

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ



BAKALÁŘSKÁ PRÁCE

VLIV VERMIKOMPOSTOVÁNÍ A TECHNOLOGIE STABILIZACE ČISTÍRENSKÝCH KALŮ  
NA FORMU A MNOŽSTVÍ TĚŽKÝCH KOVŮ



Fakulta životního  
prostředí

2020

VEDOUCÍ PRÁCE: ING. TEREZA HNÁTKOVÁ, PH.D.

AUTOR: MARTIN POPL

# ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

## ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

Martin Popl

Environmentální vědy  
Aplikovaná ekologie

Název práce

Vliv vermikompostování a technologie stabilizace čistírenských kalů na formu a množství těžkých kovů

Název anglicky

The influence of vermicomposting and technology of stabilization sewage sludge on form and quantity of heavy metals

---

Cíle práce

Bakalářská práce se zabývá metabolismem potenciálně toxických kovů (Cu, Cr, Ni, Zn, Cd, Hg, As, Mo, Pb) u žížal ve stabilizovaném čistírenském kalu. Práce se zaměřuje na kaly stabilizované anaerobním procesem (majoritní způsob stabilizace) i kaly stabilizované aerobně. Formou rešerše zpracovává dosavadní poznatky o vlivu stabilizace kalu na množství a formu kovů v kalu. Bude popsán metabolismus kmene kroužkoců (Annelida) třídy (Oligochaeta) s cílem určení osudu kovů v organismu žížal ve vazbě na jeho koloběh kal – půda.

Metodika

V teoretické části bakalářské práce budou rešeršně zpracovány zjištěné poznatky o metabolismu vybraných potenciálně toxických kovů u žížal třídy Oligochaeta a jejich schopnost vázat tento kov.

Dále se bude bakalářská práce zabývat vlivem použité technologie stabilizace kalu na formu a množství v něm obsažených kovů.

Doporučený rozsah práce

35 stran

Klíčová slova

potenciálně toxické kovy, čistírenský kal, žížaly, vermikompostování

---

Doporučené zdroje informací

- KIZILKAYA, Ridvan a F. Şüheyda Hepşen TÜRKAY. Vermicomposting of Anaerobically Digested Sewage Sludge with Hazelnut Husk and Cow Manure by Earthworm *Eisenia foetida*. 2014, 22(2), 68-82. DOI: 10.1080/1065657X.2014.895454. ISSN 1065657X. Dostupné také z: <http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/1065657X.2014.895454>
- MICHNOVÁ, Romana. Testování digestátu na druhu *Eisenia andrei* v laboratorních podmínkách. Ostrava, 2016. Diplomová práce. Vysoká škola báňská – Technická univerzita Ostrava. Vedoucí práce Jana Kodymová.
- PANZARINO, O., P. HYRŠL, P. DOBEŠ, et al. Rank-based biomarker index to assess cadmium ecotoxicity on the earthworm *Eisenia andrei*. *Chemosphere*. 2016, 145, 480-486. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2015.11.077. ISSN 00456535. Dostupné také z: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0045653515304082>
- RORAT, Agnieszka, Hanine SULEIMAN, Anna GROBELAK, Anna GROSSER, Małgorzata KACPRZAK, Barbara PŁYTYCZ a Franck VANDENBULCKE. Interactions between sewage sludge-amended soil and earthworms—comparison between *Eisenia fetida* and *Eisenia andrei* composting species. *Environmental Science and Pollution Research*. 2016, 23(4), 3026-3035. DOI: 10.1007/s11356-015-5635-8. ISSN 0944-1344. Dostupné také z: <http://link.springer.com/10.1007/s11356-015-5635-8>
- SUTHAR, Surindra, Poonam SAJWAN a Kapil KUMAR. Vermiremediation of heavy metals in wastewater sludge from paper and pulp industry using earthworm *Eisenia fetida*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 2014, 109, 177-184. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2014.07.030. ISSN 01476513. Dostupné také z: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0147651314003509>
- 

Předběžný termín obhajoby

2019/20 LS – FŽP

Vedoucí práce

Ing. Tereza Hnátková, Ph.D.

Garantující pracoviště

Katedra aplikované ekologie

Elektronicky schváleno dne 19. 3. 2020

prof. Ing. Jan Vymazal, CSc.  
Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 20. 3. 2020

prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.  
Děkan

V Praze dne 21. 03. 2020

---

## Prohlášení

Tímto prohlašuji, že jsem tuto bakalářskou práci vypracoval samostatně, pod vedením Ing. Terezy Hnátkové, Ph.D. Další informace mi poskytl Mgr. Tomáš Kapinus z Ústředního kontrolního a zkušebního ústavu zemědělského. Uvedl jsem všechny literární prameny a publikace, ze kterých jsem čerpal. Také prohlašuji, že tištěná verze se shoduje s verzí odevzdanou přes Univerzitní informační systém.

V Praze Dne

.....

## Anotace

Bakalářská práce se zabývá metabolismem potenciálně toxických kovů (Cu, Cr, Ni, Zn, Cd, Hg, As, Mo, Pb) u žížal ve stabilizovaném čistírenském kalu. Práce se zaměřuje na kaly stabilizované anaerobním procesem (majoritní způsob stabilizace) i kaly stabilizované aerobně. Formou rešerše zpracovává dosavadní poznatky o vlivu stabilizace kalu na množství a formu potenciálně toxických kovů v kalu. Popisuje metabolismus kmene kroužkovců (*Annelida*) třídy máloštětinatci (*Oligochaeta*) s cílem určení osudu potenciálně toxických kovů v organismu žížal ve vazbě na koloběh kal – půda.

Klíčová slova: potenciálně toxické kovy, čistírenský kal, žížaly, vermikompostování

## Abstract

The bachelor thesis deals with heavy metals (Cu, Cr, Ni, Zn, Cd, Hg, As, Mo, Pb) in metabolism of earthworm living in sewage sludge. The bachelor thesis is focused to sewage sludge in two types of stabilization process - anaerobic (majority type of stabilization) and aerobic process. It summarizes as a literature review current knowledge from the area of effect of stabilization sewage sludge on quantity and form of heavy metals. There is also described metabolism of the phylum Annelids (*Annelida*) subclass Oligochaeta (*Oligochaeta*) due to describe the destiny of heavy metals in the organism of earthworm in relation to the circulation sewage – earth.

Key words: heavy metals, sewage sludge, earthworm, vermicomposting

## Obsah

1.	Úvod a cíle práce .....	6
2.	Čistírenský kal.....	7
2.1	Charakteristika a vznik kalů z ČOV .....	7
2.2	Legislativa.....	8
2.3	Nebezpečné polutanty obsažené v kalech z ČOV .....	10
2.3.1	Těžké kovy .....	10
2.3.2	Polycyklické aromatické uhlovodíky.....	14
2.3.3	Halogenované organické sloučeniny.....	14
2.3.4	Polychlorované bifenyly .....	14
2.3.5	Rezidua léčiv .....	15
3.	Charakteristika vybraných těžkých kovů.....	16
3.1	Měď.....	16
3.2	Chrom.....	16
3.3	Nikl .....	17
3.4	Kadmium .....	18
3.5	Rtuť .....	19
3.6	Arzen .....	20
3.7	Molybden .....	22
3.8	Olovo.....	22
4.	Stabilizace čistírenského kalu.....	24
4.1	Aerobní stabilizace .....	24
4.2	Anaerobní stabilizace .....	24
4.3	Chemická stabilizace .....	25

4.3.1	Pálené vápno (CaO) .....	25
4.3.2	Hašené vápno Ca(OH) <sub>2</sub> .....	26
4.4	Vliv stabilizace na množství a formu těžkých kovů v kalu .....	26
5.	Charakteristika řádu Žížaly ( <i>Opisthopora</i> ).....	29
5.1.1	Taxonomické zařazení řádu Žížaly ( <i>Opisthopora</i> ) (Grams, 1997) ....	30
5.2	Morfologie žížal.....	30
5.2.2	Popis těla .....	30
5.2.3	Nervová soustava .....	30
5.2.4	Trávicí soustava .....	31
5.2.5	Cévní soustava .....	31
5.2.6	Vylučovací soustava.....	31
5.2.7	Rozmnožovací soustava .....	32
6.	Vermikompostování .....	33
6.1	Podmínky pro vermikompostování.....	33
6.2	Vliv amoniaku na vermikompostování čistírenských kalů .....	34
6.3	Vliv vermikompostování na množství a formu těžkých kovů .....	35
7.	Výsledné zhodnocení .....	37
7.1	Stabilizace kalu.....	37
7.2	Vermikompostování.....	37
8.	Diskuse .....	38
9.	Závěr.....	39
10.	Bibliografie .....	41
11.	Seznam obrázků .....	52
12.	Seznam tabulek .....	53



## 1. Úvod a cíle práce

V důsledku snížení živočišné produkce v České republice a zvýšeného tlaku na snížení spotřeby anorganických hnojiv se v zemědělství zvyšuje potřeba doplnění organické složky půdy z jiných zdrojů. Jako vhodný způsob se jeví využití čistírenských kalů i s ohledem na vysoký podíl makroprvků jako jsou dusík, fosfor, vápník, hořčík, draslík. Zároveň je přímá aplikace stabilizovaného kalu na zemědělskou půdu neekonomičtějším způsobem jeho využití. I z tohoto důvodu je upřednostňována před skládkováním nebo spalováním. Aplikace kalu na zemědělskou půdu je pevně svázána evropskou i českou legislativou.

Velkým omezením při aplikaci kalu na zemědělskou půdu je obsah nebezpečných látek. Primárně se jedná o znečištění těžkými kovy, rezidui léčiv, mikrobiálními patogeny nebo organickými polutanty. Ke zvláště sledovaným řadíme právě těžké kovy. Rizikovou schopností těžkých kovů je kumulace v potravním řetězci. Díky časté podobnosti s organogenními prvky mohou často vstupovat do enzymatických reakcí, a tím narušovat jejich správný běh, nebo mohou být samy přímo karcinogenní nebo toxické. Díky jejich schopnosti kumulace v organismu se jejich vliv může projevit i při dlouhodobém vystavení nízkým koncentracím těchto látek.

Cílem práce je zpracovat dřívější poznatky o vlivu aerobní a anaerobní stabilizace kalu na formu těžkých kovů v upraveném kalu a o schopnosti řádu žížaly (*Opisthopora*) tyto prvky vázat.

## 2. Čistírenský kal

### 2.1 Charakteristika a vznik kalů z ČOV

Čistírenský kal vzniká jako jeden z produktů čištění odpadních vod. S ohledem na množství organických látek, makrobiogenních i stopových prvků se jeví jako vhodné využití kalu na výrobu hnojiva nebo k přímé aplikaci na zemědělskou půdu. Při aplikaci na půdu musí být kaly do 48 hodin zapraveny do půdy, a ta musí být minimálně dvakrát ročně podrobena testování na obsah rizikových látek.

Překážkou k tomuto využití může být vysoký obsah škodlivých látek obsažených v kalu. Jedná se zvláště o těžké kovy, polychlorované bifenylly (PCB), halogenované látky, polycyklické aromatické uhlovodíky, rezidua léčiv a další látky vzniklé lidskou činností. Značným zdravotním rizikem mohou být patogenní organismy obsažené v kalu. (Straub, 1993)

Vzniklý kal se považuje za upravený, pokud prošel chemickou, biologickou nebo tepelnou úpravou, nebo jiným procesem při kterém došlo ke snížení množství potenciálně nebezpečných látek.

Odpadní vody jsou čištěny za účelem snížení množství organické hmoty, fosforu a dusíku a dalších látek, které by mohly nepříznivě ovlivnit rovnováhu v životním prostředí, pakliže by do něj byly vypuštěny přímo. V první části čištění odpadních vod dochází k mechanickému oddělení pevných a nerozpustných částic, např. písku, šterku a tuků. Následuje primární sedimentační nádrž, kde se částice kalu usadí na dno, a vzniká tak primární kal. (Spellman, 2003)

Dále dochází k aktivaci kalu přimísením kultury bakterií, která v odpadní vodě zredukuje organické části a dochází i ke snížení množství patogenních organismů v kalu. V dosazovací nádrži dochází k oddělení aktivovaného kalu od vody. Takto získaná přečištěná voda je vypuštěna zpět do přírodního cyklu, nebo může být použita jako voda užitková v průmyslu nebo v zemědělství. Část aktivovaného kalu se vrací zpět do oběhu jako aktivační médium, ze zbytku vzniká tzv. sekundární kal. Sekundární kal je dále zahušťován sedimentací nebo odstředěním. Následně je kal stabilizován pomocí

aerobních nebo anaerobních procesů. (Spellman, 2003; Ciešlik, 2015) Stabilizací sekundárního kalu se zabývají části práce pojednávající o aerobní a anaerobní stabilizaci kalu.

## 2.2 Legislativa

Hlavním právním předpisem věnujícím se problematice využití čistírenských kalů je zákon č. 223/2015 Sb., o odpadech, ze dne 12. srpna 2015, který je pozměňovacím zákonem k zákonu č. 185/2001 Sb., o odpadech, který chápe kal jako:

- a) „kal z čistíren odpadních vod zpracovávajících městské odpadní vody nebo odpadní vody z domácností a z jiných čistíren odpadních vod, které zpracovávají odpadní vody stejného složení jako městské odpadní vody a odpadní vody z domácností, a to i v případě, že čistírny odpadních vod zpracovávají také biologicky rozložitelné odpady na základě rozhodnutí krajského úřadu, kterým je udělen souhlas k provozování zařízení pro nakládání s odpady a s jeho provozním řádem, nebo biologicky rozložitelné odpady spadající do působnosti nařízení o vedlejších produktech živočišného původu
- b) kal ze septiků sloužících k čištění odpadních vod z domácností před jejich vypouštěním do vod povrchových nebo podzemních
- c) kal z čistíren odpadních vod zpracovávajících odpadní vody a materiály, které svými vlastnostmi odpovídají odpadním vodám a materiálům podle bodu a), zejména odpadní vody a materiály, které mají původ v potravinářském průmyslu a zemědělství“

Jako upravený kal definuje zákon č. 185/2001 Sb., o odpadech, takový kal, který: „byl podroben biologické, chemické nebo tepelné úpravě, dlouhodobému skladování nebo jakémukoliv jinému vhodnému procesu tak, že se významně sníží obsah patogenních organismů v kalech, a tím zdravotní riziko spojené s jeho aplikací na základě ověření účinnosti technologie úpravy kalů v souladu s požadavky stanovenými prováděcím právním předpisem.“

Zákonem 185/2001 Sb., o odpadech ve znění pozdějších prováděcích předpisů je také stanoveno, že: „právnícká osoba a fyzická osoba, která užívá půdu, je povinna

používat pouze upravené kaly s ohledem na nutriční potřeby rostlin a v souladu s programem použití kalů tak, aby použitím kalů nebyla zhoršena kvalita půdy a kvalita povrchových a podzemních vod.“

Prováděcím předpisem zákona č. 223/2015 Sb., o odpadech, je vyhláška č. 437/2016 Sb., o podmínkách použití upravených kalů na zemědělské půdě. Tato vyhláška nahradila starší vyhlášku č. 382/2001 Sb., a zároveň novelizovala vyhlášky č. 383/2001 Sb., o podrobnostech nakládání s odpady, a vyhlášku č. 341/2008 Sb., o podrobnostech nakládání s biologicky rozložitelnými odpady. Vyhláška 437/2016 Sb. upravuje například limitní hodnoty těžkých kovů v půdě, při jejichž překročení se na tuto půdu kal nesmí aplikovat, viz Tabulka 1.

Mezní hodnoty koncentrací prvků v extraktu lučavkou královskou v mg.kg-1 sušiny v půdě													
	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	Be	Co	V	PCB	PAU
Běžné půdy	20	0,5	90	60	0,3	50	60	120	2	30	130	0,02	1,0
Lehké půdy	15	0,4	55	45	0,3	45	55	105	1,5	20	120	0,02	1,0

*Tabulka 1 Mezní hodnoty koncentrací vybraných rizikových prvků a látek v půdě (Vyhláška č. 437/2016 Sb., 2016)*

Běžnou půdou ve smyslu této vyhlášky rozumíme půdy písčito-hlinité, hlinité, jílovitohlinité a jílové. Za lehké půdy považujeme půdy písčivé a štěrkopískové vzniklé na chudých matečných horninách.

Dále tato vyhláška stanovuje mimo jiné maximální přípustné limity škodlivých polutantů obsažených v kalu, které lze aplikovat na zemědělský půdní fond. Maximální mezní limity vybraných těžkých kovů jsou uvedeny v Tabulka 2.

Dalšími zákony zabývajícími se problematikou nakládání s čistírenským kalem jsou zákony z oblasti ochrany životního prostředí, např. zákon č. 86/2002 Sb., o ochraně ovzduší ve znění pozdějších předpisů (č. 483/2008 Sb.), a z oblasti hnojiv.

## 2.3 Nebezpečné polutanty obsažené v kalech z ČOV

### 2.3.1 Těžké kovy

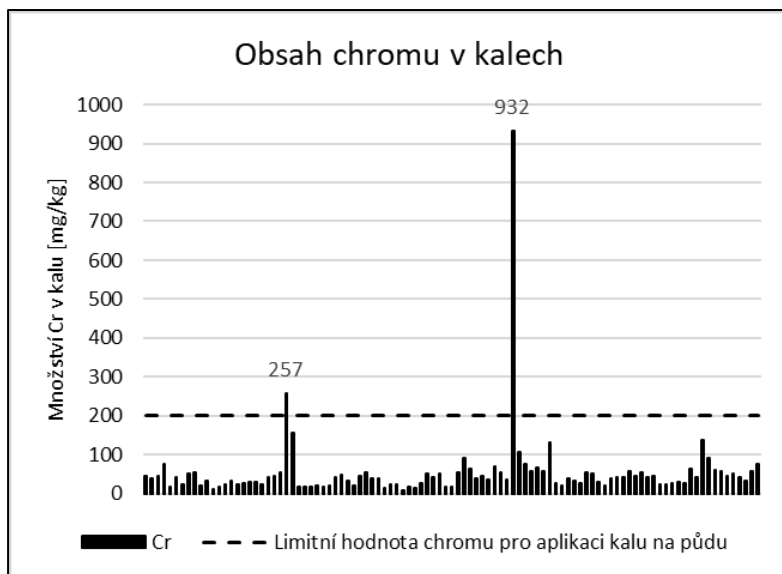
Velkým rizikem těžkých kovů je jejich schopnost kumulace v ekosystému a jejich značná podobnost s prvky esenciálními. Některé těžké kovy jsou v malých množstvích esenciální a škodí při zvýšeném příjmu (Mo, Se, Zn, Cu, ...) nebo jsou nebezpečné při změně oxidačního čísla ( $\text{Cr}^{\text{VI}+}$ ). Vlastností některých těžkých kovů je schopnost vstupovat do enzymatických reakcí, kde mohou nahradit původní prvky, a způsobit tak narušení rovnováhy v organismu. Některé mohou být karcinogenní (Ni, Cd, As), poškozovat DNA ( $\text{Cr}^{\text{VI}+}$ ). Z lidského organismu se velice špatně vyplavují, například běžně přijme člověk až 50  $\mu\text{g}$  za den, přičemž ledviny dokážou za den vyloučit 0,3 - 0,7 mg. Jakýkoliv zvýšený příjem může způsobit disfunkci ledvin. (Lu, et al., 2016; Bujalský, et al., 2013)

	Měď	Chrom	Nikl	Kadmium	Rtuť	Arzen	Olovo
Mezní hodnoty koncentrací v kalech pro aplikaci na půdu [mg/kg] sušiny	500	200	100	5	4	30	200
Nejvyšší mezní hodnota v pitné vodě [mg/l]	1	100	0,02	0,005	0,001	0,01	0,01

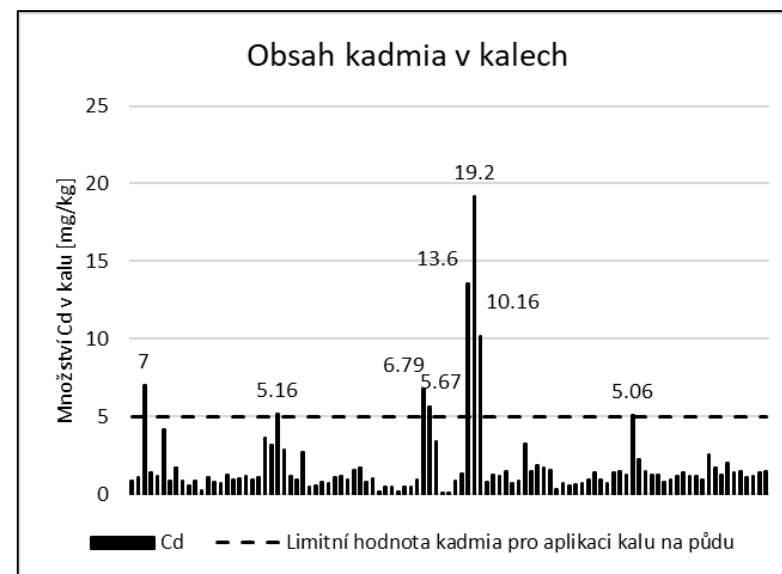
*Tabulka 2 Vybrané toxikologické limity těžkých kovů (Vyhláška č. 437/2016 Sb., o podmínkách použití upravených kalů na zemědělské půdě, ve znění pozdějších předpisů, 2016; Vyhláška č. 70/2018 Sb., vyhláška, kterou se mění vyhláška č. 252/2004 Sb., kterou se stanoví hygienické požadavky na pitnou a teplou vodu a četnost a rozsah kontroly pitné vody, ve znění pozdějších předpisů, 2018)*

Na základě dat z odběrů vzorků v letech 2017–2019 z kalů vybraných čistíren odpadních vod, poskytnutých Ústředním kontrolním a zkušebním úřadem zemědělským, jsem sestavil skupinu grafů (obrázek 1-7) zobrazujících množství vybraných těžkých kovů v kalech z čistíren odpadních vod. Všechny vzorky byly odebrány z kalů, které směřovaly k aplikaci na zemědělský půdní fond. Většinou zde převládá přímá aplikace (71 %), následuje kal upravený kompostováním, a poté aplikovaný na zemědělský půdní fond (21 %). Menšinově se využívají jiné úpravy kalu (8 %).

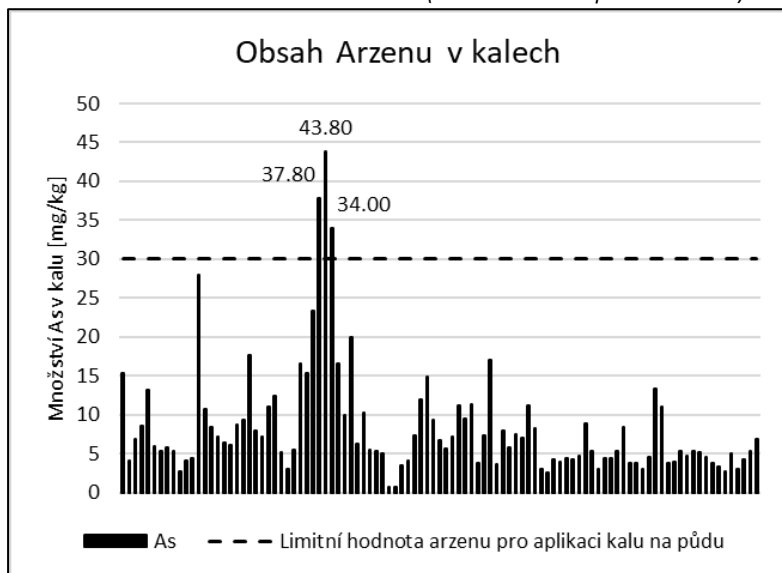
Mezi lety 2017 až 2019 došlo k překročení limitů stanovených vyhláškou 437/2016Sb. o podmínkách použití upravených kalů na zemědělské půdě, v 19 případech. Z těchto 19 vzorků pocházelo 12 vzorků z pěti čistíren. V těchto čistírnách tedy dochází k opakovanému překračování stanovených limitů. Z nadlimitních vzorků bylo 8 určeno k přímé aplikaci na zemědělský půdní fond, 3 byly před aplikací předkompostovány a v jednom případě byl kal upraven jiným způsobem.



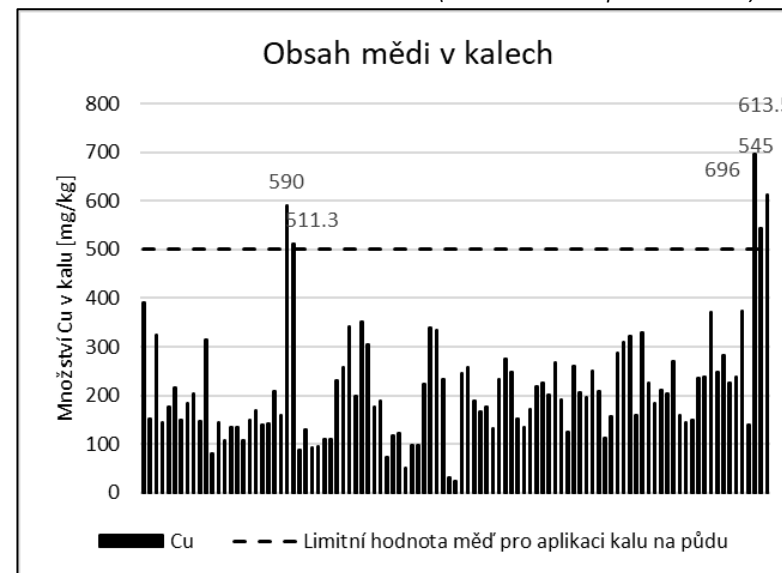
Obrázek 1 Obsah chromu v kalech (data od ÚKZÚZ zpracoval autor)



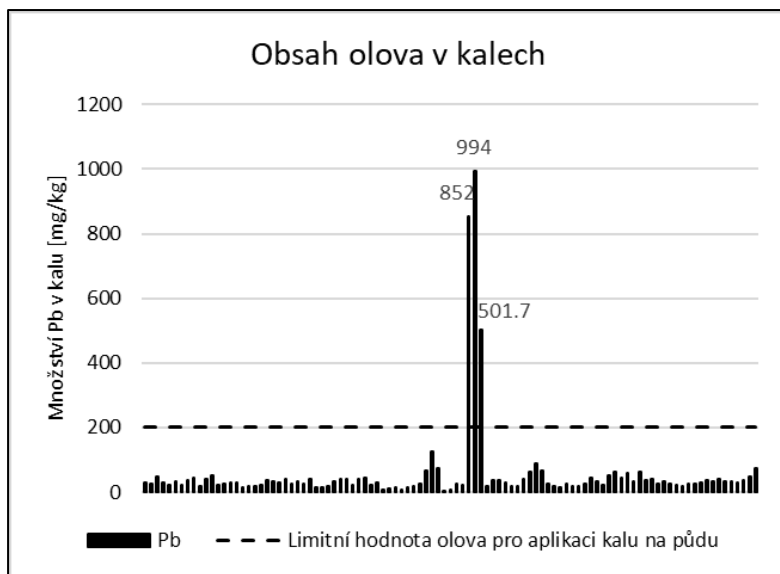
Obrázek 4 Obsah kadmia v kalech (data od ÚKZÚZ zpracoval autor)



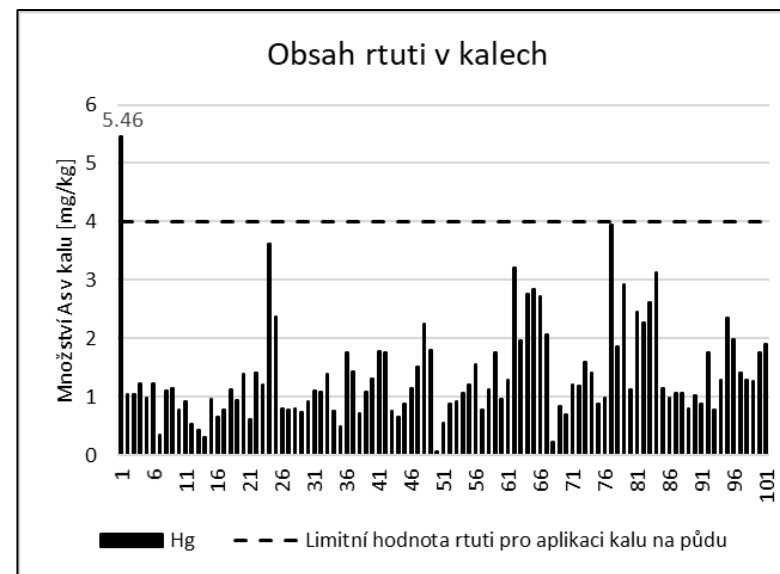
Obrázek 3 Obsah arzenu v kalech (data od ÚKZÚZ zpracoval autor)



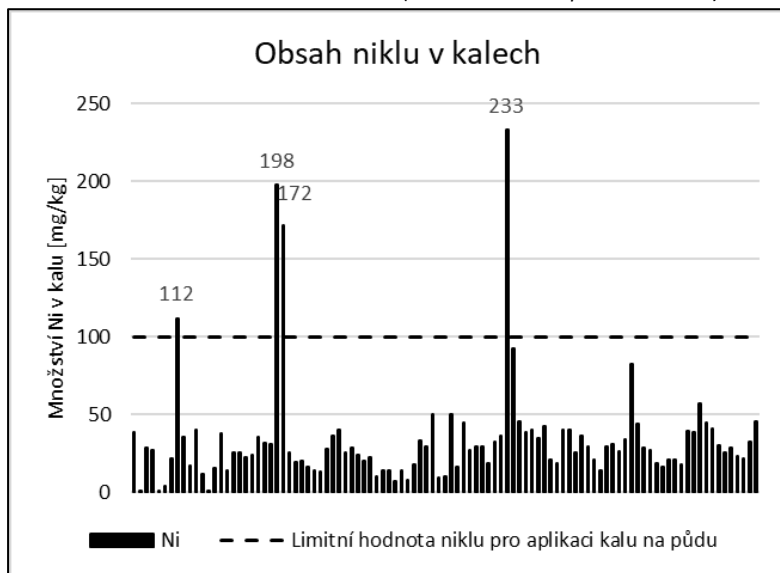
Obrázek 2 Obsah mědi v kalech (data od ÚKZÚZ zpracoval autor)



Obrázek 6 obsah olova v kalech (data od ÚKZÚZ zpracoval autor)



Obrázek 5 Obsah rtuti v kalech (data od ÚKZÚZ zpracoval autor)



Obrázek 7 Obsah niklu v kalech (data od ÚKZÚZ zpracoval autor)



### 2.3.2 Polycyklické aromatické uhlovodíky

Některé jsou běžnou součástí životního prostředí, jiné vznikají lidskou činností, například během nedokonalého spalování. Mají alespoň dvě benzenová jádra. Většina je ve vodě špatně rozpustná nebo zcela nerozpustná, v tucích se rozpouštějí dobře. Některé mají vysoký kumulační potenciál v ekosystému. U mnohých byla prokázána karcinogenita, případně mutagenita. Negativně ovlivňují dýchací systém, při kontaktu způsobují fotosenzibilitu a podráždění kůže. (Pérez, 2001) Během čištění odpadních vod se vážou na organické pevné částice a kumulují se ve výsledném kalu. Jednodušší polycyklické aromatické uhlovodíky mohou být během stabilizace degradovány. Na této degradaci se mohou podílet bakterie redukující sírany a metanogenní bakterie. (Chang, 2002)

### 2.3.3 Halogenované organické sloučeniny

Halogenderiváty jsou uhlovodíky, u kterých došlo k substituci alespoň jednoho vodíku atomem ze skupiny halogenů. Nejběžněji se jedná o substituci chlórem nebo fluorem, do této skupiny pak spadají například freony. Halogenderiváty mohou tvořit polymery jako je polytetrafluoretylen (teflon). Pro organismy mohou být toxické, karcinogenní i mutagenní. Některé se mohou kumulovat v ekosystému. Mezi nechvalně známé látky této skupiny patří i dioxiny, které mohou poškozovat imunitní a nervový systém nebo narušovat funkci žláz s vnitřní sekrecí. (Birnbaum, 1994) Limit pro halogenované organické sloučeniny (AOX) obsažené v kalu aplikovaném na půdu je stanoven vyhláškou 437/2016 Sb. na 500 mg/kg v sušině kalu.

### 2.3.4 Polychlorované bifenyly

Polychlorované bifenyly (PCB) jsou vysoce perzistentní látky se schopností biokumulace. Např. v australských čistírnách odpadních vod trvalo deset let od zavedení restriktivních opatření proti vypouštění PCB, než jejich množství v čistírenských kalech kleslo pod detekovatelnou mez. (Clarke, 2010) V průmyslu se využívají jako elektro izolanty do transformátorových olejů nebo jako příměs do samozhášecích plastů, nehořlavé příměsi do barev, lepidel a uplatnění našly i v tiskařských papírech. Hlavním problémem není akutní toxicita, nebezpečnější je

dlouhodobé vystavení nízkým dávkám. Ty pak mohou způsobit karcinomy slinivky, jater nebo snížení plodnosti. (Safe, 2008) V současné době je jejich produkce regulována Stockholmskou úmluvou z roku 2001 o perzistentních organických polutantech.

Do organismu se polychlorované bifenyly mohou dostávat vdechnutím, požitím i pouhým kožním kontaktem. Akutní otravy nejsou časté, mohou se projevovat únavou, bolestí hlavy, dýchacími obtížemi. Vzhledem k jejich schopnosti biokumulace jsou mnohem čtenějšími i nebezpečnějšími chronické otravy. Ty mohou vést k poškození jater, poškozují imunitní a hormonální systém. (Holoubek, 2000) Polychlorované bifenyly jsou považovány za lidský karcinogen podle IARC.

#### 2.3.5 Rezidua léčiv

Vzhledem ke vzrůstající spotřebě farmaceutických přípravků vystupuje tato skupina polutantů do popředí zájmu. Jedná se často o biologicky silně aktivní látky ze skupiny analgetik, antibiotik, psychotropních a antiseptických nebo hormonálně aktivních látek. Obsah těchto látek má nepříznivý vliv na vodní organismy, přes které se pak mohou rezidua vracet zpět do lidského organismu. (Nejedly et Klimes, 2017; Fijalkowski, 2019)

### 3. Charakteristika vybraných těžkých kovů

#### 3.1 Měď

Měď je kovový prvek červenohnědé barvy přirozeně se vyskytující v životním prostředí. Velmi dobře vede teplo i elektrickou energii. Nejčastěji se vyskytuje v oxidačním stavu  $\text{Cu}^{+II}$  a  $\text{Cu}^{+I}$ . V přírodě se ryzí měď téměř nevyskytuje. Výrobky z mědi se vlivem vzdušné vlhkosti pokrývají tenkou vrstvou uhličitanu měďnatého. (Kleger et Válek, 2014)

Vyhláška 153/2016 Sb. stanovuje preventivní limity mědi pro zemědělské půdy na 60 mg/kg sušiny pro běžné půdy a 45 mg/kg pro půdy lehké. Podle této vyhlášky jsou také stanoveny indikační hodnoty, při jejichž překročení může dojít k ohrožení růstu rostlin a produkční funkce půdy, na 150 mg/kg pro půdy s pH nižším než 5, 200 mg/kg pro půdy s pH mezi 5 a 6,5 a 300 mg/kg pro půdy s pH vyšším než 6. (Vyhláška č. 153/2016 Sb. o stanovení podrobností ochrany kvality zemědělské půdy, 2016)

V organismech vystupuje v enzymatických reakcích, u měkkýšů je součástí krevního barviva hemocyaninu, u rostlin zastává například funkci přenosu elektronů.

Ve vyšší koncentraci je měď velmi toxická pro vodní organismy, zejména pro vodní řasy a bakterie. Vodní bentos je výrazně ovlivněn při koncentraci mědi 0,2 mg/l. U ryb pak může docházet ke kumulaci v orgánech. Na povrchu těla způsobuje nadměrnou produkci hlenu, zvláště pak na skřelích a žábrách, a způsobuje tak dýchací potíže. (Účinky kovů ve vodních ekosystémech, b.r.) Nicméně volný atom mědi se v životním prostředí poměrně rychle váže v komplexních sloučeninách, a klesá tak jeho toxicita. (Greenwood et Earnshaw, 1997)

U žížal se zvýšená koncentrace v substrátu projevuje úbytkem hmotnosti, sníženou tvorbou kokonů a nižší životaschopností potomstva. (Ma, 1984) Na buněčné úrovni snižuje měď stabilitu lysozomální membrány. (Spurgeon, 2004)

#### 3.2 Chrom

Chrom je velmi tvrdý, bílý kovový prvek. Jeho tvrdost dosahuje hodnoty 8,5 na Mohsonově stupnici tvrdosti, což z něj činí netvrďší kovový prvek. V průmyslu se

používá k výrobě tvrdých korozi odolných ocelí. Většina lidské produkce chromu pochází ze spalování fosilních paliv. (Petrlík, 2014)

Pro chrom stanovuje vyhláška 153/2016 Sb. preventivní limity pro zemědělské půdy na 90 mg/kg sušiny pro běžné půdy a 50 mg/kg pro lehké půdy. (Vyhláška č. 153/2016 Sb. o stanovení podrobností ochrany kvality zemědělské půdy, 2016)

Chrom  $\text{Cr}^{+III}$  je nezbytný pro správné fungování metabolismu u savců. Chrom  $\text{Cr}^{+VI}$  proniká do organismu snadněji než  $\text{Cr}^{+III}$ , nicméně poměrně rychle se jeho oxidační stupeň redukuje na  $\text{Cr}^{+III}$ . Sloučeniny s  $\text{Cr}^{+VI}$  jsou označovány za lidský karcinogen. Dlouhodobá expozice chromu může vyvolávat alergické a astmatické záchvaty.

Paradoxně je  $\text{Cr}^{+VI}$  pro vodní organismy za určitých okolností méně toxický než  $\text{Cr}^{+III}$ . Pro bezobratlé je toxická koncentrace 0,01 mg/l. U ryb je toxická koncentrace do 5 mg/l. (Účinky kovů ve vodních ekosystémech, b.r.)

Do životního prostředí se chrom uvolňuje hlavně z metalurgických závodů a výroby barev a pigmentů. (Greenwood et Earnshaw, 1997; Dayan et Paine, 2016)

Pro žířaly jsou toxické vyšší koncentrace obou oxidačních variant chromu. Míra toxicity je značně závislá na půdním pH. Se snižujícím se pH v půdě dochází k tvorbě biologicky dostupnějších forem chromu ( $\text{CrOH}^{+2}$  a  $\text{HCrO}_4^-$ ), a zvyšuje se tak toxicita pro organismy. Většina iontů chromu se do těla žířal vstřebává dermálně, menší část pak proniká do těla přes střevní stěnu.  $\text{Cr}^{+VI}$  je po průniku do buňky toxický jako oxidační činidlo a toxicky působí i volné radikály vzniklé při redukci na  $\text{Cr}^{+III}$ . Vzniklý  $\text{Cr}^{+III}$ , stejně jako přijatý  $\text{Cr}^{+III}$  pak při vyšších koncentracích negativně ovlivňuje enzymatické reakce. Pro žířaly je  $\text{Cr}^{+VI}$  až sedmkrát toxičtější než  $\text{Cr}^{+III}$ , při testech uhynulo 50 % jedinců vystavených koncentraci 1635 mg/kg  $\text{Cr}^{+III}$ , zatímco k dosažení stejné mortality při požití  $\text{Cr}^{+VI}$  stačila koncentrace 219mg/kg. (Sivakumar et Subbhuraam, 2005; Dayan et Paine, 2016)

### 3.3 Nikl

Nikl je stříbrošedý kujný kovový prvek. Nalézá využití jako velmi kvalitní vodič nebo jako příměs do nerezových ocelí. Nikl je jeden z hlavních prvků obsažených

v zemském jádře. Nikl je jako biotický prvek součástí široké škály proteinů a enzymů, a je tedy v malé míře nezbytný pro většinu organismů. (Greenwood et Earnshaw, 1997)

Vyhláška 153/2016 Sb. stanovuje preventivní limity niklu pro zemědělské půdy na 50 mg/kg sušiny pro běžné půdy a 45 mg/kg pro půdy lehké. Podle této vyhlášky jsou také stanoveny indikační hodnoty, při jejichž překročení může být ohrožena zdravotní nezávadnost potravin nebo krmiv, na 150 mg/kg sušiny pro půdy s pH nižším než 6,5 a 200 mg/kg pro půdy s pH vyšším než 6,5. Indikační hodnoty, při jejichž překročení může dojít k ohrožení růstu rostlin, a produkční funkce půdy jsou pro nikl stanoveny shodné jako hodnoty předchozí. (Vyhláška č. 153/2016 Sb. o stanovení podrobností ochrany kvality zemědělské půdy, 2016)

Hlavní nebezpečí představuje nikl pro vodní organismy, pro které může být akutně toxický. Míra toxicity je závislá na koncentraci zbylých iontů ve vodě, zvláště pak vápníku a hořčíku. Při nízké koncentraci těchto látek může být letální koncentrace pro ryby i pod 10 mg/l. Silně toxický je nikl pro měkkýše, pro tyto živočichy je toxický již při koncentraci 0,2 mg/l. (Účinky kovů ve vodních ekosystémech, b.r.)

Zvýšený obsah niklu působí na žížaly toxicky od 85 mg/kg substrátu. V množstvích nad 85 mg/kg substrátu se výrazně snižuje reprodukční schopnost, což se v praxi projeví sníženou tvorbou kokonů. Pro dospělce začíná být toxická koncentrace od 245 mg/kg substrátu. Zvýšená koncentrace niklu se také projevila snížením stability lyzozomální membrány coelomocytů. (Scott-Fordsmand, et al., 1998; Maleri, et al., 2007)

### 3.4 Kadmium

Kadmium (Cd) je měkký kujný kovový prvek. Nejběžněji se vyskytuje v oxidačním stavu  $Cd^{+II}$ . V průmyslu se využívá jako protikorozní ochrana, jako součást nikl – kadmiových baterií a v některých speciálních slitinách.

Vyhláška 153/2016 Sb. stanovuje preventivní limity kadmia pro zemědělské půdy na 0,5 mg/kg sušiny pro běžné půdy a 0,4 mg/kg pro půdy lehké. Podle této vyhlášky jsou také stanoveny indikační hodnoty, při jejichž překročení může být ohrožena zdravotní nezávadnost potravin nebo krmiv, pro běžné půdy s pH nižší než 6,5 na

1,5 mg/kg, pro běžné a lehké půdy s pH vyšším než 6,5 na 2,0 mg/kg. Kadmium má také stanovenou indikační hodnotu, při jejímž překročení může být ohroženo zdraví lidí a zvířat, na 20 mg/kg vztaženo k sušině. (Vyhláška č. 153/2016 Sb. o stanovení podrobností ochrany kvality zemědělské půdy, 2016)

Jeho rizikovými faktory jsou biokumulace a značná podobnost se zinkem Zn. Ta umožňuje záměnu kadmia a zinku v enzymatických reakcích, a tím pak následně blokuje biochemické procesy v organismu. Z organismu se uvolňuje jen velice obtížně. Zvýšená intoxikace je častá u kuřáků. Podle IARC se kadmium řadí mezi karcinogenní látky. (Greenwood et Earnshaw, 1997; Saini et Dhania, 2020)

Pro vodní organismy je kadmium silně toxické a v přírodě se ve vodním prostředí vyskytuje jen ve velmi malém množství. Výjimkou jsou říční a jezerní sedimenty, ve kterých má kadmium tendenci se kumulovat. Toxicky působí na nervovou soustavu ryb, ovlivňuje jejich plodnost i růst již při koncentracích 0,002 mg/l. Toxická dávka pro ryby se pohybuje mezi 2 a 20 mg/l. Se zvyšující se tvrdostí vody toxicita kadmia klesá. (Účinky kovů ve vodních ekosystémech, b.r.)

Kadmium je pro žížaly, stejně jako pro většinu ostatních živočichů, toxické. Při nižších koncentracích kadmium negativně ovlivňuje tvorbu kokonu, stejně tak i jejich případné prospívání. Vliv na kokony se projevil od koncentrace 1,86  $\mu\text{M/g}$  kadmia v suché půdě. Životaschopnost žížal byla ovlivněna od koncentrace 4,04  $\mu\text{M/g}$  kadmia v suché půdě. Na buněčné úrovni snižovalo kadmium stabilitu lyzozomální membrány (1,86  $\mu\text{M/g}$ ). (Spurgeon, 2004)

### 3.5 Rtuť

Rtuť je jediný kov, který je kapalný za pokojové teploty. Dobře reaguje s většinou ostatních kovů za vzniku amalgámů. Široké zastoupení nalézá v průmyslu, například při výrobě svítidel. Do životního prostředí se může uvolňovat v místech těžby zlata.

Vyhláška 153/2016 Sb. stanovuje preventivní limity celkového obsahu rtuti pro zemědělské půdy na 0,3 mg/kg sušiny pro běžné půdy a stejně tak pro půdy lehké. Pro rtuť jsou také stanoveny indikační hodnoty, při jejichž překročení může být ohrožena zdravotní nezávadnost potravin nebo krmiv na 1,5 g/kg. Dále tato vyhláška stanovuje

indikační hodnoty při jejichž překročení může být ohroženo zdraví lidí a zvířat na 20 mg/kg. (Vyhláška č. 153/2016 Sb. o stanovení podrobností ochrany kvality zemědělské půdy, 2016)

V životním prostředí je rtuť vysoce mobilní, toxická a perzistentní. Má tendenci se hromadit v organismech, zvláště pak ve vodních. Velkým rizikem jsou organické sloučeniny rtuti vznikající takzvanou methylovací elementární rtuti a jejich anorganických sloučenin nahromaděných v sedimentech činností mikroorganismů. Příkladem může být dimetylrtuť (smrtečná dávka pro člověka je 0,1ml). (Účinky kovů ve vodních ekosystémech, nedatováno; Ullrich, et al., 2001)

Ve vodním prostředí se rtuť vstřebává do organismů kůží, dýchacím ústrojím, ale primárně trávicím ústrojím. Rtuť pak negativně ovlivňuje reprodukci, usazuje se ve většině orgánů, ve svalové hmotě se pak usazují hlavně sloučeniny rtuti vzniklé methylovací. (Ullrich, 2001)

Do lidského organismu se vstřebává respirací, požitím i pokožkou. Kumuluje se pak v ledvinách, játrech nebo ve štítné žláze. Negativně působí na nervovou soustavu i vývoj plodu. Při významnější expozici může dojít k akutní otravě i smrti. (Bernhoft, 2012)

Reprodukce a produkce kokonů se u žížal snižuje od koncentrace 9,2 mg/kg a je zcela zastavena od koncentrace 22 mg/kg půdy. (Gudbrandsen, 2007) Žížaly, které nejsou zvyklé na vystavení rtuti, dokážou přežít koncentrace okolo 85 mg/kg. (Ferber, 2019) V trávicím traktu žížal může docházet k methylovací anorganické rtuti, a tím ke zvýšení její kumulace ve svalových tkáních. (Hinton et Veiga, 2002) Schopnost žížal kumulovat v sobě rtuť se zvyšuje s rostoucím pH půdy. (Dang, 2015)

### 3.6 Arzen

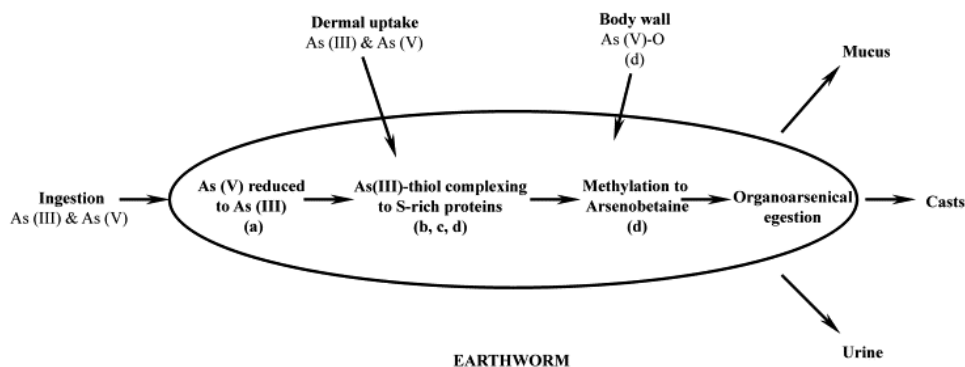
Arzen je polokovový prvek šedivé barvy. Do prostředí se uvolňuje antropogenní činností při spalování fosilních paliv (je obsažen i v severočeském uhlí, a to až 1,3g na kg), v hutním a rudním průmyslu, kde je často obsažen jako příměs zpracovávaných kovů. Je to velmi kvalitní polovodič a je součástí množství polovodičových součástek.

Vyhláška 153/2016 Sb. stanovuje preventivní limity celkového obsahu arzenu pro zemědělské půdy na 20 mg/kg sušiny pro běžné půdy a 15 mg/kg pro půdy lehké. Pro arzen jsou také stanoveny indikační hodnoty, při jejichž překročení může být ohrožena zdravotní nezávadnost potravin nebo krmiv, na 40 g/kg. Dále tato vyhláška stanovuje indikační hodnoty, při jejichž překročení může být ohroženo zdraví lidí a zvířat, na 40 mg/kg. (Vyhláška č. 153/2016 Sb. o stanovení podrobností ochrany kvality zemědělské půdy, 2016)

Arzen zůstává v životním prostředí kumulován v potravních řetězcích. Sloučeniny  $As^{+III}$  jsou výrazně toxičtější než sloučeniny  $As^{+V}$ . Mezi toxikologicky významné sloučeniny patří oxid arzenitý, samotný elementární arzen je jen málo toxický. Arzen je prokázáný lidský mutagen i karcinogen. (Adriano, 2001)

V organismu vodních živočichů i dalších organismů se arzen váže proteiny obsahující  $-SH$  skupinu, vstupuje pak do enzymatických dějů a může způsobit jejich blokaci. Při metabolizování sloučenin arzenu mohou vznikat volné radikály a zapříčinit tak oxidační stres. (Hughes, 2002)

U žízále je arzen přijímán dermálně i orálně. V těle je arzen zpracováván za pomoci procesu methylace, která snižuje jeho vaznost ke tkáním a umožňuje jeho vyloučení z organismu. Část arzenu je kumulována v chloragogenní tkáni, kde je navázána na metalothioneiny, které jsou zodpovědné za detoxikaci organismu. (Langdon, 2003)



Obrázek 8 Metabolismus arzenu v těle žízály (Langdon, 2003)



### 3.7 Molybden

Molybden je stříbrný velmi tvrdý přechodný kov. Na vzduchu je za běžných podmínek velmi stálý. Používá se jako příměs do vysoce namáhaných ocelí, ty pak nalézají uplatnění v kovozpracujícím, leteckém nebo zbrojním průmyslu. Využívá se také jako katalyzátor v některých chemických reakcích. Ve sloučeninách se molybden vyskytuje v oxidačních stavech  $\text{Mo}^{+II}$  až  $\text{Mo}^{+VI}$ .

Molybden je důležitý biogenní prvek, který se v organismech podílí na metabolismu železa, fosforu, síry a na hospodaření s dusíkem. Molybden vykazuje nízkou toxicitu pro životní prostředí. (Barceloux et Barceloux, 1999)

Z důvodu poměrně nízké toxicity je molybden studiem, které zkoumají vliv toxicity těžkých kovů na žízály, poměrně opomíjen. V dostupných studiích bylo prokázáno, že množství molybdenu kumulovaného v žížalách je lineárně rostoucí s koncentrací dostupného molybdenu v půdě. Toxická koncentrace molybdenu byla závislá na druhu půdy a koncentraci dostupných sloučenin molybdenu. Až na výjimky nebylo dosaženo letální mortality žížal ani při koncentracích 3200 mg/g půdy. (Van Gestel, et al., 2011; Díez-Ortiz, et al., 2010)

### 3.8 Olovo

Olovo je šedý kujný kov přirozeně hojně obsažený v zemské kůře. Díky své snadné dostupnosti a dobrým fyzikálním vlastnostem je olovo využíváno již velmi dlouho. Například ve starém Římě měli vodovodní rozvody vyrobené z tohoto kovu. Olovo se využívalo k výrobě mincí, předmětů denní potřeby a mnohého dalšího. V průběhu minulého století začaly být objevovány toxické vlastnosti olova, a tak se v oblastech, kde je možné ho nahradit, začalo od jeho využití ustupovat. V současné době se využívá v akumulátorech, jako ochrana před ionizujícím zářením a k výrobě munice. V minulém století došlo k významnému zamoření ekosystému olovem, které se dostávalo do životního prostředí spalováním olovnatých benzínů obohacených o antidetonační přísadu – tetraetylolovo. (Greenwood et Earnshaw, 1997; Wills, et al., 2010)

Vyhláška 153/2016 Sb. stanovuje preventivní limity olova pro zemědělské půdy na 60 mg/kg sušiny pro běžné půdy a 55 mg/kg pro půdy lehké. Podle této vyhlášky jsou také stanoveny indikační hodnoty, při jejichž překročení může být ohrožena zdravotní nezávadnost potravin nebo krmiv, na 300 mg/kg. Olovo má také stanovenou indikační hodnotu, při jejímž překročení může být ohroženo zdraví lidí a zvířat, na 400 mg/kg vztaženo k sušině. (Vyhláška č. 153/2016 Sb. o stanovení podrobností ochrany kvality zemědělské půdy, 2016)

Do lidského organismu se vstřebává primárně plícemi, sekundárně pak trávicím ústrojím. Narušuje krevetvorbu, imunitní systém. Při vyšších dávkách se hromadí v ledvinách a kostech. Dlouhodobá expozice nízkým hodnotám může vést u dětí ke snížení schopnosti soustředit se. (Flora, 2012)

Ve vodním prostředí dochází ke značné kumulaci v sedimentech. Toxicita olova se, podobně jako u dalších těžkých kovů, odvíjí od jeho rozpustnosti ve vodě. Rozpustnost sloučenin olova je ovlivněna tvrdostí vody, zvláště pak množstvím rozpuštěného vápníku a hořčíku. Se zvyšujícím se pH a množstvím rozpuštěných látek toxicita olova klesá. Akutní otrava u ryb se projevuje poškozením epitelu žaber, chronická intoxikace má za následek poškození erytrocytů a leukocytů. (Demayo, 2009)

Toxicita olova pro žížaly je závislá na mnoha faktorech. Významnými činiteli jsou půdní pH, koncentrace solí nebo přítomnost dalších těžkých kovů v půdě. Na základě studie, kterou provedli Jones, et al. (2009) se letální koncentrace olova pro žížaly pohybuje kolem 2490 mg/kg půdy. Vliv na reprodukci snížením počtu kokonů a vylíhnutých jedinců se začíná projevovat při koncentraci 400 mg/kg půdy. (Leveque, 2013)

## 4. Stabilizace čistírenského kalu

Stabilizace čistírenského kalu je proces, který má za cíl upravit surový primární kal takovým způsobem, aby již nedocházelo k následnému rozkladu biologicky rozložitelných látek. Za stabilizovaný kal se pokládá takový, který již není závadný pro životní prostředí a nakládání s ním nezpůsobuje další potíže z důvodu obsahu patogenních organismů a látek.

### 4.1 Aerobní stabilizace

Aerobní stabilizace kalu je termofilní reakce, která využívá ke svému běhu teplo, které vzniká biochemickou oxidací. K jejímu započetí je potřeba kal s 3-6 % sušiny, která bude obsahovat alespoň 70 % lehce rozložitelného organického materiálu. Z tohoto důvodu je tento proces vhodný pro primární a přebytečný aktivovaný kal. (Hartig, 2017) Termofilní organismy jsou v probíhající aerobní stabilizaci výrazně aerobní, je tedy nutné dodávat do systému vzduch okysličováním. Podstatné pro správný průběh reakce je udržování homogenity organických látek v systému. Teplota kalu se během stabilizace pohybuje mezi 55 °C a 60 °C, přičemž doba zdržení v reaktoru je 5-9 dnů. Vyšší provozní teploty mají pozitivní vliv na hygienizaci kalu. (Jokela, 1997)

### 4.2 Anaerobní stabilizace

Anaerobní stabilizace kalu je proces, při kterém dochází k rozkladu složitých organických sloučenin na jednoduché uhlíkaté sloučeniny (převážně metan  $\text{CH}_4$  a oxid uhličitý  $\text{CO}_2$ ) za pomoci anaerobních mikroorganismů. Proces přeměny může být jak mezofilní s provozní teplotou kolem 40 °C, tak termofilní s teplotami kolem 55 °C. Přitom přechod mezi mezofilní a termofilní částí procesu je výrazným intenzifikačním faktorem. (Hartig, 2017) Anaerobní stabilizace má pozitivní vliv na konečné množství sušiny stabilizovaného kalu, dochází k jejímu snížení o 45-65 % oproti surovému kalu.

Samotný proces anaerobní stabilizace probíhá ve čtyřech fázích:

1. Hydrolýzní fáze – přeměna makromolekulárních organických látek (proteiny, lipidy, polysacharidy a celulóza), za pomoci hydrolytických

enzymů produkovaných fermentačními bakteriemi, na nízkomolekulární látky rozpustné ve vodě (aminokyseliny, monosacharidy...).

2. Acidogenní fáze – dochází k dalšímu štěpení látek vzniklých během hydrolytické fáze. Během této fáze vznikají jednoduché organické kyseliny a oxid uhličitý. Pokud byl v původním substrátu vyšší parciální tlak vodíku, dochází ke vzniku vyšších organických kyselin, např. kyseliny mléčné.
3. Acetogenní fáze – homoacetogenní organismy oxidují látky vzniklé během acidogeneze na kyselinu octovou, oxid uhličitý a vodík. Dochází také ke štěpení kyseliny propionové, alkoholů a aromatických sloučenin.
4. Methanogenní fáze – konečný proces anaerobní stabilizace kalu. Tato fáze zahrnuje methanogenní organismy, které zpracovávají některé jednoduhlíkaté látky. Tyto organismy můžeme rozdělit do dvou skupin, na hydrogenotrofní nebo acetotrofní. Acetotrofní organismy produkují směs metanu a oxidu uhličitého štěpením kyseliny octové. Touto reakcí vzniká přibližně 70 % z celkové produkce metanu. Růst této skupiny organismů je proti následující výrazně pomalejší. Druhou skupinou jsou hydrogenotrofní organismy, které produkují metan syntézou oxidu uhličitého a vodíku. Tímto procesem vyvazují ze systému vodík, jehož nízká koncentrace je nezbytná pro správný běh celé stabilizace. (Hartig, 2017; Sosnowski, et al., 2003; Lyčková, 2008)

### 4.3 Chemická stabilizace

Chemická stabilizace kalu se využívá v provozech, které nesplňují podmínky hygienizace, nebo jsou příliš malé pro využití jiných technologií. V praxi se k ní využívá pálené nebo hašené vápno.

#### 4.3.1 Pálené vápno (CaO)

Do částečně odvodněného kalu se aplikuje pálené vápno v množství 10-30% hmotnosti sušiny kalu. Reakce je silně exotermní, pro dostatečnou hygienizaci je potřeba dosáhnout teploty alespoň 55 °C po dobu dvou hodin. Reakce je doprovázená

vzrůstem pH až na hodnotu 12, která taktéž značnou měrou přispívá k hygienizaci kalu. Nevýhodou tohoto postupu je redukce množství dusíku vázaného v kalu. Během reakce se uvolňuje plynný amoniak, který je nutné jímat a přečišťovat. (Plachá, 2008)

#### 4.3.2 Hašené vápno $\text{Ca(OH)}_2$

Při stabilizaci kalu hašeným vápnem nedochází k uvolňování reakčního tepla a k hygienizaci kalu dochází pouze v důsledku zvýšení pH až na hodnotu 12. Pro správný průběh hygienizace je nutné dosáhnout úplného promísení kalu a vápna. Kal se poté nechává zrát v reaktorech až dva měsíce při pokojové teplotě. (Plachá, 2008)

#### 4.4 Vliv stabilizace na množství a formu těžkých kovů v kalu

Na základě výzkumu (Fuentes, 2008) lze říct, že dochází ke změně distribuce těžkých kovů v jednotlivých frakcích, nedochází však ke změně jejich absolutního množství. Frakce, na které jsou navázány těžké kovy, se rozlišují na vyměnitelnou, oxidovou, organickou a reziduální.

Ve vyměnitelné frakci jsou těžké kovy navázány na hydroxidy železa a manganu a huminové kyseliny. Tato frakce se vyznačuje velkou biologickou dostupností. V redukovatelné frakci jsou kovy navázané na oxidy železa a manganu. Tato frakce je také poměrně mobilní, zvláště za anoxických podmínek. V organické frakci jsou těžké kovy navázané na organickou hmotu. Vyskytují se zde v komplexech, ze kterých se uvolňují při oxidaci organických sloučenin. V reziduální frakci jsou kovy poměrně stabilně uloženy v krystalické struktuře, a nevykazují tak velké riziko pro životní prostředí. (Ignatowicz, 2017; Fuentes, et al., 2008; Brown et Lester, 1979)

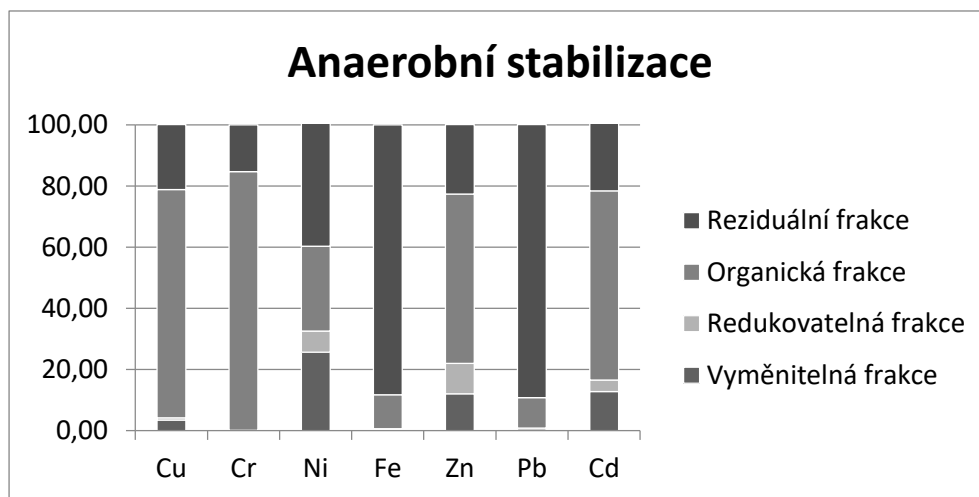
Vlivem snížení množství uhlíku jeho uvolnění do atmosféry v podobě plynů, například metanu, oxidu uhličitého, dusíku a sirovodíku, dochází ke zvýšení množství těžkých kovů v poměru vztaženém na sušinu kalu. (Tchobanoglous, 1991)

Vzhledem k výše popsanému jevu dochází během anaerobní stabilizace kalu ke zvýšení poměrného množství obsažených těžkých kovů. Z hlediska absolutního množství může docházet ke snížení těkáním do atmosféry (Brown et Lester, 1979), a to v pořadí kadmium < olovo < měď < zinek (Chipasa, 2003). Na Obrázek 9 můžeme vidět,

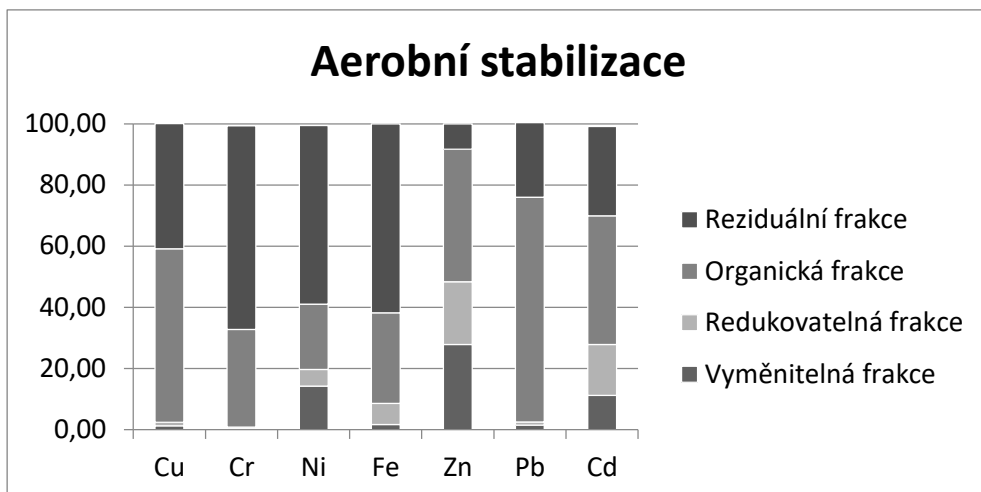
že během anaerobní stabilizace došlo k přesunu těžkých kovů do reziduální frakce, tedy do frakce s nižší organickou dostupností v porovnání s nestabilizovaným kalem, viz Obrázek 11. (Fuentes, 2008)

Také během aerobní stabilizace dochází ke snížení množství uhlíku a dalších látek vlivem jejich úniku do atmosféry. Ve studiích, které provedli Ignatowicz (2017) a He, et al. (2009) dochází během aerobní stabilizace k přesunu kovů do oxidovatelné frakce a reziduální frakce, tedy opět do takových, které jsou za běžných podmínek méně dostupné v rámci životního prostředí. Stejně zjištění je vidět na Obrázek 10 v porovnání s Obrázek 11, kde dochází u většiny kovů k nárůstu v reziduální frakci, tedy ve frakci, která je pro organismy nejméně dostupná. (Fuentes, 2008)

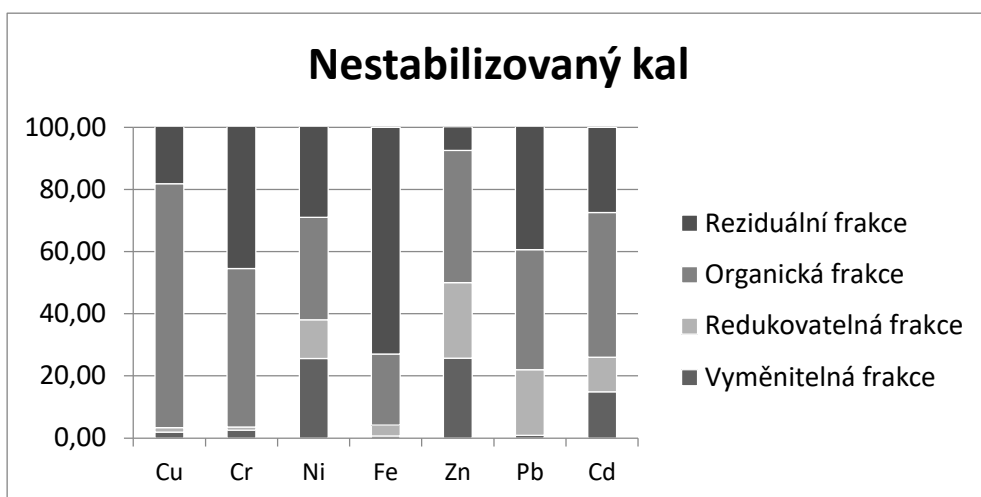
Chemická stabilizace čistírenského kalu může mít vliv na formu obsaženého kovu. Kadmium obsažené v kalech stabilizovaných páleným vápnem vykazovalo migraci do méně dostupných frakcí. Podobně se choval i zinek v kalech ošetřených páleným vápnem po vystavení anaerobní stabilizaci. (Hanč, 2007)



Obrázek 9 Poměr frakcí těžkých kovů u anaerobní stabilizace (Fuentes, 2008)



Obrázek 10 Poměr frakcí těžkých kovů u aerobní stabilizace (Fuentes, 2008)



Obrázek 11 Poměr frakcí těžkých kovů u kalu bez stabilizace (Fuentes, 2008)

## 5. Charakteristika řádu Žížaly (*Opisthopora*)

Žížaly jsou většinou půdní živočichové vyskytující se na většině míst naší planety s výjimkou polárních oblastí. Celosvětově je popsáno přibližně 6000 druhů, přičemž většina druhové rozmanitosti řádu Žížaly je soustředěna do tropických a subtropických oblastí. Většina druhů jsou detritofagové (organismy živící se odumřelým organickým materiálem) jen výjimečně nalezneme dravé zástupce. Ve střední Evropě se vyskytují pouze zástupci čeledi Žížalovitých (*Lumbricidae*). Žížaly se svým vztahem k ekosystému řadí mezi takzvané ekosystémové inženýry. Ekosystémový inženýr je živočich, který svou činností modifikuje nebo udržuje prostředí a ovlivňuje dostupnost zdrojů pro ostatní organismy. (Jones, 1996)

Žížaly můžeme dělit podle jejich ekologické strategie na epigeické, anetické a endogeické.

Epigeické žížaly se nacházejí ve svrchních vrstvách půdy nebo přímo na povrchu a živí se organickým materiálem z povrchu. Jejich potrava se skládá z čerstvých organických zbytků a prochází trávicím traktem poměrně rychle, takže jsou žížaly vhodnými producenty vermikompostu. Nepříznivé období přečkávají v kokonech. Mezi epigeické druhy žížal patří žížala kalifornská (*Eisenia andrei*) a žížala hnojní (*Eisenia fetida*).

Anetické druhy žijí v hlubších vrstvách půdy, do kterých si stahují organický materiál z povrchu. Nepříznivé období pak přečkávají v hlubších nepromrzajících vrstvách. Živí se již částečně rozloženými organickými zbytky, které stahují do svrchních vrstev minerální půdy. Velkým přínosem těchto žížal je obohacování hlubších vrstev půdy o humusovou složku. Mezi anetické druhy žížal patří například žížala obecná (*Lumbricus terrestris*).

Endogeické žížaly žijí také v hlubších vrstvách půdy, za potravou nicméně vyráží k povrchu. Živí se stejně jako epigeické žížaly čerstvou organickou hmotou, kterou stahují do hlubších minerálních vrstev, a obohacují ji tak o organickou složku. Organismus těchto žížal je poměrně pomalý. (Elbl, 2014)





Při vystavení žížal půdě kontaminované kadmíem 1 g/kg po dobu 100 dní docházelo k destrukci buněčné hmoty v okolí nervových uzlin. Samotné nervové uzliny zůstaly prakticky nepoškozené. Při vystavení stejné koncentraci olova a mědi po dobu 80 dní bylo možné pozorovat značný úbytek svalové hmoty a desintegrity buněk ve faryngeální oblasti, nicméně opět bez poškození nervové soustavy. (Sharma et Satyanarayan, 2011)

#### 5.2.4 Trávicí soustava

Trávicí soustava začíná v prvním článku pod čelním lalokem ústním otvorem, pokračuje hltanem, přes jícen, který je přeměněn na žláznatý žaludek. Zde jsou vyústěny Morenovy žlázy, které jsou potřebné k neutralizaci huminových kyselin obsažených v půdě. Trávicí soustava pokračuje svalnatým žaludkem, kde je potrava mechanicky rozmělněna zrnky písku. Povrch střeva je zvětšen kožní řasou – typhlosolis. Kolem střeva se nachází chloragogenní buňky zodpovídající za syntézu tuků a glykogenu. Strávené zbytky jsou vyloučeny řitním otvorem umístěným v posledním článku těla.

Při vystavení žížal koncentracím mědi okolo 1 g/kg půdy trvajícím 100 dní docházelo v oblasti svalnatého žaludku k destrukci kruhové svalové vrstvy až k případné nekróze. (Sharma et Satyanarayan, 2011)

#### 5.2.5 Cévní soustava

Cévní soustava je uzavřená. Hlavní částí je silná hřbetní céva, která svými stahy pumpuje hemolymfu skrz břišní cévu do těla a hlavy. V přední části jsou hřbetní a břišní cévy spojeny soustavou menších cév, které pomáhají pohánět hemolymfu do těla (nepravá srdce). (Edwards, 2013; Pommeresche, 2010)

#### 5.2.6 Vylučovací soustava

Vylučovací soustava je tvořena párovými metanefridiemi, které jsou, až na první tři, umístěny v každém článku. Metanefridie je tvořena obrvenými nálevkami, jejichž ústí je orientováno směrem k předchozímu článku. Nálevky se zužují do takzvaných nefridiálních kanálků, které jsou vyústěny do coelomových váčků a dále pokračují

vývodným kanálkem skrz mezičlánkovou přepážku – dissepiment. Zde jsou výrazně zohýbány a následně vyvedeny ven z těla. Při průchodu látek vylučovací soustavou jsou vstřebávány dále využitelné látky jako např. glukóza. (Edwards, 2013; Pommeresche, 2010)

#### 5.2.7 Rozmnožovací soustava

Žížaly jsou hermafrodité rozmnožující se pohlavně. Při kopulaci dochází k oboustrannému uvolnění spermií skrz gonopory. Spermie si oba jedinci ukládají do semenných váčků – receptacula seminis, uložených v oblasti mezi hlavou a opaskem. Neoplozená vajíčka dozrávají v opasku – clitelliu. Po dozrání vajíček začíná opasek produkovat slizový kokon. Do kokonu jsou vložena vajíčka z opasku, a ten se pak pohybuje směrem k přední části těla. Při kontaktu kokonu a semenných váčků dochází k uvolnění spermií a oplodnění vajíček. Následně je celý kokon svlečen a vyvíjí se v něm žížaly. Vývoj žížal je přímý. (Clark, b.r.)

Půdy středně kontaminované solemi kadmia, olova a zinku nezpůsobovaly u žížal ve střednědobém horizontu statisticky významné změny v produkci kokonů. Významně však ovlivnily dlouhodobou životaschopnost kokonů. Při koncentraci 1320  $\mu\text{g/g}$  dusičnanu olovnatého v suché půdě po dobu 36 měsíců se z 96 odebraných kokonů vylíhlo pouze 30 kokonů s průměrem 1,27 mladé žížaly na vylíhlý kokon. Ze 144 kokonů odebraných z půdy kontaminované 336  $\mu\text{g/g}$  síranu kademnatého v suché půdě se vylíhlo 81 mláďat z 61 kokonů. Z 81 kokonů kontaminovaných 1087  $\mu\text{g/g}$  síranu zinečnatého v suché půdě se vylíhlo 44 mláďat z 31 kokonů. Oproti tomu z kontrolního vzorku bylo odebráno sto kokonů, z nichž se vylíhlo 62 z 173 mladých jedinců. (Reinecke, 2001) K podobným závěrům dospěly i další výzkumy.

## 6. Vermikompostování

### 6.1 Podmínky pro vermikompostování

Vermikompostování je proces degradace organického materiálu pomocí žížal. V praxi se využívají vyšlechtěné druhy žížal, např. žížala kalifornská. Žížaly při něm přepracovávají (pojídáním) surový biologicky rozložitelný materiál na kompost. Žížaly za den přemění objem materiálu, který přibližně odpovídá polovině jejich vlastní hmotnosti, za ideálních podmínek přemění i takové množství materiálu, které jejich hmotnost převyšuje. (Munroe, 2007; Ndegwa et Thompson, 2001; Hanč et Plíva, 2013)

Pro optimální běh vermikompostovacího procesu je nezbytné dodržet základní podmínky, kterými jsou vhodný materiál, ve kterém jsou žížaly umístěny, zdroj potravy, přiměřená vlhkost, dostatečné provzdušňování a správná teplota bez výrazných extrémů. Pro optimální prospívání žížal, musí být zmíněné podmínky splněny následovně:

1. Materiál, ve kterém budou žížaly umístěny, by měl být dostatečně nasáklý, aby povrch těl žížal zůstával zvlhčený. Měl by být také dostatečně porézní, aby měly žížaly dostatek vzduchu k respiraci. Je také podstatné, aby materiál neobsahoval příliš mnoho bílkovin a dusíku (poměr C: N by měl být vysoký), v takovém případě by byl proces rozpadu příliš rychlý a vytvářel by pro žížaly nevhodné prostředí. Vhodným materiálem pro zakládku je například koňský hnůj. (Munroe, 2007; Domínguez, et al., 2000)
2. Žížaly přemění v kompost téměř cokoliv organického. Ideální variantou je opět hnůj, organické zbytky z kuchyně nebo zahrady. Žížaly budou preferovat částečně rozloženou potravu před čerstvými zbytky potravin. (Munroe, 2007; Domínguez, et al., 2000)
3. Správná podestýlka by měla udržovat vlhkost v rozmezí 70-90 %. Pro produkci vermikompostu je ideální hodnota kolem 85 %, naopak pro reprodukci žížal je vhodné rozmezí mezi 75-80 %. Pokud vlhkost materiálu klesne pod 50 %, žížaly velmi rychle uhynou. (Munroe, 2007)

4. Prostředí vermikompostu musí být striktně aerobní. Pokud při kombinaci podmínek, jako je příliš vysoká vlhkost a velký obsah tuku v kompostu, dojde k nedostatečnému provzdušnění, přestanou žížaly prospívat a uhynou. K úhynu dochází z důvodu nedostatku kyslíku a toxicity prostředí vzniklého anaerobními procesy rozkladu. V tomto prostředí se vytváří amoniak  $\text{NH}_3$ , který produkují bakterie anaerobního rozkladu. Z tohoto důvodu není vhodné vermikompostovat materiály obsahující maso a tuk bez předchozí úpravy. (Munroe, 2007)

Žížaly jsou schopny si kompost částečně provzdušnit samy svou vlastní činností (tvorba tunýlků). Pro ideální tvorbu vermikompostu je vhodné zařadit do procesu i provzdušňování např. občasným přehazováním zakládky. (Munroe, 2007)

5. Žížaly dokážou přežít teploty pohybující se v rozpětí od bodu mrazu až do  $35^\circ\text{C}$ . V nízkých teplotách dochází ke zpomalení metabolismu a snižuje se produkce vermikompostu. Produkce se zvyšuje od  $15^\circ\text{C}$  do  $20^\circ\text{C}$ , v teplotách kolem  $20^\circ\text{C}$  panují optimální podmínky pro rozmnožování. Pokud se teploty v kompostu pohybují nad  $35^\circ\text{C}$  žížaly kompost opouští nebo hynou. (Munroe, 2007)

Další důležitou podmínkou je správná hodnota pH v kompostu. Ta by se měla pohybovat v hodnotách kolem 7 nebo lehce nad tuto hodnotu. Žížaly jsou citlivé na obsah soli v zakládce. Ten by neměl přesahovat 0,5 % hmotnosti. Pokud se na zakládku používá zvířecí hnůj, je důležité v něm regulovat obsah močoviny. Její rozklad může vytvářet pro žížaly toxické plyny. (Munroe, 2007)

## 6.2 Vliv amoniaku na vermikompostování čistírenských kalů

Amoniakální dusík je hlavním produktem z přeměny dusíku v organických sloučeninách na anorganickou formu při aerobní i anaerobní stabilizaci primárního kalu. Amoniak je pro životní prostředí silně toxická látka. Jeho toxicita je ovlivněna poměrem disociované formy  $\text{NH}_4^+$  a nedisociované formy  $\text{NH}_3$ . Toxicky většinou působí nedisociovaná forma. Poměr těchto forem je přímo ovlivněn vzrůstající pH hodnotou a

teplotou, respektive se vzrůstajícím pH a teplotou roste množství nedisociované formy  $\text{NH}_3$ . (Míchal, 2019)

Množství nedisociovaného amoniaku  $\text{NH}_3$  obsaženého ve stabilizovaném kalu působí na žížaly jako silný inhibitor a může způsobit snížení jejich aktivity, při vyšší koncentraci úhyn celé vsádky. Z tohoto důvodu je vhodné čerstvě stabilizovaný kal předkompostovat.

Během předkompostování dochází vlivem nitrifikace ke snížení koncentrace amoniaku naakumulovaného v kalu během mineralizace organického dusíku obsaženého v surovém kalu. Během nitrifikace dochází k oxidaci amoniaku na dusičnany a dusitany. Část  $\text{NH}_3$  se uvolní do atmosféry. Během kompostování dochází také k přirozenému poklesu pH v kalu, a tím snížení toxicity zbývajících amoniaku. (Míchal, 2019)

### 6.3 Vliv vermikompostování na množství a formu těžkých kovů

Studie kompostování odpadních vod pocházejících z výroby papíru (Suthar, 2014) zjistila, že žížaly jsou schopné do svých tkání absorbovat některé těžké kovy. V rámci této studie byly testovány různé poměry čistírenského kalu a kravského hnoje. Jako ideální kombinace pro vermikompostování se jevil poměr 3:1 (kal: hnůj). Směs byla vermikompostována po dobu 60 dnů. Po této době došlo ke snížení obsahu těžkých kovů v rádech desítek procent: kadmium o 32–37 %, chrom o 47–81 %, měď o 69–88 %. Naopak ve tkáních žížal bylo zaznamenáno výrazné zvýšení obsahu těžkých kovů. Tyto výsledky jsou podpořeny zjištěními dalších studií. V další studii (Song, 2014) bylo zjištěno, že se zvýšila koncentrace těžkých kovů v sušině substrátu, což je způsobeno snížením množství uhlíku a dalších prvků, ale došlo ke snížení celkové hmotnosti těžkých kovů v substrátu způsobenému akumulací v tělech žížal.

Studie, kterou provedl Lv (2016), se zabývala změnou mobility těžkých kovů v kravském a vepřovém hnoji v průběhu vermikompostování. I zde došlo ke zvýšení celkové koncentrace těžkých kovů. Bylo zjištěno, že v důsledku vermikompostování docházelo k přesunu těžkých kovů z mobilních do stabilnějších frakcí. U zinku docházelo ke změně z vyměnitelné frakce a frakce navázané na uhličitany do frakce

navázané na oxidy železa a manganu. U kadmia a mědi se výrazně zvýšilo zastoupení ve frakci navázané na komplexní organické sloučeniny. U chromu se měnilo zastoupení ve prospěch reziduální a huminoidní frakce.

Předpokládaným mechanismem těchto změn v rámci jednotlivých frakcí je stimulace mikrobiální aktivity žížalami, změny v pH a enzymatické reakce v trávicím systému žížal. (Sizmur et Hodson, 2009)

## 7. Výsledné zhodnocení

### 7.1 Stabilizace kalu

Na základě předchozích studií lze předpokládat, že postup, kterým je kal stabilizován, je významným činitelem pro výslednou podobu těžkých kovů v něm obsažených. V důsledku úbytku uhlíku (v průměru až o 50 %) dochází ke zvýšení celkové koncentrace těžkých kovů obsažených ve stabilizovaném kalu. Absolutní množství těžkých kovů se v průběhu stabilizace kalu mění jen marginálně, a to v pořadí kadmium < olovo < měď < zinek (Chipasa, 2003).

Stabilizace kalu má vliv na obsah těžkých kovů v jednotlivých frakcích. K významným migracím z organicky dostupnějších frakcí do stabilnějších docházelo zvláště u anaerobní stabilizace, jmenovitě u olova a zinku. U aerobní stabilizace nebyl dopad tak významný, ke snížení dostupnosti docházelo u mědi, chromu a niklu.

Stabilizace kalu má značný vliv na následnou úpravu kalu vermikompostováním. Během úpravy kalu totiž dochází k vyvázání organického dusíku do amoniakální vazby. Poměr disociovaného a nedisociovaného amoniaku je přímo úměrný pH v kalu. Je tedy vhodné snížit celkové pH kalu, a tím snížit množství nedisociované toxické formy amoniaku. Vhodným způsobem snížení pH je předkompostování. Tuto úpravu můžeme využít i k optimalizaci podmínek ve vermikompostu, ať už úpravou množství obsažené vody, dodáním organických látek, například hnoje a dalších organických látek, kterými se žížaly živí.

### 7.2 Vermikompostování

Během pokusného vermikompostování kalů docházelo ke stabilizaci forem těžkých kovů obsažených v čistírenském kalu. Tento jev byl pravděpodobně způsoben pozitivním vlivem žížalí aktivity na mikrobiální složku kompostu.

Žížaly jsou také schopny absorbovat poměrně značné množství těžkých kovů do svých tkání. K absorpci dochází buď dermálně vstřebáváním rozpuštěných látek v pórové vodě, nebo přes trávicí ústrojí. K tomu může docházet narušením vazeb huminových kyselin ve žláznatém žaludku a následným vstřebáním v trávicí dutině do



coleomových váčků. Takto navázané těžké kovy se v žížalách kumulují a jsou po dobu jejich života poměrně stabilně vázány.

Vyšší obsah těžkých kovů obsažených v substrátu může mít pro žížaly fatální následky. Již při nižších dávkách těžkých kovů se snižuje životaschopnost kokonů a se vzrůstající koncentrací kovů se produkce kokonů zcela zastavuje. Obsažené toxické kovy mohou způsobovat odumírání až nekrózu svalstva trávicí dutiny, desintegritu buněk ve faryngální oblasti. Schopnost žížal přežít v prostředí kontaminovaném těžkými kovy se zvyšovala, pokud jim byly vystaveny dlouhodobě a s mírně rostoucí koncentrací. Pakliže byly do takové půdy vsazeny žížaly bez patřičné aklimatizace, poměrně rychle docházelo k úhynu nebo k výše zmíněným problémům s rozmnožováním.

## 8. Diskuse

Využití kalů z čistíren odpadních vod ke zvýšení kvality půdy se jeví jako ekonomicky i ekologicky vhodné řešení. Nevýhodou tohoto způsobu likvidace čistírenských kalů může být kontaminace půdy nebezpečnými polutanty, které jsou obsaženy v kalu. Nadměrné kumulaci by mělo být zabráněno dodržováním stanovených limitů pro aplikaci kalu na zemědělský půdní fond. Z dat, které se jsou volně dostupná v každoročních zprávách Ústředního kontrolního a zkušebního ústavu zemědělského, je vidět, že dochází k pravidelnému překračování stanovených limitů ze strany čistíren odpadních vod. Ze strany České inspekce životního prostředí došlo mezi lety 2017 až 2019, dle sdělení dotázaných úředníků, pouze k jedné kontrole kalu aplikovaného na půdu. Lze nicméně předpokládat, že vymáhání dodržování limitů by vedlo ke zvýšení ceny likvidace kalů, což by se pravděpodobně promítlo do ceny pro konečného spotřebitele.

Studie zabývající se vlivem žížalí aktivity v kalu, případně v kontaminované půdě, na formu a množství těžkých kovů, jsou poměrně v rozporu. Rozdílná zjištění pocházejí ze studií, které se zabývají uměle kontaminovanými substráty (Song, 2014; Sizmur, 2009), a z výzkumů půd dlouhodobě zatížených těžkými kovy. Těchto rozdílů je dosaženo použitím různých půd často v závislosti na lokalitě, kterou se daný tým

zabýval. Žížaly byly také rozdílně ovlivněny, pokud se kovy v půdách nebo v kalech vyskytovaly v rozdílných poměrech. Výsledky se také odvíjejí od druhu použitých žížal (Rorat, 2016). V případě studií dlouhodobě kontaminovaných půd je podstatné, jestli se jako vsádka používají žížaly bez předchozí expozice těžkým kovům, nebo žížaly, které pocházejí ze studovaných půd (Udovic, 2007).

Obecně převládá předpoklad, že žížaly svým metabolismem pozitivně ovlivňují aktivitu půdních mikroorganismů, které pak mají vliv na distribuci těžkých kovů v rámci jednotlivých frakcí (Lv, 2016; Suthar, 2014). Na tento proces silně působí například pH substrátu, obsah celkového organického uhlíku i samotné složení půdy (substrátu vermikompostu).

Vliv použité metody stabilizace čistírenských kalů na formu těžkých kovů je podobně diskutabilní jako vermikompostování. Obecně můžeme prohlásit, že dochází ke zvýšení celkové koncentrace těžkých kovů (vztaženo k sušině) v důsledku snížení množství uhlíku a dalších prvků jejich únikem do atmosféry. Zbylé výsledky jsou problematičtější (He, 2009). Mnohé studie porovnávají kaly stabilizované různými technologiemi a z rozdílných čistíren, čímž vnášejí do výsledků chybu způsobenou lokálními podmínkami produkce těžkých kovů nebo přirozeným pozadím (Fuentes, 2008).

## 9. Závěr

Přínosem této bakalářské práce je shrnutí poznatků z oblasti fungování kalového hospodářství a jeho vlivu na koloběh těžkých kovů. Dále jsou v práci shrnuty podmínky pro správné vermikompostování a vliv žížal na osud těžkých kovů v koloběhu kal – půda.

S přihlédnutím k současnému stavu zemědělské půdy ohrožené erozí i masivním úbytkem organické hmoty v důsledku pěstování biomasy je vhodné využívat potenciál čistírenských kalů ke zvyšování množství humusových látek v půdě, a doplňovat tak její pěstební potenciál bez nutnosti využívání umělých hnojiv. Přínosem humusové složky v půdě je také zvýšení absorpční vodní kapacity. Vzhledem k tomu, že dochází k překračování toxikologických limitů v kalech aplikovaných na zemědělský půdní fond

je třeba zvýšit tlak na výstupní kontrolu kvality kalu, a tedy na dodržování limitů. Opětovné vnášení patogenních látek do ekosystému výrazně zvyšuje riziko jejich kumulace v nás lidech.

Dalšímu zkoumání lze podrobit potenciál vermikompostování v průmyslovém zpracování čistírenských kalů vzhledem k eliminaci patogenních polutantů jako jsou těžké kovy, rezidua léčiv, polychlorované bifenylly a další. Taková zjištění by měla pozitivní přínos na likvidaci kalů z provozů zatížených patogenními látkami, jako jsou nemocnice, hutní a metalurgické výroby a další. S takto vzniklými kaly s vyšším obsahem nebezpečných látek se musí nakládat jako s nebezpečným odpadem, a tím se zvyšují náklady na jeho likvidaci. Pokud by se podařilo snížit množství patogenů pod kritickou úroveň bylo by možné tyto kaly dále využívat.

Budoucí výzkum by měl být spojen s ověřením vhodnosti jednotlivých způsobů stabilizace kalů k úpravě vermikompostováním. Z jednotlivých výzkumů vyplývá, že pro životaschopnou populaci žížal ve vermikompostu je potřeba dodržet pět podstatných podmínek – vhodný materiál, ve kterém jsou žížaly umístěny, zdroj potravy, přiměřenou vlhkost, dostatečné provzdušňování a správnou teplotu bez výrazných extrémů. Pokud budou tyto podmínky dodrženy, je vermikompostování ekologicky i ekonomicky vhodným způsobem k odstranění biologicky degradovatelných materiálů i v případě, že budou obsahovat polutanty toxické pro životní prostředí.

## 10. Bibliografie

ADRIANO, Domy C., 2001. Arsenic. *Trace Elements in Terrestrial Environments*. New York, NY: Springer New York, 219-261. DOI: 10.1007/978-0-387-21510-5\_7. ISBN 978-1-4684-9505-8. Dostupné také z: [http://link.springer.com/10.1007/978-0-387-21510-5\\_7](http://link.springer.com/10.1007/978-0-387-21510-5_7)

BARCELOUX, Donald G. et Donald BARCELOUX, 1999. Molybdenum. *Journal of Toxicology: Clinical Toxicology*. vol. 37. 37(2), 231-237. DOI: 10.1081/CLT-100102422. ISSN 0731-3810. Dostupné také z: <http://www.tandfonline.com/doi/full/10.1081/CLT-100102422>

BERNHOF, Robin A., 2012. Mercury Toxicity and Treatment: A Review of the Literature. *Journal of Environmental and Public Health*. vol. 2012. 2012, 1-10. DOI: 10.1155/2012/460508. ISSN 1687-9805. Dostupné také z: <http://www.hindawi.com/journals/jeph/2012/460508/>

BIRNBAUM, L S, 1994. The mechanism of dioxin toxicity: relationship to risk assessment. *Environmental Health Perspectives*. vol. 102. 102(9), 157-167. DOI: 10.1289/ehp.94102s9157. ISSN 0091-6765. Dostupné také z: <https://ehp.niehs.nih.gov/doi/10.1289/ehp.94102s9157>

BROWN, M et J LESTER, 1979. Metal removal in activated sludge: the role of bacterial extracellular polymers. *Water Research*. vol. 13. 13(9), 817-837. DOI: 10.1016/0043-1354(79)90217-3. ISSN 00431354. Dostupné také z: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/0043135479902173>

CLARKE, Bradley O., Nichola A. PORTER, Philip J. MARRIOTT at Judy R. BLACKBEARD, 2010. Investigating the levels and trends of organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyl in sewage sludge. *Environment International*. vol. 36. 36(4), 323-329. DOI: 10.1016/j.envint.2010.01.004. ISSN 01604120. Dostupné také z: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S016041201000005X>

CLARK, Josh, b.r. How Earthworms Work. *HowStuffWorks.com*. [online]. [cit. 2020-03-09]. Dostupné z: <https://animals.howstuffworks.com/animal-facts/earthworm.htm>

ČESKO, 2016. Vyhláška č. 437/2016 Sb., o podmínkách použití upravených kalů na zemědělské půdě, ve znění pozdějších předpisů. In: . *Zákony pro lidi.cz*. Dostupné také z: <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/2016-437>

ČESKO, 2016. Vyhláška č. 153/2016 Sb. o stanovení podrobností ochrany kvality zemědělské půdy, ve znění pozdějších předpisů. In: . *Zákony pro lidi.cz*. Dostupné také z: <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/2016-153>

ČESKO, 2018. Vyhláška č. 70/2018 Sb., vyhláška, kterou se mění vyhláška č. 252/2004 Sb., kterou se stanoví hygienické požadavky na pitnou a teplou vodu a četnost a rozsah kontroly pitné vody, ve znění pozdějších předpisů. In: . 2018. *Zákony pro lidi.cz*, ročník 2018. Dostupné také z: <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/2018-70>

DANG, Fei, Jie ZHAO, Ben K. GREENFIELD, Huan ZHONG, Yujun WANG, Zhousheng YANG et Dongmei ZHOU, 2015. Soil geochemistry and digestive solubilization control mercury bioaccumulation in the earthworm *Pheretima guillemi*. *Journal of Hazardous Materials*. vol. 292. 292, 44-51. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2015.03.012. ISSN 03043894. Dostupné také z: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0304389415002009>

DAYAN, A D et A J PAINE, 2016. *Mechanisms of chromium toxicity, carcinogenicity and allergenicity: Review of the literature from 1985 to 2000*. vol. 20. 20(9), 439-451. DOI: 10.1191/096032701682693062. ISSN 0960-3271. Dostupné také z: <http://journals.sagepub.com/doi/10.1191/096032701682693062>

DEMAYO, Adrian, Margaret C. TAYLOR, Kenneth W. TAYLOR, Peter V. HODSON et Paul B. HAMMOND, 2009. Toxic effects of lead and lead compounds on human health, aquatic life, wildlife plants, and livestock. *C R C Critical Reviews in Environmental Control*. vol. 12. 12(4), 257-305. DOI: 10.1080/10643388209381698. ISSN 0007-8999. Dostupné také z: <http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/10643388209381698>

DÍEZ-ORTIZ, Maria, Iwona GISKA, Maartje GROOT, Eef M. BORGMAN et Cornelis A.M. VAN GESTEL, 2010. Influence of soil properties on molybdenum uptake and elimination kinetics in the earthworm *Eisenia andrei*. *Chemosphere*. vol. 80. 80(9), 1036-1043. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2010.05.029. ISSN 00456535. Dostupné také z: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0045653510006053>

DOMÍNGUEZ, Jorge, Clive A. EDWARDS et Michelle WEBSTER, 2000. Vermicomposting of sewage sludge: Effect of bulking materials on the growth and reproduction of the earthworm *Eisenia andrei*. *Pedobiologia*. vol. 44. 44(1), 24-32. DOI: 10.1078/S0031-4056(04)70025-6. ISSN 00314056. Dostupné také z: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0031405604700256>

EDWARDS, Clive A., 2013. *Biology and ecology of earthworms*. New York: Springer. ISBN 978-038-7749-426.

ELBL, Jakub, Antonín KINTL et Lukáš PLOŠEK, 2014. Výchova žížal v Čechách. *Příroda.cz: příroda, ekologie, život...* [online]. Mendelova univerzita v Brně: Mendelova univerzita v Brně [cit. 2020-03-09]. Dostupné z: <https://www.priroda.cz/clanky.php?detail=2630>

FERBER, Tania, Vera I. SLAVEYKOVA, Ophélie SAUZET et Pascal BOIVIN, 2019. Upward mercury transfer by anecic earthworms in a contaminated soil. *European Journal of Soil Biology*. vol. 91. 91, 32-37. DOI: 10.1016/j.ejsobi.2019.02.001. ISSN 11645563. Dostupné také z: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1164556318302838>

FIJALKOWSKI, Krzysztof, 2019. Emerging contaminants in sludge (endocrine disruptors, pesticides, and pharmaceutical residues, including illicit drugs/controlled substances, etc.). *Industrial and Municipal Sludge*. Elsevier, 455-473. DOI: 10.1016/B978-0-12-815907-1.00020-9. ISBN 9780128159071. Dostupné také z: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/B9780128159071000209>

FLORA, Gagan, Deepesh GUPTA et Archana TIWARI, 2012. Toxicity of lead: a review with recent updates. *Interdisciplinary Toxicology*. vol. 5. 5(2), 47-58. DOI:

10.2478/v10102-012-0009-2. ISSN 1337-9569. Dostupné také z:  
<http://content.sciendo.com/view/journals/intox/5/2/article-p47.xml>

FUENTES, Ana, Mercedes LLORENS, José SÁEZ, M ISABEL AGUILAR, Juan F. ORTUÑO et Victor F. MESEGUER, 2008. Comparative study of six different sludges by sequential speciation of heavy metals. *Bioresource Technology*. vol. 99. 99(3), 517-525. DOI: 10.1016/j.biortech.2007.01.025. ISSN 09608524. Dostupné také z:  
<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0960852407000776>

GRAMS, Harry, 1997. *Rostliny a živočichové: Příručka k určování*. 6. Prešov: Knižné centrum. ISBN 8088723639.

GREENWOOD, N. N. et A. EARNSHAW, 1997. *Chemistry of the elements*. 2nd ed. Oxford: Butterworth-Heinemann. ISBN 978-075-0633-659.

GUDBRANDSEN, Marius, Line Emilie SVERDRUP, Solveig AAMODT et Jørgen STENERSEN, 2007. *European Journal of Soil Biology*. vol. 43. 43. DOI: 10.1016/j.ejsobi.2007.08.025. ISSN 11645563.

HANČ, Aleš et Petr PLÍVA, 2013. *Vermikompostování bioodpadů: (certifikovaná metodika)*. I. Praha: Česká zemědělská univerzita v Praze. ISBN 978-80-213-2422-0.

HANČ, Pavel, Pavel TLUSTOŠ, Jiřina SZÁKOVÁ et Jiří BALÍK, 2007. Změna pohyblivosti kadmia a zinku v čistírenských kalech po jejich úpravě. *Chemické Listy*. (101), 807-810.

HARTIG, Karel, 2017. Problematika kalového hospodářství. *Vodní hospodářství*. Praha: Sweco Hydroprojekt a.s. Dostupné také z:  
<http://vodnihospodarstvi.cz/problematika-kaloveho-hospodarstvi/>

HE, Miao-miao, Guang-ming TIAN et Xin-qiang LIANG, 2009. Phytotoxicity and speciation of copper, zinc and lead during the aerobic composting of sewage sludge. *Journal of Hazardous Materials*. vol. 163. 163(2-3), 671-677. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2008.07.013. ISSN 03043894. Dostupné také z:  
<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0304389408010406>

HINTON, Jennifer J. et Marcello M. VEIGA, 2002. Earthworms as bioindicators of mercury pollution from mining and other industrial activities. *Geochemistry: Exploration, Environment, Analysis*. vol. 2. 2(3), 269-274. DOI: 10.1144/1467-787302-031. ISSN 1467-7873. Dostupné také z: <http://geea.lyellcollection.org/lookup/doi/10.1144/1467-787302-031>

HOLOUBEK, Ivan, 2000. Polychlorinated Biphenyls (PCBs) World-Wide Contaminated Sites. *Research Centre for Toxic Compounds in the Environment TOCOEN REPORT*. (173).

HUGHES, Michael F, 2002. Arsenic toxicity and potential mechanisms of action. *Toxicology Letters*. vol. 133. 133(1), 1-16. DOI: 10.1016/S0378-4274(02)00084-X. ISSN 03784274. Dostupné také z: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S037842740200084X>

CHANG, B.V, L.C SHIUNG et S.Y YUAN, 2002. Anaerobic biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbon in soil. *Chemosphere*. vol. 48. 48(7), 717-724. DOI: 10.1016/S0045-6535(02)00151-0. ISSN 00456535. Dostupné také z: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0045653502001510>

CHIPASA, Kangala B, 2003. Accumulation and fate of selected heavy metals in a biological wastewater treatment system. *Waste Management*. vol. 23. 23(2), 135-143. DOI: 10.1016/S0956-053X(02)00065-X. ISSN 0956053X. Dostupné také z: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0956053X0200065X>

IGNATOWICZ, Katarzyna, 2017. The impact of sewage sludge treatment on the content of selected heavy metals and their fractions. *Environmental Research*. vol. 156. 156, 19-22. DOI: 10.1016/j.envres.2017.02.035. ISSN 00139351. Dostupné také z: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0013935117303870>

JOKELA, Jari, Jukka RINTALA, Aimo OIKARI, Olli REINIKAINEN, Kari MUTKA et Timo NYRÖNEN, 1997. Aerobic composting and anaerobic digestion of pulp and paper mill sludges. *Water Science and Technology*. vol. 36. 36(11). DOI: 10.1016/S0273-1223(97)00680-X. ISSN 0273-1223. Dostupné také z: <http://wst.iwaponline.com/content/36/11/181>



JONES, Clive G., John H. LAWTON et Moshe SHACHAK, 1996. Organisms as Ecosystem Engineers. *Ecosystem Management*. New York, NY: Springer New York, 130-147. DOI: 10.1007/978-1-4612-4018-1\_14. ISBN 978-0-387-94667-2. Dostupné také z: [http://link.springer.com/10.1007/978-1-4612-4018-1\\_14](http://link.springer.com/10.1007/978-1-4612-4018-1_14)

JONES, Robert P., Anthony J. BEDNAR et Laura S. INOUE, 2009. Subcellular compartmentalization of lead in the earthworm, *Eisenia fetida*: Relationship to survival and reproduction. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. vol. 72. 72(4), 1045-1052. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2008.12.011. ISSN 01476513. Dostupné také z: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0147651308003266>

KLEGER, Ladislav et Petr VÁLEK, 2014. Měď. *Arnika* [online]. Praha: Arnika [cit. 2020-03-26]. Dostupné z: <https://arnika.org/med>

LANGDON, Caroline J., Trevor G. PEARCE, Andrew A. MEHARG et Kirk T. SEMPLE, 2003. Interactions between earthworms and arsenic in the soil environment: a review. *Environmental Pollution*. vol. 124. 124(3). DOI: 10.1016/S0269-7491(03)00047-2. ISSN 02697491.

LEVEQUE, Thibaut, Yvan CAPOWIEZ, Eva SCHRECK, Christophe MAZZIA, Mélanie AUFFAN, Yann FOUCAULT, Annabelle AUSTRUY et Camille DUMAT, 2013. Assessing ecotoxicity and uptake of metals and metalloids in relation to two different earthworm species (*Eisenia hortensis* and *Lumbricus terrestris*). *Environmental Pollution*. vol. 179. 179, 232-241. DOI: 10.1016/j.envpol.2013.03.066. ISSN 02697491. Dostupné také z: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0269749113001991>

LV, Baoyi, Meiyan XING et Jian YANG, 2016. Speciation and transformation of heavy metals during vermicomposting of animal manure. *Bioresource Technology*. vol. 209. 209, 397-401. DOI: 10.1016/j.biortech.2016.03.015. ISSN 09608524. Dostupné také z: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0960852416303005>

LYČKOVÁ, Barbora, Petr FEČKO et Radmila KUČEROVÁ, 2008. *Multimediální učební texty zaměřené na problematiku zpracování kalů*. Dostupné také z: <http://hg10.vsb.cz/546/ZpracovaniKalu/index.html>

MALERI, Rudolf A., Adriaan J. REINECKE et Sophiè A. REINECKE, 2007. A comparison of nickel toxicity to pre-exposed earthworms (*Eisenia fetida*, *oligochaeta*) in two different test substrates. *Soil Biology and Biochemistry*. vol. 39. 39(11), 2849-2853. DOI: 10.1016/j.soilbio.2007.06.008. ISSN 00380717. Dostupné také z: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0038071707002568>

MA, Wei-chun, 1984. Sublethal toxic effects of copper on growth, reproduction and litter breakdown activity in the earthworm *Lumbricus rubellus*, with observations on the influence of temperature and soil pH. *Environmental Pollution Series A, Ecological and Biological*. vol. 33. 33(3), 207-219. DOI: 10.1016/0143-1471(84)90011-4. ISSN 01431471. Dostupné také z: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/0143147184900114>

MÍČHAL, Pavel, Pavel ŠVEHLA et Aleš HANČ, 2019. Vermikompostování čistírenského kalu za účelem eliminace mikropolutantů. *Odpadové Fórum* [online]. 2019. Praha 6 – Suchdol, 2019 [cit. 2020-02-12].

MUNROE, Glenn, 2007. Manual of On-Farm Vermicomposting and Vermiculture. *Organic Agriculture Centre of Canada*.

NDEGWA, P.M et S.A THOMPSON, 2001. Integrating composting and vermicomposting in the treatment and bioconversion of biosolids. *Bioresource Technology*. vol. 76. 76(2), 107-112. DOI: 10.1016/S0960-8524(00)00104-8. ISSN 09608524. Dostupné také z: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0960852400001048>

NEJEDLY, Tomas et Jiri KLIMES, 2017. A model of natural degradation of 17- $\alpha$ -ethinylestradiol in surface water and identification of degradation products by GC-MS. *Environmental Science and Pollution Research*. vol. 24. 24(29), 23196-23206. DOI: 10.1007/s11356-017-9743-5. ISSN 0944-1344. Dostupné také z: <http://link.springer.com/10.1007/s11356-017-9743-5>

PÉREZ, Sandra, Miriam GUILLAMÓN et Damià BARCELÓ, 2001. Quantitative analysis of polycyclic aromatic hydrocarbons in sewage sludge from wastewater treatment plants. *Journal of Chromatography A*. vol. 938. 938(1-2), 57-65. DOI:

10.1016/S0021-9673(01)01338-3. ISSN 00219673. Dostupné také z:  
<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0021967301013383>

PETRLÍK, Jindřich, Petr VÁLEK et Jarmila PŘIBYLOVÁ, 2014. Chrom. *Arnika* [online]. Praha: Arnika [cit. 2020-03-26]. Dostupné z: <https://arnika.org/chrom>

PLACHÁ, Iveta, Ján VENGLOVSKÝ, Zuzana MAKOVÁ et José MARTINEZ, 2008. The elimination of *Salmonella typhimurium* in sewage sludge by aerobic mesophilic stabilization and lime hydrated stabilization. *Bioresource Technology*. vol. 99. 99(10), 4269-4274. DOI: 10.1016/j.biortech.2007.08.056. ISSN 09608524. Dostupné také z: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0960852407007171>

POMMERESCHE, Reidun, 2010. *Žížaly a jejich význam pro zlepšování kvality půdy*. Olomouc: Bioinstitut. ISBN 978-808-7371-022.

REINECKE, Adriaan J., Sophié A. REINECKE et Mark S. MABOETA, 2001. Cocoon production and viability as endpoints in toxicity testing of heavy metals with three earthworm species. *Pedobiologia*. vol. 45. 45(1), 61-68. DOI: 10.1078/0031-4056-00068. ISSN 00314056. Dostupné také z: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0031405604700918>

SAFE, Stephen H., 2008. Polychlorinated Biphenyls (PCBs): Environmental Impact, Biochemical and Toxic Responses, and Implications for Risk Assessment. *Critical Reviews in Toxicology*. vol. 24. 24(2), 87-149. DOI: 10.3109/10408449409049308. ISSN 1040-8444. Dostupné také z: <http://www.tandfonline.com/doi/full/10.3109/10408449409049308>

SAINI, Sushila et Geeta DHANIA, 2020. Cadmium as an Environmental Pollutant: Ecotoxicological Effects, Health Hazards, and Bioremediation Approaches for Its Detoxification from Contaminated Sites. *Bioremediation of Industrial Waste for Environmental Safety*. Singapore: Springer Singapore, 357-387. DOI: 10.1007/978-981-13-3426-9\_15. ISBN 978-981-13-3425-2. Dostupné také z: [http://link.springer.com/10.1007/978-981-13-3426-9\\_15](http://link.springer.com/10.1007/978-981-13-3426-9_15)

SCOTT-FORDSMAND, Janeck J., Jason M. WEEKS et Stephen P. HOPKIN, 1998. Toxicity of Nickel to the Earthworm and the Applicability of the Neutral Red Retention. *Ecotoxicology*. vol. 7. 7(5), 291-295. DOI: 10.1023/A:1008824531114. ISSN 09639292. Dostupné také z: <http://link.springer.com/10.1023/A:1008824531114>

SHARMA, Vishal J. et Shanta SATYANARAYAN, 2011. Effect of selected heavy metals on the histopathology of different tissues of earthworm *Eudrillus eugeniae*. *Environmental Monitoring and Assessment*. vol. 180. 180(1-4), 257-267. DOI: 10.1007/s10661-010-1786-8. ISSN 0167-6369. Dostupné také z: <http://link.springer.com/10.1007/s10661-010-1786-8>

SIVAKUMAR, S. et C.V. SUBBHURAAM, 2005. Toxicity of chromium(III) and chromium(VI) to the earthworm *Eisenia fetida*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. vol. 62. 62(1), 93-98. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2004.08.006. ISSN 01476513. Dostupné také z: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0147651304001332>

SIZMUR, Tom et Mark E. HODSON, 2009. Do earthworms impact metal mobility and availability in soil? – A review. *Environmental Pollution*. vol. 157. 157(7), 1981-1989. DOI: 10.1016/j.envpol.2009.02.029. ISSN 02697491. Dostupné také z: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0269749109000979>

SONG, Xiuchao, Manqiang LIU, Di WU, Lin QI, Chenglong YE, Jiaguo JIAO et Feng HU, 2014. Heavy metal and nutrient changes during vermicomposting animal manure spiked with mushroom residues. *Waste Management*. vol. 34. 34(11), 1977-1983. DOI: 10.1016/j.wasman.2014.07.013. ISSN 0956053X. Dostupné také z: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0956053X14003171>

SOSNOWSKI, P, A WIECZOREK et S LEDAKOWICZ, 2003. Anaerobic co-digestion of sewage sludge and organic fraction of municipal solid wastes. *Advances in Environmental Research*. vol. 7. 7(3), 609-616. DOI: 10.1016/S1093-0191(02)00049-7. ISSN 10930191. Dostupné také z: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1093019102000497>

SPELLMAN, Frank R., 2003. *Handbook of water and wastewater treatment plant operations*. 3rd. Boca Raton: Lewis publishers. ISBN 15-667-0627-0.

SPURGEON, David J, Stephen R STÜRZENBAUM, Claus SVENDSEN, Peter K HANKARD, A.John MORGAN, Jason M WEEKS et Peter KILLE, 2004. *Toxicological, cellular and gene expression responses in earthworms exposed to copper and cadmium*. vol. 138. 138(1), 11-21. DOI: 10.1016/j.cca.2004.04.003. ISSN 15320456. Dostupné také z: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1532045604000705>

STRAUB, Timothy M., Ian L. PEPPER et Charles P. GERBA, 1993. Hazards from Pathogenic Microorganisms in Land-Disposed Sewage Sludge. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*. New York, NY: Springer New York, 55-91. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*. DOI: 10.1007/978-1-4684-7065-9\_3. ISBN 978-1-4684-7067-3. Dostupné také z: [http://link.springer.com/10.1007/978-1-4684-7065-9\\_3](http://link.springer.com/10.1007/978-1-4684-7065-9_3)

SUTHAR, Surindra, Poonam SAJWAN et Kapil KUMAR, 2014. Vermiremediation of heavy metals in wastewater sludge from paper and pulp industry using earthworm *Eisenia fetida*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. vol. 109. 109, 177-184. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2014.07.030. ISSN 01476513. Dostupné také z: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0147651314003509>

TCHOBANOGLIOUS, George, Franklin L BURTON et HD STENSEL, 1991. Wastewater engineering. *Management*. 7. 7, 1-4.

ÚČINKY KOVŮ VE VODNÍCH EKOSYSTÉMECH, b.r. Účinky kovů ve vodních ekosystémech (zdroje, kumulace, detekce). In: *Rybářská specializace MENDELU* [online]. Brno: Mendelova univerzita v Brně [cit. 2020-02-23]. Dostupné z: <http://www.rybarstvi.eu/dok%20rybari/ekotoxikologie/kovy.pdf>

ULLRICH, Susanne M., Trevor W. TANTON et Svetlana A. ABDRAŠITOVA, 2001. Mercury in the Aquatic Environment: A Review of Factors Affecting Methylation. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*. vol. 31. 31(3), 241-293. DOI: 10.1080/20016491089226. ISSN 1064-3389. Dostupné také z: <http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/20016491089226>

VAN GESTEL, Cornelis A.M., Maria Diez ORTIZ, Eef BORGMAN et Rudo A. VERWEIJ, 2011. The bioaccumulation of Molybdenum in the earthworm *Eisenia andrei*:

Influence of soil properties and ageing. *Chemosphere*. vol. 82. 82(11), 1614-1619. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2010.11.047. ISSN 00456535. Dostupné také z: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0045653510013548>

WILLS, Brandon K., Jason CHRISTENSEN, Joe MAZZONCINI et Michael MILLER, 2010. Severe Neurotoxicity Following Ingestion of Tetraethyl Lead. *Journal of Medical Toxicology*. vol. 6. 6(1), 31-34. DOI: 10.1007/s13181-010-0034-5. ISSN 1556-9039. Dostupné také z: <http://link.springer.com/10.1007/s13181-010-0034-5>

## 11. Seznam obrázků

Obrázek 1 Obsah chromu v kalech (data od ÚKZÚZ zpracoval autor) .....	12
Obrázek 2 Obsah mědi v kalech (data od ÚKZÚZ zpracoval autor) .....	12
Obrázek 3 Obsah arzenu v kalech (data od ÚKZÚZ zpracoval autor) .....	12
Obrázek 4 Obsah kadmia v kalech (data od ÚKZÚZ zpracoval autor).....	12
Obrázek 5 Obsah rtuti v kalech (data od ÚKZÚZ zpracoval autor) .....	13
Obrázek 6 obsah olova v kalech (data od ÚKZÚZ zpracoval autor) .....	13
Obrázek 7 Obsah niklu v kalech (data od ÚKZÚZ zpracoval autor).....	13
Obrázek 8 Metabolismus arzenu v těle žížaly (Langdon, 2003).....	21
Obrázek 9 Poměr frakcí těžkých kovů u anaerobní stabilizace (Fuentes, 2008) .	27
Obrázek 10 Poměr frakcí těžkých kovů u aerobní stabilizace (Fuentes, 2008) ...	28
Obrázek 11 Poměr frakcí těžkých kovů u kalu bez stabilizace (Fuentes, 2008)...	28

## 12. Seznam tabulek

Tabulka 1 Mezní hodnoty koncentrací vybraných rizikových prvků a látek v půdě (Česko, 2016) ..... 9

*Tabulka 2 Vybrané toxikologické limity těžkých kovů (Vyhláška č. 437/2016 Sb., o podmínkách použití upravených kalů na zemědělské půdě, ve znění pozdějších předpisů, 2016; Vyhláška č. 70/2018 Sb., vyhláška, kterou se mění vyhláška č. 252/2004 Sb., kterou se stanoví hygienické požadavky na pitnou a teplou vodu a četnost a rozsah kontroly pitné vody, ve znění pozdějších předpisů, 2018) ..... 10*