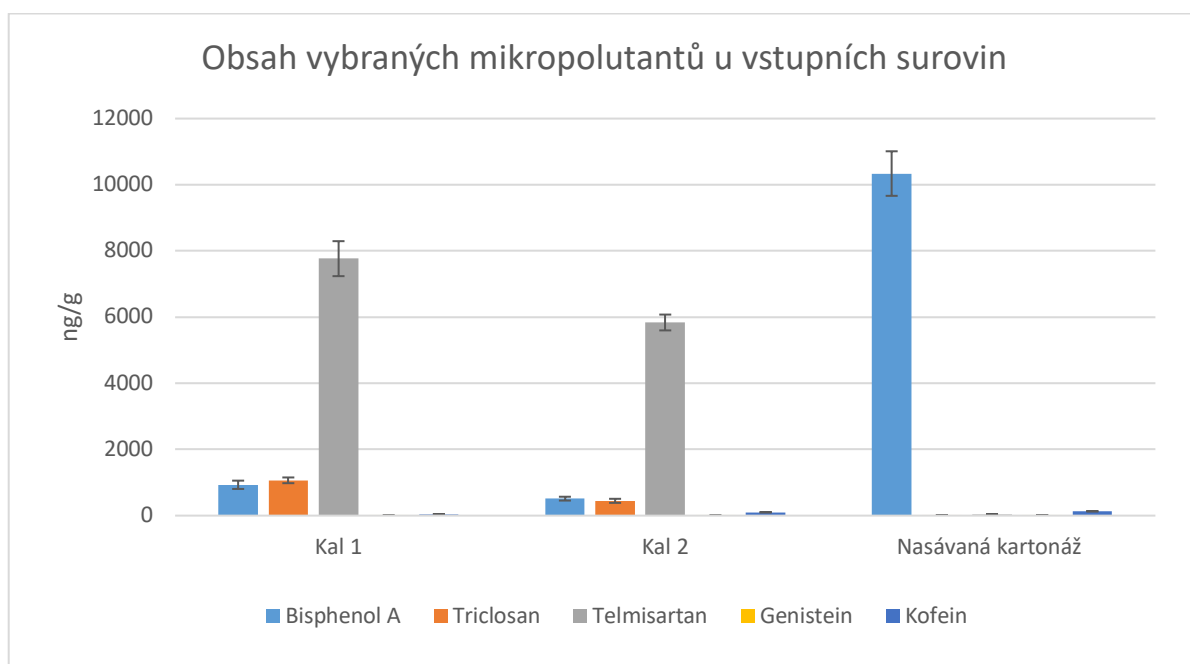
Čistírenský kal č. 1 obsahoval 932 ng/g bisfenolu A. Čistírenský kal č. 2 měl hodnotu 513,2 ng/g. U nasávané kartonáže byla zjištěna nejvyšší hodnota bisfenolu A, která byla 10 338 ng/g.

Celkové množství triclosanu u prvního čistírenského kalu bylo 1067 ng/g. Podstatně méně tomu bylo u druhého čistírenského kalu, kde obsah činil 447,2 ng/g. U nasávané kartonáže měl triclosan hodnotu pouze 9,5 ng/g.

Telmisartan měl celkové množství obsahu u prvního kalu 7766 ng/g. U čistírenského kalu č. 2 měl hodnotu 5837 ng/g. Nasávaná kartonáž obsahovala 38,2 ng/g.

Celkový obsah kofeinu u čistírenského kalu č. 1 měl hodnotu 39,2 ng/g. Podstatně více tomu bylo u druhého čistírenského kalu, kde hodnota činila 101,2 ng/g. Nejvyšší obsah kofeinu 131,2 ng/g byl zjištěn u nasávané kartonáže.

Graf č. 1. Obsah vybraných mikropolutantů u vstupních surovin



5.2 Směsi

Tabulka č. 3: Fyzikálně-chemické parametry namíchaných směsí

Materiál	Sušina (%)	Vlhkost (%)	pH	EC (μS/cm)	C:N
Směs 1	26,2	73,8	7,43±0,03	1179±64,32	17,1±3,87
Směs 2	25,8	74,2	7,50±0,01	1021±32,26	13,2±0,85

Pro experiment byly namíchané dvě směsi po spojení vždy jednoho z čistírenských kalů a nasávané kartonáže. V tabulce č. 3 jsou znázorněny fyzikálně-chemické parametry namíchaných směsí. Obsah sušiny ve směsi 1 s čistírenským kalem 1 byl 26,2 %. Naměřené hodnoty sušiny byly srovnatelné, protože směs 2 s čistírenským kalem 2 obsahovala 25,8 % sušiny. Obsah vlhkosti ve směsi 2 byl o 0,4 % vyšší než ve směsi 1. V hodnotách pH obou směsí

nebyl patrný žádný rozdíl. Směs obsahující první kal měla elektrickou vodivost 1179 $\mu\text{S}/\text{cm}$. V porovnání s první směsí byla elektrická vodivost druhé směsi o 158 $\mu\text{S}/\text{cm}$ nižší. Údaje o poměru C:N vykazovaly značný stupeň rozptylu. Druhá směs měla poměr pouze 13,2, zatímco směs obsahující čistírenský kal 1 měla poměr 17,1.

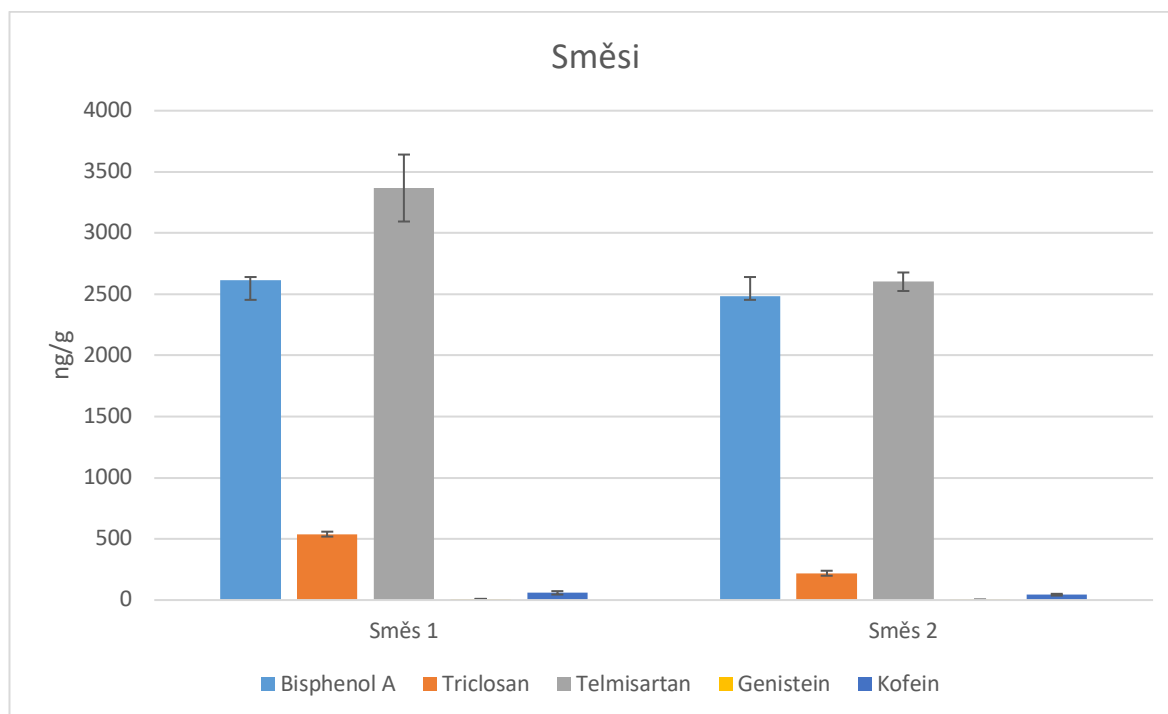
Na grafu č. 2 je znázorněno zastoupení vybraných obsahů mikropolutantů ve směsích. Nejvyšší celkové množství v obou směsích měl telmisartan. V první směsi byla jeho hodnota 3368 ng/g. Ve druhé směsi jeho hodnota činila 2602 ng/g. Druhý nejpočetnější mikropolutant byl bisfenol A u něhož celkové množství ve směsi č. 1 tvořilo 2613,1 ng/g. Ve směsi č. 2 byla zjištěna hodnota 2481,2 ng/g.

Vzájemně byl u obou směsí nalezen jako třetí nejvyšší mikropolutant triclosan. Ve směsi č. 1 byla stanovena jeho hodnota 538,9 ng/g. Celkové množství triclosanu ve druhé směsi bylo 219,2 ng/g.

V první i druhé směsi se genistein vyskytoval ve výrazně menším množství oproti výše zmíněným mikropolutantům. Jeho hodnota v první směsi byla stanovena 8,8 ng/g. Ve druhé směsi bylo celkové množství menší oproti první směsi. Hodnota genisteinu ve druhé směsi obsahovala 2,7 ng/g.

Kofein se rovněž vyskytoval v obou směsích ve výrazně nižším množství, než tomu bylo u bisfenolu A, telmisartanu či triclosanu. V první směsi byl jeho obsah 59,1 ng/g. Ve druhé směsi byla hodnota kofeinu ještě nižší, než tomu bylo u první směsi a činila 43,9 ng/g.

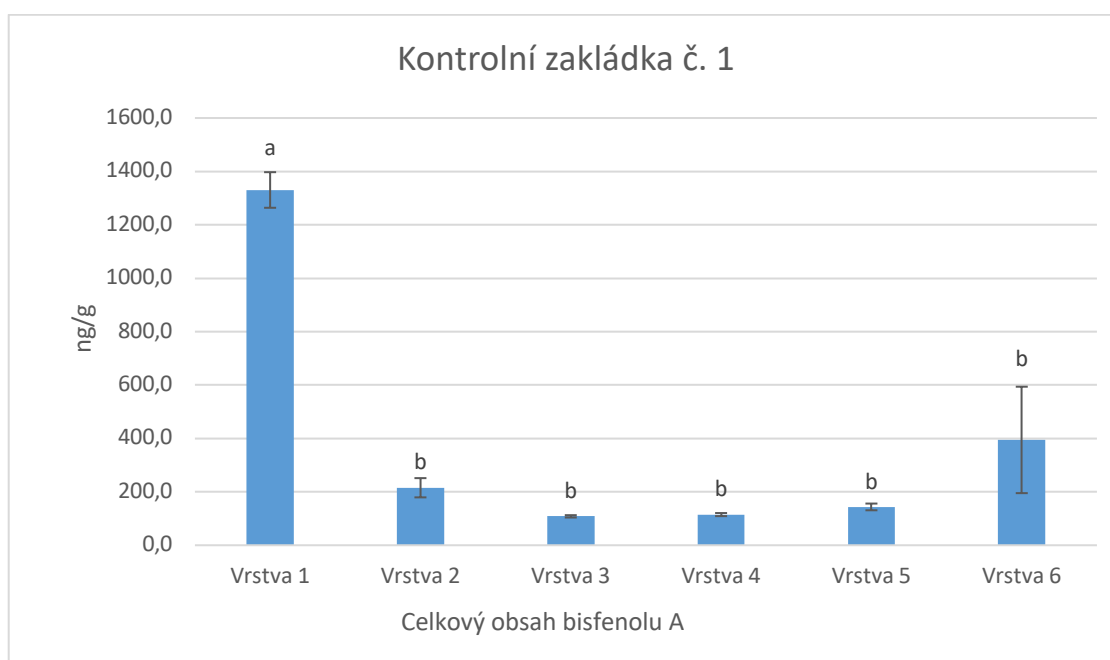
Graf č. 2. Zastoupení vybraných obsahů mikropolutantů ve směsích



5.3 Kontrolní zakládka se směsí č. 1

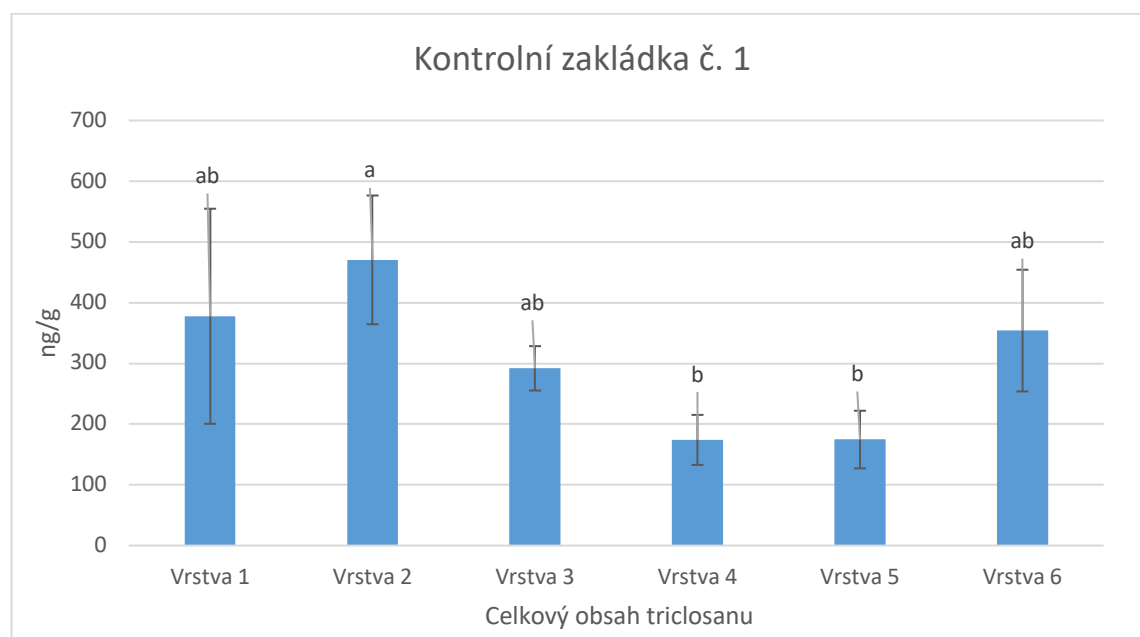
Na grafu č. 3 je znázorněno celkové množství bisfenolu A v první kontrolní zakládce bez žízála v jednotlivých vrstvách dané zakládky. Celkový obsah bisfenolu A je podstatně nejvyšší ve vrstvě č. 1. V této vrstvě byla dosažena hodnota až 1330 ng/g. Od druhé až do páté vrstvy nastal radikální pokles obsahu hodnot bisfenolu A, a hodnoty se pohybovaly v rozmezí od 215,4 ng/g do 143,6 ng/g. Ve vrstvě č. 6, tedy v poslední vrstvě nastal opět nárůst celkového obsahu. Celkové množství bisfenolu A zde dosahovalo 394,5 ng/g. Statisticky významné rozdíly byly zjištěny mezi první vrstvou a zbylými pěti vrstvami. Od druhé do šesté vrstvy nebyl zjištěn žádný statisticky významný rozdíl.

Graf č. 3. Celkový obsah bisfenolu A v kontrolní zakládce se směsí č. 1



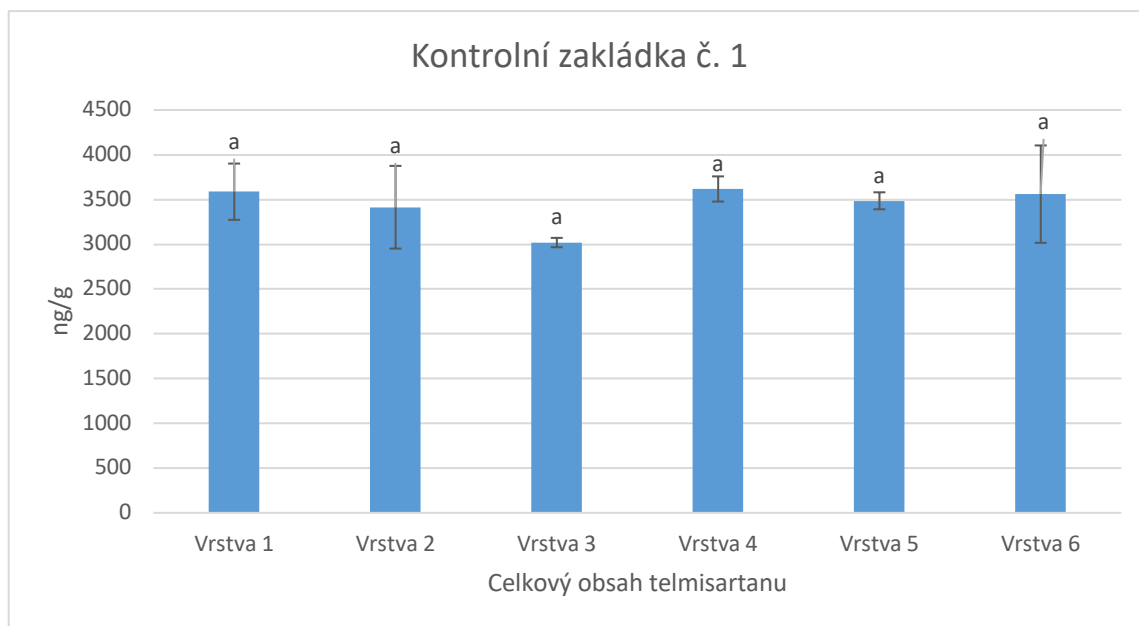
U celkového obsahu triclosanu v první kontrolní zakládce bez žížal lze říct, že nejvyšší množství bylo zjištěno ve druhé vrstvě, kde hodnota dosahovala 470,4 ng/g. Druhou nejvíce zastoupenou vrstvou z hlediska triclosanu je vrstva první, zde hodnota dosáhla 377,5 ng/g. Významnějších hodnot dosáhla také šestá vrstva, kde bylo celkové množství 354 ng/g. Naopak nejmenší množství triclosanu bylo zjištěno ve čtvrté vrstvě. Tam byla hodnota 173,9 ng/g. Statisticky významný rozdíl byl zjištěn mezi druhou a čtvrtou vrstvou a mezi druhou a pátou vrstvou (viz graf č. 4).

Graf č. 4. Celkový obsah triclosanu v kontrolní zakládce se směsí č. 1



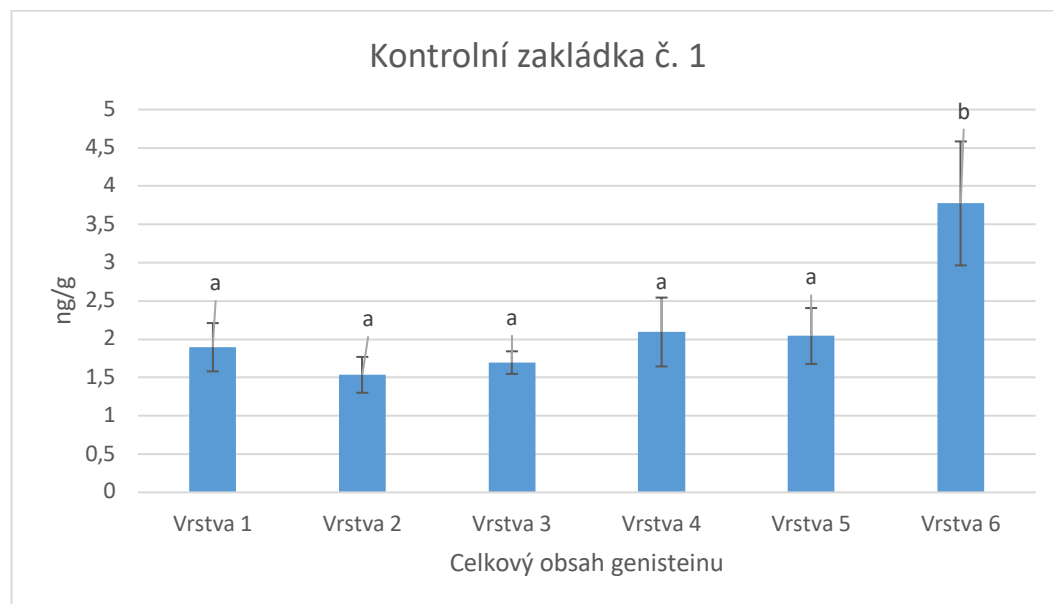
Na grafu č. 5 jsou uvedeny celkové obsahy telmisartanu v první kontrolní zakládce bez žížal. Celkové obsahy dosahovaly podobných hodnot celkového množství ve všech vrstvách. Nejvyšších hodnot dosáhla čtvrtá vrstva, kde byla hodnota telmisartanu 3617 ng/g. Nejnižší zastoupení měl telmisartan ve třetí vrstvě s celkovým množstvím 3019 ng/g. Velmi podobných hodnot dosahovaly zbylé čtyři vrstvy, jejichž hodnoty se pohybovaly od 3414 do 3587 ng/g. Mezi vrstvami nebyl zjištěn žádný statisticky významný rozdíl.

Graf č. 5. Celkový obsah telmisartanu v kontrolní zakládce se směsí č. 1



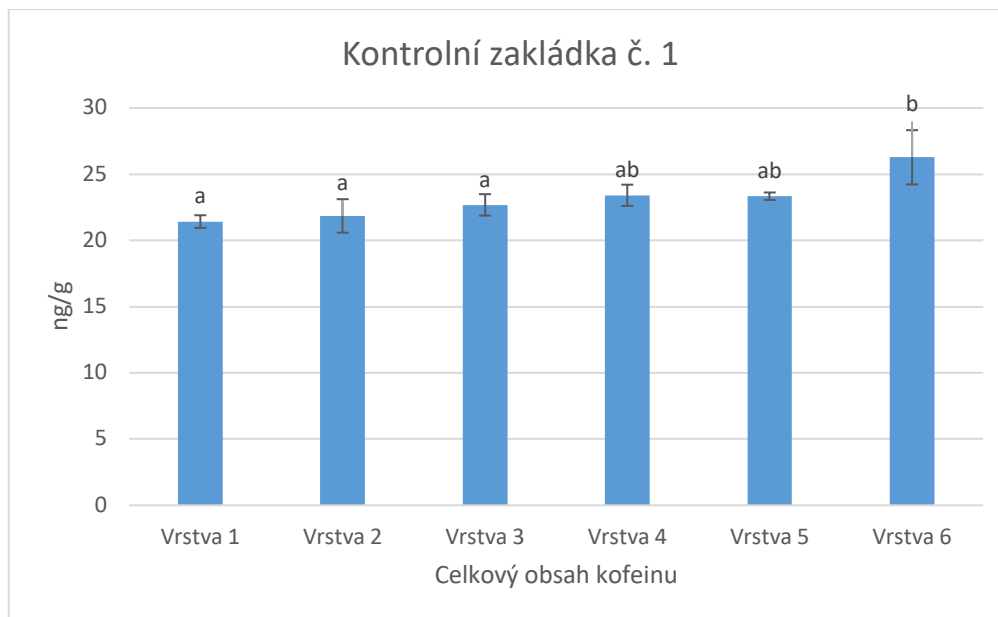
Dalším zmíněným mikropolutantem v první kontrolní zakládce bez žížal je genistein. Jehož nejvyšší celkový obsah byl dosažen v šesté vrstvě, v němž byla zjištěna hodnota 3,7 ng/g. Druhou nejvíce zastoupenou vrstvou z hlediska množství genisteinu byla vrstva čtvrtá, kde celkový obsah činil 2 ng/g. Nejnižší množství genisteinu bylo ve druhé vrstvě s hodnotou 1,5 ng/g. Statisticky významný rozdíl byl zjištěn mezi šestou vrstvou a zbylými pěti vrstvami. Mezi první až pátou vrstvou k žádnému statisticky významnému rozdílu nedošlo (viz graf č. 6).

Graf č. 6. Celkový obsah genisteinu v kontrolní zakládce se směsí č. 1



V grafu č. 7 je vyjádřen celkový obsah kofeinu v první kontrolní zakládce bez žížal. Z grafu můžeme vypočítat, že hodnoty mají trend růstu. Nejnížší hodnotu tedy nalezneme v první vrstvě, kde hodnota činila 21,4 ng/g. Hodnoty mezi druhou až pátou vrstvou se pohybovaly v rozmezí 21,8 ng/g až 23,4 ng/g. Nejvyšší celkový obsah kofeinu byl zjištěn v šesté vrstvě s hodnotou 26,2 ng/g. Statisticky významný rozdíl byl zjištěn mezi první vrstvou a šestou vrstvou, dále mezi druhou vrstvou a šestou vrstvou a také mezi třetí a šestou vrstvou.

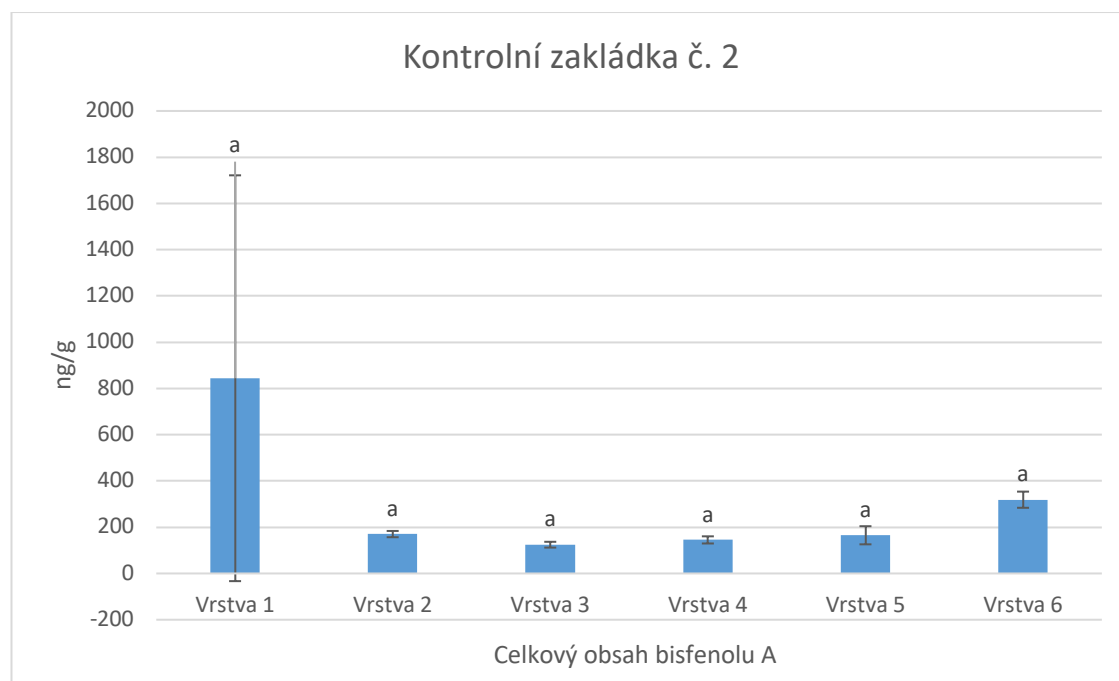
Graf č. 7. Celkový obsah kofeinu v kontrolní zakládce se směsí č. 1



5.4 Kontrolní zakládka se směsí č. 2

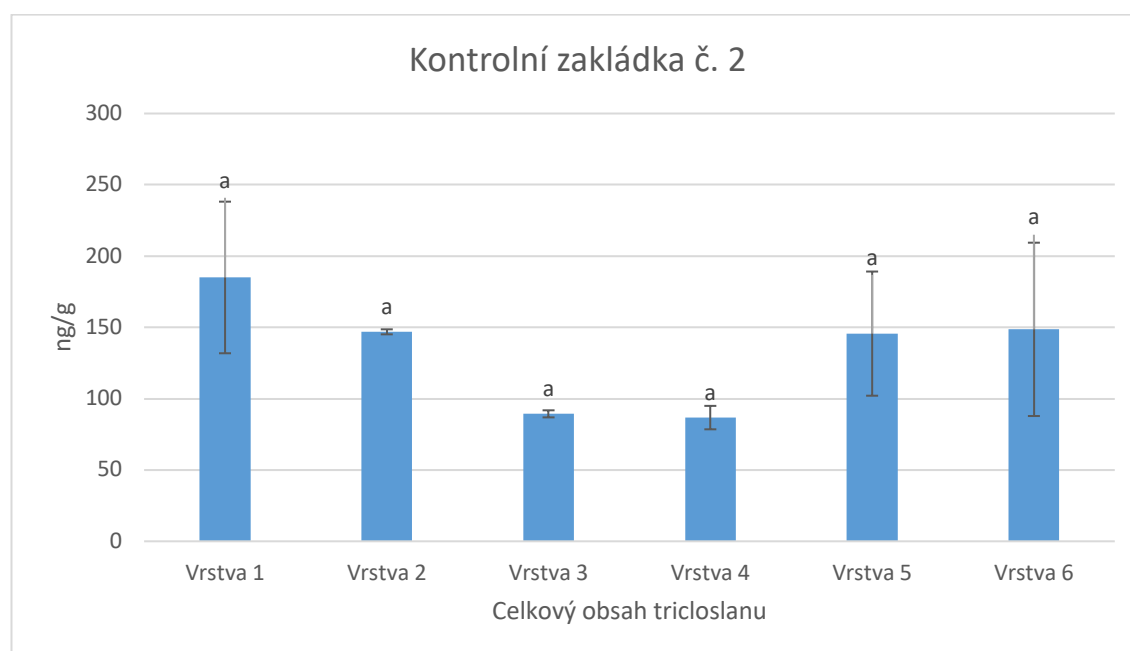
Na grafu č. 8 je znázorněn celkový obsah bisfenolu A v kontrolní zakládce č. 2 bez žížal. Celkový obsah bisfenolu A byl nejvyšší v první vrstvě, v níž hodnota dosáhla 844,2 ng/g. Naopak nejnížší množství bylo zjištěno ve vrstvě třetí s hodnotou 124,4 ng/g. Druhé nejvyšší množství bylo stanoveno v šesté vrstvě s celkovým obsahem 318,8 ng/g. Zbylé vrstvy, tj. druhá až pátá, nepřesahovaly hranici vyšší než 170 ng/g. Mezi jednotlivými vrstvami nebyl ve statistickém šetření zjištěn žádný statisticky významný rozdíl.

Graf č. 8. Celkový obsah bisfenolu A v kontrolní zakládce se směsí č. 2



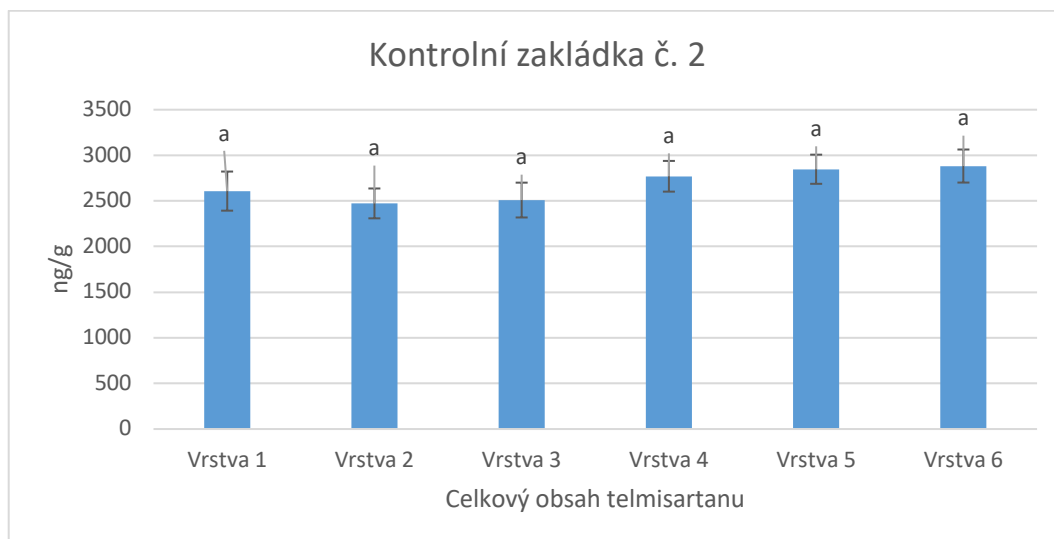
V grafu č. 9 je vyhodnocen celkový obsah triclosanu ve druhé kontrolní zakládce. Nejvyšší množství bylo zjištěno v první vrstvě s hodnotou 185 ng/g. Druhé nejvyšší zastoupení bylo naměřeno v šesté vrstvě, v níž byl celkový obsah 148,6 ng/g. Nejnižší celkové množství bylo zjištěno ve třetí a čtvrté vrstvě s hodnotami 89,3 ng/g a 86,7 ng/g. Mezi jednotlivými vrstvami nebyl nalezen žádný statisticky významný rozdíl.

Graf č. 9. Celkový obsah triclosanu v kontrolní zakládce se směsí č. 2



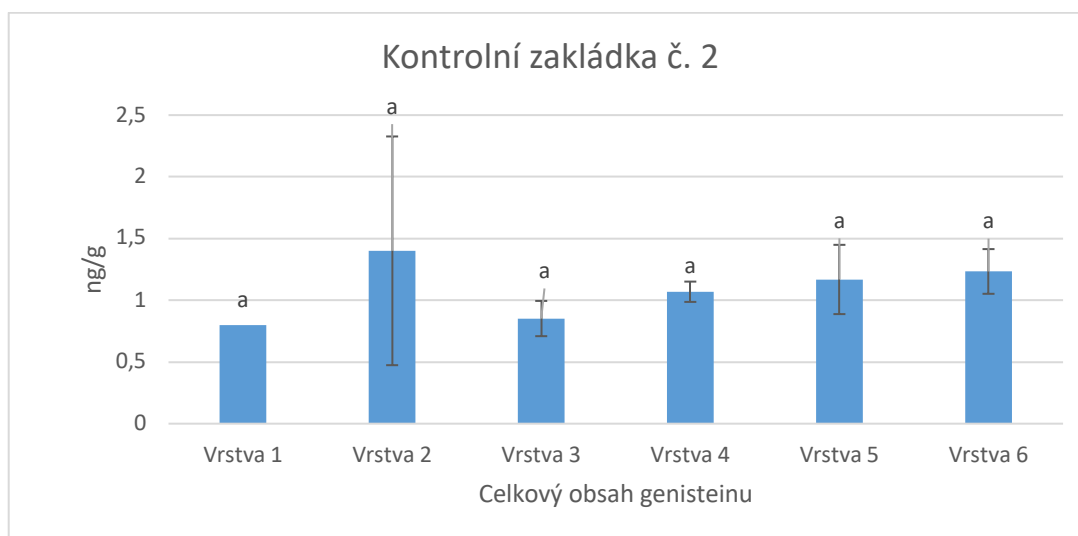
Z grafu č. 10 lze vypočítat, že nejvyšší celkové množství telmisartanu se nacházelo v šesté vrstvě této kontrolní základky. Zde byla zjištěna hodnota 2882 ng/g. Druhá nejvyšší hodnota byla zjištěna v páté vrstvě s hodnotou 2847 ng/g. Hodnota s nejnižším množstvím se vyskytovala ve druhé vrstvě a to konkrétně 2472 ng/g. Mezi jednotlivými vrstvami ale nedošlo k výraznějším rozdílům v hodnotách a díky tomu nebyl zjištěn žádný významný statistický rozdíl.

Graf č. 10. Celkový obsah telmisartanu v kontrolní základce se směsí č. 2



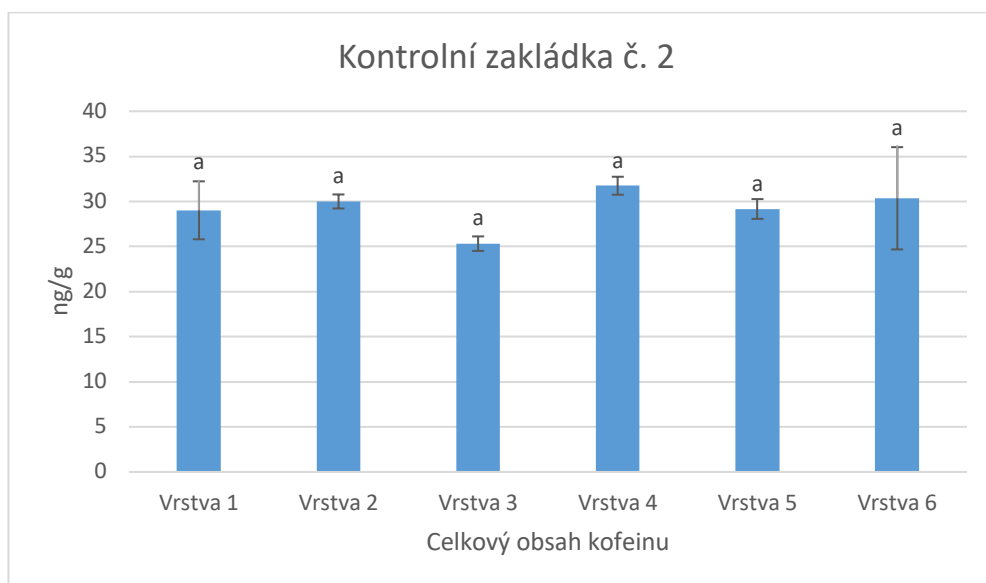
Celkový obsah genisteinu v kontrolní základce se směsí č. 2 byl zjištěn v nejvyšším množství ve druhé vrstvě, kde hodnota dosáhla 1,4 ng/g. Druhou nejvíce zastoupenou vrstvou z hlediska genisteinu je vrstva šestá, v níž obsah dosáhl hodnoty 1,2 ng/g. Nejnižší zastoupení genisteinu se nacházelo v první vrstvě s obsahem 0,8 ng/g. Výrazné statistické rozdíly v hodnotách ale mezi jednotlivými vrstvami nebyly nalezeny (viz graf č. 11).

Graf č. 11. Celkový obsah genisteinu v kontrolní základce se směsí č. 2



V grafu č. 12 je znázorněn celkový obsah kofeinu ve druhé kontrolní zakládce. Nejvyšší celkový obsah kofeinu ve druhé kontrolní zakládce bez žířal byl zjištěn ve čtvrté vrstvě s hodnotou 31,7 ng/g. Druhé největší množství kofeinu se nacházelo v šesté vrstvě s obsahem 30,3 ng/g. Naopak nejnižší hodnota byla ve třetí vrstvě, kde obsah činil 25,3 ng/g. Mezi jednotlivými vrstvami nebyl zjištěn žádný statisticky významný rozdíl.

Graf č. 12. Celkový obsah kofeinu v kontrolní zakládce se směsí č. 2



5.5 Vermikompostovací zakládka se směsí č. 1

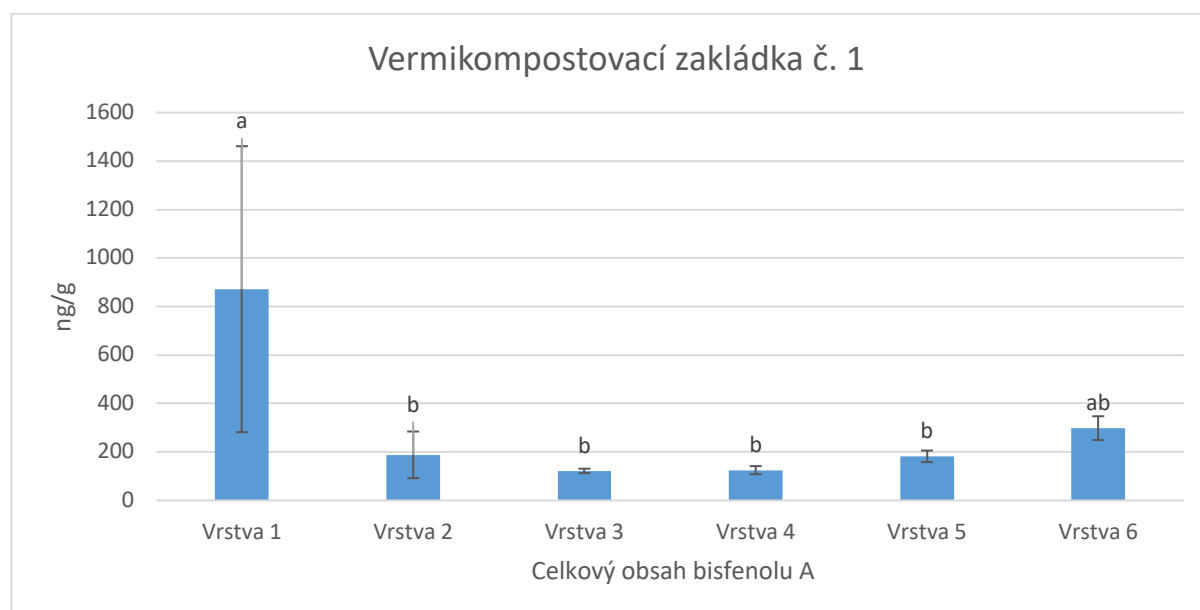
Tabulka č. 4. Počet žížal a biomasa v první vermikompostovací zakládce

Vrstva	Počet žížal	Biomasa (g/kg)
6	391±70,23 ^b	81,7±21,07 ^b
5	387±63,17 ^{ab}	79,8±24,86 ^{ab}
4	304±22,86 ^{ab}	56,8±10,10 ^{ab}
3	291±22,29 ^{ab}	41,2±3,30 ^{ab}
2	153±31,26 ^{ab}	16,1±2,74 ^{ab}
1	61±8,99 ^a	4,3±0,66 ^a

V tabulce č. 4 je znázorněn počet žížal a biomasa v první vermikompostovací zakládce. Nejmladší šestá vrstva obsahovala největší množství žížal. V porovnání s první vrstvou bylo v této vrstvě v průměru šestkrát více žížal. Statistická analýza ukázala, že první a šestá vrstva se výrazně lišily, byl zde tedy statisticky významný rozdíl. V nejmladší vrstvě byla průměrná biomasa na kilogram vzorku 81,7 g. Biomasa klesala s tím, jak se zmenšovala populace žížal. Ve srovnání s šestou vrstvou byla průměrná biomasa první vrstvy 20krát menší. U zakládky č. 1 činila průměrná biomasa na vermikompostovací zakládku 46,6 g/kg. Na základě statistického šetření byl zjištěn statisticky významný rozdíl mezi první a šestou vrstvou, jak v biomase, tak v počtu žížal.

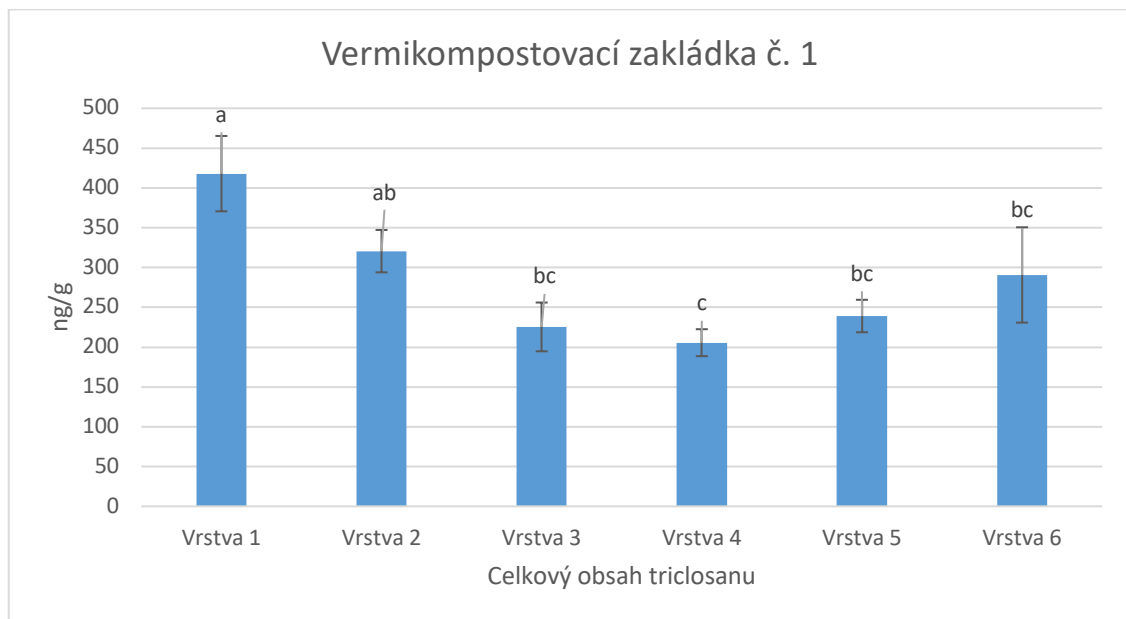
V grafu č. 13 je znázorněn celkový obsah bisfenolu A v první vermikompostovací zakládce. Nejvyšší celkový obsah bisfenolu A v první vermikompostovací zakládce byl zjištěn v první vrstvě, v němž byla hodnota 871,4 ng/g. Druhé nejvyšší zastoupení se nacházelo v šesté vrstvě, kde hodnota činila 298,3 ng/g. Naopak nejnižší obsah bisfenolu A byl stanoven u vrstvy tři a čtyři. Třetí vrstva měla hodnotu 121,8 ng/g a čtvrtá vrstva 125,1 ng/g. Ve vrstvách dvě a pět se nacházely téměř totožné hodnoty kolem 182 ng/g. Statisticky významný rozdíl byl zjištěn mezi první a druhou vrstvou, první a třetí vrstvou, první a čtvrtou vrstvou a první a pátou vrstvou.

Graf č. 13. Celkový obsah bisfenolu A ve vermikompostovací zakládce se směsí č. 1



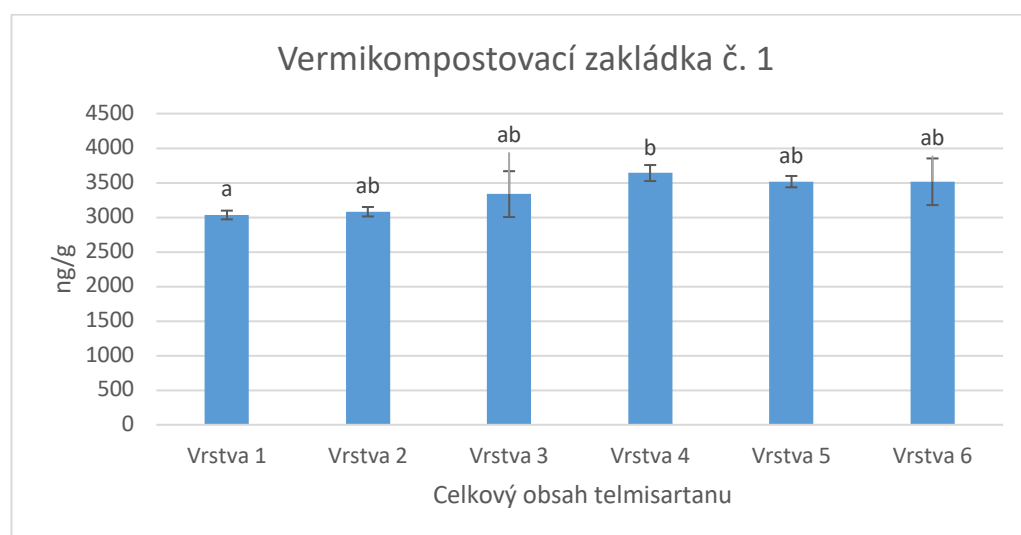
V grafu č. 14 je znázorněn celkový obsah triclosanu v první vermikompostovací zakládce a lze z něho vypočítat, že nejvyšší množství se nacházelo v první vrstvě, kde hodnota dosahovala 417,9 ng/g. Druhou nejvíce zastoupenou vrstvou s obsahem triclosanu byla vrstva druhá s hodnotou 320,5 ng/g. Nejméně celkového množství triclosanu se nacházelo ve čtvrté vrstvě, v níž obsah činil 205,5 ng/g. Mezi první a třetí, čtvrtou, pátou i šestou vrstvou byl zjištěn statisticky významný rozdíl. Dále byl statisticky významný rozdíl zjištěn také mezi druhou a čtvrtou vrstvou.

Graf č. 14. Celkový obsah triclosanu ve vermikompostovací zakládce se směsí č. 1



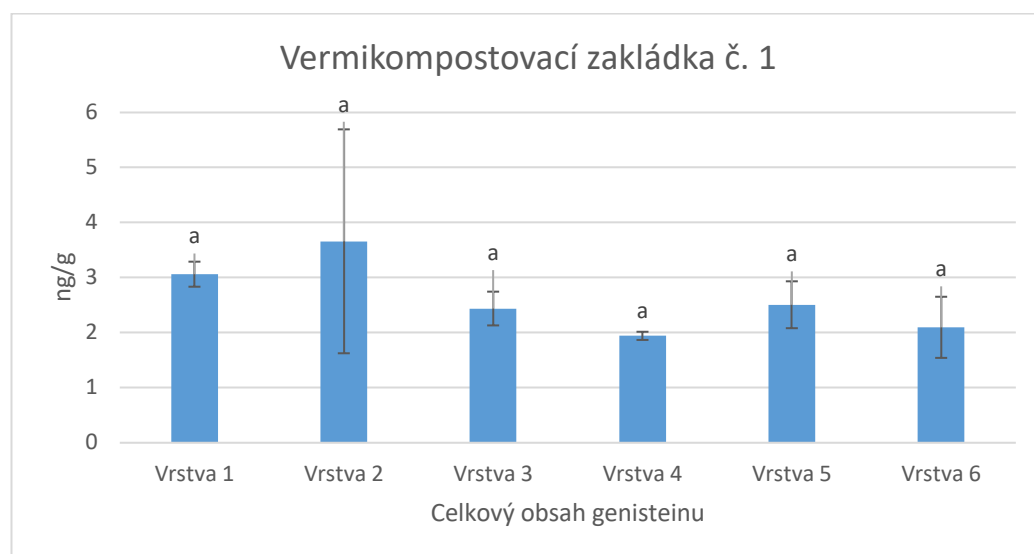
Z grafu č. 15 lze vyčíst, že hodnoty telmisartanu v první vermikompostovací zkládce měly rostoucí trend od první vrstvy až do čtvrté vrstvy. Od čtvrté vrstvy se hodnoty nepatrně snížily. Nejvyšší celkový obsah byl stanoven ve čtvrté vrstvě s hodnotou 3640 ng/g. Nejnižší množství bylo nalezeno v první vrstvě, kde byl obsah telmisartanu 3034 ng/g. Statisticky významný rozdíl byl zjištěn pouze mezi první a čtvrtou vrstvou.

Graf č. 15. Celkový obsah telmisartanu ve vermikompostovací zkládce se směsí č. 1



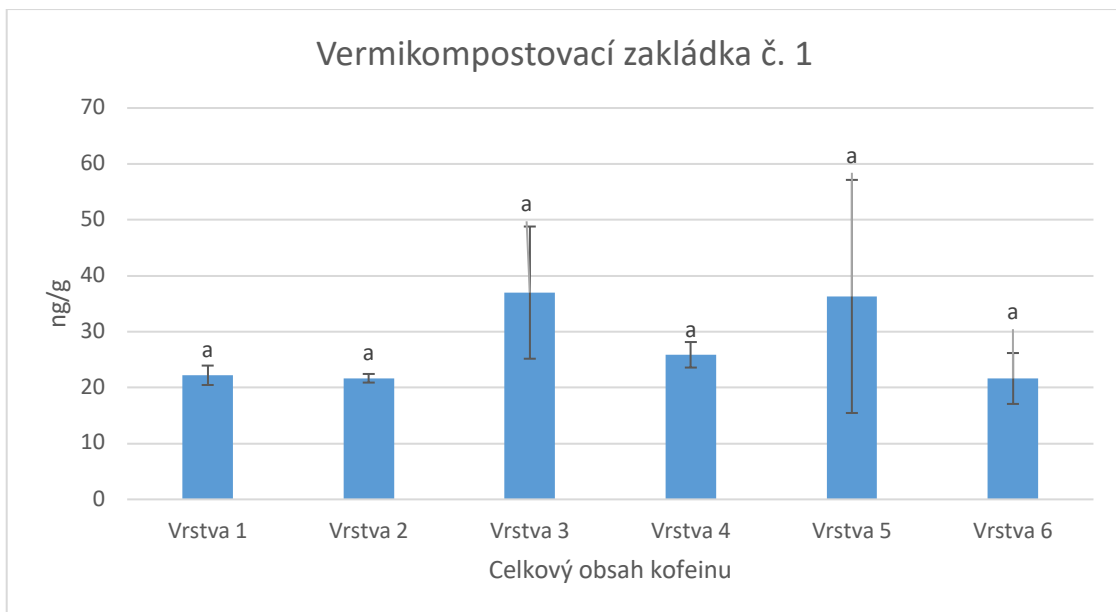
U první vermikompostovací zkládky se hodnoty genisteinu pohybovaly střídavě u jednotlivých vrstev. Nejvyšší hodnota byla dosažena ve druhé vrstvě s celkovým množstvím 3,6 ng/g. Druhá nejvyšší hodnota byla zjištěna v první vrstvě s obsahem 3 ng/g. Nejnižší obsah byl stanoven u čtvrté vrstvy, ve které hodnota dosáhla 1,9 ng/g. V rámci statistického šetření nebyl mezi jednotlivými vrstvami zjištěn žádný statisticky významný rozdíl (viz graf č. 16).

Graf č. 16. Celkový obsah genisteinu ve vermikompostovací zkládce se směsí č. 1



Z grafu č. 17 můžeme vypočítat, že nejvyšší celkové množství kofeinu v první vermikompostovací zakládce bylo zjištěno ve třetí vrstvě, kde hodnota činila 36,9 ng/g. Ve vrstvě páté byl naměřen obsah kofeinu jen o něco nižší, než tomu bylo u třetí vrstvy. Druhé nejvyšší množství kofeinu v této zakládce bylo tedy zjištěno ve vrstvě páté s hodnotou 36,2 ng/g. Naopak nejnižší hodnota 21,6 ng/g byla stanovena u druhé a šesté vrstvy, kde byly hodnoty totožné. Na základě statistického šetření nebyl mezi vrstvami zjištěn žádný statisticky významný rozdíl.

Graf č. 17. Celkový obsah kofeinu ve vermikompostovací zakládce se směsí č. 1



5.6 Vermikompostovací zakládka se směsí č. 2

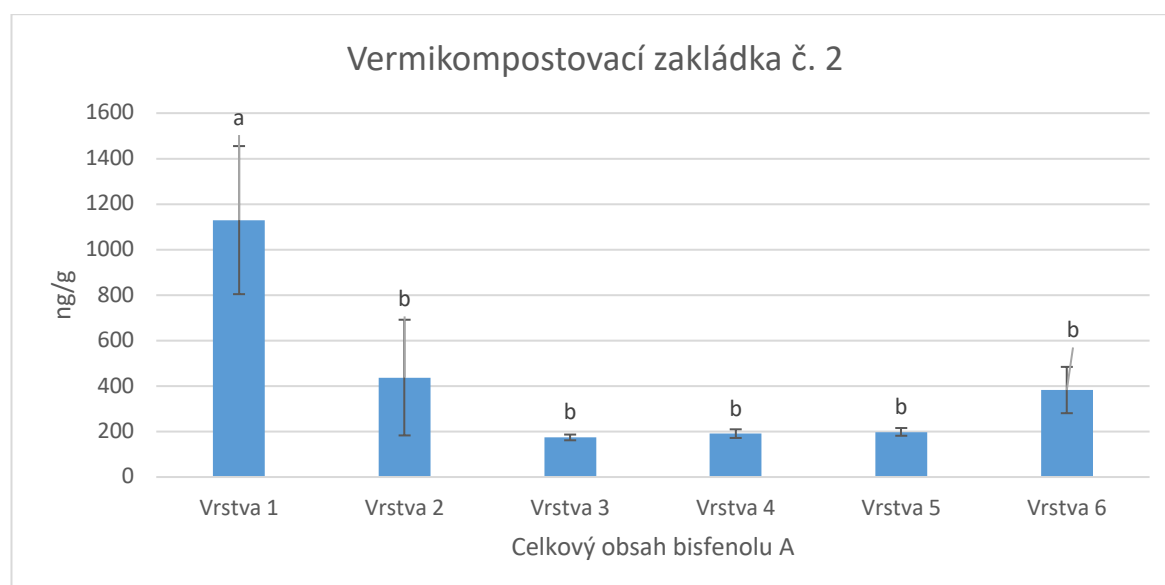
Tabulka č. 5. Počet žížal a biomasa ve druhé verмикompostovací zakládce

Vrstva	Počet žížal	Biomasa (g/kg)
6	319±25,32 ^b	51±5,07 ^b
5	239±14,64 ^{ab}	50,9±3,56 ^{ab}
4	165±25,32 ^{ab}	25,6±4,33 ^{ab}
3	77±12,26 ^{ab}	10,6±0,86 ^{ab}
2	77±6,60 ^{ab}	8,9±1,36 ^{ab}
1	63±9,57 ^a	4,7±1,09 ^a

Ve druhé verмикompostovací zakládce se směsí 2 bylo méně žížal než v první verмикompostovací zakládce se směsí 1. V šesté přidané vrstvě, ve které byl nejvyšší počet žížal ze všech vrstev, bylo pětkrát více žížal než v první vrstvě. S rostoucím stářím vrstvy se početnost žížal snižovala. Podobně, jako tomu bylo u první verмикompostovací zakládky. Průměrná biomasa byla téměř o polovinu nižší oproti první verмикompostovací zakládce. Na této verмикompostovací zakládce byla průměrná hodnota biomasy 25,3 g na kg. V porovnání s první vrstvou měla šestá vrstva více než 11krát více biomasy žížal (viz tabulka č. 5).

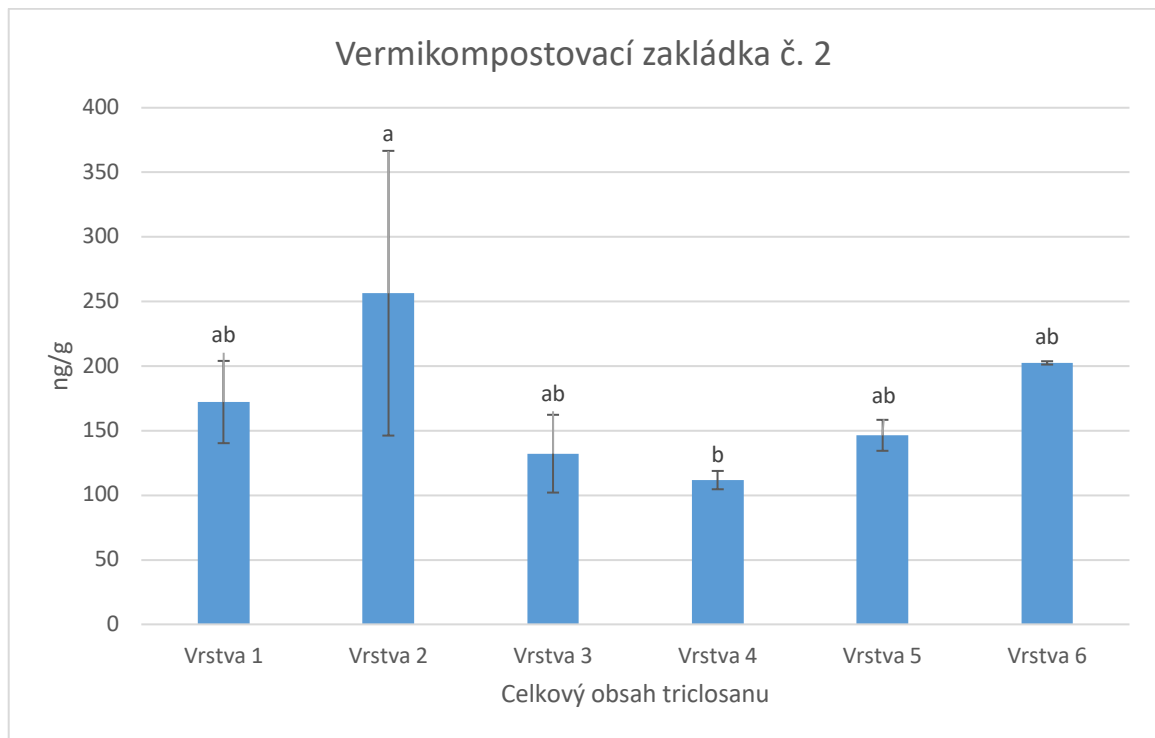
Na grafu č. 18 je znázorněn celkový obsah bisfenolu A ve verмикompostovací zakládce č. 2. Nejvyšší hodnoty dosáhla první vrstva, ve které byla zjištěna hodnota 1130 ng/g. Ve zbylých vrstvách byly hodnoty podstatně nižší. Druhý nejvyšší obsah bisfenolu A se nacházel ve druhé vrstvě s množstvím 437,2 ng/g. Nejméně celkového množství se pak nacházelo ve třetí vrstvě s hodnotou 174,1 ng/g. Statisticky významný rozdíl byl zjištěn mezi první vrstvou a zbylými pěti vrstvami.

Graf č. 18. Celkový obsah bisfenolu A ve verмикompostovací zakládce se směsí č. 2



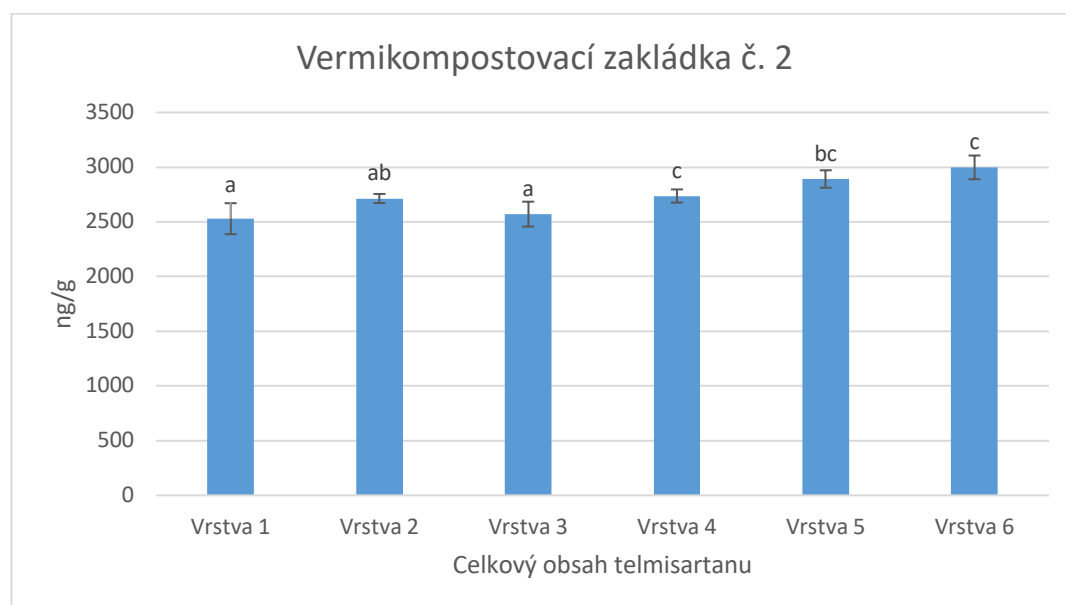
Z grafu č. 19 lze vypočítat, že celkové nejvyšší množství triclosanu bylo dosaženo ve druhé vrstvě s obsahem 256,3 ng/g ve druhé vermikompostovací zakládce. Druhou nejvíce vrstvou s vysokým obsahem triclosanu byla šestá vrstva s hodnotou 202,4 ng/g. Nejnižší hodnota dosáhla 111,7 ng/g ve čtvrté vrstvě. Mezi druhou a čtvrtou vrstvou byl zjištěn statisticky významný rozdíl.

Graf č. 19. Celkový obsah triclosanu ve vermikompostovací zakládce se směsí č. 2



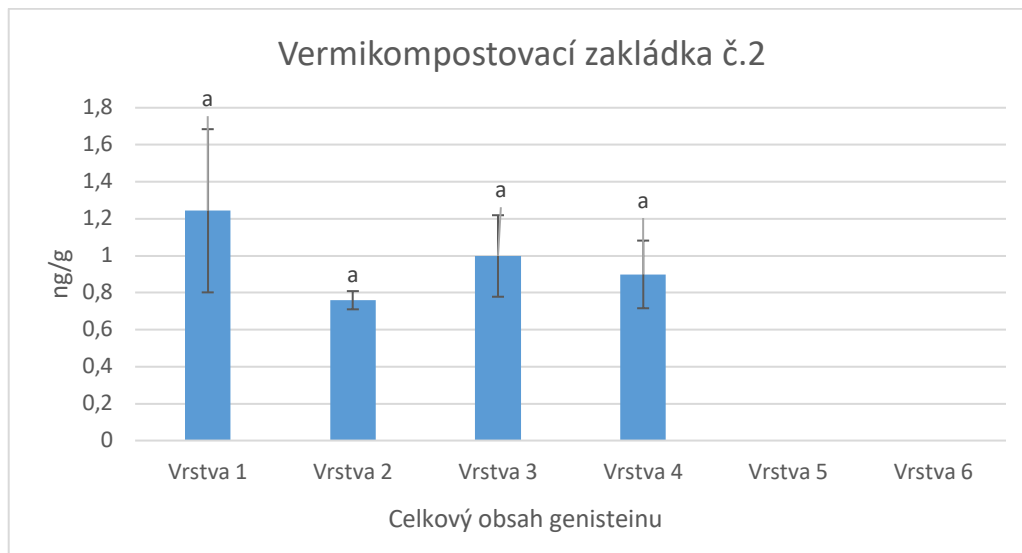
Na grafu č. 20 si lze všimnout, že hodnoty od třetí do šesté vrstvy měly rostoucí trend. Nejvyšší hodnota telmisartanu byla zjištěna ve vrstvě č. 6. Obsah telmisartanu v této vrstvě byl 2998 ng/g. Druhý nejvyšší celkový obsah byl nalezen u páté vrstvy s hodnotou 2892 ng/g. Naopak nejnižší celkové množství se vykytovalo v první vrstvě, ve které byl obsah telmisartanu 2529 ng/g. Mezi první a pátou vrstvou a první a šestou vrstvou došlo ke statisticky významnému rozdílu. Dále došlo také ke statisticky významnému rozdílu mezi druhou a šestou vrstvou. Mezi třetí a pátou vrstvou a také třetí a šestou vrstvou došlo rovněž ke statisticky významným rozdílům. Posledním výsledkem statistického šetření byl statisticky významný rozdíl mezi třetí a pátou vrstvou.

Graf č. 20. Celkový obsah telmisartanu ve vermikompostovací zakládce se směsí č. 2



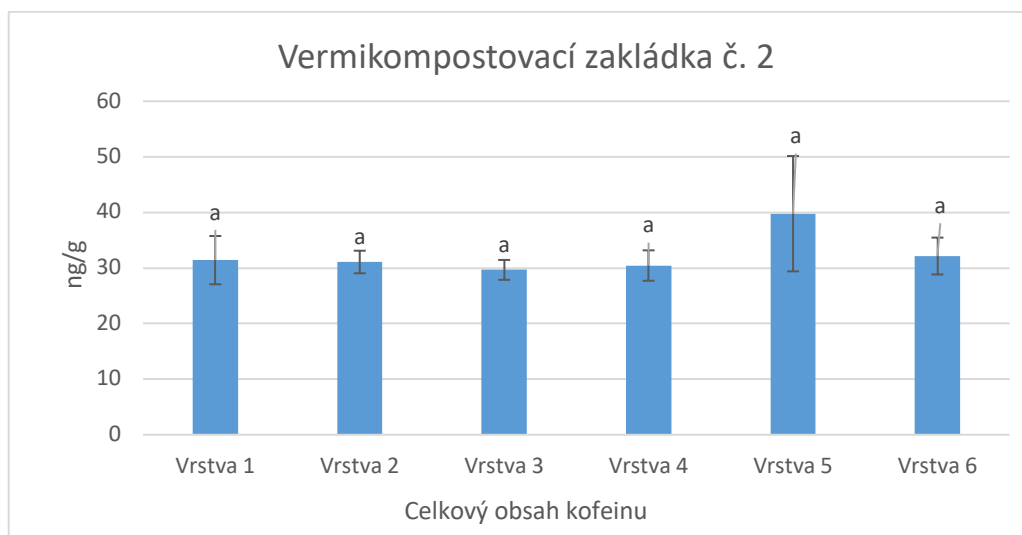
Z grafu č. 21 lze vypožorovat, že nejvyšší celkové množství genisteinu se nachází v první vrstvě této vermikompostovací zakládce, jehož hodnota byla 1,2 ng/g. Druhý nejvyšší obsah se vyskytoval ve třetí vrstvě s hodnotou 0,9 ng/g. Vrstvou s nejnižším obsahem se stala vrstva druhá s obsahem 0,7 ng/g. Ve vrstvě pět a šest byly hodnoty pod mezí detekce. Mezi zastoupenými vrstvami nebyl zjištěn žádný statisticky významný rozdíl.

Graf č. 21. Celkový obsah genisteinu ve vermikompostovací zakládce se směsí č. 2



Celkový obsah kofeinu ve druhé vermikompostovací zakládce byl zjištěn v největším množství v páté vrstvě s obsahem 39,7 ng/g. Druhé nejvyšší množství se nacházelo ve vrstvě šesté, kde byla hodnota 32,1 ng/g. Hodnoty od první do čtvrté vrstvy měly minimální rozdíly a byly téměř stejné. Vrstvou s nejnižším obsahem ze všech byla vrstva třetí s hodnotou 29,6 ng/g. Mezi jednotlivými vrstvami nebyl na základě statistického šetření zjištěn žádný statisticky významný rozdíl (viz graf č 22).

Graf č. 22. Celkový obsah kofeinu ve vermikompostovací zakládce se směsí č. 2



Tabulka 6. Průměrné množství obsahu vybraných mikropolutantů ze všech vrstev v jednotlivých zakládkách

	Kon.zakl 1 (ng/g)	Kon. zakl 2 (ng/g)	Vermi. zakl. 1 (ng/g)	Vermi. zakl 2 (ng/g)
Bisfenol A	384,5	294,7	297,9	418,8
Triclosan	307,1	133,7	283,2	170,2
Telmisartan	3447,5	2681,6	3353,8	2740,2
Genistein	2,2	1,1	2,6	0,9
Kofein	23,2	29,3	27,4	32,4

V tabulce č. 6 jsou znázorněné průměrné hodnoty všech obsahů vybraných mikropolutantů z jednotlivých vrstev v daných zakládkách. Jak lze z tabulky vypočítat, nejvyšších hodnot ze všech mikropolutantů dosahoval telmisartan napříč všemi zakládkami. Jeho nejvyšší množství bylo zjištěno v první kontrolní zakládce, kde průměrná hodnota ze všech vrstev činila 3448 ng/g. V kontrolní zakládce č. 1 byly zjištěny nejvyšší hodnoty také u triclosanu kde byla zjištěna hodnota 307,1 ng/g. Naopak nejnižší množství triclosanu se nacházelo ve druhé kontrolní zakládce s hodnotou 133,7 ng/g. Nejvyšší množství bisfenolu A se nacházelo ve vermikompostovací zakládce č. 2, kde hodnota byla 418,8 ng/g. Nejnižší množství bylo zjištěno v kontrolní zakládce č. 2 s obsahem 294,7 ng/g. Genistein i kofein se vyskytovaly oproti ostatním mikropolutantům ve výrazně nižších hodnotách. Nejvyšší množství genisteinu se nacházelo v první vermikompostovací zakládce, kde průměrná hodnota ze všech vrstev v zakládce činila 2,6 ng/g. Naopak nejnižší hodnoty byly nalezeny ve druhé vermikompostovací zakládce s hodnotou 0,9 ng/g. Kofein se vyskytoval nejvíce ve vermikompostovací zakládce č. 2, kde hodnota byla 32,4 ng/g. Nejnižší množství kofeinu bylo zjištěno v kontrolní zakládce č. 1 ve který celkový obsah ze všech vrstev v zakládce činil 23,2 ng/g.

Tabulka č. 7 Průměrný celkový obsah vybraných mikropolutantů ze všech vrstev v kontrolních a vermikompostovacích zakládkách

	Kontrolní zakládka (ng/g)	Vermikompostovací zakládka (ng/g)
Bisfenol A	339,6	358,3
Triclosan	220,4	226,6
Telmisartan	3064,5	3046,9
Genistein	1,6	1,79
Kofein	26,2	29,9

Průměrné celkové obsahy vybraných mikropolutantů ve všech vrstvách kontrolních a vermikompostovacích zakládek jsou uvedeny v tabulce 7. Množství bisfenolu A se ve vermikompostovacích zakládkách zvýšilo o 5,2 % oproti kontrolním zakládkám. Hodnota triclosanu ve vermikompostovacích zakládkách byla o 2,7 % vyšší než u kontrolních zakládek. Množství telmisartanu bylo v podstatě totožné jak u zakládek s vermikompostem tak u kontrolních zakládek. Vyšší množství bylo zjištěno u kontrolních zakládek o 0,6 %. U vermikompostovacích zakládek byla hodnota genisteinu o 10,6 % vyšší než u kontrolních zakládek. U kofeinu platí totéž, jen rozdíl byl ještě o něco vyšší, a to konkrétně o 12,3 %. Přestože se hodnoty od sebe významně nelišily, lze z tabulky vyvodit, že vermikompostovací zakládka měly vyšší obsah mikropolutantů. Statistická analýza nepřinesla žádné statisticky významné rozdíly.

6 Diskuze

Kvalita a stabilizace vermikompostovacích zakládek se ve výzkumu vermikompostování obvykle hodnotí sledováním ukazatelů, jako je obsah sušiny, pH, elektrická vodivost, vlhkost, poměr C:N, populace žížal a biomasa žížal. Odpadní papír a čistírenské kaly byly ve všech zakládkách kombinovány v hmotnostním poměru 1:2. Tento poměr činí 33,3 % čistírenských kalů a 66,7 % nasávané kartonáže.

Potvrdilo se, že populace žížal v mladších vrstvách obou zkoumaných vermikompostů jsou díky konzumaci přidané směsi kalů a nasávané kartonáže početnější. Nejmladší vrstva vermikompostovací zakládky, která byla kombinována s kalem č. 1, měla nejvyšší biomasu a největší počet žížal. Na začátku pokusu bylo v každé vermikompostovací zakládce 100 žížal na litr. Na konci pokusu bylo v první vermikompostovací zakládce 391 žížal na 1 kg. Ve druhém vermikompostu bylo zjištěno nižší množství. Na konci pokusu bylo zjištěno 319 žížal na 1 kg.

Karmegan et al. (2019) vermikompostovali kravský hnůj, papírenský kal a rostliny na zelené hnojení. Pro experimenty s vermikompostováním bylo připraveno celkem šest různých kombinací zakládek. První vermikompost tvořil 100 % kravského hnoje. Druhý vermikompost obsahoval 50 % papírenského kalu a 50 % kravského hnoje. Třetí vermikompost se skládal z 50 % papírenského kalu, 25 % *Tephrosia purpurea* a 25 % *Gliricidia sepium*. Čtvrtý vermikompost obsahoval 50 % kravského hnoje 25 % *Tephrosia purpurea* a 25 % *Gliricidia sepium*. Pátý vermikompost se skládal z 50 % papírenského kalu, 25 % kravského hnoje a 25 % *Tephrosia purpurea*. Poslední šestý vermikompost byl tvořen z 50 % papírenským kalem, 25 % kravským hnojem a 25 % *Gliricidia sepium*. Všechna ošetření byla udržována s obsahem vlhkosti 65–70 % až do ukončení studie, tj. 60 dnů. *Eisenia fetida* rostla nejrychleji v šesté zakládce (9,54 mg/žížalu/den), dále ve čtvrté zakládce (9,33 mg/žížalu/den) a páté zakládce (9,01 mg/žížalu/den). Tyto hodnoty byly o něco vyšší než u nejmenší hodnoty v první zakládce (8,81 mg/žížalu/den). Míra produkce kokonů žížal se pohybovala od 0,076 do 0,098 kokonu/žížalu/den. Druh a obsah živin použitých organických substrátů určuje, jakým způsobem *Eisenia fetida* roste a rozmnožuje se. Zásadní je, že vlastnosti materiálů, jako je kravský hnůj, mají velký vliv na to, jak se žížaly vyvíjejí a rozmnožují. Žížaly byly ručně roztříděny, počítány, očištěny vodou a zváženy pomocí digitální váhy za účelem výpočtu biomasy. Od začátku pokusu do konce (60 dnů) se toto vážení provádělo jednou za 15 dnů. Nejvyšší individuální biomasu měl šestý vermikompost (892,21 mg/žížalu), následoval čtvrtý (879,38 mg/žížalu, pátý (860,44 mg/žížalu) a první (848,47 mg/žížalu). Obsah sušiny v biomase získané z vermikompostovacích kalů byl vyšší. Je to proto, že žížaly a další mikroorganismy nacházejí v kalu více živin. Po 60 dnech dosáhl celkový počet žížal z každého ošetření svého maxima ve čtvrtém vermikompostu, poté v prvním a pátém vermikompostu. V porovnání s ostatními zakládkami dosáhla třetí vermikompostovací zakládka velmi nízkých hodnot rychlosti růstu žížal, biomasy jednotlivých druhů a celkového počtu žížal. V našem experimentu se nacházel nejvyšší počet žížal v nejmladších vrstvách u obou vermikompostovacích zakládek. Se starším vrstvy se počet žížal snižoval. Průměrná biomasa ve druhé vermikompostovací zakládce byla téměř o polovinu nižší oproti první zakládce. Pro

porovnání, ve druhé zakládce obsahovala nejmladší vrstva 11krát více biomasy žížal než vrstva nejstarší.

U vybraných mikropolutantů se při vyhodnocování dat objevil překvapivý výsledek. Tím je nárůst jejich koncentrace při vermikompostování. To, co se odehrálo během vermikompostování, je však typickou ukázkou změn, které tyto postupy přinášejí. Kompostování zahrnuje přípravu vstupních materiálů, smíchání v určitém poměru a umožnění mikroorganismům, aby začaly rozkládat organickou hmotu. Tento proces se liší v závislosti na použité metodě. Začínáme tedy s určitým objemem a hmotností zakládky. Po ukončení kompostování se velká část vstupního materiálu rovněž přemění na plynné produkty a přebytečná kapalina je vyloučena v důsledku rozkladu materiálu. V důsledku toho se hmotnost a objem hotového produktu na konci postupu značně liší. Koncentrace chemických látek v kompostu ve srovnání s koncentracemi ve vstupní biomase by měla zdatelně stoupnout, čím nižší je objemová hmotnost. Tomuto jevu samozřejmě podléhají všechny chemické látky, včetně živin, rizikových prvků a mikropolutantů.

K diskuzi se nabízí fakt, který mohl mít zásadní vliv na průběh celého experimentu. Jedná se o přidávání jednotlivých vrstev materiálu z hromad, které také průběžně stárnuly. Jako zcela nezbytné pro proces vermikompostování se jeví úprava čistírenských kalů před přidáním žížal. V praxi se toho dociluje nejčastěji předkompostováním, stejně jako v našem případě, kdy se obě směsi jeden měsíc předkompostovaly a z toho se dodával žížalám krmný materiál. Vzniká tím otázka, co se dělo v připravených v předkompostovaných směsích, ze kterých následně byl odebírán krmný materiál pro žížaly. Z toho hlediska je staří vrstev poměrně zavádějící termín, jelikož to zkrátka tak úplně neplatí. Protože směsi, ze kterých se přidávaly novější vrstvy také průběžně stárnuly. Tím pádem nelze tvrdit, že nejmladší vrstva v zakládce byla nejmladší i z hlediska složení směsi. Naopak lze tvrdit, že nejnovější (nejmladší) vrstva v zakládce byla zároveň i nejstarší. Právě díky tomu, že jednotlivé vrstvy byly přidávány ze směsí, které průběžně stárnuly. Řešením této situace by bylo namíchat pokaždé novou směs znovu, aby směs byla čerstvá. Nicméně suroviny, zejména kal, by musely mít vždy úplně stejné vlastnosti, což v praxi není možné.

Dalším důvodem, proč nedocházelo k poklesu mikropolutantů, může být vermiakumulace. Žížaly mohly absorbovat a koncentrovat látky, které se nachází v daném materiálu, včetně mikropolutantů. Tyto látky se pak mohly hromadit v jejich těle a následně se mohly při úmrtí a rozkladu žížal opět uvolňovat a ve výsledku zůstat ve výsledném vermikompostu v koncentrovanější formě.

Pospíšil (2022) ve své diplomové práci zjišťoval vliv žížal (konkrétně druhu *Eisenia andrei*) na obsah mikropolutantů během procesu vermikompostování čistírenských kalů smíchaných se slaměnými peletami. Experiment trval čtyři měsíce a probíhal ve dvou opakováních pro každou variantu s použitím a bez použití žížal. Analýza probíhala pomocí kapalinové chromatografie a sledovala obsah mikropolutantů v jednotkách ng/g. Výsledky ukázaly snížení obsahu mikropolutantů při použití žížal, s nejvýznamnějším účinkem u látek triclosan (o 30 – 43 % nižší koncentrace než varianta bez použití žížal), sulfanilamid (3 – 37 %), amitriptylin (15 – 19 %) a carbamazepin (10 – 42 %). Také byla zaznamenána vermiakumulace některých látek,

jako je kofein (40 – 184 %), diclofenac (144 – 207 %) a telmisartan (1,5 – 44%). Pro porovnání, v našem experimentu byl vyšší obsah triclosanu ve vermikompostovacích zakládkách o 2,7 % oproti zakládkám bez žížal. Hodnota kofeinu byla vyšší o 12,3 % v zakládkách s žížaly ve srovnání s kontrolními zakládkami bez žížal. U telmisartanu byl ve srovnání s vermikompostovacími zakládkami zjištěn vyšší obsah o 0,6 % v kontrolních zakládkách.

Zajímavá je hodnota telmisartanu ve všech zakládkách. Oproti ostatním mikropolutantům se telmisartan vyskytoval v zakládkách v mnohonásobně větším množství. Nejvyššího množství dosáhl v první kontrolní zakládce s hodnotou 3448 ng/g. Naopak nejméně ho bylo ve druhé kontrolní zakládce s obsahem 2682 ng/g. Ve vermikompostovacích zakládkách dosahuje množství podobných hodnot jako u kontrolních základek. V první vermikompostovací zakládce bylo množství 3354 ng/g a ve druhé 2740 ng/g. Na základě zjištěných hodnot si lze všimnout, že z hlediska množství zde hrají podstatnou roli čistírenské kaly. Respektive ve směsi s kalem č. 1 jsou hodnoty v zakládkách podstatně vyšší, než je tomu u základek, které tvoří směs s kalem č. 2. Ivanová et al. (2018) zkoumali ve stabilizovaných čistírenských kalech z pěti čistíren odpadních vod výskyt 93 léčiv. Z jednotlivých léčiv byly nejvyšší koncentrace zaznamenány u fexofenadinu (průměr 2340 ng/g sušiny, maximum 5600 ng/g) a právě telmisartanu (průměrně 1170 ng/g sušiny, s maximem 3370 ng/g).

Množství triclosanu bylo ve vermikompostovací zakládce velmi ovlivněno rozdíly mezi prvním a druhým čistírenským kalem. V namíchané směsi s prvním kalem byly hodnoty v zakládkách dvojnásobně vyšší oproti zakládkám se směsí s druhým čistírenským kalem. Dume et al. (2023) zkoumali vliv žížal na chování organických mikropolutantů v čistírenských kalech. Cílem této studie bylo vyhodnotit koncentraci léčiv, produktů osobní péče a chemikálií narušujících endokrinní systém při vermikompostování čistírenských kalů pomocí *Eisenia andrei* a v tkáních žížal s cílem vyhodnotit účinnost žížal při odstraňování těchto látek. Experiment byl prováděn po dobu 120 dnů s žížalami a bez nich v různých poměrech čistírenského kalu ve směsi se sušenými slámenými peletami. Výsledky ukázaly, že žížaly měly nejvýraznější účinnost odstraňování u triclosanu (37 %). Zajímavostí tedy je, že nejnižší hodnota triclosanu byla zjištěna ve druhé kontrolní zakládce bez žížal, nikoliv ve druhé vermikompostovací zakládce, jak by se očekávalo.

Grasserová et al. (2024) studovali vermiremediace kalu obsahujících různé mikropolutanty, včetně léčiv, produktů osobní péče, endokrinních disruptorů a per/polyfluoralkylových látek. Dvě směsi pocházející z různých čistíren odpadních vod (ČOV 1 a ČOV 2) byly smíchány s navlhčenou slámou (poměry byly 0, 25, 50 a 75 %). Do směsí byly vloženy žížaly *Eisenia andrei* a po šesti týdnech byly výsledné materiály podrobeny různým typům chemických a toxikologických analýz, včetně konvenčních testů (úmrtnost, hmotnost) a také testů na úrovni tkání a buněk. Procesem vermiremediace bylo dosaženo významného odstranění diklofenaku (90 %), metoprololu (88 %), telmisartanu (62 %) a triclosanu (81 %). Přestože byly koncentrace mikropolutantů v původních vzorcích kalů podstatně odlišné, mikropolutanty se během inkubační doby vermikakumulovaly v podobném rozsahu. Žížaly podstatně eliminovaly přítomné bakteriální populace, zejména při použití poměru 75 % směsi s kalem, kde průměrné poklesy byly 90 a 79% pro ČOV 1 a ČOV2.

Pokud odvodněný čistírenský kal není silně znečištěn anorganickými škodlivými látkami, zejména rizikovými prvky, je jeho přeměna na vermikompost výhodnou volbou. Nejenže se kal přemění na produkt s vyšší přidanou hodnotou, ale také se částečně odstraní nežádoucí organické kontaminanty a mikropolutanty. Innemanová et al. (2022) zkoumali schopnost *Eisenia andrei* snižovat koncentraci mikropolutantů ve směsi s kalem v polních podmínkách. Anaerobně stabilizovaný odvodněný čistírenský kal ze středně velké čistírny odpadních vod (ČOV) byl podroben procesu vermikompostování v polních podmínkách. Jako podestýlkový materiál byla použita sláma ve dvou směsných poměrech. Téměř roční sledování procesu bylo zaměřeno na přítomné nebezpečné látky, jejichž koncentrace jsou regulovány právními předpisy o používání kalů na zemědělské půdě. Dále byl sledován obsah makro a mikroživin, jako je N, P, K, Mo, Ca, Mg. Byl popsán potenciál procesu vermikompostování ke snížení obsahu emergentních polutantů s ohledem na 35 zjištěných látek, včetně pěti endokrinních disruptorů. Studie naznačila, že biostabilizace odvodněných čistírenských kalů pomocí žížal představuje účinnou technologii přeměny škodlivých produktů čištění odpadních vod na biohnojiva bohatá na živiny. Vermikompostování vedlo k výraznému snížení množství 4 zjištěných endokrinních disruptorů (bisfenol A, bisfenol F, estron a 17beta-estradiol). Naopak byl pozorován nárůst obsahu bisfenolu S, který byl pravděpodobně způsoben materiálem, který byl použitý k izolaci vermikompostéru. Bylo odstraněno 28,7 % (segment A) a 29,2 % (segment B) nejrozšířenějšího mikropolutantu, telmisartanu. V našem experimentu nedošlo ani k výraznému snížení či zvýšení množství telmisartanu. Hodnoty poukazují na to, že rozdíl obsahů mezi vermikompostovací a kontrolní zakládkou byl 0,6 %.

Hanč et al. (2021) se zaměřili na studii vermikompostování použité kávové sedliny a jejích směsí s peletami slámy. Proces byl hodnocen z hlediska biologických a fyzikálně-chemických vlastností. Největší počet a biomasa žížal byla zjištěna při ošetření 25 % obj. kávové sedliny + 75 % obj. slámové pelety. Nejmladší horní vrstva v tomto ošetření vykazovala biomasu a počty žížal, které byly 1,6krát, resp. 4,5krát vyšší než v nejspodnější vrstvě. Hmotnost žížal klesala s tím, jak vrstva stárla. Ve srovnání s mladšími vrstvami se v nejstarší ošetřené vrstvě snížila koncentrace hub a šesti hydrolytických enzymů. Kromě toho měla nejstarší ošetřená vrstva stále vhodné agrochemické vlastnosti. Nejreprezentativnější farmaceuticky aktivní chemickou látku, stimulant kofein, dokázaly jeho množství žížaly drasticky snížit. Důkazem je nižší obsah kofeinu v ošetření 3 (průměr vrstev 48 ng/g) ve srovnání s kontrolním ošetřením 5 stejného složení bez žížal (průměr vrstev 1851 ng/g), což je 38krát méně. Pro srovnání s našim experimentem, byly zjištěny vyšší hodnoty o 12, 3 % ve vermikompostovacích zakládkách oproti kontrolním zakládkám. Nejvyšší průměrná hodnota se nacházela ve druhé vermikompostovací zakládce s hodnotou 32,4 ng/g. Z toho vyplývá, že v našem případě k poklesu kofeinu působením činnosti žížal nedošlo.

7 Závěr

Cílem diplomové práce bylo umožnit získat odpovědi ke stanoveným hypotézám, které se týkají mikropolutantů ve vermikompostech pocházejících z čistírenského kalu a nasávané kartonáže.

První hypotéza: Obsah farmak a endokrinních disruptorů ve vermikompostech závisí na původu čistírenského kalu. Tato hypotéza byla potvrzena na základě hodnot získaných ze vstupních materiálů a namíchaných směsí společně s nasávanou kartonáží. Jednotlivé rozdíly se vyskytovaly v sušině, pH, vlhkosti, elektrické vodivosti a poměru C:N. Z hlediska vybraných mikropolutantů byly dosaženy celkově vyšší hodnoty u čistírenského kalu č. 1. Pouze kofein se vyskytoval ve vyšším množství v čistírenském kalu č. 2. V namíchaných směsích s nasávanou kartonáží byly zjištěny vyšší obsahy všech vybraných mikropolutantů jak farmak, tak endokrinních disruptorů ve směsi č. 1 (čistírenský kal č. 1). V první vermikompostovací základce s čistírenským kalem č. 1 byly zjištěny hodnoty podstatně vyšší u telmisartanu, genisteinu a triclosanu. Naopak u druhé vermikompostovací základky s čistírenským kalem č. 2 byly hodnoty vyšší u bisfenolu A a také u kofeinu.

Druhá hypotéza: Obsah mikropolutantů během vermikompostování nepřímo koreluje s množstvím přítomných žížal. Tuto hypotézu lze částečně potvrdit, jelikož některé mikropolutanty se nacházely v nejvyšším množství v nejstarších vrstvách vermikompostovacích zakládek, kde byl nejmenší obsah biomasy i počet žížal. Například Bisfenol A je podstatně nejvíce zastoupen právě v první, nejstarší vrstvě, a to jak u vermikompostovací základky č. 1 tak i u vermikompostovací základky č. 2. To samé platí u triclosanu, ten taktéž dosahuje nejvyšších hodnot v prvních vrstvách obou zakládek. Zajímavostí obou mikropolutantů ale je, že hned po první vrstvě, kde jsou obsahy nejvyšší, následuje nejmladší, šestá vrstva. Telmisartan vykazuje vzestupnou tendenci v množství od nejstarší vrstvy po nejmladší. Jeho zastoupení je u obou vermikompostovacích zakládek nejvyšší v šesté, nejmladší vrstvě. Celkové množství genisteinu i kofeinu je podobné ve všech vrstvách nezávisle na tom, kde je nejvyšší množství žížal.

Třetí hypotéza: Ve vermikompostech je nižší obsah mikropolutantů než v kontrolní variantě bez žížal. Tato hypotéza byla vyvrácena na základě zjištěných hodnot, respektive průměrných obsahů vybraných mikropolutantů ze všech vrstev. Bisfenol A byl více zastoupen ve vermikompostovacích zakládkách. Celková průměrná hodnota bisfenolu A u těchto zakládek byla 358,3 ng/g. Oproti tomu u kontrolních zakládek činila hodnota 339,6 ng/g. Pouze telmisartan se vyskytoval ve vyšším množství u kontrolních zakládek. Hodnota 3065 ng/g ale byla jen o 18 ng/g vyšší než u vermikompostovacích zakládek. Genistein, jakožto poslední zástupce endokrinních disruptorů se vyskytoval ve vyšším množství u vermikompostovacích zakládek, s hodnotou 1,79 ng/g byl ale jen o 0,19 ng/g více zastoupen, než tomu bylo u kontrolních zakládek. Také u kofeinu byla zjištěna vyšší hodnota u vermikompostovacích zakládek, ve kterých průměrný obsah ze všech vrstev činil 29,9 ng/g. U kontrolních zakládek byla průměrná hodnota 26,2 ng/g. Na základě těchto zjištěných hodnot lze tvrdit, že vyšší hodnoty mikropolutantů se nacházely u vermikompostovacích zakládek, nicméně hodnoty

mezi sebou nevykazovaly příliš velké rozdíly. Na základě statistického šetření nebyl zjištěn žádný statisticky významný rozdíl mezi vermikompostovacími a kontrolními zakládkami.

Na základě výzkumu byl v diplomové práci nalezen příznivý vliv krmných surovin na účinek žížal, který se ukázal jako prospěšný s růstem jejich populace. Pro následující výzkumy by bylo vhodné zajistit větší počet opakování u zkoumaných surovin. Na základě získaných výsledků lze usoudit, že namíchané směsi, respektive namíchaný materiál lze biologicky zpracovat vermikompostováním. Pozitivním zjištěním je také využití zpracování nasávané kartonáže a čistírenských kalů jako jednou z metod vermikompostování.

8 Literatura

Adi A.J, Noor Z.M. 2009. Waste recycling: Utilization of coffee grounds and kitchen waste in vermicomposting. *Bioresource Technology* **100**:1027-1030

Ayilara S.M, Olanrewaju O.S, Babalola O.O, Odeyemi O. 2020. Waste Management through Composting: Challenges and Potentials **11**:4456-4466

Babić S, Barišić J, Bielen A, Bošnjak I, Klobučar R.S, Ujević I, Perović I.S, Popović N.T, Rakovac R. 2016. Multilevel ecotoxicity assessment of environmentally relevant bisphenol A concentrations using the soil invertebrate *Eisenia fetida* **318**:477-486

Barker V.A. 1997. Composition and uses of compost **668**:140-162

Castilla C, Utrilla J, Polo M, Ramon M. 2021. Chapter 5 - Remediation of water polluted with model endocrine disruptors based on adsorption processes

Ciešlik B, Namieśnik J, Konieczka P. 2015. Review of sewage sludge management: standards, regulations and analytical methods **90**:1-15

Cornelio V, Canepa J. 2017. Vermicomposting: I progress and strategies in the treatment of organic solid waste **8**:1-15

Český statistický úřad. 2022. Produkce kalů v ČOV od roku 2005 do roku Dostupné z <https://www.czso.cz/csu/czso/3-zivotni-prostredi-4z1x5kvfyw>

Dai X. H. 2020. Applications and perspectives of sludge treatment and disposal in China **72**:30-34.

D'Imporzano G, Adani F. 2023. Measuring the environmental impacts of sewage sludge use in agriculture in comparison with the incineration alternative **905**:3-24

Domínguez J. 2018. Earthworms and vermicomposting **5**:63-75

Domínguez J, Aira M, Gómez-Brandón M. 2010. Vermicomposting: earthworms enhance the work of microbes **93**:95-114

Dominguez J, Edwards C.A, Subler S. 1997. A comparison of vermicomposting and composting. **10**:57-59

Dume B, Hanč A, Švehla P, Míchal P, Pospíšil V, Grasserová A, Cajthaml T, Chane A.D, Nigussie A. 2023. Influence of earthworms on the behaviour of organic micropollutants in sewage sludge **416**:411-435

Dutta S, Zhang Q, Cao Y, Wu Ch, Moustakas K, Zhang S, Wang K, Tsang D. 2022. Catalytic valorisation of various paper wastes into levulinic acid, hydroxymethylfurfural, and furfural: Influence of feedstock properties and ferric chloride **357**:2-4

Enebe M, Erasmus M. 2023. Vermicomposting technology - A perspective on vermicompost production technologies, limitations and prospects **345**:5-10

Feng L, Hu T, Ma H, Gao Z, Liu Y, He S, Ding J, Jiang J, Zhao Q, Wei L. 2023. Impacts of biochar derived from oil sludge on anaerobic digestion of sewage sludge: Performance and associated mechanisms **425**:21-37

Fogarty A.M, Tuovinen O.H. 1991. Microbiological degradation of pesticides in yard waste composting **55**:225-233

Fytli D, Zabanitou A. 2008. Utilization of sewage sludge in EU application of old and new methods **12**:116-140

Georgi K, Ekaterina S, Alexander P, Alexander R, Kirill Y, & Andrey V. 2022. Sewage sludge as an object of vermicomposting. Bioresource Technology Reports, **20**:5-20

Ghahremani M. H, Khansari M. G, Farsi Z, Yazdanfar N, Jahanbakhsh M, Sadighara P. 2024. Bisphenol A in dairy products, amount, potential risks, and the various analytical methods, a systematic review **21**:1-5

Grasserová A, Pacheco N.I.N, Semerád J, Filipová A, Innemanová P, Hanč A, Procházková P, Cajthaml T. 2024. New insights into vermiremediation of sewage sludge: The effect of earthworms on micropollutants and vice versa **174**:496-508

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

Hanč A, Bouček J, Švehla P, Dreslová M, Tlustoš P. 2017. Properties of vermicompost aqueous extracts prepared under different conditions **11**:1428-1434

Hanč A, Hřebečková T, Grasserová A, Cajthaml T. 2021. Conversion of spent coffee grounds into vermicompost **341**:2-10

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

Hanč A, Plíva P. 2013. Vermikompostování bioodpadů. Česká zemědělská univerzita v Praze, Praha.

Hnojní žížaly. 2018. Fotografie. Dostupné z <https://www.hojnizizaly.cz>

Ilie V, Mihalache M. 2019. Vermicompost production and its importance for soil and agricultural production. **62**:1-3

Inkoua S, Li Ch, Kontchoua B, Sun K, Zhang S, Gholizadeh M, Wang Y, Hu X. 2022. Activation of waste paper: Influence of varied chemical agents on product properties **146**:94-105

Innemanová P, Grasserová A, Cajthaml T. 2022. Pilot-scale vermicomposting of dewatered sewage sludge from medium-sized wastewater treatment plant. Institute for Environmental Studies, Faculty of Science, Charles University.

Ivanová L, Mackuřák T, Grabic R, Golovko O, Koba O, Staňová A.V, Szabová P, Grenčíková A, Bodík I. 2018. Pharmaceuticals and illicit drugs – A new threat to the application of sewage sludge in agriculture **634**:606-615

Jensen M.B, Møller J, Scheutz Ch. 2016. Comparison of the organic waste management systems in the Danish–German border region using life cycle assessment (LCA) **49**:491-504

Jiacong L, Zhigang L, Hang X, Shuai L, Qiaoxia Y, Hongliang C. 2018. Earthworm photophobic movement under different light conditions and quantitative analysis of mechanical separating vermicompost parameters **7**:235-241

Kacprzak M, Neczaj E, Fijalkowski K, Grobelak A, Grosser A, Worwag M, Rorat A, Brattebo H, Almas A, Singh B. 2017. Sewage Sludge Disposal Strategies for Sustainable Development. Environmental Research **156**:39-46

Kalina M. 2004. Kompostování a péče o půdu. Grada Publishing a.s., Praha.

Karmegam N, Vijayan P, Prakash M, Paul J.A.J. 2019. Vermicomposting of paper industry sludge with cowdung and green manure plants using *Eisenia fetida*: A viable option for cleaner and enriched vermicompost production **228**:718-728

Kholostov G, Sazanova E, Popov A, Ryumin A, Yakkonen K, Vishnyakov A, 2022. Sewage sludge as an object of vermicomposting. *Bioresource Technology Reports* **20**:1-6

Kumar V, Sharma N, Umesh M, Chakraborty P, Kaur K, Duhan L, Sarojini S, Thazeem B, Parija R, Vangnai A, Maitra S, 2023. Micropollutants characteristics, fate, and sustainable removal technologies for landfill leachate: A technical perspective. *Journal of Water Process Engineering* **53**:1-14

Kuraš M. 2014. Odpady a jejich zpracování. *Vodní zdroje Ekomonitor*, Chrudim

Lancinger V. 2023. Vermikompostování čistírenského kalu a odpadního papíru. Česká zemědělská univerzita v Praze, Praha.

Lazcano C, Domínguez J. 2011. The use of vermicompost in sustainable agriculture: impact on plant growth and soil fertility. *Soil nutrients*, **10**:1-23

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

Lei X, Cui G, Sun H, Hou S, Deng H, Li B, Yang Z, Xu Q, Huo X, Cai J. 2024. How do earthworms affect the pathway of sludge bio-stabilization via vermicomposting **916**:22-41

Lewicki, A, Dach J, Boniecki P, Czekala W, & Witaszek K. 2014. The control of air humidity and temperature in relationship with a biowaste composting process **909**:455-462

Lin L, Xu , Ge X, Li Y. 2018. Improving the sustainability of organic waste management practices in the food-energy-water nexus: A comparative review of anaerobic digestion and composting **89**:151-167

Liu M, Tan S, Zhang M, He G, Chen Z, Fu Z, Luan Ch. 2020. Waste paper recycling decision system based on material flow analysis and life cycle assessment: A case study of waste paper recycling from China **255**:1-4

Lopes I.G, Yong J.WH, Lalander C. 2022. Frass derived from black soldier fly larvae treatment of biodegradable wastes. A critical review and future perspectives **142**:65-76

Luo Y, Guo W, Ngo H, Nghiem L, Hai F, Zhang J, Liang S, Wang X. 2014. A review on the occurrence of micropollutants in the aquatic environment and their fate and removal during wastewater treatment **473-474**:619-641

Lv B, Zhang D, Cui Y, Yin F. 2018. Effects of C/N ratio and earthworms on greenhouse gas emissions during vermicomposting of sewage sludge **268**:408-414

Lyčková B, Fečko P, Kučerová R. 2009. Zpracování kalů. Vysoká škola báňská - Technická univerzita Ostrava, Praha.

Martínez K, Toso E, Marabito R. 2016. Production planning in the molded pulp packaging industry **98**:554-566

Matouš B. 2010. Základy lékařské chemie a biochemie. Galén, Praha.

Matsui S. 2008. Endocrine Disruptors **344**:1259-1260

Milbrandt A, Zuboy J, Coney K, Badgett A. Paper and cardboard waste in the United States: Geographic, market, and energy assessment **2**:21-28

Ministerstvo životního prostředí. 2023. zákon č. 541/2020 Sb., o odpadech. Vyhláška č. 273/2021 Sb., o podrobnostech nakládání s odpady Dostupné z <https://www.mzp.cz/cz/legislativa>

Moreno A.I, Arnáiz N, Font R, & Carratalá A. 2014. Chemical characterization of emissions from a municipal solid waste treatment plant **34**:2393-2399

Narwal N, Katyal D, Kataria N, Rose P, Warkar S, Pugazhendhi A, Ghotekar S, Khoo K. Emerging micropollutants in aquatic ecosystems and nanotechnology-based removal alternatives: A review **341**:27-45

Odilov A, Qin H, Bonku E.M, Zhu F, Yang F, Shen J. 2023. An efficient synthesis of the last step key intermediate for telmisartan via Pd-catalyzed carbonylative cyclization **148**:2-14

Oviedo-Ocaña E.R, Abendroth C, Domínguez I.C, Sánchez A., Domack C. 2023. Life cycle assessment of biowaste and green waste composting systems: A review of applications and implementation challenges **171**:350-364

Pižl V, Rusek J, Starý J, Tajovský K. 2006. Půdní fauna (Novohradské hory). Baset, Praha.

Plíva P. 2009. Kompostování v pásových hromadách na volné ploše. Profi Press, Praha.

Plíva P. 2016. Kompostování a kompostárny. Profi Press, Praha.

Pospíšil V. 2022. Vliv žízála na chování mikropolutantů v čistírenských kalech. Česká zemědělská univerzita v Praze, Praha.

Poulsen T, Bester K. 2010. Organic Micropollutant Degradation in Sewage Sludge during Composting under Thermophilic Conditions **44**:5086-5091

Ratnasari A, Syafiuddin A, Mehmood M, Boopathy R, 2023. A review of the vermicomposting process of organic and inorganic waste in soils: Additives effects, bioconversion process, and recommendations. Bioresource Technology Reports **21**:1-12

Reddy V.S, Shiva S, Manikantan S, Ramakrishna S. 2024. Pharmacology of caffeine and its effects on the human body **10**:3-8

Rekási M, Ragályi P, Sándor D, Szabó A, Rivier P, Farkas C, Szécsy, Uzinger N, 2023. Effect of composting and vermicomposting on potentially toxic element contents and bioavailability in sewage sludge digestate. Bioresource Technology Reports **21**:1-10

Saer A, Lansing S, Davitt N.H, Graves R.E. 2013. Life cycle assessment of a food waste composting system: environmental impact hotspots **52**:234-244

Singh R.P, Agrawal M. 2008. Potential benefits and risks of land application of sewage sludge **28**:347-358

Singh N.B, Khare A.K, Bhargava D.S, Bhattacharya S. 2004. Effect of initial substrate pH on vermicomposting using *perionyx excavatus* **24**:85-95

Šarapatka B. Urban J. 2003. Ekologické zemědělství. Ministerstvo životního prostředí ČR, Praha.

Škára I, Dosedla Z, Friedmann Z, Pecina J, Pospíšil R, Stibor K, Štěpánková G. 1998. Aplikace techniky. Masarykova univerzita v Brně, Brno.

Tart, s. r. o. 2023. Kartonáž a lepenka. Dostupné z <https://www.tart.cz/produkty/obalove-materialy/kartonaz>

Tesařová M. 2010. Biologické zpracování odpadů. Mendelova univerzita v Brně, Brno.

Váňa J. 1997. Výroba a využití kompostu v zemědělství. Institut výchovy a vzdělávání ministerstva zemědělství České republiky, Praha.

Vellingiri K, Kumar V, Philip L. 2022. Chapter 4 - MOF-based materials as soil amendments **102**:105-155

Vráblová M, Smutná K, Chamrádová K, Vrábl D, Koutník I, Rusín J, Bouchalová M, Gavlová A, Sezimová H, Navrátil M, Chalupa R, Tenklová B, Pavlíková J. 2024. Co-composting of sewage sludge as an effective technology for the production of substrates with reduced content of pharmaceutical residues **915**:1-15

Vuković A, Velki M, Ečimović S, Vuković R, Štolfa Čamagajevac I, Lončarić Z. 2021. Vermicomposting—facts, benefits and knowledge gaps **11**:1952-1955

Wasilewicz R, Wasilewicz J, Oszmałek E.P, Szablewska K.S, Leciejewska N, Kołodziejcki P.A. 2024. Genistein stimulates the viability and prevents myofibroblastic transformation in human trabecular meshwork cells stimulated by TGF- β **240**:1-5

Wu M, Yu G, Chen W, Dong S, Wang Y, Liu Ch, Li B. 2022. A pulp foam with highly improved physical strength, fire-resistance and antibiosis by incorporation of chitosan and CPAM **278**:22-26

Xia L, Zheng L, Zhou J. 2017. Effects of ibuprofen, diclofenac and paracetamol on hatch and motor behavior in developing zebrafish (*Danio rerio*) **182**:416-425

Xie J, Xia H, Guan M, Huang K, Chen J, 2023. Accelerating the humification mechanism of dissolved organic matter using biochar during vermicomposting of dewatered sludge. Waste Management **159**: 1-12

Yadav A, Garg, V.K. 2011. Industrial wastes and sludges management by vermicomposting. Rev Environ Sci Biotechnol **10**, 243–276

Yao L, Liu Y.H, Zhou X, Yang J.H, Zhao J.L, Chen Z.Y. 2024. Uptake, tissue distribution, and biotransformation pattern of triclosan in tilapia exposed to environmentally-relevant concentrations **922**:5-22

Zajonc I. 1992. Chov žížal a výroba vermikompostu. Anamapress, Dušan Barlík, Dunajská Streda.

Zhang Y, Duan Ch, Bakka S, He Z, Ni Y. 2022. Molded fiber and pulp products as green and sustainable alternatives to plastics: A mini review **7**:14-25

Zhao Q, Zhang M, Wu Z, Li Y, Jiang J, Qiu J, 2023. Dynamics of bacterial community in the foregut and hindgut of earthworms with the nutrition supplied by kitchen waste during vermicomposting. *Bioresource Technology* **374**:1-10

Zicarelli G, Multisanti C, Falco F, Faggio C, 2022. Evaluation of toxicity of Personal Care Products (PCPs) in freshwaters: Zebrafish as a model **94**:6-8