

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta životního prostředí

Katedra aplikované ekologie



Česká zemědělská univerzita v Praze

**Fakulta životního
prostředí**

Disertační práce

**Ověření kompostování odpadů z malých ČOV a umělých
mokřadů pro recyklaci nutrientů**

Verification of composting of the small wastewater treatment plants
and constructed wetlands wastes for nutrient recycling

Ing. Hana Hudcová

Školitel: prof. Ing. Jan Vymazal, CSc.

2018

Prohlašuji, že jsem tuto disertační práci vypracovala samostatně pod vedením prof. Ing. Jana Vymazala, CSc. a uvedla všechny literární prameny, ze kterých jsem čerpala.

V Praze, 17. 8. 2018

Ing. Hana Hudcová

Ráda bych poděkovala panu prof. Ing. Janu Vymazalovi, CSc. za to, že mě přijal mezi své studenty a jeho odbornou pomoc, rodině za podporu a trpělivost, kolegům z brněnské pobočky VÚV TGM, v.v.i. za spolupráci, provozovatelům čistíren odpadních vod v obcích Dražovice, Hostětín a Starovice za umožnění přístupu, vzorkování a umístění pokusů a majitelům domovních čistíren a septiků za odběr vzorků. Výzkum byl v letech 2013 až 2015 realizován jako součást projektů TA02020128 a TA02021032 podpořených Technologickou agenturou České republiky.

SHRnutí

Problematika používání kalů v zemědělství je velice složitá a nese s sebou mnoho rizik. Vývoj společné evropské legislativy, stejně jako národních předpisů, je důležitý pro schopnost těmto rizikům předcházet. Je třeba mít taková bezpečnostní opatření, aby nedocházelo k možným únikům kontaminace do povrchových a podzemních vod, aby se zamezilo toxické působení na půdu, rostliny, živočichy a člověka.

Čistírenské kaly jsou druhem odpadu, který je produkován ve vysokém množství a je nositelem velkého množství cenných látek, které mohou být navraceny zpět do půdy i s možností snížení dopadu erozních jevů a deficitu organické složky v půdě. I přesto, že mohou čistírenské kaly obsahovat široké spektrum škodlivých toxických látek, je důležité hledat nové cesty jejich zpracování.

Posouzení míry znečištění rizikovými prvky z odpadních materiálů z malých čistíren (do 1 000 obyvatel), její změny po zpracování kompostováním a přenos rizikových prvků do plodin je jednou z těchto cest. Cílem práce bylo posouzení tohoto procesu pro dva vybrané zástupce zeleniny s různými užitkovými částmi (saláty – listy, rajčata – plody).

Vybrané odpadní materiály z čistíren odpadních vod a umělých mokřadů byly odebrány a následně analyzovány z hlediska obsahu nutrientů, organických látek, vybraných prvků a mikrobiologického znečištění. Bylo zjištěno, že odpady z procesu čištění vod nejsou zatíženy těžkými kovy a arsenem v takové míře, že by nebylo možné jejich přepracování a využití jako hnojiva v zemědělství nebo pro údržbu zelených ploch. Je však třeba jejich další úprava nutná ke snížení mikrobiologického znečištění.

Kaly byly společně s dalšími odpady (vegetace umělých mokřadů, travní biomasa, aj.) kompostovány a následně samostatně nebo ve směsích s erodovanou půdou využity pro nádobové pokusy se saláty a rajčaty. Nádobovými pokusy bylo zjištěno, že aplikace přepracovaných odpadních materiálů při pěstování vybraných plodin může znamenat nadlimitní zatížení těžkými kovy a arsenem u listové zeleniny, v našem případě salátů. U plodové zeleniny (rajčat) toto riziko prokázáno nebylo.

Kompostováním kalů a dalších odpadů z čistíren odpadních vod a z údržby zeleně by si mohly obce či jednotliví obyvatelé zajistit nejen jejich nízkonákladové zpracování, ale současně využít konečný produkt jako zdroj živin a organické hmoty do půdy, minimálně pro údržbu zelených ploch. Podobně by mohly být využity kaly a další odpady z domovních ČOV, kde navíc můžeme předem určit jejich potenciální znečištění.

SUMMARY

The issue of sludges in agriculture is very complex and carries with many risks. The development of common European legislation, as well as national regulations, is important for the ability to prevent the risks. Such precautions should be taken to avoid possible contamination leakage into surface and groundwater to prevent toxic effects on soil, plants, animals and humans. Sewage sludges are a type of waste that is produced in high quantities and carries a large number of valuable substances that can be returned to the soil, with the potential to reduce the impact of erosion and the deficiency of organic matter in the soil. Regardless sewage sludges can contain a wide range of harmful toxic substances, it is important to look for new ways to process them.

The assessment of the level of pollution by hazardous elements from the small wastewater treatment plants (up to 1

000 inhabitants) waste materials, its changes after composting and the transfer of risk elements to crops is one of these ways. The aim of the work was to evaluate this process for two selected representatives of vegetables with various utility parts (lettuces - leaves, tomatoes - fruits).

Selected waste materials from wastewater treatment plants and constructed wetlands were collected and subsequently analyzed for nutrient content, organic matter, selected elements and microbiological contamination. It has been found that the wastes from the water treatment process are not loaded with heavy metals and arsenic to such an extent that they could not be reprocessed and used as fertilizers in agriculture or for maintenance of green areas. However, their further treatment is necessary to reduce microbiological contamination.

The sludges were composted together with other wastes (constructed wetlands vegetation, grass biomass, etc.) and subsequently used separately or in eroded soil mixtures for pot experiments with lettuce and tomatoes. Using pot experiments, it has been found that the application of processed waste materials to the cultivation of selected crops can mean an overloading of heavy metals and arsenic in leaf vegetables, in our case lettuce. Fruit vegetables (tomatoes) have not shown this risk.

By composting sludges and other wastes from wastewater treatment plants and maintenance of greenery, municipalities or individual residents could not only provide their low-cost processing but at the same time use the final product as a source of nutrients and organic matter in the soil, at least for the maintenance of green areas. Similarly, sludges

and other wastes from the household WWTPs could be used, where in addition we can identify their potential contamination in advance.

OBSAH

1. ÚVOD	1
2. SOUČASNÝ STAV ŘEŠENÉ PROBLEMATIKY	3
2.1. Mokřady.....	3
2.2. Umělé mokřady	5
2.3. Procesy čištění v kořenových čistírnách odpadních vod a umělých mokřadech.....	7
2.4. Aplikace čistírenských kalů nebo kompostů s příměsí kalů na půdách.....	12
2.5. Kontaminace půdy a plodin.....	20
2.6. Testy toxicity jako rychlý nástroj ověření aplikovatelnosti kalů.....	25
3. METODIKA DISERTAČNÍ PRÁCE	27
3.1. Cíle práce a základní postup jejich dosažení	27
3.2. Časový harmonogram práce	28
3.3. Výzkumné lokality	30
3.3.1. Kořenová čistírna Dražovice.....	31
3.3.2. Kořenová čistírna Hostětín	34
3.3.3. Čistírna Starovice.....	38
3.4. Použité metody a postupy.....	40
3.4.1. Odběr, zpracování, analýza a vyhodnocení vzorků kalů, sedimentů a biomasy.....	40
3.4.2. Zakládka a složení experimentálních kompostů	41
3.4.3. Posouzení vlivu kompostů na produkci vybraných plodin	44
3.4.4. Nádobové pokusy pro pěstování vybraných druhů zeleniny	44
3.4.5. Závlaha rostlin v nádobách	45
3.4.6. Zpracování a analýza vzorků zeleniny.....	46
3.4.7. Posouzení fytotoxicity kompostů pomocí řeřichového testu	47
4. VÝSLEDKY	50
4.1. Analýza legislativy zemí EU ke zpracování a použití čistírenských kalů.....	50
4.2. Využití čistírenských kalů v zemích EU	57
4.3. Průzkum kvality kalů v České republice	63
4.4. Analýzy kalů z malých a domovních ČOV	67
4.4.1. Malé komunální čistírny do 1 000 EO	67
4.4.2. Domovní septiky.....	69
4.4.3. Anaerobně-aerobní čistírny typu Anacomb	70

4.5. Analýzy dalších materiálů z malých ČOV a umělých mokřadů	72
4.5.1. Sedimenty z biologických nádrží.....	72
4.5.2. Sedimenty z retenčních nádrží	76
4.5.3. Kolmatované filtrační materiály	80
4.5.4. Vegetace umělých mokřadů.....	83
4.6. Kompostování.....	84
4.6.1. Složení a kontaminace materiálů použitých k přípravě kompostů	84
4.6.2. Složení a kontaminace použitých kompostů	85
4.7. Testy fytoxicity vybraných směsí kompostů	87
4.8. Nádobové pokusy	89
4.8.1. Složení a kontaminace materiálů použitých k nádobovým pokusům.....	89
4.8.2. Vliv aplikace kompostů na změnu výnosu užitkových částí plodin	90
4.8.3. Obsah vybraných nutrientů a prvků v užitkových částech plodin	93
4.8.4. Zatížení užitkových částí plodin těžkými kovy a arsenem	96
5. DISKUZE.....	99
5.1. Využití kalů zeměmi EU	99
5.2. Využití materiálů z malých ČOV pro přípravu kompostů	100
5.3. Nádobové pokusy s plodinami	104
6. ZÁVĚR.....	107
7. POUŽITÁ LITERATURA.....	111
8. PŘÍLOHY	131

SEZNAM POUŽITÝCH ZKRATEK

AOPK	Agentura ochrany přírody a krajiny
AOX	halogenované organické sloučeniny
ASTM	American Society for Testing and Materials (Americká společnost pro testování a materiály)
BN	biologická nádrž
BSK ₅	biologická spotřeba kyslíku pětidenní
BMUB	Spolkové ministerstvo pro životní prostředí, ochranu přírody a jadernou bezpečnost (Das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit)
ČOV	čistírna odpadních vod
ČNI	Český normalizační institut
ČR	Česká republika
ČSN	Česká technická norma
ČSÚ	Český statistický úřad
DDD	dichlordifenylchloroethan
DDE	dichlordifenylchloroethen
DDT	dichlordifenyltrichloretan
DEHP	di(2-ethylhexyl)ftalát
DRI	dynamický respirační index
D/Š	délka/šířka
EC	elektrolytická konduktivita
EEA	Evropská agentura pro životní prostředí (European Environment Agency)
EFAR	Evropské federace pro zemědělskou recyklaci (European Federation for Agricultural Recycling)
EO	ekvivalentní obyvatel
EU	Evropská unie
FAO	Organizace pro výživu a zemědělství (Food and Agriculture Organization)
FC	termotolerantní koliformní bakterie (fekální bakterie)
HCB	hexachlorbenzen
HCH	hexachlorcyklohexan
H-KČOV	kořenová čistírna odpadních vod s horizontálním prouděním
CHSK _{Cr}	chemická spotřeba kyslíku chromanová

IK	index klíčivosti
ISO	International Standards Organization (Mezinárodní organizace pro normalizaci)
JRC	Společné výzkumné středisko (Joint Research Centre)
KF	kořenový filtr
KČOV	kořenová čistírna odpadních vod
KKO	kompostovaný komunální odpad
KKOV	kompostovaný kal z čištění odpadních vod
KTJ	kolonie tvořící jednotku
LAS	lineární alkylbenzen sulfonáty
LOQ	mez stanovitelnosti
MPN	nejpravděpodobnější počet mikroorganismů
MPCN	nejpravděpodobnější počet cytopatických mikroorganismů
MVN	malá vodní nádrž
MZe	Ministerstvo zemědělství
MŽP	Ministerstvo životního prostředí
N _{celk.}	celkový dusík
NL	nerozpuštěné látky
NH ₃	amoniak
N-NH ₄ ⁺	amoniakální dusík
NP/NPE	nonylfenol a nonylfenol ethoxyláty
NPK	dusík-fosfor-draslík
OECD	Organizace pro hospodářskou spolupráci a rozvoj (Organisation for Economic Co-operation and Development)
P _{celk.}	celkový fosfor
PAU	polyaromatické uhlovodíky
PBDE	polybromované difenyletery
PCB	polychlorované bifenyly
PCDD/Fs	polychlorované dibenzo-p-dioxiny a dibenzo-p-furany
pKa	disociační konstanta kyseliny
POC	partikulovaný organický uhlík
ROC	rozpuštěný organický uhlík
SOWAP	Soil and water protection in Northern and Western Europe (projekt Ochrana půdy a vody v severní a západní Evropě)
TOC	celkový organický uhlík

VS	těkavé látky
VÚV TGM, v.v.i.	Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, veřejná výzkumná instituce
ÚKZÚZ	Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský
US EPA	Agentura ochrany životního prostředí USA (United States Environmental Protection Agency)
ZŽ	ztráta žiháním

1. ÚVOD

Umělé mokřady jsou minimálně od roku 1989 nedílnou součástí krajiny České republiky. Ve volné krajině lze mezi ně zařadit krajinné prvky zahrnující malé vodní nádrže různého účelu s litorálními porosty či přímo mokřadními biotopy, tůňe a jejich soustavy, úseky vodních toků, pobřežní zóny toků apod. realizované při revitalizaci území či jako součást protipovodňových a protierozních opatření a opatření na podporu biodiverzity krajiny.

Postupně se však umělé mokřady začaly stavět i v intravilánech sídel, nebo na jejich okrajích, jako opatření hospodaření se srážkovými vodami, smyvy a pro čištění odpadních vod. Posledně zmíněná varianta umělých mokřadů zahrnuje tzv. kořenové čistírny a biologické nádrže, které nachází uplatnění při čištění odpadních vod jednotlivých objektů, malých sídel a s ohledem na investiční náklady a kvalitativní požadavky na odtok i u menších obcí v kategorii do 2 000 ekvivalentních obyvatel. Také ve volné krajině se již budují umělé mokřady s cílem snížit znečištění vod, jak povrchových, tak i drenážních. Jednou z variant jsou i malé vodní nádrže s rozsáhlými částmi s mělkou hladinou vody a s porosty mokřadní vegetace, v ideálním případě s usměrněným průtokem vody pro maximální využití daného objemu v procesu čištění. Tyto nádrže mohou sloužit i pro retenci vyšších, povodňových, průtoků, pro zachycení erozních smyvů a přečištění těchto vod. Uvedené typy umělých mokřadů mají dlouhou tradici v zahraničí, nám klimaticky a geograficky blízkých zemích např. v Německu a Rakousku.

Čistící procesy probíhající v umělých mokřadech, jakož i dosahované účinnosti čištění pro celou škálu polutantů, eutrofizujících prvků a mikrobiálního znečištění, jsou dobře popsány a sledované. Postupem času je však třeba řešit i problém nakládání s usazenými materiály, zachycenými sedimenty, kaly, biomasou vegetace a filtračními materiály, často obohacenými o zachycené plaveniny a kaly. Z pohledu legislativy tyto všechny materiály představují různé druhy odpadů a v případě mokřadů využitých pro čištění odpadních vod existuje reálné nebezpečí jejich kontaminace rizikovými prvky, různými polutanty a mikrobiálním znečištěním. Naopak však uvedené materiály představují zdroj cenných nutrientů, zejména fosforu pro zemědělství anebo péči o zelené plochy.

Prvním cílem disertační práce je rozšířit znalosti o zatížení zmíněných materiálů pocházejících z malých ČOV a umělých mokřadů pro čištění odpadních vod a z několika typů malých vodních nádrží charakteru umělých mokřadů.

Dalším cílem a celým zaměřením práce je ověření využití procesu kompostování různých směsí kalů, sedimentů a biomasy, včetně zahrnutí kalů i z jiných typů domovních

a komunálních čistíren odpadních vod, pro recyklaci vázaných nutrientů při prověření zbytkového zatížení, znečištění a možné toxicity. K ověření by měly sloužit nádobové pokusy s vybranými plodinami umožňující popsat rozdíly ve výnosech, obsahu důležitých prvků a přenosu rizikových prvků do užitkových částí plodin.

Rámcová omezení a detailní zaměření experimentální části práce budou stanovena zpracováním rešerše a legislativních omezení pro aplikaci kalů a kompostů, nejen v České republice, ale i zemích Evropské unie.

2. SOUČASNÝ STAV ŘEŠENÉ PROBLEMATIKY

Popis současného stavu zájmových okruhů krajinného inženýrství, vodního a odpadového hospodářství vychází z rešerše odborné literatury, metodik, návodů, statistických ročenek a legislativních předpisů. Rešerše byla zpracována z domácích i zahraničních zdrojů a je v této kapitole představena postupně pro následující témata:

- Mokřady
- Umělé mokřady
- Procesy čištění v kořenových čistírnách odpadních vod a umělých mokřadech
- Aplikace čistírenských kalů nebo kompostů s příměsí kalů na půdách
- Obsah polutantů v kalech
- Průzkum kvality kalů v České republice
- Evropská produkce kalů a nakládání s nimi
- Kompostování
- Kontaminace půdy a plodin
- Testy toxicity jako rychlý nástroj ověření aplikovatelnosti kalů

2.1. Mokřady

Mokřady jsou většinou nízko položené oblasti periodicky nebo trvale zamokřené sladkou nebo slanou vodou (mokrý louky, rašeliniště, inundační části řek, přímořské marše apod. Mají největší čistou primární produkci ze všech biomů (až o třetinu vyšší než tropický deštný les), největší obsah uhlíku (uložený v detritu) a velkou trvalou biomasu (zejména podzemní orgány rostlin). (Jarklová a Pelikán, 1999)

Smith a Scott (2005) uvádějí, že mokřady jsou nejen trvale nebo sezónně zaplavená území, ale také území občasné zaplavená vodou. Typicky jsou to však trvale zaplavené plochy s hloubkou vodního sloupce mezi 0,1 a 0,6 m a značným pokryvem vodními rostlinami (makrofyty).

V Ramsarské úmluvě o mokřadech (Úmluva o mokřadech majících mezinárodní význam především jako biotopy vodního ptactva) se mokřady rozumí území s močály, slatinami, rašeliništi a vodami přirozenými nebo umělými, trvalými nebo dočasnými, stojatými i tekoucími, sladkými, brakickými nebo slanými, včetně území s mořskou vodou, jejíž hloubka při odlivu nepřesahuje 6 metrů (Sdělení č. 396/1990 Sb.).

V podmínkách České republiky řadíme k přírodním mokřadům rybníky a jejich litorály (břehová pásma), mokré louky a prameniště, říční nivy včetně lužních lesů, rašeliniště, podmáčené smrčiny a umělé mokřady - kořenové čistírny odpadních vod (Pokorný, 2004).

Detailně lze pro klasifikaci mokřadů v krajině České republiky využít i klasifikaci biotopů, která byla sestavena pro potřeby naplňování požadavků evropských směrnic, zejména vymezení soustavy Natura 2000 (Chytrý et al., 2001) a mapování biotopů (AOPK ČR, 2011).

Jak uvádí Pokorný (2004), všechny definice pojmu mokřad obsahují tři základní rysy: a) vyznačují se přítomností vody sahající buď k povrchu půdy, nebo alespoň do kořenové zóny b) mokřadní půda má zvláštní vlastnosti a liší se od ostatních půd (např. nízkým obsahem kyslíku) c) v mokřadech se vyvíjí vegetace adaptovaná k zaplavení a nejsou v nich přítomny rostliny, které nesnášejí zaplavení.

Zajímavostí je, že vlastní český výraz mokřad je novotvar vzniklý v 70. letech jako český ekvivalent anglického termínu "wetland", což v doslovném překladu znamená "mokrá země". Termín mokřad pochází od Dr. Jana Květa z Jihočeské univerzity. Synonymem je bažina, močál, mokřiny, blata a další. (Černá, 2015)

Mokřady je možné rozdělit obecně podle jejich původu. Mokřady jsou buď přírodní, nebo uměle budované - označované jako umělé mokřady. (Rozkošný, 2014). Mokřady, přírodní i umělé, a břehové zóny podél řek plní tyto hydrologické a ekologické služby a funkce: zadržení vody během mokrých období, protipovodňová ochrana, rezervoár vody během suchých období, zadržení sedimentů a přidružených polutantů (jejich uložení), zadržení nutrientů (absorpce, denitrifikace) a polutantů na jejich cestě do říčního systému, zachování biologické diverzity a zaopatření rekreačních oblastí (Hattermann et al., 2008; Richter a Skaloš, 2016).

Mimo své biologické a ekologické funkce je lze využít pro čištění přívalových (obecně srážkových) nebo odpadních vod, většinou je nutné spojení s primární sedimentací. Další využití mají i pro čištění drenážních vod a splachů ze zemědělsky obhospodařovaných pozemků (Vymazal et al., 1998; Kadlec et al., 2000; Braskerud, 2001; Kadlec a Wallace, 2008).

2.2. Umělé mokřady

Umělé mokřady jsou definovány jako uměle vytvořený komplex zvodnělého nebo mělce zaplaveného zemního lože, emerzní, submerzní nebo plovoucí vegetace, živočichů a vody, který napodobuje přirozené mokřady pro praktické využití (Hammer a Bastian, 1989). Jak uvádí Vymazal (2014), první experimenty s využitím mokřadních rostlin pro čištění odpadních vod byly realizovány v Německu na začátku 50. let 20. století (Seidel, 1961), ale reálné provozované systémy byly budovány až na konci 60. let 20. století (De Jong, 1976).

Od té doby, byly běžně používány systémy s podpovrchovým prouděním v Evropě, zatímco systémy s volnou hladinou vody se více rozšířily v Severní Americe a Austrálii. V průběhu 70. a 80. let se informace o těchto technologiích šířily pomalu, od devadesátých let se však mezi vědci a výzkumníky šíří celosvětově. Vzhledem k potřebě účinnějšího odstraňování amoniaku a celkového dusíku byly, v průběhu devadesátých let a po roce 2000, kombinovány a propojovány umělé mokřady s vertikálním a horizontálním prouděním za účelem dosažení vyšší účinnosti čištění (Vymazal, 2011). V ČR byly také propojovány s biologickými nádržemi (Effenberger a Duroň, 1984; Šálek, 1994; Šálek a Tlapák, 2006; Felberová, 2006; Felberová et al., 2007; Mlejnská et al., 2009; Wanner et al., 2012; Rozkošný a Sedláček, 2013; Mlejnská a Rozkošný, 2014).

Dnes jsou tyto technologie mezinárodně uznávány jako spolehlivé a vhodné pro čištění vod při zohlednění jejich výhod a nevýhod (Kadlec a Wallace, 2008).

Umělé mokřady jsou tradičně využívány k čištění komunálních odpadních vod, v posledních dvou desetiletích však našly uplatnění také při čištění průmyslových a zemědělských odpadních vod, průsakových vod ze skládek a odtoků z přívalových srážek (Kadlec a Knight, 1996; Vymazal et al., 1998; Vymazal a Kröpfelová, 2008; Kadlec a Wallace, 2008; Vymazal, 2009a; Vymazal, 2009b; Vymazal, 2011; Vymazal, 2014; Vymazal a Dvořáková Březinová, 2015).

Detailní popis umělých mokřadů, včetně konstrukčních zásad, aplikací pro různé typy vod apod. uvádějí Chazarenc a Merlin (2004), Brix a Arias (2005), Chazarenc a Merlin (2005), Molle et al. (2005), Kadlec a Wallace (2008), Vymazal (2009c), Gajewska a Obarska-Pempkowiak (2011), Rozkošný et al. (2014), Paing et al. (2015). V podmínkách České republiky se prozatím nejvíce uplatnily z umělých mokřadů pro čištění vod tzv. kořenové čistírny (Vymazal, 1995; Vymazal, 2002; Šálek a Tlapák, 2006; Mlejnská et al., 2009; Vymazal, 2009a). Pojem kořenová čistírna vychází z anglického „Root Zone Method“, což

bylo pojmenování umělých mokřadů s podpovrchovým horizontálním průtokem osázených mokřadními druhy vegetace (Vymazal et al., 2008).

Umělé mokřady lze rozdělit na tři hlavní skupiny podle vegetace, která je použita:

1. mokřady s plovoucími rostlinami,
2. mokřady s emerzními (vynořenými) rostlinami,
3. mokřady se submerzními (ponořenými) rostlinami (Vymazal, 1995).

Při čištění odpadních vod s použitím umělých mokřadů lze také využít kombinace uvedených systémů. Podrobné rozdělení umělých mokřadů podle druhu použité vegetace a způsobu průtoku odpadní vody je znázorněno v tabulce 2.1. Průtok vody mokřady může být kontinuální, nárazový (podle přítoku) anebo pulzní, kdy je voda dávkována v předem nastavených intervalech pro zajištění aerobních podmínek ve filtračních částech.

Tab. 2.1. Rozdělení umělých mokřadů pro čištění odpadních vod (Vymazal a Kröpfelová, 2008)

Rostliny s volně plovoucími listy			Kombinované systémy	
Emerzní (vynořené) rostliny	Povrchový průtok			
	Podpovrchový průtok	Vertikální průtok		Směrem dolů
		Horizontální průtok		
Submerzní (ponořené) rostliny				

V posledních letech je snaha terminologii sjednotit. Mezinárodní terminologii umělých mokřadů podrobně popisují Fonder a Headley (2010). Autoři se pokusili vybrat také charakteristiky pro definování jednotlivých typů umělých mokřadů (tabulka 2.2), a to podle způsobu proudění vody v mokřadu a druhů vegetace.

Tab. 2.2. Charakteristiky jednotlivých typů umělých mokřadů

Fyzické charakteristiky	Specifické charakteristiky	Popis	Typy stanovené pro jednotlivé charakteristiky	Dílčí typy
Hydrologie	pozice vody	pozice hladiny vody relativně k půdě nebo substrátu	povrchový tok	---
			podpovrchový tok	---
	směr toku vody	převládající směr toku vody systémem	horizontální	---
			vertikální	dolů
				nahoru
	nasycení filtračního média	stupeň nasycení filtračního média v systému	volně protékané	---
			periodický	---
			konstantní (nasycený)	---
	zaplavení povrchu	typ zaplavení povrchu filtračního média v systému	není	---
			dočasný	---
trvalý			---	
Vegetace	ukotvení	pozice kořenů: ukotvené v sedimentech nebo plovoucí	ukotvené	---
			plovoucí	---
	růstová forma	dominantní růstová forma vegetace ve vztahu k vodě	vynořené	bylinné dřevinné
			ponořené	---
			plovoucí listy	---
			volně plovoucí	---

2.3. Procesy čištění v kořenových čistírnách odpadních vod a umělých mokřadech

Nejčastěji používaným typem umělých mokřadů pro čištění městských odpadních vod v České republice jsou mokřady s horizontálním podpovrchovým průtokem. Tyto systémy splňují většinou bez problémů požadavky na kvalitu vypouštěné vody z hlediska organických a nerozpuštěných látek, vyznačují se však nižší účinností odstranění amoniakálního dusíku a velmi proměnlivou účinností odstranění fosforu (Vymazal, 1995; Vymazal et al., 1998; Šálek a Tlapák, 2006; Vymazal a Kröpfelová, 2008; Kadlec a Wallace, 2008; Mlejnská et al., 2009; Wanner et al., 2012; Rozkošný a Sedláček, 2013). Hlavním důvodem nízké eliminace amoniaku v kořenových čistírnách s horizontálním prouděním (H-KČOV) jsou anaerobní podmínky ve filtračních polích, které jsou dány stálou saturací filtračních polí, protože hladina vody je ve filtračních polích udržována těsně pod povrchem (Vymazal et al., 2014). V případě anaerobních čistíren byl vlastním průzkumem potvrzen předpoklad, že jejich účinnost odstranění amoniakálního dusíku je poměrně nízká (Hudcová et al., 2012). Starší průzkumy VÚV TGM, v.v.i. ukázaly, že většina objektů mechanického předčištění odpadních

vod u čistíren do 1 000 EO, zejména jednodušších konstrukcí realizovaných v kombinaci s extenzivními technologiemi čištění a pískovými filtry, nemá ani předpokládanou účinnost odstranění organických látek a zachycení nerozpuštěných látek. Také v důsledku probíhajících procesů v nich dochází k přeměně organického dusíku na amoniakální dusík a zvyšování množství této formy dusíku, která musí být následně eliminována v biologickém stupni čištění. (Mlejnská et al., 2008)

I když dle nařízení vlády č. 401/2015 Sb. není u ČOV do 2 000 EO s odtokem do povrchových vod stanoven limit na koncentraci fosforu a u čistíren do 500 EO ani na koncentraci amoniakálního dusíku, se zavedením nařízení vlády č. 57/2016 Sb., se objevila možnost legálního vsakování vyčištěných odpadních vod ze zdrojů do 50 EO, avšak s přísnějšími požadavky na kvalitu odtoku, včetně sledování amoniakálního dusíku a celkového fosforu.

V posledních letech se objevují nová řešení, kdy je čistící účinnost srovnatelná s jinými technologickými zařízeními. Dle Němcové a Krišky (2016) dosahují v Rakousku na odtoku z kořenové čistírny koncentrace $CHSK_{Cr} < 40$ mg/l, $BSK_5 < 2$ mg/l, $NL < 2$ mg/l a $N-NH_4^+ < 0,1$ mg/l. Vlastním uspořádáním kořenových čistíren odpadních vod autoři dosáhli těchto účinností: $CHSK_{Cr} = 90 - 95$ %, $BSK_5 = 85 - 90$ %, $NL = 94 - 98$ %, $N-NH_4^+ = 85$ %, $N_{celk.} = 85$ %, $P_{celk.} = 80$ %. Vyjádření v koncentrační jednotce je následující: na přítoku je průměrná hodnota $CHSK_{Cr} = 800$ mg/l, $NL = 100$ mg/l, $N-NH_4^+ = 60$ mg/l, na odtoku z čistírny $CHSK_{Cr} < 40$ mg/l, $BSK_5 < 30$ mg/l, $NL < 5$ mg/l, $N-NH_4^+ < 10$ mg/l během celého roku. Hodnoty korespondují s výsledky z víceúrovňové testovací kořenové čistírny, které uvádí Vymazal a Kröpfelová (2015), kdy celková účinnost odstranění byla pro $BSK_5 = 92,5$ %, $CHSK_{Cr} = 83,8$ %, $NL = 96$ %, $N-NH_4^+ = 88,8$ % a $N_{celk.} = 79,9$ %. Koncentrace $N-NH_4^+$ na odtoku byla < 5 mg/l v celém sledovaném období včetně zimního období, kdy teplota vzduchu klesla i pod -20 °C.

Eliminace těžkých kovů v kořenových čistírnách je poměrně vysoká a v průměru dosahuje 80 % (Vymazal, 2009a; Vymazal, 2009b). Největší část těžkých kovů (cca 90 %) je zadržena v sedimentu a v podzemních částech rostlin. V nadzemní biomase se nachází maximálně 10 % ze zachyceného množství, přičemž koncentrace těžkých kovů v listech a stoncích rostlin jsou jen mírně zvýšené oproti přirozeným lokalitám (Ye et al., 2012). Mezi faktory, které nejvíce ovlivňují zadržování těžkých kovů v KČOV, patří hlavně přítomnost rozpuštěného kyslíku ve filtračním loži, koncentrace organických látek, dusičnanů, železa a manganu v odpadní vodě. (Opletal, 2014)

Pro dočištění odtoků z kořenových čistíren odpadních vod jsou využívány biologické nádrže, dříve nazývané biologické rybníky (oxidační nádrže), které jsou důležitým prvkem při čištění odpadních vod již od konce 19. století. Jsou široce využívány pro čištění, nebo dočištění, odpadních vod ve světě (Sperling, 2007), ale našly uplatnění i v České republice (Effenberger a Duroň, 1984; Šálek, 1994; Šálek a Tlapák, 2006; Felberová, 2006; Mlejnská et al., 2009, Rozkošný a Sedláček, 2013; Mlejnská a Rozkošný, 2014). Od roku 1990 s rozvojem využití kořenových čistíren pro čištění odpadních vod v obcích České republiky se uplatňuje jako čistírenské zařízení i kombinace obou technologií, kdy primárním účelem zařazení biologické nádrže je zvýšení účinnosti odstranění amoniakálního dusíku. Důvodem využívání biologických nádrží je skutečnost, že se jedná o čistírenské objekty, které vynikají snadnou realizovatelností, minimální spotřebou energie i údržbou (Mlejnská et al., 2009). Tyto nádrže zaujímají zvláštní postavení mezi zařízeními sloužícími pro čištění a dočištění odpadních vod, neboť vytvářejí podmínky pro rozvoj autotrofních organismů, produkujících kyslík, který je potřebný pro oxidaci organických látek. Zdroje kyslíku pro aerobní biologickou nádrž tvoří: produkce řas a jiných zelených vodních rostlin, přitékající povrchová voda ze soustředěného i nesoustředěného odtoku, balastní podíl odpadních vod a atmosférický kyslík získaný přestupem na styku s vodní hladinou (Štencel et al., 2004; Sperling, 2007). V případě, že do nádrže nepřitéká potřebné množství čisté prokysličené vody a v zimním období, kdy neprobíhá intenzivně produkce kyslíku při fotosyntéze, je potřeba přídavná aerace pro doplnění kyslíkového deficitu. U aerobních nízkozatěžovaných a dočišťovacích biologických nádrží se předpokládá, že potřebný přísun kyslíku bude kryt převážně z přírodních zdrojů. (Šálek a Tlapák, 2006).

Odstranění organických látek nádržemi je založeno na jejich přeměně do relativně stabilní organické formy, jako jsou buňky řas, protozoí, zooplanktonu a dalších organismů (Rozkošný a Sedláček, 2013). Při této transformaci se uplatňuje algo–bakteriální biocenóza, ve které se uplatňuje propojení heterotrofní a autotrofní aktivity organismů. Společenstva organismů obývajících určitý prostor náležejí podle způsobu získávání energie k různým trofickým úrovním. Na jedné straně jde o autotrofní složku, kam náležejí organismy označované jako producenti (poutáním světelné energie získávají jednoduché anorganické látky, sloužící k tvorbě složitých látek). Na druhé straně je to heterotrofní složka společenstva, kam náležejí konzumenti (jedná se většinou o živočichy, kteří se živí jinými organismy) a destruenti (podílejí se na rozkladu složitých sloučenin mrtvé protoplazmy). Mezi těmito složkami existuje vzájemné propojení, a pokud je biocenóza funkční, tak je schopna autoregulace. Biocenóza společenstva biologické nádrže během roku prodělává sukcesní

změny, na které má vliv roční období (Sladká, 1989). Zejména se jedná o příkon slunečního záření (příkon a periodicitu světelného záření) a teplotu prostředí, které ovlivňují teplotu vody. Uplatnění druhů při čištění je ovlivněno také predačním tlakem ze strany zooplanktonu. Pro rozvoj řasové populace (fytoplanktonu) je významná doba zdržení, hloubka nádrže a množství organických látek v přítoku. (Rozkošný a Sedláček, 2013; Sperling, 2007)

Hlavním cílem biologických dočišťovacích nádrží je snížení obsahu živin ve vodě. Vyčištěná voda z kořenových polí bývá jediný zdroj vody pro tyto nádrže. Na hladině nádrží se v závislosti na jejich provozu objevují během vegetační sezóny plovoucí makrofyty. Břehová vegetace nádrže je obvykle tvořena jak bylinnými a mokřadními společenstvy, tak i dřevinami. Mokřadní vegetace i dřeviny mohou zasahovat do prostoru nádrží. Vzhledem k přítomnosti dřevin v bezprostředním okolí nádrže, včetně břehů, dochází k opadu listů do vodního prostředí nádrže. Lze tedy předpokládat vliv rozkladu listů na kvalitu vody - kyslíkový režim, obsah organických látek, nutrientů a dalších látek. (Taylor et al., 1983; Hai a Yakupitiyage, 2005)

V dnešní době se pro intenzifikaci, včetně zvýšení účinnosti odstranění dusíku a fosforu, uplatňují spíše jiné varianty kořenových filtrů, účinné aerační systémy, zařízení s chemickým srážením, či kombinace balených mechanicko-biologických ČOV s umělými mokřady (vlastní šetření).

V mokřadním prostředí se na eliminaci znečištění podílejí procesy fyzikální (filtrace, adsorpce, sedimentace), chemické (rozklad, iontová výměna, oxidace, redukce, srážení, těkání), biologické (mikrobiologické procesy, odčerpávání látek rostlinami a jejich zabudování do biomasy, predace a přirozený úhyn patogenních organismů aj. Podrobnosti uvádějí Vymazal (1995), Šálek a Malý (2001), Hyánek a Bodík (2002), Kadlec a Wallace (2008).

Samočisticí proces je založen na schopnosti bakterií degradovat organické znečištění na základě jejich enzymatického vybavení. Tohoto procesu je využito také při návrhu kořenových filtrů čistíren, kde bakterie vytvářejí na kořenech makrofyt a na filtračním materiálu biologicky aktivní nárosty (Rulík et al., 2011). Jeho průběh je závislý především na množství biologicky rozložitelného substrátu (organické znečištění) a na přítomnosti kyslíku. Činností níže jmenovaných skupin bakterií dochází k následujícím procesům:

- proteolytické bakterie - podílí se na utilizaci bílkovin, předchází činnosti amonizačních bakterií;

- amonizační bakterie - rozkládají organické dusíkaté látky, zejména bílkoviny, jejich štěpné produkty, aminy, amidy, močovinu apod. Při procesu se uvolňuje dusík ve formě amoniaku, při rozkladu bílkovin některé druhy produkují i sirovodík;
- nitrifikační bakterie - jsou citlivé na přítomnost organických látek, jejich výskyt je ukazatelem konečné etapy samočisticích procesů, kdy již výrazně převažují mineralizační pochody. Oxidují ve dvou fázích amonné soli na dusitany a na dusičnany.
- denitrifikační bakterie - redukují dusičnany na dusitany a dále až na plynný dusík, proces probíhá v anaerobním prostředí;
- desulfurikační bakterie - jejich činností dochází k redukcí oxidovaných forem síry na sirovodík.

Čistící procesy probíhající ve filtračním prostředí kořenových filtrů (dále jen KF) jsou ovlivněny i vnějšími činiteli působícími na filtrační prostředí. Jejich rozdělení lze definovat takto:

- meteorologické činitele - teplota vody; teplota vzduchu; vlhkost vzduchu a ostatní klimatické veličiny ovlivňují vývoj vegetace a mají vliv i na vodní bilanci KF.
- hydrologické a hydraulické podmínky - srážky na plochu KF; transpirace vody z povrchu filtrační náplně a evapotranspirace vegetace; fyzikální, chemické a hydraulické vlastnosti filtrační náplně; provedení nátokové a odtokové zóny kořenového filtru; velikost průtoku; způsob proudění vody.

Tyto podmínky ovlivňují hydraulické a látkové zatížení filtrů a také dobu zdržení vody ve filtračním prostředí (Chazarenc et al., 2003; Molle et al., 2005; Akrotos a Tsihrintzis, 2007; Paing et al., 2015). Dobu zdržení ovlivňuje také provedení nátokové a odtokové zóny filtru, rovnoměrnost a způsob proudění vody ve filtračním prostředí (Rozkošný, 2014).

Vliv vegetace (makrofyt) na průběh čistících procesů, včetně odběru živin, závisí na druhu a zdravotním stavu porostu, jeho hustotě a zapojení, včetně kořenové zóny, charakteru rozvoje biomasy, růstové fázi – aktuální části ročního období (Čížková, 1992; Kadlec a Wallace, 2008; Mlejnská et al., 2009). Zpočátku realizací kořenových čistíren byla tendence význam rostlin silně přeceňovat, zejména v možnostech odběru živin, které se později ukázaly jako méně významné (Just et al., 2004). Také v případě eliminace organického znečištění a mikrobiálního znečištění je podíl mokřadní vegetace na povrchu filtračních polí druhořadý, oproti aktivitě mikrobiálního společenstva vázaného na filtrační substrát (Mlejnská et al., 2009; Rozkošný a Mlejnská, 2010).

Čistící proces ovlivňují přídavné technologické prvky, např. impulsní plnění a prázdňení filtrů, zařízení pro přídavnou aeraci ve filtračních polích aj. (Šálek a Malý, 2001; Šálek a Tlapák, 2006; Kadlec a Wallace, 2008; Vodičková, 2009).

Použitím extenzivních biologických procesů (např. umělé mokřady, extenzivní aerační systémy) dochází k nižší produkci kalů ve srovnání s aktivačními čistírnami či použitím fyzikálně-chemických metod odstraňování fosforu (Tchobanoglous et al., 2002).

Vybrané návrhové parametry a informace k technologii kořenových čistíren odpadních vod jsou zahrnuty v technické normě ČSN 75 6402: „Čistírny odpadních vod do 50 ekvivalentních obyvatel“. Při jejich návrhu, stejně jako při návrhu umělých mokřadů založených na platformě filtračních těles lze využít údaje uvedené v normě ČSN EN 12566-5: „Malé čistírny odpadních vod do 50 ekvivalentních obyvatel“ část 5: Filtrační systémy pro předčištění odpadní vody“.

2.4. Aplikace čistírenských kalů nebo kompostů s příměsí kalů na půdách

Zemědělství je převládající evropský způsob využívání půdy a představuje téměř polovinu celkové rozlohy zemí Evropského společenství mimo Chorvatska (Stoate et al., 2009). Poskytuje pracovní příležitosti pro venkovské obyvatelstvo, a podporuje cíle bezpečnosti potravin (Iglesias et al., 2015). Zemědělské systémy s nízkou intenzitou hospodaření a s vysokou ekologickou kvalitou jsou vzácné a omezují se zejména na jižní a východní Evropu (Stoate et al., 2009).

Politika agrárního sektoru se vyvíjí směrem k udržitelnému hospodaření se zdroji. Zemědělství se však potýká s úbytkem organické složky půd a s erozí půd. Eroze půdy je jedním z nejvážnějších globálních problémů v oblasti životního prostředí, neboť způsobuje nejen ztráty půdních živin a degradaci půdy (Rahman et al., 2009). Napříč zeměmi EU je eroze orné půdy dlouhodobě probíhající proces. Odhady z celé Evropy uvádí rychlosti eroze od méně než 0,5 tuny na hektar po více než 200 tun na hektar, v závislosti na sklonu pozemku, půdním typu a způsobu hospodaření (SOWAP, 2007). Nepřítomnost rotace plodin zahrnující pícniny, ozimy a strniště problém zesiluje (Turtola et al., 2007). Erozní procesy v povodí způsobují vážné ekologické problémy. Půdní částice smyté vodní erozí jsou největším znečišťujícím faktorem z hlediska jejich množství a objemu. Smyté sedimenty obsahují obvykle ze 40 až 90 % zejména částice menší než 0,05 mm (Pavlík et al., 2012). Míra eroze a povrchového odtoku úzce souvisí se změnami využití půdy (Dumbrovský et al., 2007; Latocha et al.; 2016, Wang et al., 2016). Předpověď propojení erozního smyvu

a transportu sedimentů s erozí půdy pro různé scénáře využití půdy prezentují autoři López-Vicente et al. (2013). Vyhodnocení faktorů ovlivňujících půdní erozi je základem protierozní ochrany. Studie autorů Yao et al. (2016) analyzovala časové a prostorové vzory půdní eroze, erozivity srážek a změny ve využívání půdy v letech 1980 až 2010. Nižší míra infiltrace spojená se zhutněním půdy zvyšuje povrchový odtok, což usnadňuje rychlý transport živin, pesticidů a sedimentů do povrchových vod (Stoate et al., 2009).

Zhutňování může dále zvýšit transport znečišťujících látek z polí do vodních toků prostřednictvím vytvoření preferenčního proudění (Mooney a Nipattasuk, 2003). Odhaduje se, že 33 milionů hektarů zemědělské půdy v EU trpí zhutněním půdy se ztrátami výnosů 5 – 35 % (Stoate et al., 2009; EEA, 2012; Nawaz, 2013). Kvalita půdy (obsah uhlíku a vody) je důležitým ukazatelem intenzity zemědělského hospodaření (Levers et al., 2016). Chceme-li zachovat fungující systémy zemědělské výroby, jsou zapotřebí opatření pro hospodaření na půdě k zabránění její degradace, která by mohla poškodit budoucí zemědělskou produkci (Tilman et al., 2002).

Celosvětová poptávka po zemědělských produktech se v 21. století zvýší, pokud nedojde k zásadní proměně spotřebního chování. Do značné míry závisí zvýšení produkce v zemědělství na zintenzivnění stávajících zemědělských systémů (Levers et al., 2016). Vyšší aplikační dávky dusíku byly spojeny s vyšším obsahem vody a uhlíku v půdě. Přísun dusíku je často používán jako indikátor intenzifikace zemědělství díky svému silnému vlivu na biologickou rozmanitost zemědělských krajín, ačkoliv kombinace různých ukazatelů může lépe vystihnout míru intenzifikace (Erb et al, 2013; Herzog et al, 2006). Nová celoevropská, prostorově-explicitní typologie a inventář různorodosti ve složení, prostorové struktury a intenzitě hospodaření evropských zemědělských krajín byl připraven autory van der Zanden et al. (2016). Autoři použili vstup dusíku jako zástupce pro používání kapitálově náročných vstupů do zemědělství.

Aplikace čistírenských kalů nebo kompostů s příměsí kalů na půdách používaných pro rostlinnou produkci má velký význam s ohledem na přísun organické hmoty a živin, zejména dusíku a fosforu (Mantovi et al., 2005; Fytili a Zabaniotou, 2008; Singh a Agrawal, 2008; Urbaniak et al., 2016). Dále obsahuje vysoké koncentrace Ca a Mg, obsah K je však nízký (Singh a Agrawal, 2008).

Zejména zvýšení obsahu organické hmoty může zlepšit fyzikální vlastnosti (zadržování vody, struktura půdy, infiltrace vody, objemová hmotnost, pórovitost), chemické vlastnosti (vyšší výměnná kapacita kationtů (McBride et al., 1997; Shuman, 1998), pH)

a, v některých případech, biologické vlastnosti (Moss et al., 2002; Andreoli et al., 2007), což je nezbytné pro zajištění dlouhodobé úrodnosti půdy (Draeger et al., 1999) a dostupnost živin díky alifatickým sloučeninám s nízkou molekulovou hmotností, které silně interagují s půdními minerály (Hue a Ranjith, 1994).

V důsledku vyšší dostupnosti organické hmoty a živin dochází také ke zvýšení aktivity půdních enzymů stejně jako mikrobiální aktivity půdy a nárůstu mikrobiální biomasy (Singh a Agrawal, 2008).

Mezi faktory, které mají vliv na biologickou dostupnost prvků v půdě, patří: zdroj bioodpadu, jeho charakter, složení a zpracování, pH půdy, obsah organické hmoty, stav půdy, chemie prvků, rostlinné druhy a jejich kultivary, fáze růstu a další (Bertran et al., 2004; Mantovi et al. 2005; Warmar a Termeer, 2005). Důležité je také zohlednit poměr kal : půda (Singh a Agrawal, 2008).

Obecně platí, že se kal vyznačuje značnou variabilitou v obsahu živin v závislosti na zdroji a způsobu zpracování odpadních vod (Moss et al., 2002). Organický dusík a anorganický fosfor představují většinu z celkového obsahu dusíku ($N_{\text{celk.}}$) a celkového obsahu fosforu ($P_{\text{celk.}}$) v kalu z čistíren odpadních vod (Singh a Agrawal, 2008).

Přestože jsou živiny nezbytné pro růst rostlin, mohou se při nadměrném používání (zejména dusíku a fosforu) hromadit v půdě a být vyplavovány a transportovány pomocí drenážních systémů (zejména dusík) nebo vodní erozí (fosfor vázající se na částice půdy), což představuje riziko pro povrchové a podzemní vody (Hernandez et al., 1999; Walter et al., 2000; Korboulewsky et al., 2002). Toto riziko se snižuje, pokud jsou živiny aplikovány podle agronomických zásad a lhůt (Moss et al., 2002).

Velká rozpustnost dusičnanů představuje nebezpečí kontaminace do podzemních vod a je hlavním důvodem, proč je aplikace bioodpadů na zemědělské půdy obvykle omezena schopností plodin vázat dusík. Protože koncentrace dusíku v bioodpadech obvykle odpovídá potřebám plodin, míra aplikace je většinou vypočtena na základě požadavků každé plodiny na dusík, zatímco fosfor a draslík může být doplněn chemickými hnojivy. V tomto smyslu je třeba, aby míra aplikace nevedla k většímu přísunu dusíku, než jsou požadavky plodin, aby nedošlo k jeho vyluhování. (Andreoli et al., 2007)

Množství dusíku a fosforu v kalu, které bude dostupné prostřednictvím mineralizace organické hmoty, závisí na plodině, která byla před aplikací kalu na pozemku pěstována (na živinách ze zbytků plodin) a na typu půdy, což by mělo být posuzováno případ od případu. Mineralizace je rychlejší na písčitéch půdách než v půdách jílovitých. Dusík dostupný prostřednictvím mineralizace bude mít za následek nižší požadavky na hnojivo.

V prvním roce po aplikaci bioodpadů je udávána hodnota dostupného dusíku 50 %. (Andreoli et al., 2007)

Fosfáty jsou jednou z 20 kritických surovin pro Evropskou unii uvedených ve "Zprávě o rozhodujících surovinách pro EU", kterou zveřejnila Evropská komise v roce 2014 (European Commission, 2014). Mnohé studie a návody se zabývají zlepšením efektivity používání živin v agroekosystémech (Cassman, 2002; FAO, 2008; Roberts, 2008).

Fosfor obsažený v kalu pochází ze zbytků, buněk mikroorganismů vznikajících při čištění odpadních vod a z detergentů a mýdel obsahujících fosfáty.

Požadavky rostlin na fosfor pro vegetativní růst a produkci jsou velmi nízké. Nicméně, mnoho půd má vysokou kapacitu vázat fosfor, a tak je účinnost chemického hnojení velmi nízká (pouze 5 % až 30 % z celkového fosforu aplikovaného pomocí chemických hnojiv je využíváno rostlinami), což vede k tomu, že je fosfor na mnoha místech nejvíce aplikovanou živinou skrze chemická hnojiva. Půda může obsahovat velké množství fosforu (100 – 2500 kg celkového P/ha), ačkoli množství využitelné rostlinami je extrémně nízké, obvykle 0,1 – 1,0 kg celkového P/ha, vzhledem k vysoké schopnosti fixace pevnými částicemi (srážením a adsorpcí). Účinnost fosforečných hnojiv je ovlivněna vlastnostmi půdy, včetně pH a kyselosti (FAO, 2008; Mooso et al., 2013).

Bioodpady a kaly tak mohou být považovány za zdroj fosforu zajišťující pomalé a trvalé uvolňování pro rostliny. Ovlivňují cyklus fosforu v půdě zvýšením dostupnosti fosforu vázaného v minerální formě, a to buď prostřednictvím kyselin vznikajících rozkladem organické hmoty, které částečně rozpouštějí minerálně vázaný fosfor v půdě, nebo chelatací v půdě rozpustného fosforu pro pozdější uvolnění, nebo ještě obalením půdních složek, které vážou minerální fosfor. (Andreoli et al., 2007) Fosfor obsažený v kalu dosahující biologické dostupnosti v rozmezí od 40 do 80 % (Andreoli et al., 2007) tak představuje obnovitelný zdroj fosforu.

Čistírenské kaly však mohou obsahovat také široké spektrum škodlivých toxických látek, jako jsou těžké kovy, polycyklické aromatické uhlovodíky (PAU), polychlorované dibenzo-p-dioxiny a dibenzo-p-furany (PCDD/Fs), polychlorované bifenyly (PCB), di(2-ethylhexyl)ftalát (DEHP), polybromované difenyletery (PBDE), halogenované organické sloučeniny (AOX), lineární alkylbenzen sulfonáty (LAS), nonylfenol a nonylfenol ethoxyláty (NP/NPE), pesticidy, farmaka, kosmetické přípravky, sladidla, rezidua detergentů, endogenní hormony a syntetické steroidy z odpadních vod z komunálních či průmyslových objektů (Singh a Agrawal, 2008; Smith, 2009; Fijalkowski et al., 2017).

Aplikační dávka kompostovaných kalů z čistíren odpadních vod je důležitým faktorem, který ovlivňuje rizika akumulace těžkých kovů v půdách a rostlinách, pokud je obsah těžkých kovů v kompostech s příměsí kalů nižší než mezní hodnoty legislativy (Ngole a Ekosse, 2009). Nízké dávky čistírenských kalů nezpůsobují výrazný nárůst koncentrace těžkých kovů (Singh a Agrawal, 2008) a tyto kaly mají příznivý vliv na rozvoj mikrobiální biomasy, obsah organického uhlíku a na půdní mikrobiální aktivitu (Usman et al., 2012). Nadměrnou aplikací kalů z čistíren odpadních vod do půdy dochází ke zvýšení biologické dostupnosti těžkých kovů (Singh a Agrawal, 2008), které mají negativní vliv na půdu (Usman et al., 2012).

Uvolňování těžkých kovů obsažených v čistírenských kalech je silně ovlivněno pH půdy, kationtovou výměnnou kapacitou, obsahem organické hmoty, mobilitou a formou specifických kovů. Nadměrnou aplikací kalů do půdy dochází ke zvýšení biologické dostupnosti těžkých kovů, nízké dávky čistírenských kalů ale výrazný nárůst koncentrace těžkých kovů nezpůsobují (Singh a Agrawal, 2008).

Jak uvádějí Veeken a Hamelers (2002), obsah těžkých kovů v kompostech často překračuje právní normy, čímž vzniká konflikt mezi dvěma vládními politikami: recyklací a znovuvyužitím tuhého odpadu na jedné straně a ochranou přírodních ekosystémů a veřejného zdraví na straně druhé. Zároveň doporučují, aby právní normy týkající se kompostů byly kriticky přezkoumány. Ochrana půdních systémů by mohla být lépe zaručena, pokud by byl vstup těžkých kovů hodnocen pro všechny vstupní hnojiva a půdních přípravky, tj. hnojiva živočišného původu, různé druhy kompostů a umělá hnojiva.

Koncentrace organických polutantů v kalech často koreluje s jejich koncentracemi v odpadních vodách. Jsou také ovlivňovány charakteristikami kalu (pH, organická hmota, koncentrace kationtů), fyzikálně-chemickými vlastnostmi sloučenin (molekulová hmotnost, hydrofobicita, rozpustnost ve vodě, disociační konstanta kyseliny (pKa), rezistence k biologickému odbourávání) a provozními parametry ČOV (přítomnost nebo nepřítomnost primární sedimentace, doba zdržení v různých nádržích, doba zdržení kalu v bioreaktorech, metody stabilizace kalu) (Fijalkowski et al., 2017).

V souladu s hierarchií způsobů nakládání s odpady a za účelem snížení emisí skleníkových plynů pocházejících z odpadu na skládkách je dle směrnice Evropského Parlamentu a Rady 98/2008/ES o odpadech důležité usnadnit oddělený sběr a vhodné zpracování biologického odpadu za účelem vytvoření ekologicky bezpečného kompostu a dalších materiálů vytvořených z biologického odpadu.

Jednou z možností předúpravy kalů a dalších odpadů z procesů čištění vod s využitím umělých mokřadů, která by měla přinést úpravu vlastností a kontaminace, je kompostování (Nielsen, 2005; Uggetti et al., 2010), považované také za ekonomicky výhodnou alternativou ke skládkování a spalování kalů (Kidd et al., 2007).

Kompostované kaly jsou zdrojem celé řady živin pro růst rostlin (např. fosforu, dusíku), organické hmoty a mikroorganismů pro půdu užitečných. Při jejich používání dochází ke snížení spotřeby hnojiv a pesticidů a zlepšení fyzikálních a biologických vlastností půdy. Při nadměrné aplikaci však může docházet k hromadění těžkých kovů v povrchových vrstvách půdy. (Liu et al., 2007)

Při kompostování, což je aerobní biologický rozklad a stabilizace organických substrátů, dochází k vývoji mikrobiálních populací, které způsobují četné fyzikálně-chemické změny ve směsi. Kompostování může snížit objem směsi o 40 – 50 %, účinně zničit patogeny metabolickým teplem vytvářeným termofilní fází, degradovat velké množství nebezpečných organických polutantů a poskytnout konečný produkt, který lze použít jako zdroj organické hmoty, pomalu se uvolňujících živin a stopových prvků pro půdu. (Atiyeh et al., 2000; Oleszkiewicz a Mavinic, 2001; Sullivan et al., 2002; Bertran et al., 2004; Cai et al., 2007; Cesaro et al., 2015).

V první fázi výroby kompostu dochází k uvolnění tepla a zahřívání zrajícího kompostu na teplotu 50 až 65 °C. Během této fáze dochází k odstranění nežádoucích mikroorganismů a výrazné zvýšení kyselosti substrátu. Tato fáze probíhá zpravidla po dobu 3 týdnů a déle. Teplota kompostu se měří v minimální hloubce 1 m od povrchu v určitých intervalech umožňujících sledovat průběh zrání. V následující fázi klesá teplota na 40 až 45 °C. Vzniká materiál humusovitého charakteru a mění se složení mikroorganismů. Pro získání dokonale vyžralého kompostu musíme provzdušňovat. Provzdušňování se provádí přeházením, tím je rozklad rychlejší a silnější. Čistírenských kalů se přidává do kompostu okolo 10 % z objemu všech surovin. Kompostováním dosáhneme zmenšení objemu kalů až o 30 % a eliminujeme rozmnožování patogenních mikroorganismů. Na zničení škodlivých látek nebo přeměnu na nové, musí kompostování probíhat při teplotách kolem 50 – 60 °C po dobu 20 dní. (Žerava, 2008)

Čistírenské kaly jsou často kompostovány před aplikací do půdy z důvodu snížení dostupnosti kovů, neboť při tomto procesu dochází k mineralizaci organických sloučenin, které řídí dostupnost kationtů těžkých kovů rostlinám (Vaca et al., 2011).

Ve vědecké literatuře existuje obecný konsensus, že aerobní procesy kompostování zvyšují komplexaci těžkých kovů v reziduích organického odpadu a že kovy jsou silně vázány

na matici kompostu a organické látky, které omezují jejich rozpustnost a potenciální biologickou dostupnost v půdě. Nejsilněji vázáno je Pb, nejslaběji Ni a Zn, Cu a Cd vykazují střední sorpční charakteristiky. Dostupnost kovů klesá s dobou kompostování a zrání. (Smith, 2009) Walter et al. (2006) zjistili pomocí sekvenční extrakce kompostovaného kalu mírné navýšení dostupnosti Cd a Cu a snížení dostupnosti Fe, Mn, Ni a Zn ve srovnání s mechanicky odvodněným nebo tepelně vysušeným, anaerobně rozloženým materiálem.

V posledním dokumentu *End-of-waste criteria for biodegradable waste subjected to biological treatment (compost & digestate): Technical proposals* je surový kal vyloučen ze skupiny „bioodpadů“, tj. surovin pro přípravu tzv. „end-of-waste“ kompostů. (Saveyn a Eder, 2014; Mininni et al., 2015).

V rámci tohoto dokumentu bylo nakonec navrženo ponechat kal jako potenciální vstupní materiál pro přípravu tzv. „end-of-waste“ kompostů i přes to, že nejsou zahrnuty v definici bioodpadu uvedené ve směrnici o odpadech Directive of the European Parliament and Council Directive 2008/98/EC (EPOC, 2008). Za tímto účelem byla stanovena přísná kritéria, která musí konečný produkt - kompost s přídavkem kalů - splňovat. Součástí těchto kritérií jsou také limitní hodnoty pro těžké kovy (Tab. 2.3), limitní hodnota 6 mg/kg pro PAU₁₆ (suma naftalen, acenaftalen, acenaften, fluoren, fenantren, antracen, fluoranten, pyren, benzo[a]antracen, chrysen, benzo[b]fluoranten, benzo[k]fluoranten, benzo[a]pyren, indeno[1,2,3-cd]pyren, dibenzo[a,h]antracen a benzo[ghi]perylene) a následné podmínky pro patogeny (absence v 25 g vzorku pro *Salmonella* sp. a 1 000 KTJ/g pro *E. coli*). Toto rozhodnutí bylo ovlivněno skutečností, že mnoho členských států jako např. Estonsko, Finsko, Francie, Itálie, Litva, Německo a Španělsko produkuje velké množství kompostů s obsahem kalu. (Mininni et al., 2015)

Při využití čistírenských kalů, jako přídavné suroviny pro výrobu kompostů, jsou v České republice stanoveny normou ČSN 46 5735 Průmyslové komposty (ČNI, 1991) limitní hodnoty těžkých kovů a arsenu v sušině suroviny. Platí zde tato nejvyšší přípustná množství: 13 mg/kg Cd, 1 000 mg/kg Cr, 1 200 mg/kg Cu, 10 mg/kg Hg, 200 mg/kg Ni*, 500 mg/kg Pb, 3 000 mg/kg Zn, 50 mg/kg As* a 25 mg/kg Mo* (* stanovuje se v případech, kdy lze očekávat zvýšená množství vzhledem k použitým surovinám). Norma stanovuje také nejvyšší přípustné množství těžkých kovů v hotovém kompostu. V průmyslových kompostech nesmí být množství ani jedné ze sledovaných látek vyšší než je uvedeno v tabulce 2.3.

Tab. 2.3. Limitní hodnoty pro kompost v mg/kg sušiny

Sledované látky	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	As	Mo
Navržené hodnoty v rámci EU ^a	1,5	100	200	1	50	120	600		
ČSN 46 5735 ^b	2	100	100	1	50	100	300	10	5

^aSaveyn a Eder, 2014

^bČNI, 1991

Provoz kompostáren je řízen dvěma základními zákonnými normami: zákonem o hnojivech č. 156/1998 Sb. v aktuálním znění a zákonem o odpadech č. 185/2001 Sb. v aktuálním znění a návaznými právními předpisy nižší úrovně (vyhlášky, atd.).

Kvalita produktů ze zpracování kalů je výsledkem procesu odvodnění a biologického rozkladu organických látek (Nielsen, 2003). Podle Nielsena a Willoughbyho (2005) je výsledek zpracování kalu i z umělých mokřadů vhodný pro aplikaci na půdu, ačkoli mohou být zapotřebí další následné úpravy pro zlepšení hygienizace kalu (Zwara a Obarska-Pempkowiak, 2000). Jak je doporučeno v literatuře (Obarska-Pempkowiak et al., 2003), kvalitu kalu je vhodné charakterizovat pomocí těchto fyzikálně-chemických a chemických parametrů: pH, elektrolytická konduktivita (EC), nerozpuštěných látek (NL), ztráty žíháním (ZŽ) chemické spotřeby kyslíku (CHSK), celkového dusíku dle Kjeldahla (N_{celk}), draslíku (K), celkového fosforu (P_{celk}), těžkých kovů a bakterií jako indikátorů fekálního znečištění (*Salmonella* sp., *Escherichia coli*). Ukazatelem stavu biologického zpracování kalů a kompostů je dynamický respirační index (DRI) (Adani et al., 2000; Barrena et al., 2009). DRI je založen na rychlosti spotřeby kyslíku, a je užitečným indikátorem biologické stability vzorku (Uggetti et al., 2010).

Vyšší biologická stabilita znamená nižší dopad na životní prostředí (jako je generace zápachu, produkce bioplynu, vyluhování a opětovný růst patogenu) při pozemní aplikaci produktu (Muller et al., 1998). Biologická rozložitelnost kalu závisí na řadě parametrů, včetně jeho charakteru a složení. Ve vzorcích kompostu jsou obsahy organických látek vzhledem k huminovým látkám produkovaným během procesu kompostování obvykle vysoké. Hodnoty kolem 60 % pro kompost z čistírenských kalů ve směsi s rostlinnými odpady uvádí Bertran et al. (2004).

Lasaridi a Stentiford (1998), definují biologickou stabilitu, charakteristikou, která determinuje, do jaké míry se snadno biologicky rozložitelné organické látky rozloží. Vztaheno na kompost, stabilita je kvalitativní parametr vztahující se k mikrobiálnímu rozkladu nebo mikrobiální respirační aktivitě kompostované hmoty (Komilis a Tziouvaras, 2009). Ve studii

autorů Uggetti et al. (2010) se DRI ze vzorků zpracovaných kalů pohyboval v rozmezí 1100 a 1400 mg O₂/kg NL.h. Takový stupeň stability, je mnohem vyšší, než je uvedeno v literatuře pro směs primárního a aktivovaného kalu (6680 mg O₂/kg NL.h) a pro anaerobně vyhnílý kal (3740 mg O₂/kg NL.h) (Pagans et al., 2006). NL vyjadřují množství celkové sušiny materiálu. Ponsa et al. (2008) analyzovali DRI organického podílu tuhých komunálních odpadů v různých fázích mechanicko-biologického zpracování. Tito autoři zjistili hodnoty DRI nad 7 000 mg O₂/kg NL.h pro vstupní materiál, pokles na přibližně 1 500 mg O₂/kg NL.h pro rozložený materiál a téměř 1 000 mg O₂/kg NL.h pro kompostovaný materiál, s hodnotou 1 000 mg O₂/kg NL.h pro výstupní materiál. Podobně, Scaglia a Adani (2008) zjistili, hodnoty okolo 2 500 mg O₂/kg NL.h pro vstupní vzorky, asi 1 100 mg O₂/kg NL.h pro vzorky z poločasu zpracování a mezi 300 - 600 mg O₂/kg NL.h pro konečný produkt procesu stabilizace.

2.5. Kontaminace půdy a plodin

Půda je důležitá složka terestrických ekosystémů, nezbytná pro růst rostlin, degradaci a recyklaci biomasy. Obsahuje jak minerální, tak organické složky. Vlastnosti půdy, které ovlivňují příjem stopových prvků rostlinami, jsou pH, obsah organické hmoty, kationtová výměnná kapacita, oxidy železa a hliníku, textura, aerace, specifická sorpční místa a dostupnost vody. Mezi půdními vlastnostmi má největší vliv na akumulaci kovů (hlavně na příjem labilních prvků jako jsou např. Zn, Ni a Cd) rostlinami pH (Alloway, 1990; Dudka a Miller, 1999; Smith, 2009). Obecně platí, že dostupnost kovu klesá se zvyšujícím se množstvím vápna, s výjimkou Mo a Se. Aplikace vápna obvykle redukuje příjem Zn a Ni více než Cd. (Dudka a Miller, 1999)

Andersson a Nielsson (1976) pozorovali při dlouhodobém užívání čistírenských kalů zvýšené hladiny Zn, Cu, Ni, Cr, Pb, Cd a Hg v půdě. Z těchto prvků, ovšem pouze obsah Zn, Cu, Ni a Cd vzrostl v obilných zrnech a Zn, Cu, Cr a Pb v obilných stéblech. Chaney (1980) a Sikora et al. (1980) doporučili vyšší dávky čistírenských kalů, a to z důvodu relativně nízké dostupnosti stopových kovů pro rostliny. Frost a Ketchum (2000) uvádějí, že navzdory zatížení těžkými kovy, ke kterému došlo aplikací kalu, byly koncentrace kovů v pšeničných rostlinách obdobné jako u rostlin pěstovaných na půdě upravené komerčním hnojivem.

Chování kovů v půdě a příjem rostlinami silně závisí na vlastnostech daného kovu, fyzikálně-chemických vlastnostech kalu nebo půdy a druhu rostliny (McBride, 2003). Jednoduché nebo opakované aplikace kalu kontaminovaného kovem mohou vést k nárůstu

biologické dostupnosti kovu a/nebo ke změně frakcionace kovu v půdě v průběhu času kvůli rozkladu méně rozpustných forem kovů původně přítomných v kalech, jako jsou sulfidy nebo organické komplexy (McBride, 2003).

Podle autorů Warmar a Termeer (2005), je důležité sledovat obsah Cu a Zn v rostlinných tkáních po několika letech aplikace kalů pro ověření úrovně tolerance pro zvířata a jako krmiva a potraviny.

K imobilizaci stopových kovů čistírenských kalů dochází zřejmě v důsledku fixace kovů, zejména ve formě oxidů. Nicméně, v jiných půdních podmínkách se může účinek čistírenských kalů lišit a některé stopové kovy mohou být mobilizovány jako například komplexy s malými organickými molekulami.

Jak uvedl Crompton (1998), tak málo umíme porozumět tomu, jaká nastává biotransformace z anorganických kovů na organokovové sloučeniny, když je čistírenský kal znečištěný kovy využíván jako hnojivo na zemědělské půdě. Přítomnost anorganických kovů v čistírenských kalech vytváří potenciál pro tvorbu organokovových sloučenin biosyntetickými procesy. Pochopení všech faktorů, které ovlivňují distribuční fázi kovů v půdě je tak předpokladem pro odhad kritické zátěže kovy a jejich vlivu na půdní organismy.

Dva termíny - kontaminace půdy a znečištění půdy - byly definovány odlišně v různých publikacích. Definice daná Knoxovou et al. (1999) se vztahuje ke kontaminaci půdy jako půdy, jejíž chemický stav se odchyluje od obvyklého složení, ale nemá škodlivý účinek na organismy. Znečištění nastane, když jsou prvek nebo látka přítomny v koncentracích vyšších než přírodní pozadí v důsledku lidské činnosti a má přímý negativní vliv na životní prostředí a jeho součástí. (Kabata-Pendias, 2010)

Kabata-Pendias (2010) udává, že perzistence kontaminantů v půdě je mnohem delší než v jiných složkách biosféry a kontaminace stopovými prvky se zdá být v podstatě stálá. Množství kovů nahromaděných v půdách je postupně snižováno vymýváním, příjmem rostlinami, erozí nebo deflací. První poločasy rozpadu stopových prvků, vypočítané Iimurou et al. (1977), pro půdy v lysimetrickém stavu se značně liší: pro Zn 70 – 510 let, pro Cd 13 – 1 100 let, pro Cu 310 – 1 500 let a pro Pb 740 – 5 900 let. Z údajů sestavených Bowenem (1979) lze odhadnout následující dobu zdržení stopových prvků v půdách mírného klimatu: pro Cd 75 – 380 let, pro Hg 500 – 1 000 let a pro Ag, Cu, Ni, Pb, Se a Zn 1 000 – 3000 let. Kitagishi and Yamane (1981) udávají poměrně rychlý pokles Zn (poločasu rozpadu Zn 70 – 81 let) v kontaminovaných půdách v lyzimetrech obsahujících 2 210 mg/kg Zn. V půdách tropických deštných pralesů je rychlost vymývání některých prvků mnohem kratší

a je vypočítána okolo 40 let. Všechny podobné odhady jasně uvádějí, že úplné odstranění znečištění kovy z půdy je téměř nemožné.

Preventivní a indikační (při jejich překročení může být ohrožena zdravotní nezávadnost potravin nebo krmiv) hodnoty obsahů rizikových prvků v zemědělské půdě jsou v ČR dány vyhláškou č. 153/2016 Sb. (Tab. 2.4.).

Tab. 2.4. Preventivní a indikační hodnoty obsahů rizikových prvků v zemědělské půdě

Sledované látky		Cd	Cr	Cu	Hg ^a	Ni	Pb	Zn	As	V	Be	Co
Preventivní hodnoty ^a		0,5	90	60	0,3	50	60	120	20	130	2,0	30
Indikační hodnoty	pH ≤ 6,5	1,5			1,5	150	300		40			
	pH > 6,5	2		200								

^aCelkový obsah.

Rostliny mají nezastupitelnou roli v procesech cyklů živin a ve stabilizaci půd a sedimentů (Bakalová, 2006). Vzhledem k tomu, že mají rostliny klíčové postavení v potravním řetězci, může mít jejich schopnost bioakumulovat a biokoncentrovat chemické látky (Krtisch a Schwartz, 1990; Ribeyre a Boudou, 1990; Weinstein et al., 1990) nepříznivé důsledky pro organizmy na vyšších úrovních potravního řetězce (Wang a Freemark, 1995).

Kovy můžeme z hlediska významu pro rostliny rozdělit do dvou skupin a to esenciální a neesenciální.

Esenciální kovy (Al, B, Br, Cl, Co, Cu, F, Fe, I, Mn, Mo, Ni, Rb, Si, Ti, V a Zn) tvoří nezbytnou skupinu látek, bez kterých by nebyla rostlina schopná normálního růstu a vývoje. Při jejich nadbytku či nedostatku mohou způsobovat různé fyziologické dysfunkce. Při příliš vysokých koncentracích se i esenciální kovy stávají toxické. (Kabata-Pendias, 2010; Kovářová, 2010; Alloway, 2013)

Zinek je relativně labilní a snadno se přenáší do rostlinných tkání. V kalu a půdě upravené kompostem je obvykle přítomen ve větších koncentracích ve srovnání s jinými prvky (Smith, 2009). Rostliny pěstované v půdách kontaminovaných Zn hromadí velkou část tohoto kovu v kořenech (Kabata-Pendias, 2010). Většina rostlin obsahuje 30 – 100 mg Zn/kg sušiny, zatímco hodnoty nad 300 mg/kg jsou obecně toxické (Noulas et al., 2018).

Měď a zinek jsou zřejmě absorbovány stejným mechanismem, a proto si mohou navzájem konkurenčně inhibovat absorpci kořeny (Kabata-Pendias, 2010).

Pro kontrolu příjmu labilních prvků, jako je Zn a Cu, plodinami, který se zvyšuje se zvyšujícím se celkovým obsahem těchto složek v kompostu, je důležité určení celkové koncentrace kovů v kompostu (Smith, 2009).

Neesenciální kovy (např. Cd, Pb, Hg, As) nejsou pro rostlinu nezbytné a většina z nich je toxická i v malých koncentracích. Vykazují vysokou afinitu k síře a dusíku v aminokyselinách a mohou způsobovat oxidativní stres, čímž nepřímo negativně působí na rostlinu. (Kovářová, 2010)

Neesenciální těžké kovy mohou účinně soutěžit o stejné transmembránové nosiče jako esenciální těžké kovy. Tato nedostatečná selektivita v transmembránovém transportu iontů částečně vysvětluje, proč neesenciální těžké kovy mohou pronikat buňkami i proti koncentračnímu gradientu (Trávníčková, 2011).

Toxicita u některých těchto kovů spočívá v podobnosti s esenciálními kovy, vyplývající z periodické tabulky prvků (Cd ve skupině se Zn, As ve skupině s P nebo Se ve skupině s S). Díky své podobnosti jsou tyto jedovaté kovy schopny nahradit esenciální prvky v proteinech, enzymech a aminokyselinách rostlin a znemožňovat jejich funkci. Kromě nahrazování se mohou vázat na určité skupiny v proteinech, jako jsou thioskupiny se sírou (SH), S-S můstky nebo aminoskupiny s dusíkem (NH₂), a rozrušovat je nebo určovat k degradaci. Těžké kovy mohou rostlinu poškozovat i nepřímo, například jsou v rostlinné buňce příčinou vzniku kyslíkových radikálů, a tím navozují oxidativní stres. (Kovářová, 2010)

Toxicita těžkých kovů vůči rostlinám je dána nejen jejich koncentrací, ale i formou v jaké jsou pro rostliny dostupné. Například naměřená celková koncentrace toxického prvku v půdě nemusí znamenat nutné ohrožení rostlin, pokud se vyskytuje ve formě pro rostliny nedostupné (Kovářová, 2012). Naproti tomu mohou být snadno přijímány kořeny rostlin a mohou být ve vysokých koncentracích hromaděny v jedlých částech rostlin, dokonce, i když jsou v půdě obsaženy v nízkých koncentracích (Yang et al., 2009; Jolly et al., 2013).

Ochrana rostlin proti toxickému působení těžkých kovů začíná především u kořenů, protože je to primární struktura, skrze kterou rostliny těžké kovy přijímají (Kovářová, 2010).

Mechanismy ovlivňující vstup rizikových prvků do rostlin a mechanismy detoxikace rizikových prvků v rostlinných buňkách popisují Clemens (2001), Hall (2002), Rascio a Navari-Izzo (2011), Thapa et al. (2012) a Fišer et al. (2014).

Podle schopnosti tolerovat určité koncentrace toxických kovů můžeme rostliny rozdělit na citlivé, tolerantní a na hyperakumulující. U citlivých rostlin je možné zaznamenat negativní vliv toxických kovů již při jejich nízkých koncentracích. Tyto rostliny zřejmě nejsou schopné uplatnit v dostatečné míře obranné mechanismy a dochází u nich k výraznému úbytku biomasy nebo dokonce k úhynu celé rostliny. (Kovářová, 2012)

Tolerantní rostliny jsou schopné růst v oblastech s vyššími koncentracemi toxických kovů díky schopnosti uplatnit obranné mechanismy (Kovářová, 2012). Mají sníženou tendenci absorbovat nebo translokovat specifické toxické kovy. Použití tolerantních druhů nebo kultivarů rostlin je jedním z možných způsobů, jak omezit příjem těžkých kovů rostlinami. (Michalska and Asp, 2001)

Hyperakumulující rostliny jsou schopné aktivně přijímat toxické kovy a transportovat je z kořenů do nadzemních částí, kde jsou ukládány a to ve vyšších koncentracích než v půdě až tisíckrát vyšších než jsou schopné ukládat tolerantní rostliny (Kovářová, 2012). Hyperakumulátory Co, Cu, Cr, Pb a Ni jsou také definovány jako rostliny obsahující více než 1 000 µg/g (ppm) (0,1 %) kteréhokoliv z těchto prvků v sušině; pro Mn a Zn více než 10 000 µg/g (1 %) (Baker a Brooks, 1989). Do současnosti bylo popsáno asi 450 rostlinných druhů z více než 45 rostlinných čeledí schopných hyperakumulovat kovy. Nejvíce hyperakumulátorů biokoncentruje Ni, okolo 30 absorbuje buď Co, Cu, a/nebo Zn, ještě méně druhů akumuluje Mn, Cd a Pb (Soudek et al., 2008).

Vztah mezi obsahem těžkých kovů (Zn, Pb a Cd) v půdě na jejich kumulaci v zelenině (ředkvičce, cibuli, česneku a bramborách) sledovali Richter a Hlušek (1988). Zjistili, že zvýšené hladiny těžkých kovů nevedly ke statisticky průkaznému snížení výnosu, i když při nejvyšší hladině Zn (990 mg/kg) došlo u ředkvičky, cibule na zeleno i na uskladnění a brambor ke snížení výnosu oproti variantě s nejnižším obsahem sledovaných kovů. Zn se nejvíce kumuloval ve stroužcích česneku – u všech variant kromě kontrolní sady jeho obsah převyšoval v té době platnou hygienickou normu. V bulvách ředkvičky, cibule na zeleno i na uskladnění se kumuloval až při jeho vysoké koncentraci v půdě. Obsah olova byl za hranici normy v hlízách brambor a stroužcích česneku. V bulvách ředkvičky, v cibuli na zeleno a zejména v cibuli na uskladnění (zde nebylo nalezeno vůbec) se nekumuloval. Kadmium bylo ve zvýšené míře nalezeno v cibuli na zeleno a v česneku. V ostatních zeleninách bylo pod hranici normy.

Khan a Frankland (1983) prováděli vegetační pokusy s ředkvičkou na kyselé a neutrální tmavohnědé půdě. Již nejnižší dávky Cd a Pb (10 a 100 mg/kg) vykazaly záporný vliv na růst rostlin. Cd vyvolávalo postupnou chlorózu listů, zvláště mladých a Pb zakrslost rostlin, přičemž v obou případech bylo pozorováno zvláště silné záporné působení na růst kořenů. Autoři uvádí, že kadmium je ve srovnání s olovem 20x toxičtější. Aplikaci Cd a Pb do půdy vyvolala jejich akumulaci v rostlinách ve fytotoxických dávkách, přičemž Cd se koncentrovalo převážně v nadzemních orgánech a Pb v kořenech. Zacharova (1985) uvádí, že obsah Cd v rostlinách je limitován jeho množstvím v půdě a závisí také na druhu plodiny.

Podle názoru autorky koncentrace Cd v půdě do 10 mg/kg nemá vliv na růst a vývoj rostlin. Ustěnko (1985) zjistil, že translokace Pb do rostliny závisí na obsahu prvku v půdě, druhu rostliny a stádiu vývoje. Ze sledovaných plodin v pokusu se více vyznačovala největší schopností přijímat Pb z půdy a kumulovat ho v nadzemních částech.

Podle autorů Warmar a Termeer (2005), je důležité sledovat obsah Cu a Zn v rostlinných tkáních po několika letech aplikace kalů pro ověření úrovně tolerance pro zvířata a jako krmiva a potraviny.

2.6. Testy toxicity jako rychlý nástroj ověření aplikovatelnosti kalů

V případě malých zdrojů kalů, kde se nepředpokládá komerční používání kalů, je hlavním zájmem provozovatele ČOV a současně i zemědělce snížení kontaminace výsledného kalu a zajištění toho, že nepředstavuje zdravotní riziko a nebezpečí pro životní prostředí z hlediska toxicity. Tuto skutečnost lze ověřit např. testy fyto toxicity či únikovými testy žížal (Moreira et al., 2008).

Testy fyto toxicity existují ve formě směrnic, které vydaly významné environmentální agentury jako např. US EPA (United States Environmental Protection Agency), OECD (Organisation for Economic Co-operation and Development), ISO (International Standards Organization), ASTM (American Society for Testing and Materials) a další. Přehled testů fyto toxicity je uveden v tabulce 2.5.

Tab. 2.5. Přehled testů fyto toxicity (Jozífková, 2011, European Commission, 2000a; OECD, 2006a; OECD, 2006b; ISO, 2012a; ISO, 2012b; ISO, 2005a; ISO, 2005b; US EPA, 1996; US EPA, 2012a; US EPA, 2012b; US EPA, 2012c; Pflieger et al., 1991; ASTM, 2014)

Test	Hodnocené parametry	Směrnice	Zdroj
Rostlinný růstový test	Klíčivost, růst (EC ₅₀ , LC ₅₀)	OECD 208	OECD, 2006a
Rostlinný růstový test	Síla (vitalita) růstu	OECD 227	OECD, 2006b
Test prodlužování kořene	Prodlužování kořene (EC _x)	ISO 11269-1:2012	ISO, 2012a
Test klíčení semen	Klíčivost, růst (NOEC, LOEC)	ISO 11269-2:2012	ISO, 2012b
Chronický růstový test	Klíčivost, růst, délka výhonku, počet rostlinných pupenů	ISO 22030:2005	ISO, 2005a

Screeningový test klíčivosti salátu	Klíčivost, prodlužování kořene	ISO 17126:2005	ISO, 2005
Test klíčení semen/prodlužování kořene	Klíčivost, prodlužování kořene (EC ₁₀ , EC ₅₀)	OPPTS 850.4200	US EPA, 1996
Rostlinný růstový test	Klíčivost, růst	OCSPP 850.4100	US EPA 2012a
Test toxicity předčasného růstu sazenice	Růst kořene, výhonku a celé rostliny	OCSPP 850.4230	US EPA 2012b
Test příjmu a translokace rostlinout	Příjem rostlinou, translokace	OCSPP 850.4800	US EPA 2012c
Test růstu celé rostliny	Růst celé rostliny, kořene a výhonku (EC ₅₀)	ASTM STP1115	Pfleeger et al., 1991
Standardní příručka pro provádění testů toxicity u rostlin		ASTM E1963-09	ASTM, 2014

V České republice se testy fytotoxicity využívají při hodnocení ekotoxikologických vlastností vodných výluhů odpadů dle vyhlášky č. 94/2016 Sb. Pro zkoušky akutní toxicity se používá jako jeden z testů Test inhibice růstu kořene hořčice bílé (*Sinapsis alba*), který je uveden v příloze č. 1 Metodického pokynu Ministerstva životního prostředí ke stanovení ekotoxicity odpadů (MŽP, 2007).

Fytotoxická data poskytují informace o vlivu jednotlivých xenobiotik nebo jejich směsí na ekosystémy, umožňují posoudit vliv spolupůsobení vnějších a vnitřních faktorů a citlivost jednotlivých rostlinných druhů. Jsou nezbytná i pro tvorbu kritérií přijímaných regulačních opatření a v neposlední řadě k hodnocení účinnosti bioremediačních technologií. Kladem testů fytotoxicity je schopnost poskytnout odhad krátkodobého a dlouhodobého vlivu kontaminantů na strukturu a funkci exponovaného společenstva rostlin a ekosystémů. (Bakalová, 2006)

Ještě citlivějším indikátorem kontaminace mohou být testy únikového chování (Yeardley, 1996). Organismy používané v těchto testech disponují chemoreceptory citlivými k působení některých environmentálních polutantů (Edwards a Bohlen, 1996; Römbke a Schmidt, 1999). Test únikového chování se žížalami je dán normou ISO 17512-1 (ISO, 2008).

3. METODIKA DISERTAČNÍ PRÁCE

3.1. Cíle práce a základní postup jejich dosažení

Disertační práce je zaměřena na problematiku využití odpadů produkovaných v čistírnách odpadních vod z malých zdrojů (do 1 000 EO), přičemž hlavní pozornost je věnována čistírnám využívajícím technologie umělých mokřadů.

Na základě stanoveného cíle byly určeny následující pracovní hypotézy:

Odpady z procesu čištění vod nejsou zatíženy těžkými kovy a arsenem v takové míře, že by nebylo možné jejich přepracování a využití jako hnojiva v zemědělství nebo pro údržbu zelených ploch.

Aplikace přepracovaných odpadních materiálů při pěstování vybraných plodin nebude znamenat jejich nadlimitní zatížení těžkými kovy a arsenem.

Pro jejich ověření, potvrzení či zamítnutí, byly definovány následující fáze práce:

Provedení vstupních analýz odpadních materiálů zahrnujících kaly, sedimenty, kolmatované filtrační materiály a biomasu na obsah nutrientů a rizikových prvků a látek. Zpracování do podoby využitelné pro hodnocení zatížení podle vhodných legislativních a normativních předpisů a materiálů, a to s využitím dat z předchozích výzkumů VÚV TGM, v.v.i. v období 2007 – 2012.

Následná příprava vhodných směsí těchto materiálů s využitím biomasy z údržby obecní zeleně, která je v obcích běžně produkovaná a využívána ke kompostování.

Sledování zrání kompostů, změny organických látek, nutrientů, vybraných a rizikových prvků, mikrobiálního znečištění v průběhu kompostování a to s cílem ověřit použitelnost zmíněných odpadů formou kompostů v zemědělství anebo údržbě zeleně.

Ověření nebezpečnosti vstupních materiálů a výsledných kompostových směsí pomocí rozborů obsahu rizikových prvků a látek, mikrobiologickými rozbory a fytotoxickými testy.

Posouzení vlivu kompostů na produkci a zatížení vybraných plodin pomocí nádobových pokusů.

Pro naplnění cíle a ověření hypotéz byl stanoven podrobný časový plán.

3.2. Časový harmonogram práce

1. fáze: Rešeršní práce

Zpracování rešerše k jednotlivým tematikám souvisejícím se zadáním disertační práce v přiměřeném rozsahu: mokřady v krajině, umělé mokřady pro čištění vod, kořenové čistírny, biologické a retenční nádrže, procesy čištění vod v kořenových ČOV, legislativa související s hodnocením kontaminace kalů a jejich použitím v zemědělství, průzkum kvality kalů v České republice, použití kalů v zemědělství, kompostování kalů a odpadů z procesů čištění vod, chování těžkých kovů v systému půda - rostliny, posouzení fytotoxicity kompostů.

2. fáze: Odběry a rozborů vstupních odpadů (kalů, sedimenty, biomasa) využitých pro zpracování kompostováním

Postupné shromáždění výsledků rozborů kalů, sedimentů, kolmatovaných materiálů a vegetace z umělých mokřadů a zelených ploch (tráva a štěpka) a objektů mechanicko-biologického čištění odpadních vod z vlastních odebraných vzorků, realizovaných v rámci vybraných výzkumných projektů VÚV TGM, v.v.i. za období 2013 až 2017, doplněných o výsledky vzorků z předchozích let (2007 – 2012), a to z procesů čištění vod na ČOV v Dražovicích a Hostětíně (extenzivní technologie – mechanické předčištění umělé mokřady – kořenové filtry + dočišťovací biologická nádrž), z ČOV ve Starovicích (aktivační technologie se separací a odvodněním kalu), domovních kořenových ČOV v obci Křtiny, domovních septiků z obce Lhotka u Hranic, ze souboru aerobně-anaerobních ČOV technologie Anacomb (velikostní kategorie od 5 EO do 200 EO) a malých vodních nádrží.

Harmonogram sledování jednotlivých vstupních objektů a odpadů:

- 1) Malé komunální čistírny do 1 000 EO
 - ČOV Dražovice v období 2012 – 2017
 - ČOV Hostětín v roce 2014
 - ČOV Starovice v letech 2014 a 2017
- 2) Septiky domovních kořenových čistíren v období 2012 – 2015
- 3) Anaerobně-aerobní čistírny typu Anacomb v letech 2012 a 2014
- 4) Sedimenty z biologických nádrží
- 5) Sedimenty retenčních malých vodních nádrží (MVN) – MVN Dražovice, Želeč, Němčice a Velký Rybník v letech 2013 – 2016
 - ČOV Dražovice a ČOV Hostětín v letech 2012 – 2015

- 6) Kolmatované filtrační materiály
 - ČOV Dražovice v roce 2012
- 7) Vegetace umělých mokřadů - rákos obecný – v roce 2013

3. fáze: Založení experimentálních kompostů

Byly studovány dvě varianty založení kompostů – v plastových kompostérech a pod fólií.

V průběhu kompostování byly odebrány směsné vzorky vznikajícího kompostu k analýzám obsahu nutrientů, sušiny a ztráty žíháním, vybraných a rizikových prvků a zjištění aktuální míry mikrobiologické kontaminace.

Připravené sady kompostů:

2013 – K-MČ (kompost s kalem z mechanického předčištění ČOV Dražovice) a K-KF (kompost s kalem usazeným na povrchu kořenových filtrů ČOV Dražovice) v kompostérech, 2 K-KF (z kolmatované svrchní vrstvy 3. kořenového filtru ČOV Dražovice) pod fólií

2014 – 1 K-MČ (kompost s kalem z mechanického předčištění ČOV Dražovice) a 1 K-KF (s kalem usazeným na povrchu kořenových filtrů ČOV Dražovice) v kompostérech

2015 – K-MČ (kompost s kalem z mechanického předčištění z ČOV Dražovice bez preparátu) až K-MČ-P (kompost s kalem z mechanického předčištění z ČOV Dražovice bez preparátu) pod fólií

4. fáze: Posouzení fytotoxicity kompostů

Ze sady kompostů založených v roce 2015 a připravených z odpadů ČOV Dražovice byly v roce 2016 odebrány vzorky pro testy fytotoxicity na semenech řeřichy.

5. fáze: Posouzení vlivu kompostů na produkci vybraných plodin

Posouzení vlivu kompostů na produkci vybraných plodin bylo prováděno pomocí nádobových pokusů. Mezi studované plodiny byly i na základě studia literatury vybrány: hlávkový salát a rajče tyčkové. Pokusy byly připraveny v první části vegetačního období, kdy se obvykle sází uvedené plodiny ve venkovních podmínkách (květen, červen) a probíhaly až do sklizně. U rostlin salátu po dobu cca 1 měsíce, u rostlin rajčat do podzimu (cca polovina října). Užitkové části rostlin salátu (hlávky) byly sklizeny jednorázově. U rostlin rajčat byly

plody sklizeny ve zralosti po celou dobu trvání pokusu a ukládány v mrazáku pro konečné zpracování.

Připravené sady nádobových pokusů:

2014 – 1. sada nádobových pokusů – plodiny saláty a rajčata

2015 – 2. sada nádobových pokusů – plodiny saláty a rajčata

2016 – 3. sada nádobových pokusů – plodiny saláty a rajčata

První sada nádobových pokusů, připravená v roce 2014, byla cvičná, na níž byla prakticky dotažena metodika průběhu pokusu. Výsledky z této sady nebyly využity v další fázi řešení práce týkající se zhodnocení nádobových pokusů a vlivu přídatku kompostových směsí na změnu výnosu a obsahu sledovaných prvků v rostlinách salátů a rajčat.

3.3. Výzkumné lokality

Pro studii vlivu kompostování kalů a odpadů z kořenových čistíren na přenos nutrientů a polutantů do vybraných druhů zeleniny byly využity kaly a odpady z kořenové čistírny v obci Dražovice (Česká republika, Jihomoravský kraj, lokalizace: N 49°11.84652', E 16°56.56958'). Další hlavní lokality, na nichž probíhal průzkum složení a zatížení odpadů byly kořenová čistírna v obci Hostětín (Česká republika, Zlínský kraj, lokalizace: N 49°3.16548', E 17°52.58852') a mechanicko-biologická čistírna v obci Starovice (Česká republika, Jihomoravský kraj, lokalizace: N 48°57.53993', E 16°42.52737').

Průzkum kalů a biomasy vegetace kořenových filtrů proběhl i u dvou domovních kořenových čistíren v obci Křtiny na Brněnsku. Obě čistírny mají technologické schéma: vícekomorový biologický septik a umělý mokřad – kořenový filtr s horizontálním prouděním s návrhovou plochou 5 m² na obyvatele, tedy dle zásad uváděných např. v publikaci Šálek a Tlapák (2006). Jedna čistírna byla navržena pro čtyři obyvatele, druhá pro 10 obyvatel s možností přítoku vod až od cca 23 návštěvníků společenských akcí v lokalitě.

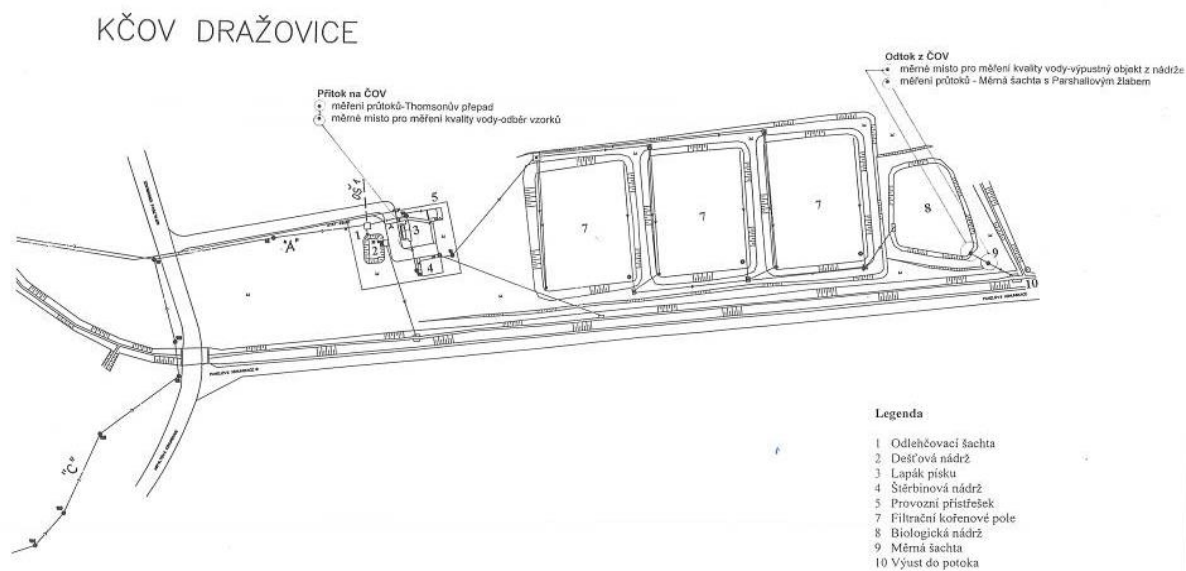
Průzkum kalů proběhl také u 13 balených mechanicko-biologických čistíren odpadních vod, popsanych více v kapitole 4.4 a u dvou dalších domovních septiků v obci Lhotka u Hranic nad Moravou, které byly sledovány v rámci výzkumnému projektu VÚV TGM, v.v.i., bez napojení na další stupeň čištění. Oba septiky byly vybudovány jako vícekomorové pro čištění vod od čtyř až pěti obyvatel.

3.3.1. Kořenová čistírna Dražovice

Hlavní výzkumnou lokalitou byla čistírna odpadních vod v obci Dražovice u Vyškova, projektovaná pro zatížení od cca 800 obyvatel, napojená na jednotný kanalizační systém obce. Čistírna je v provozu od prosince 1999. Postupně dochází k úpravám technologie čistírny, včetně realizace vertikálního filtru nad jedním z původních provozovaných kořenových filtrů s horizontálním podpovrchovým prouděním. Zásadní úpravy však probíhají od roku 2016 a nedotýkají se vlastního řešení práce, proto nejsou dále v popisu čistírny rozvedeny. Popsán je stav technologie během odběrů vzorků a materiálů pro experimenty.

Technologická linka ČOV (uspořádání viz obrázek 3.1) zahrnuje:

1. stupeň mechanického předčištění – dešťový oddělovač, dešťová zdrž, typizovaný štěrbinový lapák písku horizontální s jemnými česlemi a typizovaná štěrbinová usazovací nádrž,
2. stupeň biologického čištění – tři kořenové filtry (pole), horizontálně protékané, s podpovrchovým tokem s porostem rákosu obecného,
3. dočišťovací stupeň – biologická nádrž s převládajícími aerobními podmínkami.

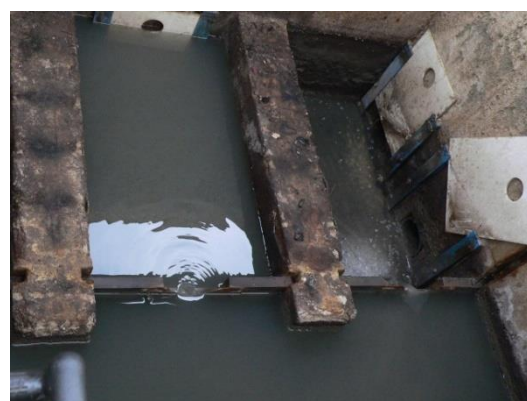


Obr. 3.1. Půdorys ČOV Dražovice u Vyškova

Na obrázku 3.2 je pohled na jeden z kořenových filtrů, na obrázcích 3.3a, b, c, d jsou zobrazeny jednotlivé objekty čistírny v Dražovicích.



Obr. 3.2. Pohled na kořenové filtry



Obr. 3.3a, b, c, d. Kořenová čistírna Dražovice (a – dešťová usazovací nádrž, b – česle a lapák písku, c – štěrbinová usazovací nádrž, d – rozdělovací šachtice na přítoku na kořenové filtry)

Projektové údaje ČOV Dražovice jsou následující: kapacita 780 EO; průměrná koncentrace BSK₅ na přítoku 319 mg/l; účinnost mechanického předčištění cca 30 %; průměrný denní průtok Q₂₄ 1,8 l/s; maximální průtok Q_{max} 6,3 l/s; hodnota reakční konstanty odstranění znečištění v kořenových polích K_{BSK} 0,1. Kořenové filtry byly postaveny se sklonem dna 1,2 %; náplň tvoří kamenivo zrnitosti 6 mm až 16 mm, v rozvodných zónách frakce 100 mm až 200 mm. Celková plocha polí je 3 900 m², hloubka polí je 0,7 m až 1,0 m; šířka polí 3 m. Filtry jsou provozovány paralelně s možností nastavení na sériový provoz. Čistírna byla navržena podle rovnic pro výpočet odstranění organického znečištění a nerozpuštěných látek (Šálek a Tlapák, 2006; Vymazal, 1995). Hodnoty návrhového hydraulického a látkového zatížení ČOV jsou uvedeny v tabulce 3.1. Teoretické návrhové zatížení biologické nádrže (Obr. 3.4a, b) je při daných návrhových parametrech a předpokládané účinnosti čištění kořenové čistírny cca 85 % pro BSK₅ 5,44 kg/den, což při dané ploše nádrže představuje hodnotu cca 70 kg BSK₅/ha.den. Doba zdržení vody v nádrži je při návrhovém hydraulickém zatížení 5 dní.

Požadované odstraňování amoniakálního dusíku mělo být podle projektové dokumentace dosahováno čistícími procesy v dočišťovací biologické nádrži. Dočišťovací nádrž má plochu 780 m², hloubka vody je cca 1 m. Dno je bez opevnění. Svahy do úrovně stálé hladiny byly zpevněny betonovými dlaždicemi. Břehová vegetace nádrže je tvořena bylinnými společenstvy. Dřeviny přímo nezasahují do prostoru nádrže, nicméně břehové části nádrže jsou dotovány listím z opadu během podzimního období.



Obr. 3.4a, b. Pohled na dočišťovací nádrž ČOV Dražovice

Z průzkumu ČOV a z výsledků analýz obsahu znečištění v odpadní vodě je patrné, že průměrné látkové zatížení neodpovídá projektovým předpokladům, jak vyplývá z tabulky 3.1. Z poměrů skutečného a návrhového zatížení vyplývá, že látkově je čistírna zatěžována jen z 25 %, ale hydraulicky na 150 %.

Tab. 3.1. Zatížení ČOV Dražovice – průměrné hodnoty (stav k roku 2013)

Profil	Hydraulické zatížení	BSK ₅	CHSK _{Cr}	NL	N-NH ₄ ⁺	P _{celk.}
	m ³ /(m ² kořenových polí za den)	g/(m ² kořenových polí za den)				
	Návrhové					
Přítok	0,04 – 0,08	10,0	---	11,00	---	---
	Vypočtené podle měřených hodnot					
Přítok	0,044 – 0,133 (medián = 0,05)	2,50	5,69	2,74	1,45	0,24

Dlouhodobé průměrné hodnoty sledovaných ukazatelů kvality vody za období 2000 až 2013 jsou uvedeny v tabulce 3.2. Odtokové koncentrace BSK₅ z kořenových polí se pohybovaly v rozpětí od 3,7 mg/l do 111 mg/l, průměrná hodnota 27,5 mg/l, medián 21,0 mg/l. Průměrné látkové zatížení dočišťovací nádrže bylo vypočítáno, po snížení množství průtoku o hodnotu výparu z vegetace makrofyt na hodnotu 2,07 l/s, na 4,9 kg BSK₅/den, tedy 0,0063 kg/m².den, což odpovídá hodnotě 63 kg/ha.den. Jedná se tedy o vysoké zatížení dočišťovací nádrže s dobou zdržení vody 3,9 dne. Při výpočtu látkového zatížení s hodnotou mediánu koncentrace BSK₅ na přítoku je zatížení odpovídající hodnotám 3,76 kg/den a 48 kg BSK₅/ha.den. V důsledku nárůstu biomasy v období červenec až září dochází k opětovnému nárůstu koncentrace NL na odtoku z čistírny za biologickou dočišťovací nádrží. Z tohoto důvodu je také dlouhodobá průměrná účinnost čištění dočišťovací nádrže pro NL 58 %. Účinnost odstranění organického znečištění je méně závislá na ročním období. Dlouhodobá účinnost čištění nádrže pro organické znečištění je 14 % pro BSK₅ a 72 % pro CHSK_{Cr}.

Tab. 3.2. Dlouhodobé průměrné hodnoty sledovaných ukazatelů kvality vody v období 2000 až 2013 na ČOV Dražovice (hodnoty v mg/l)

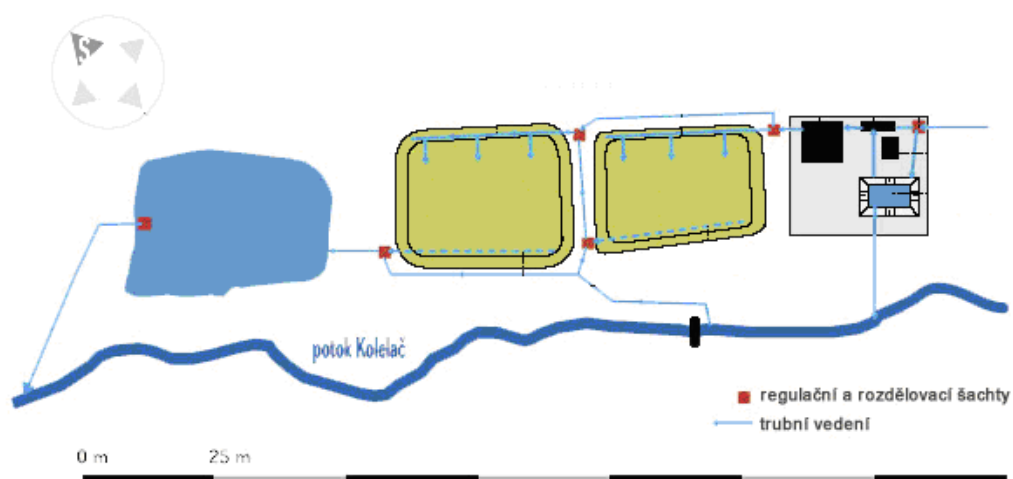
Profil	přítok na ČOV	odtok z KF	odtok z BN (z ČOV)
BSK₅	59,9	27,5	18,8
CHSK_{Cr}	134	67,7	65,9
NL	65,7	11,5	17,8
N-NH₄	32,4	23,7	19,8
P_{celk.}	4,90	4,60	4,10

3.3.2. Kořenová čistírna Hostětín

Jednou ze dvou doplňkových lokalit pro odběry vzorků kalů a dalších materiálů, využitých k porovnání jejich složení a zatížení s materiály dražovické čistírny, je ČOV v obci Hostětín na Uherskobrodsku, která je stejné technologie jako dražovická čistírna.

Technologická linka ČOV (uspořádání viz obrázek 3.5) zahrnuje:

1. stupeň mechanického předčištění – dešťový oddělovač, dešťová zdrž, typizovaný lapák písku horizontální s jemnými česlemi a typizovaná usazovací nádrž typu KMN s bočními vyhnívacími komorami (Obr. 3.6a),
2. stupeň biologického čištění – dva kořenové filtry, horizontálně protékané s podpovrchovým tokem. Vegetační pokryv filtrů představuje směs rákosu obecného a chrastice rákosovité. Místy se uchytily různé ruderalní druhy náročné na živiny, např. kopřiva dvoudomá (Obr. 3.6b),
3. stupeň dočištění – mělká nízkozatěžovaná biologická nádrž s převládajícími aerobními podmínkami.



Obr. 3.5. Technologická linka ČOV Hostětín



Obr. 3.6.a, b. Pohled na mechanické předčištění a kořenové filtry ČOV Hostětín

Čistírna byla navržena podle rovnic pro výpočet odstranění organického znečištění a nerozpuštěných látek (Šálek a Tlapák, 2006; Vymazal, 1995). Je v provozu od roku 1996. Projektové údaje ČOV Hostětín jsou následující: kapacita 280 EO; koncentrace BSK₅ na přítoku 212 mg/l; účinnost mechanického předčištění asi 30 %; průměrný denní průtok Q₂₄ 0,55 l/s; maximální průtok Q_{max} 4 l/s; hodnota reakční konstanty K_{BSK} 0,1. Náplň kořenových filtrů tvoří kamenivo zrnitosti 4 mm až 8 mm, v rozvodných zónách frakce 50 mm až 120 mm. Celková plocha polí je 1 240 m². Filtry jsou provozovány paralelně s možností sériového provozu. Dočišťovací biologická nádrž byla realizována jako zemní nádrž určená k dočištění vody odtékající z filtrů. Hlavním cílem biologické nádrže je snížení obsahu živin ve vodě. Vyčištěná voda z kořenových polí je jediný zdroj vody pro tuto biologickou nádrž. Plocha dočišťovací nádrže je 830 m², průměrná hloubka je 1,25 m. Střední doba zdržení byla navržena na 16,8 dne. Látkové zatížení nádrže bylo vypočítáno na 25,2 kg BSK₅/ha.den, při účinnosti kořenové čistírny 80 % až na 33,3 kg BSK₅/ha.den. Normální hladina odpovídá hladině maximální. Dno je bez opevnění. Svahy nejsou zpevněny. Břehová vegetace nádrže je tvořena jak bylinnými a mokřadními společenstvy, tak i dřevinami. Mokřadní vegetace i dřeviny v současnosti zasahují do prostoru nádrže. Porovnání vývoje břehové vegetace je patrné z obrázků 3.7a, b.

Z uvedených průměrných hodnot znečištění na přítoku do ČOV (Tab. 3.3) je patrné, že čistírna není zatěžována množstvím znečištění odpovídajícím projektovým předpokladům.

Tab. 3.3. Dlouhodobé průměrné hodnoty sledovaných ukazatelů kvality vody v období 2006 až 2013 na ČOV Hostětín (hodnoty v mg/l)

profil	přítok do ČOV	odtok z KF	odtok z BN (z ČOV)
BSK₅	64,9	16,7	13,2
CHSK_{Cr}	143	42,3	44,5
NL	41,9	9,82	27,8
N-NH₄	23,3	18,6	9,15
P_{celk.}	2,84	3,08	1,74

Roční průměrné koncentrace organického znečištění vyjádřené ukazatelem BSK₅ se pohybují v rozmezí od 26,3 mg/l do 95,2 mg/l, čistírna je tedy oproti návrhové hodnotě 212 mg/l zatěžována od cca 12 % do 45 %. Čistírna je schopná absorbovat velké výkyvy v množství odpadních vod. Během 24 hodinových měření (Rozkošný a Sedláček, 2013) byly zachyceny ranní a večerní špičky pracovních dnů a víkendové polední špičky v hydraulickém i látkovém zatížení. Podle bodových měření z roku 2006 byla průměrná hodnota denních

průtoků na přítoku 0,6 l/s. V roce 2010 proběhlo kontinuální měření průtoků a průměrná hodnota byla 3,4 l/s. Hodnota mediánu průtoků v tomto roce byla 1,8 l/s. Návrhová hodnota průměrného denního průtoku je pouze 0,55 l/s. Čistírna bývá tedy hydraulicky přetěžována, zejména během období od listopadu do března. Z tohoto důvodu byla navržena úprava v objektu odlehčení dešťových vod na přítoku na čistírnu. Látkové zatížení dočišťovací nádrže odpovídá při průměrné nátokové koncentraci BSK₅ 16,7 mg/l hodnotě 2,6 kg/den, při dané ploše nádrže 31 kg/ha.den. Doba zdržení vody v nádrži je 5,1 dne. Tyto parametry tak splňují požadavky na dočišťovací nádrže, jak je uvádí Effenberger a Duroň (1984) a Šálek a Tlapák (2006). Snížení zatížení je možné zlepšením stavu odlehčení dešťových průtoků a zvýšením účinnosti čištění objektů mechanického předčištění. Při snížení průměrného průtoku na návrhovou úroveň, respektive úroveň měření v roce 2006, tedy na 0,6 l/s lze očekávat snížení látkového zatížení na hodnotu 10,6 kg BSK₅/ha.den.

Biologická nádrž se významně podílí na snížení odtokových koncentrací dusíku a fosforu, jak v průměrných, tak i maximálních hodnotách. Podle očekávání jsou však vyšší odtokové koncentrace nerozpuštěných látek a organických látek vyjádřených ukazatelem CHSK_{Cr}. I přes to ČOV splňuje předepsané odtokové koncentrace. Díky výrazně nižšímu látkovému zatížení, než bylo předpokládáno v projektové dokumentaci, není nutná přídavná aerace pro provoz nádrže.



Obr. 3.7a, b Vývoj břehové vegetace dočišťovací nádrže ČOV Hostětín v letech 2006 (a) a 2012 (b)

3.3.3. Čistírna Starovice

Druhou doplňkovou lokalitou, reprezentující mechanicko-biologické čistírny stavěné v posledních dvou dekádách, byla čistírna v obci Starovice na Břeclavsku. Čistírna odpadních vod čistí, na rozdíl od dvou předcházejících napojených na jednotné kanalizační systémy, samostatně přiváděné splaškové odpadní vody.



Obr. 3.8a, b. Provozní budova s kalolísem a transportním kontejnerem na kal (a) a pohled na kruhový kalojem (b) ČOV Starovice



Obr. 3.9a, b. Pohled na aktivační nádrž (a) a na dozovací nádrž (b) ČOV Starovice

Čistírna je navržena jako mechanicko-biologická se systémem střídavé nitrifikace a denitrifikace, s aerobní stabilizací přebytečného kalu. Odpadní vody z obce jsou přiváděny do čerpací stanice odpadních vod, ze které je možné, v případě poruchy strojního zařízení v ČOV nebo v čerpací stanici, odvádět odpadní vody havarijním obtokem mimo ČOV. Z čerpací stanice jsou splaškové odpadní vody čerpány do sdruženého objektu hrubého

předčištění umístěného v provozní budově (Obr. 3.8a). Odpadní vody jsou přiváděny nejdříve do žlabu strojně stíraných česlí. Součástí předčištění je sdružený horizontální lapák písku a tuků (nádrž s normou stěnou) k zachycení tuků a minerálních látek, které do kanalizace vniknou revizními šachtami.

Z lapáku písku odtékají odpadní vody do reaktoru, který svojí velikostí umožní průběh střídavé nitrifikace a denitrifikace (Obr. 3.9a). Celý technologický proces je řízen mikroprocesorem. Separace aktivovaného kalu od odpadní vody probíhá ve čtvercové dosazovací nádrži Dortmundského typu (Obr. 3.9b). Vratný a přebytečný kal je z dosazovací nádrže na gravitačním principu odváděn do sdružené čerpací stanice regenerace kalu, která je rovněž vybavena provzdušňovacími elementy, takže v čerpací stanici probíhá regenerace kalu. S ohledem na poměrně dlouhou dobu zdržení kalové směsi v nádrži je regenerace kalu adekvátní, jako kdyby proces probíhal v samostatné nádrži. Kal je přečerpáván dvojicí čerpadel buďto na začátek procesu – jako vratný kal nebo do kalojemu jako přebytečný. Přebytečný aktivovaný kal je přečerpáván do skladovací nádrže - kruhového kalojemu (Obr. 3.8b), který je umístěn na úrovni terénu v blízkosti čerpací stanice kalu. Kal je dále aerobně stabilizován provzdušňováním. Zdroj kyslíku pro kalojem a regenerační nádrž tvoří samostatné dmychadlo. Při úplné aerobní stabilizaci a mineralizaci kalu bude kalojem kapacitně vyhovovat na cca 80 dnů provozu, což je doba dostatečně dlouhá k aerobní stabilizaci. Z kalojemu je kal přepouštěn na strojní odvodnění kalu, které je tvořeno dekantační odstředivkou (Obr. 3.8b).

Vyčištěné odpadní vody odtékají odtokovými žlaby z dosazovací nádrže přes měrný objekt do recipientu.

Čistírna odpadních vod je navržena na základě nátokových parametrů odvozených z průměrného denního nátoků odpadních vod Q_{24} 1,5 l/s a látkového zatížení 64,5 kg BSK₅/d (Tab. 3.4), které odpovídá kapacitě ČOV 1075 EO. Navrhovaný Q_{max} činí 2 l/s. Rozměry a objem jednotlivých nádrží ČOV jsou uvedeny v tabulce 3.4.

Tab. 3.4. Návrhové látkové zatížení ČOV Starovice

Ukazatel	bilanční kg/d	koncentrační mg/l
BSK ₅	64,5	590,91
CHSK	129	881,82
NL	59,1	590,91

3.4. Použité metody a postupy

3.4.1. Odběr, zpracování, analýza a vyhodnocení vzorků kalů, sedimentů a biomasy

Vzorky kalů byly odebírány časově jako bodové, ale prostorově směsné. Vzorky byly odebírány z kalové sekce anaerobních a aktivačních ČOV. U ČOV s umělými mokřady (kořenové ČOV) byly odebírány z objektů mechanického předčištění (vyhňovací prostor šterbinových usazovacích nádrží anebo komory septiků). Vzorky sedimentů z nádrží byly odebírány také jako časově bodové, a to pomocí Ekmanova drapáku, z více míst přítokové a nátokové zóny.

Vzorky materiálu kolmatovaného uniklým kalem byly odebírány z kořenových filtrů jako časově bodové a prostorově směsné. Vzorky byly odebírány z povrchu. Pro stanovení sledovaných prvků byla u vzorků kolmatované vrstvy separována frakce pod 0,063 mm.

Vzorky biomasy byly v případě mokřadní vegetace na povrchu kořenových filtrů sbírány kosením nadzemní biomasy ze čtverce 0,25 x 0,25 m ve vegetační sezóně. Biomasa byla sbírána ze tří čtverců a následně smíchána. Po odběru byla biomasa vysušena. Další úprava spočívala v nastříhání suché biomasy na kousky do délky 5 cm. Poté bylo odebráno menší množství ke stanovení sušiny a ztráty žíháním a k lyofilizaci a přípravě materiálu k analýzám.

Vzorky byly umístěny do vzorkovnice z PE a v chladicích boxech přepraveny do laboratoře. V laboratoři byly vzorky homogenizovány, lyofilizovány a dále zpracovány k analýzám – stanovení sušiny, ztráty žíháním, nutrienty a vybrané prvky (N, P, Ca, Mg, K, Na, Mn, Fe, As), těžké kovy (Al, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn), ukazatele mikrobiálního znečištění (termotolerantní koliformní bakterie a enterokoky). Analýzy byly prováděny podle akreditovaných postupů zavedených v laboratořích VÚV TGM, v.v.i.

Celkový dusík byl stanoven modifikovanou Kjeldahlovou metodou dle ČSN ISO 11261. Celkový fosfor byl stanoven pomocí kyvetového testu LCK 348 (fa HACH-LANGE) na spektrofotometru DR 3900 s wolframovou lampou (Vis).

Ke stanovení Al, As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Na, K, Ca, Mg, Fe, Mn a Zn byl každý vzorek (přibližně 1 g) mineralizován v teflonové nádobce pomocí zařízení (MLS-1200 MEGA) za použití 3 ml konc. HNO₃ a 1 ml 30% H₂O₂. Nádobky se uzavřely a nechal se proběhnout mineralizační cyklus. Po ochlazení se obsah nádobky kvantitativně převedl do 100 ml odměrné baňky.

Stanovení Na, K, Ca, Mg, Fe, Mn a Zn bylo provedeno metodou plamenové atomové absorpční spektrometrie (AAS-plamen) na přístroji AANALYST 400 firmy PERKIN

ELMER. Stanovení Al, As, Cd, Cr, Cu, Ni a Pb bylo provedeno metodou atomové absorpční spektrometrie – elektrotermické atomizace (AAS-ETA) na přístroji AANALYST 600 firmy PERKIN ELMER. Pro stanovení obsahu jednotlivých kovů byla použita metoda kalibrační křivky. Správnost zjištěných koncentrací byla ověřována pomocí souběžné analýzy interního a referenčního materiálu.

Stanovení Hg bylo provedeno na přístroji AMA-254, který je nakalibrován dle manuálu výrobce. Z předupraveného vzorku bylo naváženo cca 0,1 g. Zjištěný obsah rtuti odpovídal vždy průměru dvou až tří paralelně prováděných stanovení. Správnost zjištěných koncentrací byla ověřována pomocí souběžné analýzy interního a referenčního materiálu.

Sušina a vlastní ztráta žiháním byly stanoveny dle akreditovaného interního předpisu (IP ZCHR-06) v laboratořích VÚV TGM, v.v.i.

3.4.2. Zakládka a složení experimentálních kompostů

V roce 2013 byly v plastových kompostérech o objemu 300 litrů založeny dva komposty (Obr. 3.10) – jeden s kalem z mechanického předčištění ČOV Dražovice (označen K-MČ) a druhý s kalem usazeným na povrchu kořenových filtrů této ČOV (označen K-KF). Vrstvy těchto kalů byly proloženy vrstvami trávy ze sečení zelených ploch areálu čistírny a vrstvami mokřadní vegetace z kořenových filtrů čistírny (rákos obecný). Poměr vstupních materiálů odpovídal požadavku na doporučovaný poměr C/N, který je uváděn v rozpětí 20 až 30/1 (národní doporučení uvádí např. Plíva et al. (2002); celosvětově uvádí doporučení např. Rao et al. (1995)), přičemž přidávání zelené hmoty při kompostování čistírenských kalů pomáhá upravit – zvýšit podíl C/N (Alidadi et al., 2007). Pro připravené kompostované směsi byl následující: 1,5 dílu kalů/2,5 dílu trávy/2,5 dílu mokřadní vegetace z kořenových filtrů. Z výpočtu vyplynul vstupní poměr C/N = 24/1. Tyto komposty byly využity k přípravě směsí pro cvičnou sadu nádobových pokusů v roce 2013.

V březnu 2013 proběhlo čištění třetího kořenového filtru dražovické čistírny. Byla sejmuta horní kolmatovaná vrstva KF do hloubky 5 – 10 cm včetně povrchových usazenin a zbytkové biomasy po kosení suchého rákosu, které proběhlo měsíc před čištěním. Materiál z čištění byl uložen na mezideponii. Z té byly odebrány 4 m³ pro zakládku lichoběžníkového průřezu krytou PE černou nepropustnou fólií v dubnu 2014. Zakládka byla ponechána pod fólií bez umělého provzdušňování až do roku 2015, kdy byla využita k nádobovým pokusům jako kompost 2 K-KF. Fotodokumentace z čištění filtrů a uložení materiálu k zakládce je uvedena v příloze 1.

V roce 2014 byly, dle postupu z roku 2013 a s využitím stejných biologických materiálů, opět založeny dva komposty – jeden s kalem z mechanického předčištění ČOV Dražovice (označen K-MČ) a druhý s kalem usazeným na povrchu kořenových filtrů (označen K-KF) v plastových kompostérech o objemu 300 litrů.

V roce 2015 byly komposty založeny v zakládkách lichoběžníkového průřezu krytých PE černou nepropustnou fólií o objemu 100 litrů (Obr. 3.11). Uložení vrstev bylo následující: spodní vrstva 10 cm - zavadlá tráva, nad ní 5 cm vrstva kalu z mechanického předčištění ČOV Dražovice (sušina kalu cca 14 %), nad to 15 cm vrstva - zavadlá tráva, dále 5 cm vrstva kalu z mechanického předčištění ČOV Dražovice (sušina kalu cca 14 %) a vrchní vrstvu tvořila 10 cm vrstva zavadlé mokřadní vegetace z kořenových filtrů. První zakládka byla bez přídavku preparátu. Do druhé zakládky byl přidáván biologický bakteriálně-enzymatický preparát „ENVICOMP komposty“ pro nastartování a urychlení procesu zrání. Tento přípravek je směsí zejména anaerobních bakterií, jejichž přidáním do kompostovaného materiálu dojde k výraznému zkrácení doby nutné pro kompostování, a to bez ztráty výživných vlastností kompostu. Preparát byl dávkován dle pokynů od výrobce.

Během procesu kompostování směsí v letech 2013, 2014 a 2015 byla sledována teplota vzduchu v okolí a teplota a vlhkost prostředí v kompostu. Provzdušňování zakládek probíhalo ručním překopáním (první po 3 týdnech, následně vždy po měsíci).

Průběžně byly odebrány směsné vzorky vznikajícího kompostu k analýzám aktuální míry mikrobiologické kontaminace (enterokoky, termotolerantní koliformní bakterie), obsahu nutrientů, vybraných prvků (N, P, K, Na, Ca, Mg, Mn, Fe a Al) a rizikových prvků (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn). Dále byla sledována sušina, ztráta žíháním. Odběr vzorků proběhl pro komposty založené v roce 2014 po 4 a 12 měsících od založení, pro komposty založené v roce 2015 po 4, 7 a 12 měsících od založení. Homogenizované vzorky použitých kompostů a půd byly lyofilizovány a poté zpracovány způsobem identickým se zpracováním vzorků kalů.



Obr. 3.10. Zakládka materiálů do plastových kompostérů objemu 300 litrů (horní a prostřední řada fotografií) a výsledné komposty (dolní řada fotografií)



Obr. 3.11. Zakládka materiálů pod polyetylenovou folií

Pro nádobové pokusy byly použity tyto substráty z kompostů:

2015 – jednoleté směsi „1 K-MČ“ (kompost založený s kalem z mechanického předčištění), „1 K-KF“ (kompost založený s kalem usazeným na povrchu kořenových filtrů) a dvouletá směs „2 K-KF“ (kompost založený s kalem z kolmatované svrchní vrstvy kořenového filtru)

2016 – jednoleté směsi „K-MČ“ (kompost založený s kalem z mechanického předčištění bez aplikace startovacího preparátu) a „K-MČ-P“ (kompost založený s kalem z mechanického předčištění s aplikací startovacího preparátu)

3.4.3. Posouzení vlivu kompostů na produkci vybraných plodin

Posouzení vlivu kompostů na produkci vybraných plodin bylo prováděno pomocí nádobových pokusů v letech 2015 a 2016. Mezi studované plodiny byly i na základě studia literatury vybrány: locika salátová, neboli salát hlávkový (*Lactuca sativa* L.) - odrůda Maršalus a rajče jedlé, tyčkové (*Solanum lycopersicum* L.) - odrůda Tornado F1. Saláty a rajčata byly sázeny ze sazenic zakoupených v obchodech.

Hlávkový salát je jednou z nejvíce konzumovaných listových zelenin v syrovém stavu. V roce 2016 byla roční celosvětová produkce salátů a čekanky téměř 26,8 mil. tun vypěstovaných na 1,2 mil. ha půdy. (FAO, 2016). Hlávkový salát je řazen mezi rostliny citlivé na těžké kovy (Zubillaga and Lavado, 2002; Zhao et al., 2012; Gattullo et al., 2017).

Rajčata jsou po bramborách druhou nejdůležitější zeleninou na světě. V roce 2016 byla roční celosvětová produkce 177 mil. tun vypěstovaných na téměř 4,8 mil. ha půdy. (FAO, 2016).

3.4.4. Nádobové pokusy pro pěstování vybraných druhů zeleniny

Nádobové pokusy byly navrženy s využitím stejných 5 litrových plastových květináčů s povrchovou plochou 31 cm² (Obr. 3.12). Všechny sady byly umístěny ve stejné lokalitě, ve stejných podmínkách. U každé varianty půdní směsi byla připravena dvě (pokusy 2015) nebo tři opakování (pokusy 2016). Půdní směsi byly voleny tak, aby zahrnovaly srovnávací směsi – úrodnou zahradní zeminu (černozem – oblast Hustopečsko) a erodovanou polní zeminu (černozem – oblast Hustopečsko), a dále směsi erodovaných zemín s komposty.

Zeminy a komposty byly před plněním do nádob homogenizovány promícháním a následně byly odebírány podíly do jednotlivých nádob. Materiály byly připraveny v bezdeštném období s následujícími vlhkostmi: pokus 2015 - zeminy cca 94 % sušiny, komposty cca 73 % sušiny; pokus 2016 - zeminy cca 94 % sušiny, komposty cca 74 % sušiny.

Směsi erodované polní zeminy s komposty byly připraveny tak, že podíl kompostu odpovídal teoretické polní dávce 80 tun kompostu na hektar. Po přepočtu se jednalo o 260 g do jedné pětilitrové nádoby. Množství zeminy do směsi vážilo cca 3 kg. Podíl kompostu ve směsi tak odpovídal cca 8 %. Kompost byl promíchán se zeminou vždy jednotlivě při plnění každé nádoby.



Obr. 3.12. Příprava a průběh nádobových pokusů

3.4.5. Závlaha rostlin v nádobách

Hlavním zdrojem vody pro rostliny byly srážky. Rostliny byly v případě potřeby doplňkově zavlažovány studniční vodou. Charakteristika složení dešťových vod v období 2014 – 2015 (12 vzorků) se zaměřením na nutrienty a rizikové prvky je uvedena v tabulkách 3.5 a 3.6. Na začátku pokusů byl také proveden rozbor podzemní vody ze studny a ze zásobníku, v němž byla tato voda akumulována před použitím k závlaze. Výsledky rozboru jsou uvedeny v tabulkách 3.5 a 3.6. Podzemní voda měla velmi vysoký obsah síranů, charakteristický pro jihovýchodní část území České republiky, prakticky nulový obsah fosforu a nerozpuštěných látek. Oproti srážkové vodě měla vyšší obsah Ca, Mg, K a zejména i Na.

Tabulka 3.5. Základní charakteristiky a obsah iontů a nutrientů v závlahové vodě - dešťové a studniční

Závlaha (dešťová voda)	pH	kond.	NL	N _{celk.}	P _{celk.}	SO ₄ ²⁻	Na	K	Ca	Mg	Al
	-	mS/m	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	μg/l
min	6,4	1	0	0,4	0	---	0	0	0	0	0
prům	6,9	3	6	1,2	0,02	---	0,8	0,2	3	0	43
medián	6,8	3	3	1,0	0	---	0	0	3	0	43
max	7,7	8	40	3,1	0,07	---	3,5	2,0	6	0	164

Závlaha (studniční voda)	pH	kond.	NL	N _{celk.}	P _{celk.}	SO ₄ ²⁻	Na	K	Ca	Mg	Al
	-	mS/m	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	μg/l
studna	7,2	306	0	53,8	<0,03	1110	92,2	8,4	360	182	<40
zásobník	8,3	193	0	52,7	<0,03	575	85,9	7,1	95	151	<40

Tabulka 3.6. Obsah rizikových prvků v závlahové vodě - dešťové a studniční

Závlaha (dešťová voda)	As	Cd	Cr	Cu	Fe	Hg	Mn	Ni	Pb	Zn
	μg/l	μg/l	μg/l	μg/l	μg/l	μg/l	μg/l	μg/l	μg/l	μg/l
min	0	<0,1	<1	0	0	<0,1	<20	0	<0,5	0
prům	0,2	<0,1	0,1	4,8	52	0,01	3	0	0,9	87
medián	0	<0,1	<1	2,9	40	<0,1	<20	0	0,7	28
max	2,0	<0,1	1,5	14,8	270	0,13	29	0	3,5	670

Závlaha (studniční voda)	As	Cd	Cr	Cu	Fe	Hg	Mn	Ni	Pb	Zn
	μg/l	μg/l	μg/l	μg/l	μg/l	μg/l	μg/l	μg/l	μg/l	μg/l
studna	1,4	<0,1	2,0	4,9	396	<0,1	62	3,8	<0,5	102
zásobník	1,0	<0,1	<1	5,4	34	<0,1	<20	5	<0,5	7

V obsahu těžkých kovů byl hlavní rozdíl u Al, Ni, Pb a Zn. Ni byl zjištěn pouze v podzemní vodě. Naopak Al a Pb ve srážkách.

3.4.6. Zpracování a analýza vzorků zeleniny

Sklizeň salátů probíhala po cca 1 měsíci od vysazení sazenic (květen) v době plné zralosti salátových hlávek před jejich přechodem do fáze tvorby květů.

Rostliny rajčat byly vysazeny v termínech stejných jako saláty. Sklizeň plodů rajčat probíhala od prvního výskytu zrajících plodů (červenec) do konce produkce zrajících plodů (září – říjen).

Vzorky salátu byly usušeny při pokojové teplotě, jemně rozdrobeny a zhomogenizovány. Sklizené plody rajčat byly váženy v čerstvém stavu a ukládány do mrazáku. Na konci sklizně byly všechny plody z dané rostliny smíchány, zpracovány v laboratoři na homogenní směs a lyofilizovány k odběru podílů vzorků k analýzám.

3.4.7. Posouzení fytotoxicity kompostů pomocí řeřichového testu

K posouzení toxicity organických a anorganických sloučenin v substrátech je možné použít test klíčivosti semen a měření délky kořínků (Di Salvatore et al., 2008). V České republice je podobný přístup zahrnut v používaném testu fytotoxicity - tzv. „Řeřichový test“, což je metoda vyhodnocování intenzity rozkladu organických materiálů a zralosti výsledného kompostu. Jde o biologickou metodu hodnocení fytotoxicity výluhu vzorku indexem klíčivosti citlivé rostliny - řeřichy seté (*Lepidium sativum*). (Hejátková et al., 2007)

Ze sady kompostů založených v roce 2015 a připravených z odpadů ČOV Dražovice byly v roce 2016 odebrány vzorky kompostů K-MČ bez preparátu a K-MČ-P s preparátem. Vzorky kompostů byly již stabilizované, nevykazovaly změny v mikrobiální kontaminaci a obsahu sledovaných prvků.

Následně byly z odebraných vzorků kompostů připraveny vodné výluhy dle Hejátkové et al. (2007) a kontrolní vzorek (semena klíčící pouze na destilované vodě) pro testy fytotoxicity na semenech řeřichy. Množství destilované vody k přípravě vodných výluhů kompostů (ml), bylo určeno jako násobek sušiny ve vzorku, a to 5 až 10 x sušina (%). Pro každý vzorek bylo použito 10 Petriho misek s 8 semeny, celkem tedy 80 semen. Po 24 hodinách byl v každé Petriho misce zjištěn počet vyklíčených semen a změřeny délky všech kořínků. Výsledný index klíčivosti byl získán ze vztahu

$$IK = \frac{k_v \cdot l_v}{k_k \cdot l_k} (\%)$$

k_v - klíčivost vzorku (%)

k_k - klíčivost kontroly (%)

l_v - průměrná délka kořínků vzorku (mm)

l_k - průměrná délka kořínků kontroly (mm)

V tabulce 3.7 jsou uvedeny kategorie použitelnosti kompostu dle indexu klíčivosti. Při hodnotách indexu do 50 % se uvádí nepoužitelnost kompostu k přímě aplikaci. Kompost

vykazuje vysokou toxicitu, která je spojena s první fází kompostování a její maximum je v době kolem nástupu vysokých teplot. Toto období trvá asi 3 – 4 týdny, později toxicita klesá. Kritická hranice aplikovatelnosti je při 60 %, kdy nedochází k trvalému poškození vysetých nebo vysázených rostlin. Potřebná je však nějaká doba pro adaptaci. Index klíčivosti od 60 do 80 % dává možnost aplikace s určitým rizikem poškození citlivých rostlin, kompost je ve fázi přeměny a má nejlepší hnojivý účinek. Při hodnotách 80 % a vyšších index deklaruje zralý kompost a jeho neškodnost při přímé aplikaci. Hnojivý účinek klesá a vliv humusu je silnější, tzn., že živiny jsou více vázány. Uvolňování dusíku a fosforu je pomalejší a nedochází k vyplavování živin do spodních vod. (Reichlová et al., 1991; Reichlová et al., 1996; Hejátková et al., 2007)

Tab. 3.7. Použitelnost kompostu dle indexu klíčivosti (IK)

Kategorie	IK (%)	Použitelnost
I.	100 a více	substráty pro zahradnictví, květinářství
II.	80 – 100	aplikace před setím
III.	60 – 80	předjarní aplikace, rekultivace do pařenišť, pro pěstování hub
IV.	do 50	aplikace riskantní, neekonomická

3.4.8. Vyhodnocení výsledků

Většina tabulek uvedená ve výsledcích je rozdělena na dvě části. Toto rozdělení vychází z klasifikace biogenních prvků dle Richtera (2004), kdy v první tabulce jsou uvedeni zástupci makroelementů (N, P, K, Ca, Mg), mikroelementů (Fe, Mn) a tzv. užitečných prvků (Al, Mn) – požadavek na ně je specifický dle druhu rostliny. Ve druhé tabulce jsou uvedeny cizorodé prvky, které jsou obsaženy v rostlinách jako důsledek zvýšeného přirozeného obohacení nebo pod vlivem antropogenní činnosti (Cd, Cr, Pb, As, Ni) a dva zástupci mikroelementů (Cu, Zn) s ohledem na jejich potenciální nebezpečí při jejich nadměrné aplikaci. Pro prvky uvedené ve druhé tabulce jsou stanoveny také limity v příslušných vyhláškách, které byly využity pro hodnocení kontaminace potenciálních vstupních materiálů do směsí kompostů a materiálů pro nádobové pokusy.

Základní statistické charakteristiky (průměr, medián, minimum, maximum a směrodatná odchylka) datových sad byly počítány v programu Microsoft Excel.

Pro posouzení statistické významnosti rozdílů mezi obsahem nutrientů a sledovaných prvků v konzumních částech salátu (listy) a rajčete (plody) při různém substrátu v nádobách byla použita analýza rozptylu ANOVA (ANalysis Of VAriance).

4. VÝSLEDKY

4.1. Analýza legislativy zemí EU ke zpracování a použití čistírenských kalů

Hlavním nebezpečím spojeným s aplikací kalů na zemědělské půdě je potenciální dlouhodobá akumulace toxických prvků (Singh a Agrawal, 2008), které pak mohou být přijímány plodinami. Tyto prvky zahrnují jak anorganické znečišťující látky, jako jsou těžké kovy, tak i organické mikropolutanty. Nicméně, v současné době jsou stále regulovány jen koncentrace těžkých kovů pro aplikaci čistírenských kalů na půdu, a to zastaralou směrnicí Rady 86/278/EEC. Tato směrnice se snaží podporovat bezpečné používání čistírenských kalů v zemědělství a regulovat jeho použití takovým způsobem, aby se zabránilo škodlivým účinkům na půdu, vegetaci, živočichy a člověka. Mimo jiné určuje pravidla pro odběr vzorků a analýzu kalů a půd, stanovuje již zmíněné mezní hodnoty pro koncentrace těžkých kovů v čistírenských kalcích a také v půdách.

Všechny členské státy EU přenesly evropské limity směrnice Rady 86/278/EEC do vlastních právních předpisů (Tab. 4.1.).

Tab. 4.1. Limity Cd, Cu, Hg, Ni, Pb a Zn pro použití kalů v zemědělství (mg/kg sušiny čistírenských kalů)

Stát (země)	Cd	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Směrnice Rady 86/278/EHS	20–40	1 000–1 750	16–25	300–400	750–1 200	2 500–4 000
Belgie	10	600	10	100	500	2 000
Bulharsko	30	1 600	16	350	800	3 000
Česká republika	5	500	4	100	200	2 500
Dánsko	0,8	1 000	0,8	30	120	4 000
Estonsko	20	1 200	20	400	900	3 500
Finsko	1,5	600 ^a	1	100	100	1 500 ^a
Francie	20	1 000	10	200	800	3 000
Chorvatsko	5	600	5	80	500	2 000
Irsko	20	1 000	16	300	750	2 500
Italie	20	1 000	10	300	750	2 500
Kypr	20–40	1 000–1 750	16–25	300–400	750–1 200	2 500–4 000
Litva	6	600	6	300	500	2 000
Lotyšsko	10	800	10	200	500	2 500
Lucembursko	2,5	700	1,6	80	200	3 000
Maďarsko	10	1 000	10	200	750	2 500
Malta	5	800	5	200	500	2 000
Německo^b	10	800	8	200	900	2 500
Nizozemí	1,25	75	0,75	30	100	300
Polsko	20	1 000	16	300	750	2 500
Portugalsko	20	1 000	16	300	750	2 500
Rakousko (Burgenlandsko)						
jakostní třída I ^c	2	300	2	60	100	1 000
jakostní třída II ^c	10	500	10	100	500	2 000
Rakousko (Dolní Rakousko)						

jakostní třída I ^d						
jakostní třída II	2	300	2	60	100	1 500
Rakousko (Horní Rakousko)	5	400	7	80	400	1 600
Rakousko (Korutany)^e						
třída I ^e	0,7	70	0,4	25	45	200
třída A ^e	1	150	0,7	60	150	500
třída AB ^e	2	300	2	60	150	1200
třída B ^e	2,5	300	2,5	80	150	1 800
Rakousko (Salcbursko)	Aplikace čistírenských kalů a jejich směsí je zakázána. ^f					
Rakousko (Štýrsko)	2	300	2	60	100	1 200
Rakousko (Tyrolsko)	Aplikace čistírenských kalů a produktů s jejich obsahem je na zemědělské plochy zakázána.					
Rakousko (Vídeň)	Aplikace kalů je zakázána. ^g					
Rakousko (Voralbersko)	4	500	4	100	150	1 800
Rumunsko	10	500	5	100	300	2 000
Řecko	20-40	1 000-1 750	16-25	300-400	750-1 200	2 500-4 000
Slovensko	10	1 000	10	300	750	2 500
Slovinsko	1,5	300	1,5	75	250	1 200
Španělsko						
při pH půdy < 7	20	1 000	16	300	750	2500
při pH půdy > 7	40	1 750	25	400	1 200	4 000
Švédsko	2	600	2,5	50	100	800
Velká Británie	Použití kalů limitováno maximálními přípustnými koncentracemi Cd, Cu, Hg, Ni, Pb a Zn v půdách určených k aplikaci kalů.					

^a Pro rostliny je požadováno, že zatížení mědí a zinkem nesmí být více jak dvojnásobné, pokud je nedostatek těchto nutrientů v půdě, a jsou na ně aplikována hnojiva. Jako hnojiva mohou být použity čistírenské kaly, ošetřené čistírenské kaly, kaly ze septiků nebo jejich směsi. Nicméně nesmí překročit maximální koncentrace v půdě uvedené v tabulce 5.

^b V případě půd, které jsou klasifikovány jako lehké půdy a obsah jílu klesne pod 5 % při 5<pH<6 jsou maximální přípustné koncentrace Cd a Zn v kalech tyto: Cd - 5 mg/kg sušiny a Zn - 2 000 mg/kg sušiny.

^c Limity jsou nastaveny s ohledem na aplikační dávky maximálního přípustného ročního zatížení znečišťujícími látkami: třída I – od 4,17 t sušiny/ha.rok (při omezených koncentracích Cu nebo Ni v kalu) až 12,5 t sušiny/ha.rok (při omezených koncentracích Cr, Pb, Cd a Hg v kalu), třída II – 2,5 t sušiny/ha.rok.

^d U kalů I. třídy nesmí být překročeny průměrné regionální hodnoty v sušině u těchto ukazatelů - Zn, Cu, Cr, Pb, Cd, Hg a AOX, a to ve vrchní vrstvě půdy (u orné půdy do hloubky 25 cm, u pastvin do hloubky 10 cm) Současně nesmí být překročeny hodnoty těchto ukazatelů II. jakostní třídy.

^e Rozdělení do tříd dle limitů a aplikačních dávek maximálního přípustného zatížení znečišťujícími látkami na období 2 let:

třída I: 10 t TS/2 roky,

třída A: 8 t TS/2 roky,

třída AB: 6 t TS/2 roky,

třída B: 4,8 t TS/2 roky.

Překročení mezní hodnoty u jednoho parametru maximálně o 25 % je přípustný. Dojde-li k překročení vyvolané geogenním zatížením, může kontrolní orgán v ojedinělých případech označit danou aplikaci za přípustnou.

^f Ze zákazu jsou vyloučeny směsi se zemědělskou odpadní vodou nebo tři měsíce zrající hygienizované kaly ze septiků a čistíren odpadních vod z objektů ležících v extrémních polohách s výjimkou ze zákazu aplikace kalů. Komposty s příměsí kalů je možné použít pouze na půdách, které nejsou určeny pro potravinářskou produkci.

^g Aplikovány mohou být pouze hygienicky nezávadné produkty obsahující ošetřené kaly uváděné na trh, jako jsou hnojiva, komposty a zeminy.

V několika evropských zemích byly v porovnání s evropskou směrnicí 86/278/EHS přijaty dokonce přísnější právní předpisy pro likvidaci kalů v půdě nastavením dolní mezní hodnoty pro těžké kovy. (Kelessidis a Stasinakis, 2012)

Kromě mezních hodnot těžkých kovů uvedených ve směrnici 86/278/EHS zavedlo několik zemí mezní hodnoty pro další těžké kovy (chrom, molybden, kobalt), arsen a selen (Tab. 4.2), stejně jako pro jiné kategorie znečišťujících látek obvykle detekovaných v kalu jako jsou organické mikropolutanty (Tab. 4.3) a patogeny (Tab. 4.4).

Tab. 4.2. Limity Cr, As, Co, Mo a Se pro použití kalů v zemědělství (mg/kg sušiny čistírenských kalů)

Stát (země)	Cr	As	Mo	Co	Se
Belgie	500				
Bulharsko	500	25			
Česká republika	200	30			
Dánsko	100	25			
Estonsko	1 200				
Finsko	300				
Francie	1 000				
Chorvatsko	500				
Irsko					
Italie					
Kypr					
Litva	400				
Lotyšsko	600				
Lucembursko	100				
Maďarsko	1 000 (1 mg/kg Cr ^{VI})	75	20	50	100
Malta	800				
Německo	900				
Nizozemí	75	15			
Polsko	500				
Portugalsko	1 000				
Rakousko (Burgenlandsko)					
jakostní třída I ^a	100				
jakostní třída II ^a	500				
Rakousko (Dolní Rakousko)					
jakostní třída I ^b					
jakostní třída II	70				
Rakousko (Horní Rakousko)	400				
Rakousko (Korutany)^c					
Třída I ^c	70				
třída A ^c	70				
třída AB ^c	70				
třída B ^c	100				
Rakousko (Salcbursko)	Aplikace čistírenských kalů a jejich směsí je zakázána. ^d				
Rakousko (Štýrsko)	70				
Rakousko (Tyrolsko)	Aplikace čistírenských kalů a produktů s jejich obsahem na zemědělské plochy je zakázána.				
Rakousko (Videň)	Aplikace kalů je zakázána. ^e				
Rakousko (Voralbersko)	300				
Rumunsko	500	10		50	
Řecko					
Slovensko	1 000	20			
Slovinsko	200				
Španělsko					
při pH půdy < 7	1 000				
při pH půdy > 7	1 500				
Švédsko	100				
Velká Británie					

^a Limity jsou nastaveny s ohledem na aplikační dávky maximálního přípustného ročního zatížení znečišťujícími látkami: třída I – od 4,17 t sušiny/ha.rok (při omezených koncentracích Cu nebo Ni v kalu) až 12,5 t sušiny/ha.rok (při omezených koncentracích Cr, Pb, Cd a Hg v kalu), třída II – 2,5 t sušiny/ha.rok.

^b U kalů I. třídy nesmí být překročeny průměrné regionální hodnoty v sušině u těchto ukazatelů - Zn, Cu, Cr, Pb, Cd, Hg a AOX, a to ve vrchní vrstvě půdy (u orné půdy do hloubky 25 cm, u pastvin do hloubky 10 cm) Současně nesmí být překročeny hodnoty těchto ukazatelů II. jakostní třídy.

^c Rozdělení do tříd dle limitů a aplikačních dávek maximálního přípustného zatížení znečišťujícími látkami na období 2 let: třída I: 10 t TS/2 roky.

třída A: 8 t TS/2 roky,
třída AB: 6 t TS/2 roky,
třída B: 4,8 t TS/2 roky.

Překročení mezní hodnoty u jednoho parametru maximálně o 25 % je přípustný. Dojde-li k překročení vyvolané geogenním zatížením, může kontrolní orgán v ojedinělých případech označit danou aplikaci za přípustnou.

^d Ze zákazu jsou vyloučeny směsi se zemědělskou odpadní vodou nebo tři měsíce zrající hygienizované kaly ze septiků a čistíren odpadních vod z objektů ležících v extrémních polohách s výjimkou ze zákazu aplikace kalů. Komposty s příměsí kalů je možné použít pouze na půdách, které nejsou určeny pro potravinářskou produkci.

^e Aplikovány mohou být pouze hygienicky nezávadné produkty obsahující ošetřené kaly uváděné na trh, jako jsou hnojiva, komposty a zeminy.

Zatím, s výjimkou Maďarska, které si stanovilo limitní hodnotu 1 mg/kg sušiny pro šestimocný chrom (Cr^{VI}), nebyly jinými evropskými zeměmi stanoveny žádné mezní hodnoty pro tuto formu chromu, a to navzdory tomu, že se považuje za mnohem toxičtější než celkový chrom (Stasinakis a Thomaidis, 2010).

Mezní hodnoty pro některé syntetické organické sloučeniny (halogenované organické sloučeniny, lineární alkybenzensulfonáty (LAS), ftaláty, nonylfenoly, polycyklické aromatické uhlovodíky, polychlorované bifenyly (PCB) a polychlorované dibenzodioxiny / dibenzofurany) uvedené ve 3. verzi Pracovního dokumentu o kalech (European Commission, 2000b) a v národních předpisech zemí EU, kde byly stanoveny, jsou uvedeny v tabulce 4.3.

Tab. 4.3. Limity vybraných organických mikropolutantů pro použití kalů v zemědělství (mg/kg sušiny čistírenských kalů)

(Kontaminanty: AOX - halogenované organické sloučeniny; DEHP - di(2-ethylhexyl)ftalát; LAS - lineární alkybenzen sulfonáty; NP/NPE - nonylfenol a nonylfenol ethoxyláty; PAU - polycyklické aromatické uhlovodíky; PCB - polychlorované bifenyly; PCDD/Fs, polychlorované dibenzo-p-dioxiny a dibenzo-p-furany)

Stát (země)	AOX	DEHP	LAS	NP/NPE	PAU	PCB	PCDD/F (ng TEF/kg sušiny)	C ₅ – C ₄₀
EC (2000) ^a	500	100	2 600	50	6 ^b	0,8 ⁱ	100	
Belgie						0,8 ⁱ		
Bulharsko					6,5	1		
Česká republika	500				10 ^c	0,6 ⁱ		
Dánsko		50	1 300	10	3 ^b			
Francie					fluoranten, 5 benzo(b)fluoranten, 2,5 benzo(a)pyren, 2	0,8 ^f		
Chorvatsko						0,2 ^h	100	
Lucembursko					20 ^d	0,2 ^g	20	
Maďarsko					10 ^d	1 ⁱ		4 000
Německo	500					0,2 ⁱ	100	
Rakousko (Dolní Rakousko)								
jakostní třída I ^k								
jakostní třída II	500							
Rakousko (Horní Rakousko)	500							
Rakousko	500				6 ^b	1	50	

(Korutany)^l							
Rakousko (Štýrsko)^m	500				6 ^d		
Rakousko (Voralbersko)						0,2 ^g	100
Rumunsko	500				5 ^e	0,8 ^f	
Švédsko^l			50		3 ^b	0,4 ^f	

^a Limity pouze navrženy.

^b Suma acenaftenu, fluorenu, fenantrenu, fluorantenu, pyrenu, benzo(b+j+k)fluorantenu, benzo(a)pyrenu, benzo(ghi)perylenu, indeno(1,2,3-c,d)pyrenu.

^c Suma antracenu, benzo(a)antracenu, benzo(b)fluorantenu, benzo(k)fluorantenu, benzo(a)pyrenu, benzo(ghi)perylenu, fenantrenu, fluorantenu, chrysenu, indeno (1,2,3-cd)pyrenu, naftalenu, pyrenu.

^d Suma 16 US EPA PAU (naftalenu, acenaftylenu, acenaftenu, fluorenu, fenantrenu, antracenu, fluorantenu, pyrenu, benz(a)antracenu, chrysenu, benzo(b)fluorantenu, benzo(k)fluorantenu, benzo(a)pyrenu, dibenzo(a,h)antracenu, indeno(1,2,3-c,d)pyrenu a benzo(ghi)perylenu).

^e Suma antracenu, benzoantracenu, benzofluorantenu, benzopyrenu, chrysenu, fluorantenu, indeno (1,2,3)pyrenu, naftalenu, fenantrenu, pyrenu.

^f Suma 7 kongenerů: PCB 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180.

^g Suma 6 kongenerů: PCB 28, 52, 101, 138, 153, 180.

^h Pro každý z těchto kongenerů: PCB 28, 52, 101, 141, 180.

ⁱ Pro každý kongener.

^j Hodnoty stanoveny v rámci dobrovolné smlouvy o zajištění jakosti mezi Švédskou agenturou pro ochranu životního prostředí (Swedish Environmental Protection Agency - Naturårdsverket), Federací švédských zemědělců (The Federation of Swedish Farmers - LRF) a Švédskou asociací vod a odpadních vod (Swedish Water and Waste Water Association - VAV).

^k U kalů I. třídy nesmí být překročeny průměrné regionální hodnoty v sušině u těchto ukazatelů - Zn, Cu, Cr, Pb, Cd, Hg a AOX, a to ve vrchní vrstvě půdy (u orné půdy do hloubky 25 cm, u pastvin do hloubky 10 cm). Současně nesmí být překročeny hodnoty těchto ukazatelů II. jakostní třídy.

^l Platí pro všechny třídy.

^m Tyto limity platí pro čistírenské kaly, které pochází z čistíren pro více než 30 000 ekvivalentních obyvatel.

Zkratky: TEF – faktor toxického ekvivalentu

Vzhledem k tomu, že upravený kal může obsahovat značné množství patogenů, v závislosti na používaných čistících postupech, byly ve 3. verzi Pracovního dokumentu o kalech (European Commission, 2000b) rovněž navrženy mezní hodnoty pro bakterie jako indikátory fekálního znečištění (Tab. 4.4). V tabulce 4.4 jsou uvedeny také hodnoty, které si stanovily některé země EU ve svých národních předpisech.

Tab. 4.4. Maximální koncentrace patogenů v kalech

Stát (země)	Salmonella sp.	Jiné patogeny
EC (2000)^a	nedetekovány v 50 g	Escherichia coli < 500 KTJ/g
Bulharsko	nedetekovány v 20 g	Escherichia coli < 100 MPN/g Clostridium perfringens < 300 MPN/g Životoschopná vajíčka helmintů - 1/kg
Česká republika^b	negativní nález v 50 g	Escherichia coli nebo enterokoky < 10 ³ KTJ/g (4 vzorky z 5) < 5.10 ³ KTJ/g (1 vzorek z 5)
I. kategorie kalů ^{b,c}	negativní nález v 1 g sušiny	termotolerantní koliformní bakterie < 10 ³ KTJ/g sušiny enterokoky < 10 ³ KTJ/g sušiny
II. kategorie kalů ^{b,c}	nestanovuje se	termotolerantní koliformní bakterie 10 ³ - 10 ⁶ KTJ/g sušiny enterokoky 10 ³ - 10 ⁶ KTJ/g sušiny
Dánsko^d	žádný výskyt	fekální streptokoky <100/g
Finsko	nedetekovány v 25 g	Escherichia coli < 1 000 KTJ, < 100 KTJ při pěstování ve skleníku, kdy je konzumovaná část v kontaktu se substrátem
Francie	8 MPN/10 g sušiny	enteroviry < 3 MPCN/10 g sušiny životoschopná vajíčka helmintů < 3/10 g sušiny
Itálie	1 000 MPN/g sušiny	
Litva		Escherichia coli ≤1 000 KTJ/g

		Clostridium perfringens ≤ 100 000 KTJ/g vajíčka a larvy helmintů - 0 jednotek/kg enterobakterie - 0 KTJ/g
Lucembursko		enterobakterie - 100/g, vajíčka červů nemohou být nakažlivá
Polsko	nedetekovány ve 100 g	
Rakousko (Dolní Rakousko)	nedetekovány ve 1 g	enterobakterie < 10 ³ /g žádná vajíčka helmintů
Rakousko (Štýrsko)	nedetekovány ve 1 g	Escherichia coli < 100 KTJ žádná vajíčka helmintů
Rakousko (Korutany)^e	nedetekovány ve 1 g	enterobakterie < 10 ³ /g
Slovensko		termotolerantní koliformní bakterie < 2x10 ⁶ KTJ/g sušiny fekální streptokoky < 2x10 ⁶ KTJ/g sušiny

Vysvětlivky:

^a Limity pouze navrženy.

^b V počtu 5 zkoušených vzorků.

^c Tato kritéria je možné používat v přechodném období do 31. 12. 2019.

Kategorie I - kaly, které je možno obecně aplikovat na půdy využívané v zemědělství při dodržení ostatních ustanovení této vyhlášky.

Kategorie II - kaly, které je možno aplikovat na zemědělské půdy určené k pěstování technických plodin nebo v podzimním období na půdě určené k pěstování běžných plodin. Na dílu půdního bloku, kde byl použit kal kategorie II, nesmí být nejméně 3 roky po použití čistírenských kalů pěstována polní zelenina, brambory a intenzivně plodící ovocná výsadba.

^d Pouze pro upravený kal.

^e Platí pro všechny třídy.

Zkratky: KTJ – kolonie tvořící jednotku, MPN – nejpravděpodobnější počet mikroorganismů, MPCN – nejpravděpodobnější počet cytopatických mikroorganismů

V České republice definuje povinnosti při používání kalů zákon č. 185/2001 Sb. o odpadech v aktuálním znění. Podmínky použití upravených kalů na zemědělské půdy jsou dány vyhláškou č. 437/2016 Sb., kde vedle technických a organizačních podmínek aplikace jsou vymezeny kvalitativní ukazatele, jejichž dodržení je nezbytné pro eliminování negativních účinků kalů vlivem přítomnosti kontaminantů, zejména koncentrací těžkých prvků, rizikových organických látek a patogenních mikroorganismů uvedených v tabulce 4.4.

Dávky aplikovaného kalu jsou omezeny na 5 t sušiny na 1 hektar za 3 roky. Přípustné pro zemědělskou aplikaci jsou jen stabilizované kaly. Stabilizace kalů, anaerobní i aerobní, vychází z technických parametrů při tomto zpracování – u anaerobní stabilizace z doby zdržení kalu ve fermentoru a teploty, přičemž technický stupeň vyhnití lze hodnotit z úbytku organické hmoty. Je všeobecně známo, že hygienické vlastnosti kalu se jeho stabilizací výrazně zlepšují, přesto však ani dokonale stabilizovaný kal není materiálem zcela nezávadným (Malý, 1998).

V tabulce 4.5 jsou uvedeny maximální přípustné koncentrace těžkých kovů v půdách určených k aplikaci kalu (mg/kg sušiny) v členských státech EU.

Tab. 4.5. Maximální přípustné koncentrace Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb a Zn v půdách určených k aplikaci kalů (mg/kg sušiny čistírenských kalů)

Stát (země)	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Směrnice Rady 86/278/EHS 6<pH<7	1-3		50-140	1-1,5	30-75	50-300	150-300
Belgie	1,5		50	1	20	50	200
Bulharsko							
6<pH<7,4	2	200	140	1	^a	100	250
pH>7,4	3	200	200	1	110	120	300
Česká republika							
běžné půdy ^b	0,5	90	60	0,3	50	60	120
lehké půdy ^c	0,4	55	45	0,3	45	55	105
Dánsko	0,5	30	40	0,5	15	40	100
Estonsko	3	100	50	1,5	50	100	300
Finsko	0,5	200	100	0,2	60	60	150
Francie	2	150	100	1	50	100	300
Chorvatsko							
5<pH<5,5	0,5	50	40	0,2	30	50	100
5,5<pH<6,5	1	75	50	0,5	50	70	150
pH>6,5	1,5	100	100	1	70	100	200
Irsko, 5<pH<7^d	1	-	50	1	30	50	150
Italie	1,5	-	100	1	75	100	300
Kypr, 6<pH<7	1-3	-	50-140	1-1,5	30-75	50-300	150-300
Litva							
písečná, hlinitopísečná p.	0,8	40	40	0,5	35	40	120
jílovitá, hlinitojílovitá p.	1,1	60	60	0,8	45	60	200
Lotyšsko							
5<pH<6, písčité, hlinitopísečné p.	0,5	40	15	0,1	15	20	50
5<pH<6, písčité, hlinitopísečné p.	0,6	50	25	0,2	25	25	65
6<pH<7, písčité, hlinitopísečné p.	0,6	60	35	0,25	35	25	70
6<pH<7, písčité, hlinitopísečné p.	0,7	70	50	0,35	50	30	80
pH>7, písčité, hlinitopísečné p.	0,8	80	55	0,4	60	35	90
pH>7, písčité, hlinitopísečné p.	0,9	90	70	0,5	70	40	100
Lucembursko	1-3	100-200	50-140	1-1,5	30-75	50-300	150-300
Maďarsko	1	75 (1 mg/kg Cr ^{VI})	75	0,5	40	100	200
Malta							
5<pH<6	0,5	30	20	0,1	15	70	60
6<pH<7	1	60	50	0,5	50	70	150
pH>7	1,5	100	100	1	70	100	200
Německo^e	1,5	100	60	1	50	100	200
Nizozemí	0,8	100	36	0,3	35	85	140
Polsko							
lehká půda	1	50	25	0,8	20	40	80
střední půda	2	75	50	1,2	35	60	120
těžká půda	3	100	75	1,5	50	80	180
Portugalsko							
pH<5,5	1	50	50	1	30	50	150
5,5<pH<7	3	200	100	1,5	75	300	300
pH>7	4	300	200	2	110	450	450
Rakousko (Burgenlandsko)	2	100	100	1,5	60	100	300
Rakousko (Dolní Rakousko)	1,5/1 ^f	100	60	1	50	100	200
Rakousko (Horní Rakousko)	0,5	100	60	0,5	60	100	150
Rakousko (Korutany)							
5<pH<5,5	0,5	50	40	0,2	30	50	100
5,5<pH<6,5	1	75	50	0,5	50	70	150

pH>6,5	1,5	100	100	1	70	100	200
Rakousko (Salcbursko)	Aplikace čistírenských kalů a jejich směsí je zakázána. ^g						
Rakousko (Štýrsko)	0,5	100	60	0,5	60	100	150
Rakousko (Tyrolsko)	Aplikace čistírenských kalů a produktů s jejich obsahem je na zemědělské plochy zakázána.						
Rakousko (Viedeň)	Aplikace kalů je zakázána. ^h						
Rakousko (Voralbersko)	2	100	100	1	60	100	300
Rumunsko, pH>6,5	3	100	100	1	50	50	300
Řecko, 6<pH<7	1-3	-	50-140	1-1,5	30-75	50-300	150-300
Slovensko	1	60	50	0,5	50	70	150
Slovinsko	1	100	60	0,8	50	85	200
Španělsko							
pH<7	1	100	50	1	30	50	150
pH>7	3	150	210	1,5	112	300	450
Švédsko	0,4	60	40	0,3	30	40	100
Velká Británie							
5<pH<5,5	3	-	80	1	50	300	200
5,5<pH<6,0	3	-	100	1	60	300	250
6<pH<7	3	-	135	1	75	300	300
pH>7	3	-	200	1	110	300	450

^a pH 6-7 = 75 mg/kg, pH 7-7,4 = 80 mg/kg.

^b Běžné půdy - písčitohlinité, hlinité, jílovitohlinité a jílovité půdy, které zaujímají převážnou část zemědělsky využívaných půd. Jedná se o půdy s normální variabilitou prvků, s normálním půdním vývojem v různých geomorfologických podmínkách, v tomto pojetí včetně půd na karbonátových horninách.

^c Lehké půdy – půdy vzniklé na velmi lehkých a chudých matečných horninách jako jsou písky a šterkopísky. Při vymezení těchto půd se vychází ze zastoupení jemných částic (do 0,01 mm), které tvoří maximálně 20 %. Tyto půdy se vyznačují velmi nízkou absorpční kapacitou.

^d V případě, že je pH půdy trvale vyšší než 7, nesmějí být dané hodnoty překročeny o více než 50 %, za předpokladu, že nedojde k ohrožení lidského zdraví, životního prostředí, nebo zejména podzemních vod.

^e V případě půd, které jsou klasifikovány jako lehké půdy a obsah jílu klesne pod 5 % při 5<pH<6 jsou maximální přípustné koncentrace Cd a Zn v půdách tyto: Cd - 1 mg/kg sušiny a Zn - 150 mg/kg.

^f Při pH < 6.

^g Ze zákazu jsou vyloučeny směsi se zemědělskou odpadní vodou nebo tři měsíce zrající hygienizované kaly ze septiků a čistíren odpadních vod z objektů ležících v extrémních polohách s výjimkou ze zákazu aplikace kalů. Komposty s příměsí kalů je možné použít pouze na půdách, které nejsou určeny pro potravinářskou produkci.

^h Aplikovány mohou být pouze hygienicky nezávadné produkty obsahující ošetřené kaly uváděné na trh, jako jsou hnojiva, komposty a zeminy.

Právní předpisy vztahující se k použití kalů v zemědělství platné v jednotlivých zemích EU jsou uvedeny v příloze 2.

4.2. Využití čistírenských kalů v zemích EU

Z hlediska nakládání s kaly při čištění odpadních vod je nutné zohlednit velikostní kategorii čistíren, respektive technologii čištění. Na malých ČOV většinou převažují splaškové vody nad průmyslovými, pokud se průmyslové vůbec vyskytují, a proto bývají obsahy těžkých kovů v kalech těchto ČOV nižší než u čistíren městských. Nelze však pominout nebezpečí jednorázové kontaminace, která není kompenzována případným ředěním.

Na základě směrnice Rady 91/271/EEC by měly mít obce s více než 2 000 ekvivalentních obyvatel (EO) mechanicko-biologickou (dvoustupňovou) čistírnu odpadních vod (ČOV). Ve směrnici je kladen důraz na znovuvyužití produkovaného kalu a je zakázáno vypouštění kalů do povrchových vod s platností od 31. 12. 1998. Dle Rozhodnutí Komise

2001/118/ES nejsou kaly z čištění městských odpadních vod považovány za nebezpečné odpady. Dle Směrnice Evropského Parlamentu a Rady 98/2008/ES o odpadech je však požadována tato hierarchie způsobů nakládání s odpady: a) předcházení vzniku, b) příprava k opětovnému použití, c) recyklace, d) jiné využití, například energetické využití, e) odstranění.

Používání čistírenských kalů v zemědělství je ošetřeno směrnicí Rady 86/278/EEC. Kal musí být používán se zřetelem na nutriční potřeby rostlin a jeho užití nesmí zhoršit kvalitu půdy ani povrchové a podzemní vody. Členské státy musí regulovat použití kalu v tom smyslu, aby hromaděním těžkých kovů v půdě nedošlo k překročení limitních hodnot uvedených v tabulce 4.5.

V zemích EU je používána široká škála technologií zpracování kalů, přičemž mezi jednotlivými členskými státy jsou patrné rozdíly. Mezi nejvíce populární stabilizační metody patří anaerobní (24 zemí EU) a aerobní digesce (20 zemí EU). Mechanické odvodnění kalů je preferováno ve srovnání s využitím odvodňovacích ploch (drying beds). Termické zpracování (thermal drying) se používá zejména v zemích EU-15 (staré členské státy) a to v Německu, Itálii, Francii a Velké Británii. (Kelessidis a Stasinakis, 2012)

Množství produkovaného a zpracovaného kalu v EU a rozčlenění podle jednotlivých technologií likvidace kalů v letech 2014 a 2015 dle Eurostatu (Eurostat, 2016), v České republice dle Českého statistického úřadu (ČSÚ, 2016) je uvedeno v tabulce 4.6. Z důvodu nízkého počtu zemí, které reportovaly údaje (2014 – 18 zemí, 2015 – 14 zemí) je v tabulce 4.7 uveden přehled také z let 2012 a 2013 (Eurostat, 2016; ČSÚ, 2015).

Nejběžnější metodou konečné likvidace kalů v zemích EU-15 v letech 2014 a 2015 bylo spalování (47,3 %, 61,5 %), následované opětovným využitím kalů v zemědělství a při kompostování (48,2 %, 38,2 %). V některých členských státech EU-13 ("nové" členské státy, které vstoupily do EU po roce 2004) bylo ještě v roce 2014 a 2015 nejvíce rozšířenou metodou skládkování (Tab. 4.6): na Maltě (100 % v obou letech), v Chorvatsku (94,5 %, 94,7 %) a Rumunsku (75,5 %, 66,9 %).

Vzhledem k povinnostem, které ukládá směrnice o čištění městských odpadních vod 91/271/ES, se ještě během následujících let v těchto zemích očekává dočasné navýšení množství kalů ukládaných na skládkách. Směrnice Rady 99/31/ES o skládkách odpadů zakazuje skládkování kapalných (s výjimkou kalů) a neošetřených odpadů a nastavuje omezení, jakož i kvantitativní cíle pro biologicky rozložitelný komunální odpad (čistírenské kaly), který je ukládán na skládkách. Právní předpisy některých členských států stanovují velmi přísné limity pro organické látky nebo celkový organický uhlík (TOC) obsažené v kalu (např. Německo, Rakousko, Nizozemsko), prakticky zakazující skládkování kalů. Do roku

2020 by však hlavními způsoby zpracování kalu ve všech členských státech EU měly být zpětné využití kalů v zemědělství a spalování. Tato potřeba by měla posílit vývoj a přijetí nových technologií zpracování kalů s cílem odstranění toxických látek a patogenů v kalech a zabezpečení ochrany lidského zdraví a životního prostředí. (Kelessidis a Stasinakis, 2012)

Tab. 4.6. Množství produkovaného a zpracovaného kalu v EU (v tisících tun sušiny) a rozčlenění podle jednotlivých technologií zpracování kalů v letech 2014 a 2015 dle Eurostatu (Eurostat, 2016), v České republice dle Českého statistického úřadu (ČSÚ, 2016).

Stát	celková produkce kalů		celková likvidace kalů		metody likvidace kalů									
	2014	2015	2014	2015	využití v zemědělství		kompostování a jiné aplikace		skládkování		spalování		jiné	
					2014	2015	2014	2015	2014	2015	2014	2015	2014	2015
Belgie	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Bulharsko	54,9	57,4	32,6	47,2	16,4	30,4	0,8	3,4	8,5	8,5	0	0	7,0	4,8
Česká republika	159,2	173,0	159,2	173,0	47,8	63,1	60,5	67,1	5,2	6,5	3,4	2,2	42,2	34,2
Dánsko	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Estonsko	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Finsko	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Francie	961,5	-	937,1	-	421,3	-	305,1	-	31,1	-	170,6	-	8,9	-
Chorvatsko	16,3	17,9	16,3	17,1	0,8	1,0	0,008	0	15,4	16,2	0	0	0,083	0,001
Irsko	53,5	58,4	53,5	58,4	42,5	46,7	9,3	10,9	0,4	0,1	0	0	1,4	0,7
Itálie	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Kypr	6,2	6,7	6,2	6,7	1,4	0,9	0	0	0	0	0	0	4,8	5,8
Litva	40,7	42,9	34,4	37,3	8,5	11,2	14,6	15,6	0	0	0	0	11,2	10,4
Lotyšsko	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Lucembursko	-	9,2	-	9,2	-	3,1	-	2,2	-	-	-	0,8	-	3,0
Maďarsko	166,5	156,9	112,4	111,0	4,7	9,4	74,7	83,7	5,3	5,1	22,8	12,7	0	0
Malta	8,5	8,4	8,5	8,4	0	0	0	0	8,5	8,4	0	0	0	0
Německo	1837,1	1820,6	1803,0	1803,0	470,9	427,7	251,5	223,7	0	0	1077,9	1148,7	2,6	3,0
Nizozemí	344,2	-	319,7	-	0	-	0	-	0	-	319,7	-	0	-
Polsko	556,0	568,0	556,0	568,0	107,2	107,5	46,3	47,1	31,5	40,5	84,2	79,3	286,7	293,6
Portugalsko	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Rakousko	239,0	-	239,0	-	39,6	-	77,7	-	3,2	-	118,5	-	0	-
Rumunsko	192,3	210,5	192,3	155,8	13,1	10,6	0,2	-	145,1	104,2	1,2	0,5	32,7	40,9
Řecko	116,1	-	116,1	-	22,8	-	9,0	-	39,0	-	38,5	-	6,8	-
Slovensko	56,9	56,2	56,9	56,2	0	0	26,1	24,9	4,3	4,6	16,0	16,9	10,5	9,8
Slovinsko	28,3	29,1	28,0	29,0	0,2	0	1,5	0,6	0,3	0,2	15,0	15,1	11,0	13,0
Španělsko	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Švédsko	200,5	197,5	183,9	-	51,0	59,5	59,1	-	3,6	-	2,2	-	68,1	-
Velká Británie	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

- = hodnoty nejsou dostupné

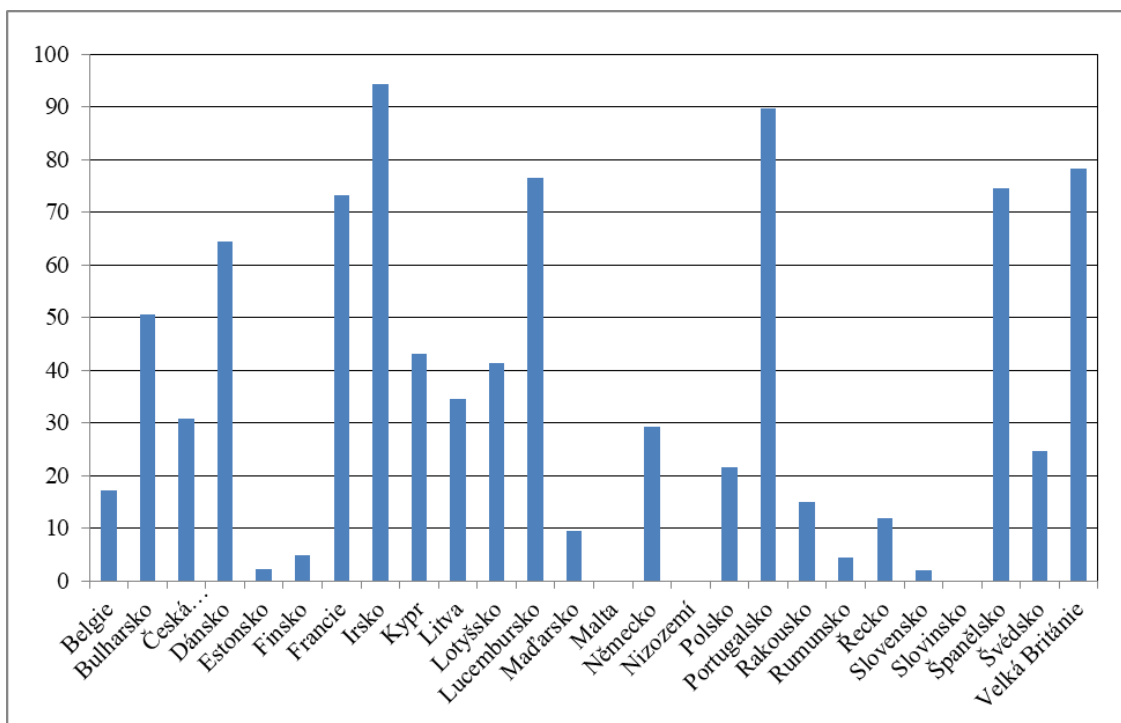
Tab. 4.7. Množství produkovaného a zpracovaného kalu v EU (v tisících tun sušiny) a rozčlenění podle jednotlivých technologií zpracování kalů v letech 2012 a 2013 dle Eurostatu (Eurostat, 2016), v České republice dle Českého statistického úřadu (ČSÚ, 2015).

Stát	celková produkce kalů		celková likvidace kalů		metody likvidace kalů										
					využití v zemědělství		kompostování a jiné aplikace		skládkování		spalování		jiné		
	2012	2013	2012	2013	2012	2013	2012	2013	2012	2013	2012	2013	2012	2013	
Belgie	157,2	-	107,3	0	18,5	-	-	-	-	-	-	88,8	-	-	-
Bulharsko	59,3	60,3	41,8	30,2	21,2	16,7	5,5	2,3	6,6	10,5	0	0	8,4	0,8	
Česká republika	168,2	154,3	168,2	154,3	51,9	54,7	53,2	50,4	9,3	7,1	3,5	3,2	50,2	38,8	
Dánsko	141	-	114,9	-	74	-	-	-	1,4	-	33,8	-	5,6	-	
Estonsko	21,7	18,8	21,7	18,8	0,5	0,3	14,8	16,3	6,5	1,8	-	-	-	-	
Finsko	141,2	-	141,2	-	7,1	-	92,8	-	9,7	-	31,7	-	0	-	
Francie	987,2	886,5	932,3	869,7	683,9	368,6	-	287,5	40,2	30,9	207,1	160,6	1,1	22,1	
Chorvatsko	42,1	32,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Irsko	72,4	64,6	72,4	64,6	68,3	52	4,1	9,3	0	2,9	0	0	0	0,3	
Itálie	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Kypr	6,5	-	6,5	-	2,8	-	0	-	0	-	0	-	3,8	-	
Litva	45,1	-	18,2	-	6,3	-	11,9	-	0	-	0	-	0	-	
Lotyšsko	20,1	22,8	18,1	20,7	7,5	7,5	2,1	2,3	0,2	0,2	0	0	8,3	10,7	
Lucembursko	7,7	-	4,7	-	3,6	-	-	-	0	-	0,7	-	0,5	-	
Maďarsko	161,7	166,5	157,7	132,1	15,1	11	90,2	93,3	26,3	12,5	24,1	14,1	2	1,2	
Malta	10,4	9,6	10,4	9,6	0	0	0	0	10,4	9,6	0	0	0	0	
Německo	1848,9	1815,5	1844,4	1794,7	542	491,3	293,5	264,4	0	0	1008,8	1034,8	0	4,2	
Nizozemí	346,4	-	324,6	-	0	-	0	-	0	-	321,1	-	3,5	-	
Polsko	533,3	540,3	533,3	540,3	115	105,4	33,3	32,6	46,8	31,4	56,6	72,9	281,6	298	
Portugalsko	338,8	-	113,1	-	101,6	-	-	-	11,4	-	0,1	-	-	-	
Rakousko	266,3	-	266,3	-	39,9	-	74,2	-	13,6	-	138,6	-	-	-	
Rumunsko	85,4	172,8	48,4	172,4	2,2	8	1,3	0,3	43	117,7	0,4	-	1,4	46,5	
Řecko	118,6	-	118,6	-	14,2	-	0	-	40,3	-	39,4	-	24,8	-	
Slovensko	58,71	57,43	58,71	57,43	1,25	0,52	36,83	35,21	7,81	6,64	3,2	5,01	9,62	10,05	
Slovinsko	26,1	27,3	25,7	27	0	0	1,9	2,7	1,1	0,5	13	14,4	9,7	9,4	
Španělsko	2756,6	-	2577,2	-	1921,7	-	-	-	383,9	-	100,5	-	171,2	-	
Švédsko	207,5	-	195,9	-	48,3	-	66,7	-	7,1	-	1,5	-	72,3	-	
Velká Británie	1136,7	-	1078,4	-	844,4	-	-	-	4,7	-	228,9	-	0,4	-	

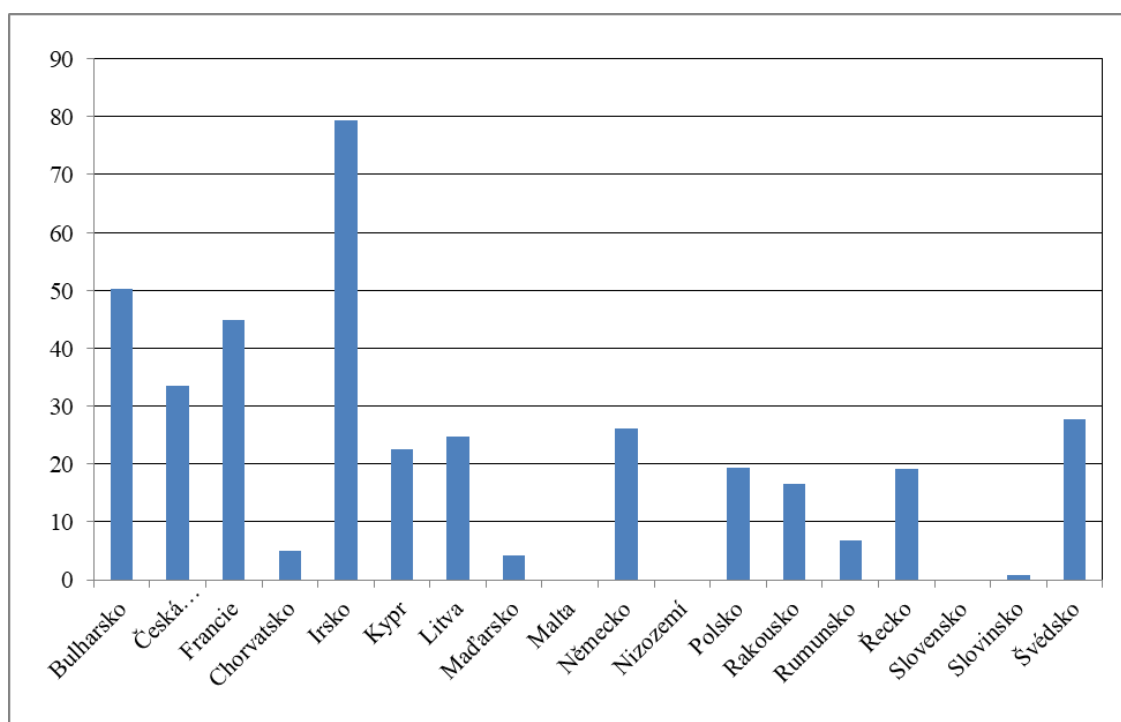
- = hodnoty nejsou dostupné

Procenta z celkového množství kalů využitých v zemědělství v jednotlivých zemích EU v letech 2012 a 2014 jsou uvedena na obrázcích 4.1 a 4.2.

Obr. 4.1. Procenta celkového množství kalů využitých v zemědělství v jednotlivých zemích EU v roce 2012



Obr. 4.2. Procenta celkového množství kalů využitých v zemědělství v jednotlivých zemích EU v roce 2014



4.3. Průzkum kvality kalů v České republice

Průzkum kvality kalů je v České republice prováděn od poloviny devadesátých let Ústředním kontrolním a zkušebním ústavem zemědělským v Brně (ÚKZÚZ). V roce 2015 bylo na obsah rizikových prvků v rámci monitoringu kalů z vybraných čistíren odpadních vod (ČOV) většího významu odebráno a zanalyzováno 82 vzorků z 82 ČOV. Monitoring je zaměřen především na ty ČOV, u nichž je předpoklad, že určitá část produkce kalů je směřována v konečné fázi na zemědělskou půdu a na velké, dlouhodobě monitorované ČOV. (ÚKZÚZ, 2016)

Přehled počtu ČOV s nadlimitním obsahem rizikových prvků ve vzorku kalu je uveden v tabulce 4.8. Hodnoty průměrů a mediánů obsahů rizikových prvků ve vzorcích kalů z ČOV v roce 2015 v jednotlivých krajích České republiky jsou uvedeny v tabulce 4.9. Další statistické charakteristiky (směrodatné odchylky, minima a maxima) jsou uvedeny ve zprávě Kontrolního a zkušebního ústavu zemědělského za rok 2015 „Kontrola a monitoring cizorodých látek v potravních řetězcích“ (ÚKZÚZ, 2016).

Tab. 4.8. Počty sledovaných čistíren odpadních vod v jednotlivých krajích s nadlimitním obsahem alespoň jednoho rizikového prvku ve vzorku odebraného kalu (ÚKZÚZ, 2016)

Kraj	počet ČOV	
	celkem	z toho nadlimitní
Praha	2	0
Jihočeský	9	1
Jihomoravský	8	1
Karlovarský	3	2
Královohradecký	2	0
Liberecký	3	3
Moravskoslezský	4	0
Olomoucký	6	0
Pardubický	5	1
Plzeňský	7	1
Středočeský	9	0
Ústecký	8	1
Vysočina	12	2
Zlínský	4	0
Celkem	82	12

Tab. 4.9. Průměr a medián obsahů rizikových prvků ve vzorcích kalů z ČOV v roce 2015 v jednotlivých krajích České republiky (MZe, 2016).

Kraj / Ukazatel (mg/kg sušiny)		As	Be	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Mo	Ni	Pb	V	Zn
Limity dle Vyhlášky č. 382/2001 Sb.		30		5,0		200	500	4,0		100	200		2500
ČR	Průměr	9,11	0,67	1,46	8,07	77,6	229	2,07	7,14	38,3	44,8	25,4	907
	Medián	6,25	0,49	1,24	7,83	43	207	1,33	5,56	30,8	34,9	24,3	858
Jihočeský	Průměr	8,46	0,52	1,42	8,32	43,8	161	0,999	4,68	42,6	23,9	23,2	713
	Medián	6,91	0,55	1,28	8,16	40,7	124	0,858	4,46	25,4	23,4	21,7	703
Jihomoravský	Průměr	6,59	0,48	1	7,51	47,1	263	1,66	5,95	31,1	31,6	24,4	864
	Medián	5,81	0,44	0,94	7,68	37,1	246	1,79	5,83	30,4	28,5	23,6	767
Karlovarský	Průměr	33,3	3,35	1,57	12,6	38,2	282	1,61	4,96	37,9	43,3	35,3	1227
	Medián	33,6	3,03	1,38	13,3	39,5	256	1,29	4,98	36,5	40	35,3	1280
Královeshradecký	Průměr	11,8	0,43	1,4	4,54	38,1	208	1,42	8,01	20,5	35,5	22,9	852
	Medián	11,8	0,43	1,4	4,54	38,1	208	1,42	8,01	20,5	35,5	22,9	852
Liberecký	Průměr	16,7	1,36	2,48	7,41	513	371	2,02	6,07	40,4	166	34,3	1033
	Medián	9,28	1,02	2,87	6,38	127	331	2,43	6,11	33,3	80,3	34,2	988
Moravskoslezský	Průměr	4,89	0,36	1,5	6,56	38,3	224	1,05	5,62	30,1	35,4	20,8	808
	Medián	4,49	0,35	1,21	6,68	34,25	166	1,06	5,22	23,7	34,1	21,9	771
Olomoucký	Průměr	4,35	0,33	1,41	7,54	34,4	210	1,66	7,85	24	34,4	23,1	996
	Medián	4,52	0,38	1,46	7,56	36,1	214	1,58	5,51	22,3	37,1	21,3	1030
Pardubický	Průměr	4,31	0,27	0,64	6,1	38,5	266	0,813	4,49	20,9	20,2	23,7	639
	Medián	5,1	0,25	0,64	6,16	34,8	182	0,7	4,48	23,1	17,6	23,6	673
Plzeňský	Průměr	11,5	0,65	1,58	7,46	142	231	1,62	6,62	47,1	32,3	23,6	883
	Medián	10,5	0,54	1,47	6,36	31	148	1,63	6,29	24,7	34,8	20,8	841
Středočeský	Průměr	5,82	0,37	0,89	6,03	31,6	188	1,64	5,36	30,1	65,2	18,5	926
	Medián	4,73	0,3	0,87	5	26,2	192	1,01	4,37	29,5	37,6	14,6	859
Ústecký	Průměr	12,1	1,17	2,35	8,56	86,7	309	4,08	20,9	47,9	57,9	31,3	1227
	Medián	8,9	0,86	1,78	9,19	67,5	224	1,78	8,89	41,9	51,7	32,4	1060
Vysočina	Průměr	9,76	0,55	1,39	11	80,3	167	1,29	5,25	52,4	45,3	30,7	869
	Medián	10,2	0,55	1,17	9,98	55,5	166	1,19	5,45	40,5	32,8	32,3	701
Zlínský	Průměr	5,2	0,6	1,65	8,12	75,2	253	2,23	4,76	47,5	43,9	25,2	886
	Medián	5,35	0,61	1,53	8,21	69,3	251	1,64	4,75	43,3	43,8	24,5	785

Nejčastěji byl v roce 2015 překračován limit pro měď (7,3 % případů překročení), následoval nikl (4,9 % případů překročení) a dále arsen a chrom (3,6 % případů překročení) (ÚKZÚZ, 2016).

Při porovnání obsahů na počátku sledování (polovina devadesátých let) a v současnosti lze říci, že došlo k výraznému snížení obsahů kadmia, rtuti, olova a zinku. U většiny prvků bylo možné pozorovat pokles hodnot mediánů přibližně do roku 2010. Poté se tento trend zastavil a projevuje se opět nárůst obsahů zejména u arsenu, mědi a niklu. U olova a zinku je v posledních dvou letech opět patrný pokles hodnot mediánů. Střední hodnoty obsahů chromu stagnují. V rámci České republiky nevyhovělo v roce 2015 limitním hodnotám rizikových prvků stanoveným ve vyhlášce č. 382/2001 Sb. o podmínkách použití čistírenských kalů v zemědělství platné do 18. 12. 2016, tedy v době hodnocení, 12 vzorků kalů z 82 ČOV (14,6 %). (ÚKZÚZ, 2016)

Počet čistíren odpadních vod, které produkují kaly s nevyhovujícími obsahy rizikových prvků a počet vzorků kalů s nadlimitním obsahem alespoň jednoho rizikového prvku, má za roky 2001–2015 klesající tendenci (Tab. 4.10). (ÚKZÚZ, 2016)

Tab. 4.10. Počet vzorků s nadlimitním obsahem alespoň jednoho rizikového prvku v kalech z ČOV v České republice za roky 2001 – 2015 (ÚKZÚZ, 2016)

Rok	celkem ČOV	z toho nadlimitních	
		počet	%
2001	195	90	46,2
2002	199	87	43,7
2003	96	34	35,4
2004	101	33	32,7
2005	100	29	29,0
2006	101	42	41,6
2007	107	23	21,5
2008	106	23	21,7
2009	102	26	25,5
2010	103	16	15,3
2011	90	18	20,0
2012	88	13	14,8
2013	78	13	16,7
2014	78	15	19,2
2015	82	12	14,6

V tabulce 4.11 jsou uvedeny rozpětí hodnot a hodnoty průměrů a mediánů obsahů organických polutantů ve vzorcích kalů z ČOV v roce 2015 v jednotlivých krajích České republiky.

Tab. 4.11. Rozpětí hodnot a hodnoty průměrů a mediánů obsahů organických polutantů v µg/kg (PAU a AOX v mg/kg) ve vzorcích kalů z ČOV v roce 2015 v jednotlivých krajích České republiky (ÚKZÚZ, 2016)

Ukazatel	počet vzorků	limity dle Vyhlášky č. 382/2001 Sb.	rozpětí hodnot	průměr	medián
6 kongenerů PCB	21	0,6	6,12 - 138	52,3	44
16 EPA PAU	21		0,8 – 34,4	9,7	8,9
AOX	21	500	58,1 - 321	193	189
HCB	21		0,82 – 20,4	3,97	3,15
HCH (αβγδ)	21		< 0,50 – 1,43	1,08	1,00
DDE	21		2,50 – 26,6	13,6	11,9
DDD	21		< 0,50 - 25,2	5,66	3,09
DDT	21		< 0,50 – 19,9	2,02	< 0,50
Suma DDE+DDD+DDT	21		3,5 – 55,4	21,3	15,9
9 kongenerů PBDE	12		7,60 – 77,8	28,6	20,9
PFHxA	21		< 0,10 – 12,3	0,97	0,30
PFHpA	21		< 0,10 – 0,20	0,09	< 0,10
PFOA	21		0,43 – 3,30	1,14	0,98
PFNA	21		< 0,10 – 1,40	0,45	0,40
PFDA	21		0,13 – 9,30	2,63	2,30
PFOS	21		0,29 - 1090	58,0	6,80

Poznámky:

6 kongenerů PCB: 28, 52, 101, 138, 153, 180

16 EPA PAU: naftalen, acenaftylen, acenaften, fluoren, fenantren, antracen, fluoranten, pyren, benz(a)antracen, chrysen, benzo(b)fluoranten, benzo(k)fluoranten, benzo(a)pyren, dibenzo(a,h)antracen, indeno(1,2,3-c,d)pyren a benzo(ghi)perylen

9 kongenerů PBDE: 28, 47, 66, 85, 99, 100, 153, 154, 183

Z odebraných vzorků kalů ČOV v roce 2015 nepřekročil žádný vzorek limitní hodnotu 0,6 µg/kg obsahu sumy 6 kongenerů PCB pro aplikaci kalů na zemědělskou půdu stanovenou ve vyhlášce č. 382/2001 Sb. V sumě 6 kongenerů PCB měly v období 1998 – 2015 největší zastoupení kongenery 153 (29 %), 138 a 180 (22 %, resp. 21 %). Střední hodnoty obsahů PCB od počátku sledování v roce 1998 klesly, od roku 2007 se udržují na relativně stálé hladině; v roce 2015 byl zjištěn nejnižší medián od roku 1998. Od roku 2002 je sledován také sedmý kongener PCB 118. (ÚKZÚZ, 2016)

Polyaromatické uhlovodíky s nejvyššími nálezy v kalech v roce 2015 jsou fluoranthen (16,0 %) a pyren (13,0 %). Procentuální zastoupení jednotlivých uhlovodíků v sumě 16 EPA PAU je stále s výjimkou roků 2008 a 2010. Limitní hodnotu stanovenou z návrhu směrnice EU pro sumu 11 vybraných PAU překročilo 13 z 21 analyzovaných vzorků. (ÚKZÚZ, 2016) Obsah AOX je využíván jako indikátor organického znečištění půd a odpadů. Limitní hodnotu 500 mg/kg sušiny stanovenou vyhláškou č. 382/2001 Sb. nepřekročil v roce 2015 žádný vzorek (ÚKZÚZ, 2016).

Obsahy organochlorových pesticidů (HCH, HCB, látky skupiny DDT) se ve vzorcích kalů stanovují od roku 2008. Obsahy HCH byly u většiny vzorků pod mezí stanovitelnosti (LOQ = 0,5 µg/kg) s výjimkou pěti vzorků (ÚKZÚZ, 2016).

Polybromované difenylethery (PBDE), které jsou od roku 2009 zařazeny do seznamu látek uvedených ve Stockholmské úmluvě o perzistentních organických polutantech, jsou sledovány od roku 2010. Mediány sumy 9 kongenerů byly během prvních čtyř let sledování vyrovnané, v roce 2014 a 2015 bylo zaznamenáno snížení hodnoty. Maximální hodnoty kolísají až dvojnásobně. Největší podíl na celkové sumě 9 kongenerů PBDE mají kongenery 99 a 47 (dohromady 71 % v roce 2015). Tyto kongenery se také nejvíce vyskytují v živých organismech (ÚKZÚZ, 2016).

Také perfluorooktansulfonan ze skupiny perfluoroalkylových sloučenin (PFAS) byl v roce 2009 zařazen na seznam zakázaných látek Stockholmské úmluvy o POPs a 17. března 2010 vydal Evropský úřad pro bezpečnost potravin (EFSA) doporučení o monitorování přítomnosti PFAS v potravinách. Od roku 2013 stanovuje ÚKZÚZ ve vzorcích odpadních kalů z ČOV obsah těchto vybraných perfluoroalkylových sloučenin (PFAS): perfluorhexanová kyselina (PFHxA), perfluoroheptanová kyselina (PFHpA), perfluoroktanová kyselina (PFOA), perfluorononanová kyselina (PFNA), perfluorodekanová kyselina (PFDA) a perfluorooktansulfonan (PFOS) (ÚKZÚZ, 2016).

V roce 2015 byly nad mezí stanovitelnosti detekovány všechny uvedené látky v 7 vzorcích. Nejméně jeden analyt pod mezí stanovitelnosti (LOQ = 0,1 µg/kg suš.) byl zjištěn ve 14 vzorcích. Nejčastěji se jednalo o PFHxA. Naopak nejvyšších obsahů dosahoval PFOS, následovaly PFDA a PFOA. V 16 vzorcích byl PFOS vyšší než PFOA. (ÚKZÚZ, 2016).

4.4. Analýzy kalů z malých a domovních ČOV

4.4.1. Malé komunální čistírny do 1 000 EO

Vzorkování kalů objektů mechanického předčištění pilotních ČOV probíhalo v letech 2013 až 2017. Pro analýzu obsahu sledovaných prvků a látek v kalech však byly využity i starší výsledky průzkumů realizovaných VÚV TGM, v.v.i.

V tabulce 4.12 jsou uvedena rozmezí hodnot nutrientů a vybraných prvků z analýz vzorků kalů tří sledovaných komunálních čistíren do 1 000 EO. V případě ČOV Dražovice se jedná o vzorky z rozpětí let 2006 – 2017, v případě ČOV Hostětín o vzorky z roku 2014 a v případě ČOV Starovice z let 2014 a 2017. V závorkách je uveden počet vzorků. V tabulce

4.13 jsou uvedena rozmezí hodnot rizikových prvků a sloučenin kalů těchto čistíren s porovnáním vůči limitům daným vyhláškou o použití kalů v zemědělství.

Tab. 4.12. Obsah nutrientů, vybraných prvků, sušiny a ztráty žíháním ve vzorcích kalů sledovaných ČOV (hodnoty nutrientů a vybraných prvků uvedeny jako min – max v g/kg sušiny, hodnoty sušiny a ztráty žíháním jako min – max v %)

Parametr	Dražovice (12) kal z mechanického předčištění	Hostětín (3) kal z mechanického předčištění	Starovice (2) kal odvodněný
N_{celk.}	0,6 – 20,5	12,3 – 19,5	58,4
P_{celk.}	1,5 – 14,1	3,7 – 4,1	19,1 – 28,4
K	2,2 – 8,1	3,3 – 5,5	4,8 – 7,6
Ca	26,1 – 49,5	19,1 – 22,9	18,2 – 29,7
Mg	4,9 – 8,5	3,1 – 5,8	5,0 – 6,3
Na	0,3 – 1,0	0,4 – 1,2	1,3 – 1,7
Fe	11,0 – 34,5	20,5 – 27,6	2,4 – 4,2
Mn	0,2 – 0,5	0,2 – 0,3	0,06 – 0,09
Al	19,7 – 31,3	4,3 – 13,6	16,9 – 20,3
Sušina	12 – 69	14 – 19	12 – 14
Ztráta žíháním	14 – 65	28 – 35	75 – 84

Tab. 4.13. Obsah rizikových prvků a sloučenin ve vzorcích kalů sledovaných ČOV (hodnoty uvedeny jako min – max v mg/kg sušiny)

Parametr	Dražovice (12) kal z mechanického předčištění	Hostětín (3) kal z mechanického předčištění	Starovice (2) kal odvodněný	Limitní hodnoty (vyhláška č. 437/2016 Sb.)
As	5,5 – 9,4	3,5 – 13,8	1,9 – 2,4	30
Cd	0,14 – 1,31	0,48 – 0,88	0,41 – 0,50	5
Cr	31,6 – 76,3	38,9 – 52,3	16,7 – 17,1	200
Cu	62,3 – 586	168 – 265	99,7 – 158	500
Hg	0,05 – 0,67	0,42 – 0,55	0,38 – 0,49	4
Ni	24,4 – 35,9	11,4 – 27,5	14,0 – 15,8	100
Pb	17,8 – 54,8	20,4 – 42,8	8,5 – 10,6	200
Zn	165 – 1440	620 – 1030	452 – 520	2500
AOX	10 – 160	59	–	500
PCB	0,01 – 0,28	–	–	0,6

Limitní hodnoty obsahu rizikových prvků dle vyhlášky č. 437/2016 Sb. byly překročeny pouze v jednom vzorku kalu z mechanického předčištění z čistírny Dražovice z dvanácti, a to u mědi (586 mg/kg). Průměrný obsah mědi v dražovickém kalu byl 198 mg/kg sušiny.

Množství termotolerantních koliformních bakterií v kalech z ČOV Dražovice se pohybovalo v rozpětí hodnot $1 \times 10^3 - 2,4 \times 10^5$ KTJ/g sušiny. Množství enterokoků bylo zjištěno v rozmezí $2,2 \times 10^3 - 9 \times 10^5$ KTJ/g sušiny. Přítomnost salmonel byla zjištěna u jednoho vzorku z dubna 2015.

Množství termotolerantních koliformních bakterií v kalech z ČOV Hostětín se pohybovalo v rozpětí hodnot $6,1 \times 10^1 - 1,4 \times 10^4$ KTJ/g sušiny. Množství enterokoků bylo zjištěno v rozmezí $7,9 \times 10^2 - 7,7 \times 10^3$ KTJ/g sušiny.

Množství termotolerantních koliformních bakterií v kalech z ČOV Starovice se pohybovalo v rozpětí hodnot $3,2 \times 10^5 - 3 \times 10^6$ KTJ/g sušiny. Množství enterokoků bylo zjištěno v rozmezí $8,5 \times 10^5 - 3 \times 10^6$ KTJ/g sušiny.

Analýzy mikrobiálního znečištění kalů z mechanického předčištění prokázaly u téměř všech vzorků nadlimitní zatížení, vzorky nevyhovovaly mikrobiologickým kritériím stanoveným vyhláškou č. 437/2016 Sb.

4.4.2. Domovní septiky

Obsah rizikových prvků ve vzorcích kalů ze tří sledovaných septiků domovních kořenových čistíren byl při odběrech v letech 2012 a 2015 následující: 2 – 4 mg/kg As, 1 – 1,5 mg/kg Cd, 8 – 43 mg/kg Cr, 128 – 251 mg/kg Cu, 0,3 – 0,6 mg/kg Hg, 10 – 28 mg/kg Ni, 8 – 17 mg/kg Pb, 550 – 1300 mg/kg Zn. U žádného z kalů nedošlo k překročení limitní hodnoty obsahu rizikových prvků dle vyhlášky č. 437/2016 Sb.

Vzorky měly sušinu 3 – 6 % a ztrátu žiháním 60 – 85 %. Obsah dusíku byl v rozmezí 20 – 34 g/kg sušiny a obsah fosforu 5 – 14 g/kg sušiny. Složením tedy kaly ze septiků prakticky řádově odpovídají složení kalů z balených ČOV kategorie do 10 EO (Tab. 4.14 a 4.15). Mikrobiální znečištění se pohybovalo v rozmezí 2×10^3 až $4,2 \times 10^3$ KTJ/g sušiny vzorků v případě enterokoků a $1,6 \times 10^4$ až 6×10^4 KTJ/g sušiny vzorků v případě termotolerantních koliformních bakterií a došlo tak překročení limitních hodnot dle vyhlášky č. 437/2016 Sb.

Na obrázku 4.3 je příklad umístění zakopaného tříkomorového septiku před umělým mokřadem – kořenovým filtrem, se vstupy do všech tří komor.



Obr. 4.3. Příklad sledovaného biologického vícekomorového septiku domovní kořenové ČOV – umístění na pozemku, přístupové otvory

4.4.3. Anaerobně-aerobní čistírny typu Anacomb

Další skupinu sledovaných čistíren odpadních vod tvořily anaerobně-aerobní čistírny typu Anacomb s návrhovým zatížením od 5 EO do 200 EO (Obr. 4.4a, b), které byly sledovány v letech 2012 a 2014. Jedná se o typ tzv. „balených“ (vestavných) čistíren kombinujících sekci čištění vody v anaerobních podmínkách a sekci čištění vody s provzdušováním, tedy sekci typickou pro aktivační čistírny. Podrobnější popis tohoto typu čistíren uvádí Gašparíková a Bodík (2004). Tento typ čistíren byl sledován v rámci ověřování jejich využití jako stupně předčištění vod, tedy i náhrada za štěrbinové a jiné usazovací nádrže před umělými mokřady nebo biologickými nádržemi v rámci výzkumného projektu TA02021032.



Obr. 4.4a, b. Pohled na jednotlivé sekce anaerobně-aerobních ČOV (a – pro 5 EO, b – pro 200 EO)

Výsledky byly rozděleny do 2 velikostních skupin – do 10 EO a do 200 EO. V tabulce 4.14. jsou uvedeny obsahy dusíku, fosforu, dalších nutrientů a prvků. Sušina kalů a obsah organických látek se u obou kategorií ČOV pohyboval v prakticky stejném rozmezí.

Tab. 4.14. Obsah nutrientů, vybraných prvků, sušiny a ztráty žiháním ve vzorcích kalů anaerobně-aerobních ČOV Anacomb (hodnoty nutrientů a vybraných prvků uvedeny jako min – max v g/kg sušiny, hodnoty sušiny a ztráty žiháním jako min – max v %)

Parametr	ČOV do 10 EO	ČOV do 200 EO
N_{celk.}	18,8–50,4 / 29,6	23,5–57,0 / 37,7
P_{celk.}	2,9–12,6 / 7,5	5,8–35,1 / 13,2
K	0,64–2,1 / 1,27	2,0–6,7 / 3,5
Na	0,65–1,41 / 1,1	1,0–2,4 / 1,6
Fe	2,2–8,8 / 4,1	2,8–18,3 / 10,0
Mn	0,04–0,12 / 0,08	0,04–0,30 / 0,16
Al	1,7–9,9 / 4,7	1,3–26,7 / 14,9
Sušina (%)	2–14 / 9	5–12 / 9
Ztráta žiháním (%)	53–92 / 80	53–88 / 71

U žádné z anaerobně-aerobních čistíren typu Anacomb s návrhovým zatížením od 5 EO do 200 EO nebyly překročeny limitní hodnoty obsahu rizikových prvků dle vyhlášky č. 437/2016 Sb. (Tab. 4.15.)

Výjimkou byl kal z jedné ČOV kategorie do 200 EO s nadlimitním obsahem zinku (Tab. 4.15). Kal z jiné ČOV do 200 EO se v koncentraci zinku blížil stanovenému limitu. Množství sledovaných prvků v kalech se lišilo také podle typu vod napojených na jednotlivé ČOV, protože do části z nich byly napojeny také menší průmyslové provozovny. U kalů ČOV kategorie do 10 EO byly zjištěny menší obsahy chromu, arsenu, rtuti, niklu, olova a zinku.

Tab. 4.15. Obsah rizikových prvků ve vzorcích kalů anaerobně-aerobních ČOV Anacomb (hodnoty uvedeny jako min–max/průměr v mg/kg sušiny)

Parametr	ČOV do 10 EO	ČOV do 200 EO	Limitní hodnoty (vyhl. č. 437/2016 Sb.)
As	0–2,8 / 1,9	1–10 / 4,6	30
Cd	0,4–3,2 / 1,5	0,4–2,3 / 1,1	5
Cr	12,3–24,1 / 17,9	21,8–96,3 / 53,1	200
Cu	106–463 / 193	122–197 / 154	500
Hg	0,19–1,77 / 0,79	0,54–1,5 / 1,1	4
Ni	5,3–17,0 / 10,8	8,6–31,5 / 20,1	100
Pb	6,2–21,9 / 12,2	10,5–39,3 / 21,9	200
Zn	50–1260 / 853	855– 3580 / 1712	2500

Oproti kalům anaerobně stabilizovaným z objektů mechanického předčištění kořenových ČOV obsahovaly kaly všech balených čistíren kategorie do 10 EO výrazně vyšší množství mikroorganismů (ukazatele enterokoky a koliformní bakterie). Množství termotolerantních koliformních bakterií se pohybovalo v rozpětí $1 \times 10^5 - 3,7 \times 10^7$ KTJ/g sušiny a množství enterokoků v rozpětí $2,5 \times 10^4 - 1,6 \times 10^7$ KTJ/g sušiny. Pro případné využití kalů v zemědělství by bylo nutné jejich další zpracování, nebo odvoz ke zpracování v rámci kalového hospodářství větší ČOV, což se u všech sledovaných lokalit provádí.

4.5. Analýzy dalších materiálů z malých ČOV a umělých mokřadů

4.5.1. Sedimenty z biologických nádrží

Dalším odpadním materiálem, u něhož lze zvažovat využití v zemědělství nebo při péči o zeleň jsou sedimenty biologických nádrží, často s pobřežními litorálními zónami, nebo majícími charakter umělých mokřadů s povrchovým tokem. V rámci práce proběhlo opakované sledování rozložení a mocnosti sedimentů v nádržích navazujících na kořenové filtry ČOV Dražovice a ČOV Hostětín. Při průzkumech byly odebrány vzorky sedimentů pro analýzu obsahu organického podílu, nutrientů, dalších elementů a rizikových prvků a pro analýzu mikrobiální kontaminace. K porovnání vývoje mocnosti sedimentů byla využita starší měření provedená ve VÚV TGM, v.v.i. (2006 v Hostětíně, 2010 v Dražovicích).

V roce 2010 byl po deseti letech provozu proveden průzkum sedimentů v nádrži ČOV Dražovice. Mocnost sedimentů byla zjištěna v rozmezí 0 až 30 cm a byla ovlivněna evidentně prouděním vody od přítokového potrubí směrem k výusti. Nejvyšší množství usazeného materiálu bylo při březích (ovlivněno zřejmě i opadem listů z blízkých dřevin) a v prostoru u odtokového objektu. Ve většině plochy nádrže bylo množství usazeného materiálu do mocnosti 10 cm. Opakované průzkumy nádrže, prováděné v letech 2012 a 2013 ukázaly obdobné hodnoty, maximální mocnost sedimentu dosáhla cca 40 cm v prostoru břehové linie a odtokové části. Na většině plochy nádrže mimo odtokovou část a břehové linie do šířky cca 1 až 2 metry byla mocnost sedimentu do 10 cm. Zdrojem nerozpuštěných látek byly do roku 2010 i ojedinělé poruchy nátokového potrubí a přísun části vody bohaté na nerozpuštěné látky (koncentrace až desítky mg/l) přímo z mechanického předčištění. Díky pravidelné údržbě a kontrolám k těmto závadám v následujících letech nedošlo a zdrojem nerozpuštěných látek je tak zbytkové znečištění z kořenových polí (obvykle do 5 mg/l) a zejména biomasa fytoplanktonu a opadu listů z dřevin v okolí nádrže.

Obdobný průzkum nádrže ČOV Hostětín byl proveden v roce 2006, také po deseti letech provozu. Mocnost sedimentů se zvyšovala od strany s přítokovým potrubím po stranu s odtokovým objektem. Mocnosti černých, organických, anaerobních sedimentů až do výše 30 cm byly zjištěny pouze v bezprostředním okolí odtokového objektu. Ve zbytku nádrže sedimenty nebyly přítomny vůbec, nebo v rozmezí 5 až 10 cm, plynule přecházející do podložní jílové vrstvy. Během průzkumů v roce 2013 bylo prostorové rozmístění sedimentů a jejich mocnost stejné, maximální mocnost byla měřena u odtokového objektu a dosahovala až 50 cm. Také u této lokality je zdrojem nerozpuštěných látek (a tvorby sedimentu) zejména biomasa z okolní vegetace a částečně biomasa z rozvoje fytoplanktonu. Přísun nerozpuštěných látek z kořenových filtrů se pohybuje obvykle do 5 mg/l.

Vliv plovoucí makrofytní vegetace (okřešky apod.) na zvyšování mocnosti sedimentů jejím rozkladem nepředstavuje u obou nádrží významný problém, neboť tato vegetace je přítomna okrajově, v důsledku proudění a mísení vody.

V tabulkách 4.16, 4.17 a 4.18 jsou uvedena rozmezí hodnot nutrientů, vybraných a rizikových prvků z analýz vzorků sedimentů obou nádrží. V každé nádrži byly v jednotlivých sériích vzorkování odebrány tři vzorky z přítokové a tři z odtokové části. Počet sérií v období 2012 až 2015 byl následující: Dražovice – 4, Hostětín – 4. Odběry byly prováděny Ekmanovým drapákem.

Tab. 4.16. Obsah nutrientů, vybraných prvků, sušiny a ztráty žiháním ve vzorcích sedimentů sledovaných dočišťovacích nádrží (hodnoty uvedeny v g/kg sušiny, sušina a ztráta žiháním v % jako min–max / průměr–směrodatná odchylka)

Ukazatel	Dražovice sediment z BN přítoková část	Dražovice sediment z BN odtoková část	Hostětín sediment z BN přítoková část	Hostětín sediment z BN odtoková část
N_{celk.}	3,4–8,8 / 6,7–2,3	3,8–6,9 / 5,2–0,9	3,4–11,8 / 7,3–3,3	2,9–11,1 / 5,1–2,6
P_{celk.}	1,1–3,7 / 2,4–0,9	1,3–2,4 / 1,6–0,3	1,3–3,7 / 2,6–0,9	1,2–2,9 / 2,0–0,6
K	3,0–16,2 / 8,7–3,5	4,5–10,2 / 8,3–2,0	4,3–13,5 / 7,2–2,8	3,1–10,3 / 6,7–2,4
Na	0,48–1,7 / 0,98–0,4	0,47–0,96 / 0,68–0,2	0,35–16,3 / 2,3–4,9	0,46–1,8 / 0,77–0,4
Ca	27,7–74,3 / 47,2–14,2	26,8–61,6 / 40,3–10,3	9,1–95,5 / 67,6–31,0	37,3–108 / 61,1–26,2
Mg	5,3–10,5 / 8,1–1,2	5,6–8,9 / 7,7–1,0	3,2–8,0 / 4,4–1,4	2,8–5,4 / 4,0–0,9
Fe	17,5–39,8 / 29,8–6,9	21,0–39,6 / 27,7–6,8	19,1–54,5 / 31,2–12,4	15,0–43,9 / 27,2–9,7
Mn	0,37–0,51 / 0,44–0,04	0,30–0,53 / 0,40–0,06	0,13–0,52 / 0,37–0,14	0,21–0,67 / 0,43–0,16
Al	16,9–52,4 / 32,0–9,0	24,0–51,6 / 34,6–9,8	17,5–40,0 / 28,1–7,2	14,1–52,2 / 31,2–12,6
Sušina	7–43 / 20–10	14–42 / 29–8	1,8–47 / 21–15	8–56 / 38–16
ZŽ	8–37 / 17–8	7–19 / 12–3	6–61 / 22–20	6–17 / 8–3

Vysvětlivky:

ZŽ – ztráta žiháním

Z výsledků uvedených v tabulce 4.16 je zřejmé, že obsah organického podílu v sedimentech, vyjádřený jako ztráta žíháním při 550°C, je vyšší v přítokových zónách, kde dochází k ukládání nesených částic vyplavených z kořenových filtrů anebo přinesených obtoky v případě poruch na čistírnách, a to o cca 30 % u dražovické nádrže a až o 63 % u hostětínské nádrže, počítáno z průměrných hodnot. U hostětínské nádrže se na výši organického podílu v sedimentech této zóny s největší pravděpodobností podílí i opad listů z dřevin obklopujících tuto část nádrže. Naopak odtoková část nádrže nemá bezprostřední okolí tak zarostlé. Okolí obou částí dražovické nádrže je bez dřevin. Obsah organické hmoty se v odtokových částech nádrží pohybuje prakticky ve srovnatelném rozmezí. Sušina vzorků byla v průměru obdobná u všech částí, což je dáno stejnou metodou odběru.

Dusík a fosfor byly obsaženy více v přítokových částech nádrží. V dražovické bylo o 22 % více dusíku a o 34 % více fosforu v přítokové části. V hostětínské o 30 % více dusíku a o 23 % více fosforu. Avšak celkově se většina těchto nutrientů nachází v blízkosti odtoků z důvodu akumulace sedimentů v těchto místech, viz výše uvedené výsledky z měření mocnosti sedimentů v nádržích. U prvků K, Ca, Fe, Mn a Mg se množství v sedimentech mezi oběma částmi dražovické i hostětínské nádrže významně neliší (Tab. 4.16). Obsahy těchto prvků v hostětínské nádrži vykazují vyšší variabilitu.

Tab. 4.17. Obsah rizikových prvků a mikrobiálního znečištění ve vzorcích sedimentů z dočišťovací nádrže Dražovice (hodnoty uvedeny v mg/kg sušiny, enterokoky a termotolerantní koliformní bakterie v KTJ/g sušiny jako min–max / průměr–směrodatná odchylka)

Ukazatel	Dražovice sediment z BN přítoková část	Dražovice sediment z BN odtoková část	Přípustné limity dle vyhlášky č. 437/2016 Sb.
As	3,9–17,8 / 10,6–3,3	5,4–9,8 / 7,0–1,4	30
Cd	0,18–0,46 / 0,34–0,09	0,13–0,41 / 0,24–0,09	5
Cr	21,2–100 / 53,1–16,9	35,2–63,1 / 47,6–7,1	200
Cu	33,2–217 / 92,5–44,9	15,2–131 / 56,9–34,9	500
Hg	0,05–0,22 / 0,13–0,06	0,05–0,13 / 0,08–0,02	4
Ni	19,9–44,0 / 35,2–6,7	21,1–38,0 / 30,9–5,1	100
Pb	11,5–26,4 / 19,7–3,50	2,4–21,5 / 17,1–5,0	200
Zn	140–606 / 317–141	108–385 / 179–80	2 500
Enterokoky	300–3 480 / 1 182–955	0–307 / 91–97	< 1 000
FC	0–6 580 / 1 994–1 898	0–633 / 330–250	< 1 000

Vysvětlivky:

FC – termotolerantní koliformní bakterie (fekální bakterie)

Tab. 4.18. Obsah rizikových prvků a mikrobiálního znečištění ve vzorcích sedimentů z dočišťovací nádrže Hostětín (hodnoty uvedeny v mg/kg sušiny, enterokoky a termotolerantní koliformní bakterie v KTJ/g sušiny jako min–max / průměr–směrodatná odchylka)

Ukazatel	Hostětín sediment z BN přítoková část	Hostětín sediment z BN odtoková část	Přípustné limity dle vyhlášky č. 437/2016 Sb.
As	4,6–11,6 / 8,4–2,2	4,6–13,9 / 7,1–2,7	30
Cd	0,15–0,56 / 0,35–0,11	0,20–0,48 / 0,30–0,09	5
Cr	33,9–63,9 / 43,7–8,9	26,6–56,0 / 42,9–9,3	200
Cu	14,5–100 / 50,5–20,0	14,2–66,8 / 41,2–17,4	500
Hg	0,07–0,27 / 0,14–0,06	0,06–0,17 / 0,10–0,04	4
Ni	23,7–61,4 / 34,1–10,6	25,3–38,0 / 30,1–3,9	100
Pb	7,9–18,2 / 13,5–3,1	9,1–24,4 / 16,6–4,4	200
Zn	97–349 / 194–81	62–246 / 135–70	2 500
Enterokoky	0–870 / 121–267	0–0 / 0–0	< 1 000
FC	0–8 890 / 2 158–3 096	0–385 / 66–121	< 1 000

Vysvětlivky:

FC – termotolerantní koliformní bakterie (fekální bakterie)

Zatížení sedimentů obou nádrží uvedené v tabulkách 4.17 a 4.18 bylo hodnoceno také dle vyhlášky č. 437/2016 Sb. o podmínkách použití upravených kalů a to z důvodu, že jsou sledované biologické nádrže součástí čistíren odpadních vod.

Rizikové prvky nepřekračovaly dané limitní hodnoty, a to ani v přítokových, ani odtokových částech. V sedimentech z přítokové části dražovické nádrže byl zjištěn mnohem vyšší obsah mědi a zinku, jak v maximálních, tak průměrných hodnotách.

Rozeptí hodnot u hostětínské nádrže bylo pro rizikové prvky obdobné pro obě zóny, s výjimkou mědi a niklu, kde byly zjištěny maximální hodnoty vyšší v přítokové části, ale průměrné hodnoty souborů se ani u těchto dvou kovů zásadně nelišily.

Mikrobiologická kritéria byla překročena pro termotolerantní koliformní bakterie v přítokových částech obou nádrží (maximální i průměrné hodnoty). Pro enterokoky došlo k překročení kritéria v přítokové části dražovické nádrže (maximální i průměrná hodnota).

Sedimenty odtokových částí nebyly mikrobiologicky znečištěné a většina jednotlivých vzorků za celé sledované období vykazovala nulové mikrobiální znečištění.

Důležitý je poznatek, že k akumulaci sedimentů dochází zejména v okolí odtokových objektů, tedy ve vzorkovaných odtokových částech, kde splňují podmínky pro další využití v zemědělství. Je proto možné v praxi zvýšit retenční prostor, dobu zdržení a účinnost nádrží odtěžením nezávadných sedimentů odtokových částí.

4.5.2. Sedimenty z retenčních nádrží

Dalším z uvažovaných zdrojů materiálů pro zpracování odpadů v katastrech obcí kompostováním je i využití sedimentů retenčních malých vodních nádrží, často kombinujících mokřadní a vodní plochy. Z tohoto důvodu byly sledovány také sedimenty několika typických zástupců těchto nádrží (Obr. 4.5):

1. **MVN u obce Dražovice (Dražovický potok)** – 49.1990025N, 16.9417000E, hlavní funkce – rekreační rybolov, retence vody v krajině
2. **MVN u obce Želeč (Želečský potok)** – 49.3472344N, 17.1273514E, hlavní funkce – retence vody a protipovodňová ochrana, podpora biodiverzity v zemědělsky obhospodařovaném povodí (prakticky 90 % půdy povodí využíváno jako orná)
3. **MVN u obce Němčice (Němčický potok)** – 49.4342464N, 16.7091728E, hlavní funkce – protipovodňová ochrana, retence vody v krajině, podpora biodiverzity
4. **MVN u obce Velký Rybník (Kopaninský potok)** – 49.4860272N, 15.3088683E, hlavní funkce – protipovodňová ochrana, retence vody v krajině, podpora biodiverzity



MVN Dražovice



MVN Želeč



MVN Němčice



MVN Velký Rybník

Obr. 4.5. Sledované retenční malé vodní nádrže

V případě nádrže u obce Dražovice byla její výstavba dokončena v roce 2013. Slabá vrstva sedimentů (v rozsahu 0 až 4 cm) zjištěná po celé období 2013 – 2016 je tvořena převážně jemnými půdními částicemi ze smyvů z polí v povodí. Nádrž je před zanesením smyvy chráněna výše položenou nádrží s předřazenou mokřadní plochou.

Nádrž u obce Želeč na Želečském potoce (5,29 ha), vybudovaná v roce 2004, slouží jako víceúčelová s cílem řízení odtokových poměrů v povodí. Skutečností však je, že reálně plní i funkci biologické nádrže pro eliminaci zbytkového komunálního znečištění z obce (bez ČOV) s minimální možností rekreačního využití z důvodu velmi nízké kvality vody a extrémně silného výskytu vodních květů sinic. Je situována mezi polními plochami v otevřené krajině. Vrstva sedimentů na dně dosahuje u hráze úrovně 10 až 70 cm, v trase původního koryta potoka 9 až 20 cm směrem k odtoku, a je tvořena černým anaerobním bahnem.

Nádrž Němčice, postavená v roce 2012, je situována v polní a luční krajině a je dotována živinami z kanalizačního systému výše položené obce (bez ČOV) a smyvy z polních ploch v povodí. Hloubka vody na většině plochy nádrže Němčice nepřesahuje 30 cm a místo s hloubkou okolo 1 m je situováno pouze u betonového (výpustního) objektu na ploše několika desítek m². Otázku sedimentů a jejich akumulaci a složení musíme u této nádrže rozdělit na několik zón – nátokovou oblast (zarostlá mokřadní vegetací), pravobřežní část s pozvolným sklonem, prostor před kamenitou hrází a právě nejhlubší část u odtokového objektu. Nátoková část obsahuje poměrně mnoho sedimentů zaplňujících zcela původní koryto potoka. Pravobřežní část je mělká, zarostlá rákosinami, avšak s vrstvou sedimentů pouze několik centimetrů, pod níž se nachází dno z původního materiálu pozemků. Sedimenty se tedy akumulují v prostoru hráze a odtokového objektu. Vrstva sedimentů na dně v prostoru u hráze a odtokového objektu se v letech 2014 a 2015 v porovnání s rokem 2013 (14 cm) nijak významně nezměnila (10 – 13 cm).

Nádrž nad obcí Velký Rybník, vybudovaná v roce 2013, je napájena Kopaninským potokem, jehož povodí je přibližně rovnoměrně tvořeno lesními, lučními a polními plochami.

Sedimenty jsou prozatím v nádrži akumulovány minimálně, a to v prostoru před hrází. Vrstva sedimentů, která dosahovala na podzim 2013 pouze 2 cm, se zvýšila v jarním období 2014 místy až na 6 cm. Na této úrovni se mocnost sedimentů pohybovala do konce období sledování v roce 2015.

V tabulkách 4.19 a 4.20 jsou uvedeny souhrnné průměrné hodnoty obsahu sušiny a organických látek (ztráta žíháním), počty KTJ ukazatelů mikrobiálního znečištění a obsahu

vybraných prvků obsažené ve vzorcích sedimentů z období 2013 – 2016 dražovické a želečské nádrže.

Tab. 4.19. Průměrný obsah sušiny, ztráty žíháním a mikrobiální znečištění sedimentů nádrží Dražovice a Želeč

Lokalita / Ukazatel	sušina %	ztráta žíháním %	term. kol. bakterie KTJ/g	enterokoky KTJ/g
Dražovice - přítok	76,4	25,5	28	10
Dražovice - u odtoku	58,0	7,10	0	47
Želeč - přítok	23,0	23,5	434	816
Želeč - u odtoku	35,5	9,30	49	5

Ztráta žíháním byla vždy vyšší u vzorků z nátokových zón obou nádrží. Mikrobiální kontaminace byla posuzována podle limitních hodnot dle přílohy č. 4 k vyhlášce č. 257/2009 Sb., o používání sedimentů na zemědělské půdě. Sedimenty z přítokové zóny želečské nádrže vyhověly limitu pro enterokoky a termotolerantní koliformní bakterie < 1 000 KTJ/g, ale překročily limit < 50 KTJ/g. V odtokové zóně je již kontaminace nižší, počet kolonií enterokoků splňoval limit < 1 000 KTJ i < 50 KTJ na gram u všech vzorků. Počty kolonií termotolerantních koliformních bakterií a enterokoků v sedimentech dražovické nádrže splňovaly na přítoku i odtoku oba limity.

Obsah těžkých kovů v sedimentech obou nádrží nepřekračoval limitní hodnoty dle přílohy č. 1 k vyhlášce č. 257/2009 Sb. pro všechny sledované kovy (nebyly sledovány V, Be a Co), s výjimkou Cu a Zn. U těchto dvou kovů byly limity překročeny ve všech vzorcích z nátokové zóny želečské nádrže.

Tabulka 4.20. Průměrný obsah rizikových prvků v sedimentech nádrží Dražovice a Želeč (v mg/kg)

Lokalita / Ukazatel	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Dražovice - přítok	10,5	0,18	43,7	18,1	0,03	28,6	15,6	52,2
Dražovice - u odtoku	11,4	0,16	59,1	25,5	0,04	27,9	21,6	68,3
Želeč - přítok	8,60	0,48	52,1	194	0,17	30,5	32,0	362
Želeč - u odtoku	9,30	0,18	49,7	32,1	0,06	25,9	12,6	89,2
Limitní hodnoty dle vyhlášky č. 257/2001 Sb.	30	1	200	100	0,8	80	100	300

V tabulkách 4.21 a 4.22 jsou uvedeny souhrnné průměrné hodnoty obsahu sušiny a organických látek (ztráta žíháním), počty KTJ ukazatelů mikrobiálního znečištění a obsahu vybraných prvků obsažené ve vzorcích sedimentů z období 2013 – 2016 nádrží Němčice a Velký Rybník.

Tab. 4.21. Průměrný obsah sušiny, ztráty žíháním a mikrobiální znečištění sedimentů nádrží Němčice a Velký Rybník

Lokalita / Ukazatel	sušina %	ztráta žíháním %	term. kol. bakterie KTJ/g	enterokoky KTJ/g
Němčice - nátok	36,4	10,7	19	0
Němčice - u odtoku	36,3	9,0	0	0
Velký Rybník - nátok	69,9	1,3	0	0
Velký Rybník - u hráze	38,3	10,3	0	0

Ztráta žíháním vzorků němčické nádrže byla v obou zónách srovnatelná po celou dobu sledování a pohybovala se v rozmezí 4,8 až 14,3 %, přičemž většina hodnot ležela v rozpětí 7,6 až 10 %. V nádrži Velký Rybník byly hodnoty značně odlišné. V zóně u hráze byla ztráta žíháním obdobná jiným nádržím a odpovídala typickému sedimentu. V nátokové zóně se spíše než o typický rybniční sediment jednalo o materiál smyvů nesených potokem z povodí bez organických příměsí. Mikrobiální kontaminace byla posuzována opět podle limitních hodnot dle přílohy č. 4 k vyhlášce č. 257/2009 Sb. Sedimenty nádrže Němčice a Velký Rybník nebyly mikrobiálně kontaminované.

Obsah těžkých kovů v sedimentech obou nádrží nepřekračoval limitní hodnoty dle přílohy č. 1 k vyhlášce č. 257/2009 Sb. pro všechny sledované kovy. Pouze jeden vzorek z odtokové části němčické nádrže měl obsah niklu 99,8 mg/kg sušiny (limitní hodnota je 80 mg/kg sušiny). Nadlimitní obsahy niklu byly zjištěny i v sedimentech potoka nad nádrží, a to ve většině vzorků, s maximem 112 mg/kg sušiny. Od všech vzorků sedimentů se v obsahu sledovaných těžkých kovů zásadně odlišují sedimenty nátokové zóny nádrže Velký Rybník. Vykazují výrazně nižší obsahy. A to i dalších elementů – Na, K, Ca, Mg, Al, Fe a Mn. Což opět potvrzuje, že se jedná spíše o původní materiál koryta potoka částečně obohacený smyvvy z povodí, než naplavené sedimenty, případně sedimenty vznikající rozkladem biomasy.

Tab. 4.22. Průměrný obsah rizikových prvků v sedimentech nádrží Němčice a Velký Rybník (v mg/kg)

Lokalita / Ukazatel	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	V	Be	Co
Němčice - nátok	7,40	0,38	75,9	36,5	0,11	68,3	27,7	170	43,0	1,20	11,0
Němčice - u odtoku	12,2	0,48	72,2	35,4	0,11	48,2	29,7	188	48,0	1,50	14,0
Velký Rybník - nátok	3,50	<0,1	27,7	11,0	0,01	8,40	7,70	31,6	-	-	-
Velký Rybník - u hráze	17,3	0,48	87,6	40,5	0,11	33,2	39,1	137	-	-	-
Limitní hodnoty dle vyhlášky č. 257/2001 Sb.	30	1	200	100	0,8	80	100	300	180	5	30

4.5.3. Kolmatované filtrační materiály

Výskyt kalů na povrchu kořenových filtrů souvisí s jejich vyplavováním při hydraulickém přetížení ČOV a nebo s jejich bytněním a vyplouváním k hladině, odkud jsou vodou unášeny dále na filtry, v případě, že v usazovacím prostoru nejsou dostatečně navržené normé stěny. Vyplavování kalů je u šterbinových nádrží spojeno zřejmě s tím, že nejsou dostatečně prostupné šterbiny (také v důsledku bakteriálních nárostů) a dochází k usazování kalů v prostoru nad šterbinami, odkud jsou následně vyplavovány, nebo unikají při bytněním. U jiných typů nádrží a u septiků je příčinou nevhodný návrh konstrukcí objektů, nebo obtížné a nedostatečné odkalování pozorované u nádrží s bočními vyhnívacími komorami, kdy je kal přepouštěn do komor ode dna.

V roce 2012 bylo provedeno měření mocnosti usazenin, představovaných zejména kalem uniklým z usazovací nádrže, na povrchu prvního a třetího kořenového filtru ČOV Dražovice. Mocnost byla měřena ve vytyčené síti pomocí geodetické latě. Usazeniny se na povrchu filtrů tvořily během celých dvanácti let provozu čistírny.

Na obrázku 4.6 je znázorněno měření na povrchu prvního kořenového filtru. Vzdálenost na ose Y (vertikální osa) představuje vzdálenost od nátokového potrubí uloženého ve směru osy X (horizontální osa). Pohled na jeden z filtrů s patrnou orientací vůči rozdělovací šachtici zajišťující nátok vody je prezentován na obrázku 3.2.

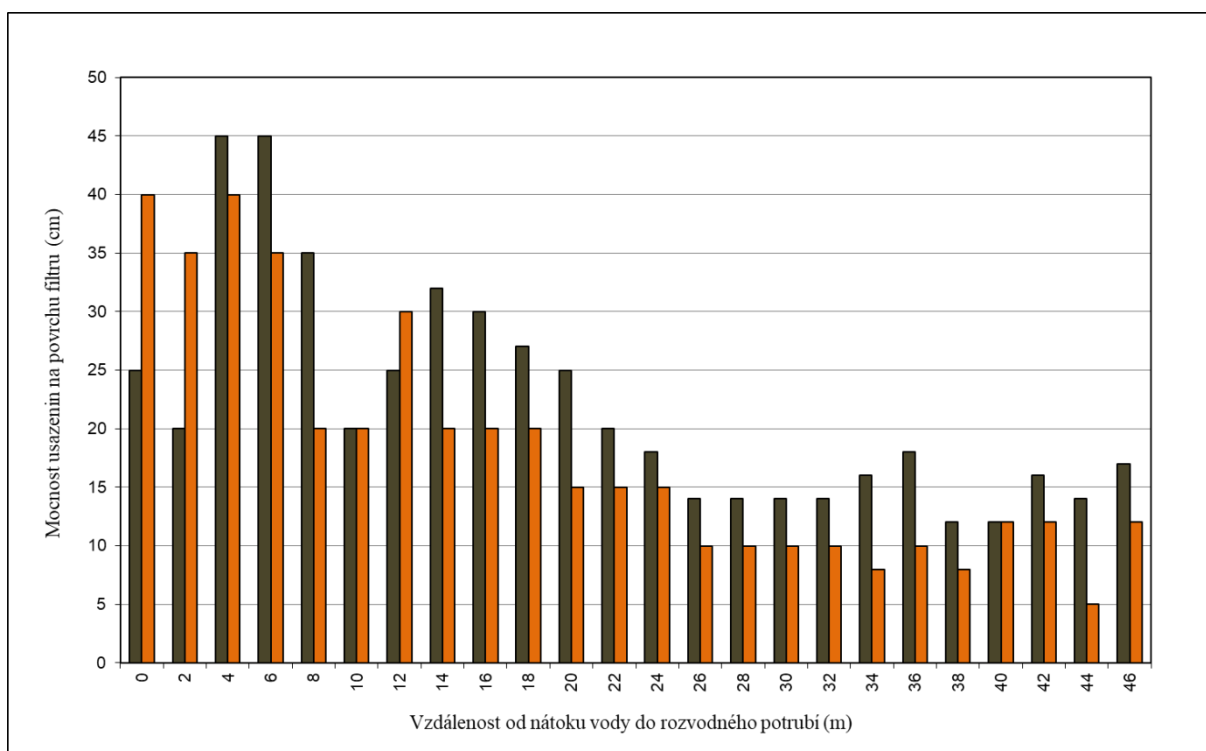
D/Š (m)	0	2	4	6	8	10	12	14	16	18	20	22	24	26	28	30	32	34	36	38	40
2	0	8	16	14	27	20	18	16	13	14	12	15	16	17	12	28	23	27	30	24	20
6	12	10	20	11	16	15	20	8	11	6	11	12	12	11	12	16	22	17	18	20	20
12	5	4	4	8	14	8	4	5	8	5	4	6	8	5	8	10	12	14	14	14	8
18	4	6	10	8	8	4	2	4	6	8	8	6	4	4	8	4	6	12	12	10	10
22	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
27	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Obr. 4.6. Mocnost usazenin (v cm) na povrchu prvního kořenového filtru ČOV Dražovice v roce 2012

Na obrázku 4.7 je znázorněno stejné měření na povrchu třetího kořenového filtru. Nátok vody je umístěn v levém horním rohu, v bodě 0/0 (D/Š).

D/Š (m)	0	2	4	6	8	10	12	14	16	18	20	22	24	26	28	30	32	34	36	38	40	42	44	46
0	25	20	45	45	35	20	25	32	30	27	25	20	18	14	14	14	14	16	18	12	12	16	14	17
2	40	35	40	35	20	20	30	20	20	20	15	15	15	10	10	10	10	8	10	8	12	12	5	12
4	20	20	22	20	25	15	20	10	10	10	20	15	10	5	8	2	2	5	5	8	10	10	2	5
6	10	20	28	26	22	15	16	10	12	10	12	16	4	4	7	2	2	2	4	4	2	2	2	2
8	10	10	16	20	18	12	10	6	10	8	8	8	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
10	8	12	12	14	14	8	6	4	4	4	4	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
12	8	10	12	14	10	8	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
14	4	8	8	10	6	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
16	4	4	8	6	6	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
18	2	4	4	2	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
22	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
24	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
26	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
28	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
30	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
32	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Obr. 4.7. Mocnost usazenin (v cm) na povrchu třetího kořenového filtru ČOV Dražovice v roce 2012



Obr. 4.8. Porovnání mocnosti usazenin (v cm) na povrchu třetího kořenového filtru v příčných profilech 0 m a 2 m od nátokového potrubí

Na obrázku 4.8 jsou porovnány mocnosti usazenin na povrchu třetího kořenového filtru v příčných profilech 0 m a 2 m od nátokového potrubí, kde je patrný významný pokles mocnosti již ve vzdálenosti 2 m od rozvodného nátokového potrubí, tedy ve vzdálenosti 5 % z filtrační délky. Také je patrná příčná distribuce usazenin od vtoku vody do potrubí a filtru (v levé části obrázku). Usazeniny jsou akumulovány zejména v oblasti vtoku vody.

V roce 2012 byly odebrány vzorky z kořenových filtrů ČOV Dražovice pro zjištění obsahu sledovaných prvků.

Ztráta žiháním vzorků z oblasti nátokových zón činila 13 až 19 %, z oblasti odtokových zón do 5 %.

Obsah vybraných prvků ve frakci pod 0,063 mm byl následující: celkový dusík 19 – 36,4 g/kg sušiny, celkový fosfor 2,5 – 8,5 g/kg, Na 0,5 – 1,1 g/kg, K 3 – 10 g/kg, Ca 19 – 85 g/kg, Mg 4,9 – 8,6 g/kg, Al 12,6 – 35,2 g/kg, Fe 8 – 27 g/kg, Mn 0,27 – 0,37 g/kg sušiny. Obsah rizikových prvků ve stejné frakci byl v následujících rozmezech: As 4,9 – 9,9 mg/kg, Cd 0,5 – 1,1 mg/kg, Cr 20,3 – 95,3 mg/kg, Cu 123 – 453 mg/kg, Hg 0,18 – 0,64 mg/kg, Ni 26,9 – 37,2 mg/kg, Pb 13,6 – 42,7 mg/kg, Zn 679 – 310 mg/kg sušiny. Množství rizikových prvků nepřekračuje limitní hodnoty dané vyhláškou o použití kalů v zemědělství a všechny zjištěné údaje odpovídají složení vzorků kalu z let 2006 až 2012 odebraných z usazovací nádrže. Suchý et al. (2009) uvádí ve vzorcích separovaných kalů z kolmatovaných filtračních materiálů kořenových filtrů sedmi kořenových čistíren stáří 2 – 6 let následující průměrné hodnoty: celkový fosfor 3 g/kg sušiny, Na 0,6 g/kg, K 2,1 g/kg, Mg 3,7 g/kg, Ca 77 g/kg, Al 6 g/kg, Fe 5 g/kg, Mn 0,08 g/kg, As 2 mg/kg, Cd 0,2 mg/kg, Cr 40,2 mg/kg, Cu 18,5 mg/kg, Hg 0,08 mg/kg, Ni 14,9 mg/kg, Pb 15,5 mg/kg a Zn 273 mg/kg. Zjištěné hodnoty tedy řádově odpovídají námi provedeným rozborům.

Rozpětí mikrobiálního zatížení termotolerantními koliformními bakteriemi kolmatovaných materiálů bylo ve srovnání s kaly z mechanického předčištění až o řád vyšší, obsah byl v rozpětí $4,4 \times 10^4$ – 1×10^6 KTJ/g sušiny, zatímco obsah enterokoků $7,6 \times 10^3$ – 9×10^5 KTJ/g sušiny téměř odpovídal jejich obsahu v kalech z mechanického předčištění. Předpokládáno bylo nižší mikrobiologické zatížení díky částečné stabilizaci na povrchu. Důvodem vyššího znečištění může být trvalý přísun odpadní vody a částic kalu z usazovací nádrže.

4.5.4. Vegetace umělých mokřadů

V tabulkách 4.23 a 4.24 jsou uvedeny průměrné hodnoty množství sledovaných nutrientů a dalších prvků, včetně těžkých kovů, v sušině biomasy rákosu obecného, který je nejčastěji zastoupeným druhem rostlin rostoucích na KF sledovaných KČOV. Tabulky uvádí i směrodatné odchylky datových sad. Rostliny rákosu obecného byly sklizeny podle metodiky jednorázově přibližně v polovině vegetační sezóny, v letním období, před přípravou zakládek kompostů.

Rozdíly v podílu organické hmoty mezi rostlinami rákosu ze všech tří kořenových čistíren (Tab. 4.23) jsou zanedbatelné. Podíl se pohyboval mezi 94 a 97 %. Také množství K a Fe se mezi lokalitami nelišilo. Množství dusíku a fosforu bylo srovnatelné u rákosu obou komunálních čistíren (Dražovice, Hostětín), vyšší obsahy $N_{\text{celk.}}$ (o 51 % ve srovnání s dražovickou čistírnou a o 38,5 % ve srovnání s hostětínskou čistírnou) a $P_{\text{celk.}}$ (o 40,8 % ve srovnání s dražovickou čistírnou a o 35 % ve srovnání s hostětínskou čistírnou) byly zjištěny v rákosu z domovní kořenové čistírny ve Křtinách. To se týká i obsahu manganu. V případě vápníku se prakticky neliší rákos v Dražovicích a ve Křtinách a vůči oběma obsahoval rákos z Hostětína poloviční množství vápníku. Obsah vápníku byl měřen nižší i v kalech hostětínské čistírny v porovnání s dražovickou (Tab. 4.12) a spíše se kumuloval do sedimentů dočišťovací nádrže (Tab. 4.16).

Tab. 4.23. Obsah nutrientů, vybraných prvků, sušiny a ztráty žiháním ve vzorcích rákosu obecného (*Phragmites australis*) z kořenových polí sledovaných ČOV (hodnoty uvedeny jako průměr a směrodatná odchylka datových sad v g/kg sušiny, hodnoty sušiny a ztráty žiháním jako průměr a směrodatná odchylka datových sad min – max v %)

Parametr	Dražovice		Hostětín		Křtiny	
	průměr	směrodatná odchylka	průměr	směrodatná odchylka	průměr	směrodatná odchylka
N	8,87	4,9	11,2	1,1	18,2	1,2
P	0,77	0,48	0,85	0,23	1,30	0,24
K	3,23	1,72	4,25	0,82	3,29	0,45
Ca	3,0	1,2	1,6	0,3	3,5	0,1
Mg	0,78	0,52	0,15	0,0	0,3	0,1
Na	1,15	0,21	0,39	0,38	0,34	0,19
Fe	0,13	0,09	0,10	0,03	0,13	0,05
Mn	0,07	0,03	0,04	0,03	0,15	0,00
Al	0,09	0,08	0,05	0,01	0,05	0,02
Sušina	92,3	1,7	93,4	0,6	93,4	0,7
Ztráta žiháním	95,6	1,8	94,0	1,1	96,6	0,6

Množství hliníku bylo srovnatelné u rákosu čistíren v Hostětíně a ve Křtinách a přibližně 1x vyšší v Dražovicích. Množství arsenu, kadmia a rtuti se na všech lokalitách pohybovalo na úrovni meze stanovitelnosti (Tab. 4.23). Rákos z Hostětína obsahoval významně méně zinku, olova, mědi a chromu, ale více niklu, než rákos z dalších dvou čistíren. Rozdíl v obsahu mědi a zinku rákosu obou komunálních čistíren následuje stav zjištěný analýzami pro kaly těchto čistíren (Tab. 4.12).

Tab. 4.24. Obsah rizikových prvků ve vzorcích rákosu obecného (*Phragmites australis*) z kořenových polí sledovaných ČOV (hodnoty uvedeny jako: průměr a směrodatná odchylka datových sad v mg/kg sušiny)

Parametr	Dražovice		Hostětín		Křtiny	
	průměr	směrodatná odchylka	průměr	směrodatná odchylka	průměr	směrodatná odchylka
As	0,05	0	0,20	0	0,20	0
Cd	0,04	0,02	0,02	0	0,02	0
Cr	1,0	0,8	0,49	0	2,2	2,3
Cu	4,0	2,0	1,5	0,4	3,9	1,9
Hg	0,02	0,01	0,01	0	0,05	0,03
Ni	3,5	3,0	6,4	2,3	4,20	3,2
Pb	0,90	0,4	0,32	0,01	0,71	0,6
Zn	46,9	30,5	15,6	1,1	57,2	59,5

4.6. Kompostování

4.6.1. Složení a kontaminace materiálů použitých k přípravě kompostů

K zakládkám kompostových směsí připravených podle postupů uvedených v kapitole 3.4.2 byly využity kaly, kolmatovaný filtrační materiál a biomasa z povrchu kořenových filtrů dražovické čistírny, jejichž rozborů jsou uvedeny v kapitole 4.5 a také tráva.

V tabulkách 4.25 a 4.26. jsou uvedeny hodnoty sledovaných ukazatelů obsažených v biomase trávy a štěpky. Analýzy štěpky byly provedeny pro získání uceleného přehledu o složení materiálů dostupných na pilotních lokalitách.

Tab. 4.25. Obsah nutrientů, vybraných prvků, sušiny a ztráty žiháním ve vzorcích trávy a štěpky (hodnoty vybraných prvků jsou uvedeny v g/kg sušiny, sušina a ztráta žiháním v %)

Ukazatel	tráva	štěpka
N celk.	3	30
P celk.	1,2	4,6
K	7,0	33,5
Na	0,91	0,65
Ca	7,3	8,1
Mg	1,1	2,8
Fe	0,08	2,9
Mn	0,03	0,15
Al	0,062	1,9
Sušina	93,2	95,8
Ztráta žiháním	96	69,6

Tab. 4.26. Obsah rizikových prvků ve vzorcích trávy a štěpky (hodnoty rizikových prvků v mg/kg sušiny)

Ukazatel	tráva	štěpka
As	0,4	0,4
Be	0,41	0,41
Cd	0,04	0,11
Co	1,2	1,2
Cr	0,4	2,87
Cu	4,58	18,6
Hg	0,017	0,07
Mo	4,1	5,7
Ni	0,96	4,14
Pb	1,43	1,98
V	4,1	4,1
Zn	22,7	180

4.6.2. Složení a kontaminace použitých kompostů

V tabulce 4.27 jsou uvedeny hodnoty nutrientů a vybraných prvků, sušiny a ztráty žiháním v kompostech v době aplikace v nádobových pokusech. Obsah organických látek u kompostů byl vyšší ve srovnání s erodovanou zemínou použitou v roce 2015 (EZ-2015) v kompostu 1 K-MČ o 66 %, v kompostu 1 K-KF o 83 %, v kompostu 2 K-KF o 58 %. Obsah celkového dusíku o 88 %, 93 % a 89 % a celkového fosforu o 84 %, 89 % a 85 %. Ve srovnání se zahradní zemínou (ZZ-2015) byly rozdíly nižší, ne však významně (ZŽ = 50 %, 75 %, 58 %, $N_{\text{celk.}}$ = 82 %, 90 % a 80 %, $P_{\text{celk.}}$ = 80 %, 86 % a 82 %).

V roce 2016 byla situace obdobná. Obsah organických látek u kompostů byl vyšší ve srovnání s erodovanou zemínou použitou v roce 2016 (EZ-2016) v kompostu K-MČ

o 57 %, a v kompostu K-MČ-P o 67 %. Obsah celkového fosforu o 98 % u obou kompostů. Celkový dusík nebyl v erodované půdě ani v kompostech K-MČ a K-MČ-P stanoven.

Nejvyšší množství celkového dusíku, celkového fosforu a organických látek z kompostů použitých pro nádobové pokusy v roce 2015 (1 K-MČ, 1 K-KF a 2 K-KF) obsahoval jednoletý kompost z kořenového filtru (1 K-KF).

Tab. 4.27. Obsah, nutrientů, vybraných prvků, sušiny a ztráty žiháním (v mg/kg sušiny) v kompostech v době aplikace v nádobových pokusech.

Ukazatel	1 K-MČ	1 K-KF	2 K-KF	K-MČ	K-MČ-P
N	11,2	20,5	13,2	-	-
P	5,5	8,0	6,1	2,7	2,8
K	4,3	8,4	10,6	11,8	13,4
Na	0,27	1,0	0,45	0,59	1,9
Ca	32,6	40,2	26,4	33,1	9,2
Mg	6,31	9,8	9,9	30,3	9,5
Fe	16,8	21,8	28,7	26,2	25,9
Mn	0,41	0,41	0,49	0,49	0,43
Al	36,3	50,5	55,9	36,2	36,4
Sušina	78	73	69	76,7	72,0
Ztráta žiháním	11	22	13	14,3	18,3

1 K-MČ - jednoletý kompost založený s kalem z mechanického předčištění, 1 K-KF - jednoletý kompost založený s kalem usazeným na povrchu kořenových filtrů, 2 K-KF - dvouletý kompost založený s kalem z kolmatované svrchní vrstvy kořenového filtru, K-MČ - jednoletý kompost s kalem z mechanického předčištění bez aplikace startovacího preparátu, K-MČ-P - jednoletý kompost s kalem z mechanického předčištění s aplikací startovacího preparátu

Z kompostů, použitých v roce 2015, byla ve všech třech kompostech (1 K-KF, 1 K-MČ a 2 K-KF) překročena jak navržená limitní hodnota pro Cu v rámci EU, tak i hodnoty dané národní normou. V kompostech 1 K-KF a 2 K-KF byly zjištěny také obě nadlimitní hodnoty pro Zn a v kompostu 1 K-MČ nadlimitní hodnota dle ČSN 46 5735 (Tab. 4.28).

V kompostech K-MČ a K-MČ-P použitých v roce 2016 nebyla nepřekročena žádná z limitních hodnot navržených v rámci EU a daných normou ČSN 46 5735. Nižší koncentrace mědi a zinku v těchto kalech (průměrně 218 mg/kg zinku a 65,9 mg/kg Cu oproti hodnotám 1016 mg/kg Zn a 386 mg/kg Cu v roce 2015) byly pravděpodobně způsobeny nižším podílem použitých kalů ve vstupní směsi pro kompostování (Tab. 4.28).

Zatížení kalů může být ovlivněno napojením ČOV na kombinovaný kanalizační systém, který přináší i smyvy srážkových vod bohatých na tyto kovy v důsledku koroze střešních materiálů.

Tab. 4.28. Obsah rizikových prvků a mikrobiálního znečištění (hodnoty uvedeny v mg/kg sušiny, enterokoky a termotolerantní koliformní bakterie (v KTJ/g sušiny) v kompostech v době aplikace v nádobových pokusech.

Ukazatel	1 K-MČ	1 K-KF	2 K-KF	K-MČ	K-MČ-P	Navržené hodnoty v rámci EU ^a	ČSN 46 5735 ^b
As	4,19	7,12	7,92	6,53	5,76		10
Cd	0,36	0,88	0,66	0,34	0,29	1,5	2
Cr	44	75	84	42,7	46,6	100	100
Cu	270	529	361	65,1	66,6	200	100
Hg	0,41	0,52	0,41	0,095	0,087	1	1
Ni	21,3	33,2	35,9	23,8	23,2	50	50
Pb	22,4	43,7	39,8	17,3	21	120	100
Zn	577	1275	1195	200	235	600	300
Enterokoky	14	0	44	0	0		
FC	141	0	389	0	0		

^aSaveyn and Eder, 2014

^bČNI, 1991

1 K-MČ - jednoletý kompost založený s kalem z mechanického předčištění, 1 K-KF - jednoletý kompost založený s kalem usazeným na povrchu kořenových filtrů, 2 K-KF - dvouletý kompost založený s kalem z kolmatované svrchní vrstvy kořenového filtru, K-MČ - jednoletý kompost s kalem z mechanického předčištění bez aplikace startovacího preparátu, K-MČ-P - jednoletý kompost s kalem z mechanického předčištění s aplikací startovacího preparátu
FC – termotolerantní koliformní bakterie (fekální bakterie)

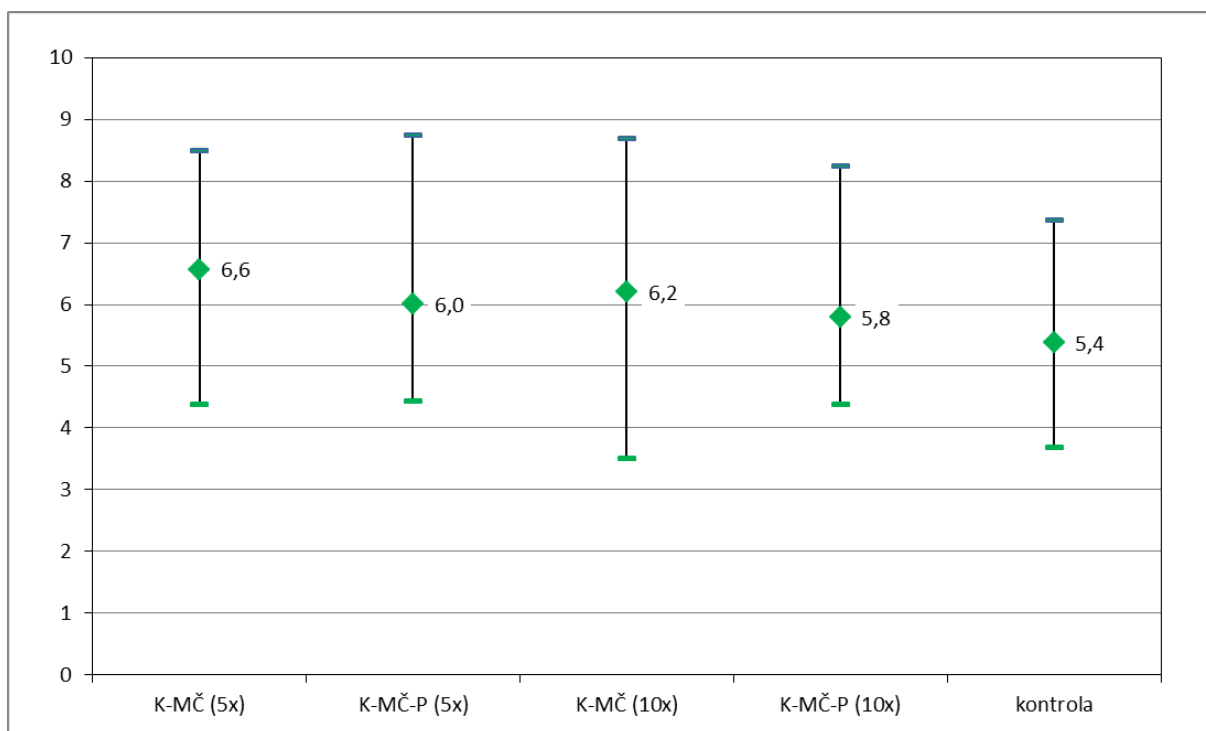
4.7. Testy fytoxicity vybraných směsí kompostů

V tabulce 4.29 jsou uvedeny základní statistické charakteristiky souborů měření pro jednotlivé připravené směsi (K-MČ (5x), K-MČ-P (5x), K-MČ (10x), K-MČ-P (10x)) a kontrolní sadu. Průměrná klíčivost byla 7,5 – 7,8 semen z 10. Z analýzy ANOVA vyšlo, že nelze zamítnout nulovou hypotézu o rovnosti středních hodnot směsí a kontrolní sady na hladině významnosti $\alpha = 0,05$.

Tab. 4.29. Základní statistické charakteristiky pro klíčivost rostlin

Název vzorku (ředění)	průměrná klíčivost	rozptyl	průměrná délka kořínků (mm)	rozptyl	index klíčivosti (%)	kategorie kompostu dle indexu klíčivosti (IK)
K-MČ (5x)	7,5	0,28	6,6	1,96	118	I. kategorie - substráty pro zahradnictví, květinářství
K-MČ-P (5x)	7,7	0,46	6	1,67	110	I. kategorie - substráty pro zahradnictví, květinářství
K-MČ (10x)	7,5	0,50	6,2	2,52	110	I. kategorie - substráty pro zahradnictví, květinářství
K-MČ-P (10x)	7,8	0,18	5,8	1,49	107	I. kategorie - substráty pro zahradnictví, květinářství
kontrola	7,8	0,18	5,4	1,04		

K-MČ (5x)- jednoletý kompost založený s kalem z mechanického předčištění bez aplikace startovacího preparátu (5x ředěný), K-MČ-P (5x) jednoletý kompost založený s kalem z mechanického předčištění s aplikací startovacího preparátu (5x ředěný), K-MČ (10x)- jednoletý kompost založený s kalem z mechanického předčištění bez aplikace startovacího preparátu (10x ředěný), K-MČ-P (10x) jednoletý kompost založený s kalem z mechanického předčištění s aplikací startovacího preparátu (10x ředěný)



Obr. 4.9. Rozptyl délek kořínků klíčků řehy pro jednotlivé sady

Na obrázku 4.9 je zobrazení rozptylu délek kořínků mezi minimálními a maximálními hodnotami a zobrazení průměrných hodnot vždy z měření klíčků 8 semen řehy v 10ti opakováních. Větších průměrných délek dosáhly klíčky na kompostové směsi K-MČ než K-MČ-P. Nejmenší průměrnou délku dosáhly klíčky z kontrolní sady.

4.8. Nádobové pokusy

4.8.1. Složení a kontaminace materiálů použitých k nádobovým pokusům

V tabulce 4.30 jsou uvedeny hodnoty nutrientů, vybraných prvků, sušiny a ztráty žíháním ve vzorcích zemin použitých k přípravě směsí do nádobových pokusů. Erodovaná zemina použitá v roce 2015 má ve srovnání se zahradní zeminou použitou v roce 2015 a erodovanou zeminou použitou v roce 2016 nižší obsah organických látek, ale vysoký obsah celkového fosforu srovnatelný se zahradní zeminou, nízký obsah sodíku a draslíku, vysoký obsah vápníku a obsah hořčíku opět srovnatelný se zahradní zeminou. Erodovaná zemina použitá v roce 2016 má velmi nízký obsah celkového fosforu.

Tab. 4.30. Obsah nutrientů, vybraných prvků, sušiny a ztráty žíháním ve vzorcích půd (hodnoty nutrientů a vybraných prvků v g/kg, sušiny sušina a ztráta žíháním uvedeny v %)

Ukazatel	EZ-2015	ZZ-2015	EZ-2016
N_{celk.}	1,4	2	-
P_{celk.}	0,891	1,1	0,06
Na	< 0,10	0,18	0,16
K	4,0	8,9	7,2
Ca	57,0	19,2	13,7
Mg	13,6	12,0	6,2
Fe	22,8	27,7	24,1
Mn	0,48	0,65	0,54
Al	41,6	53,9	18,0
Sušina	94,6	93,1	90,9
Ztráta žíháním	3,8	5,5	6,1

EZ-2015 - erodovaná zemina použitá pro nádobové pokusy v roce 2015,
ZZ-2015 - zahradní zemina použitá pro nádobové pokusy v roce 2015,
EZ-2016 - erodovaná zemina použitá pro nádobové pokusy v roce 2016.

Obsahy těžkých kovů a arsenu v zeminách použitých v nádobových pokusech v letech 2015 a 2016 nepřesáhly preventivní hodnoty dle vyhlášky č. 153/2016 Sb. (Tab. 4.31).

Tab. 4.31. Obsah rizikových prvků ve vzorcích půd (hodnoty v mg/kg sušiny)

Ukazatel	EZ-2015	ZZ-2015	EZ-2016	Preventivní hodnoty	Indikační hodnoty ^a	
					pH ≤ 6,5	pH > 6,5
As	5,64	7,9	7,7	20	40	
Be			1	2		
Cd	0,12	0,25	<0,50	0,5	1,5	2
Co			9,3	30		
Cr	31,5	49,9	27	90		
Cu	13,7	56,5	26	60		
Hg ^b	0,058	0,062	0,053	0,3	1,5	
Ni	25	29,2	28	50	150	200
Pb	10,5	20,2	17	60	300	
V			32	130		
Zn	45,7	77,8	63,9	120		

EZ-2015 - erodovaná zemina použitá pro nádobové pokusy v roce 2015, ZZ-2015 - zahradní zemina použitá pro nádobové pokusy v roce 2015, EZ-2016 - erodovaná zemina použitá pro nádobové pokusy v roce 2016

^a Při překročení indikačních hodnot může být ohrožena zdravotní nezávadnost potravin nebo krmiv.

^b Celkový obsah.

4.8.2. Vliv aplikace kompostů na změnu výnosu užitkových částí plodin

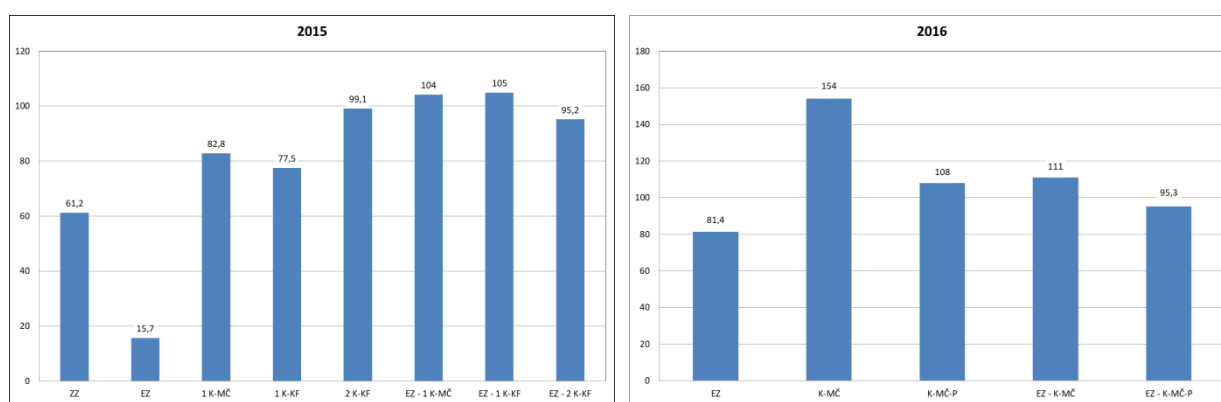
V případě nádob se sazenicemi salátu byl sledován rozdíl v hmotnosti nadzemní části (listy) narostlé hlávky salátu bez poškozených a suchých listů na okraji. V obou letech byl prokázán statisticky významný rozdíl ve hmotnosti čerstvé biomasy (ANOVA, hladina alfa 0,05).

V roce 2015 byla průměrná hmotnost čerstvé hlávky salátu 15,7 g při použití erodované černozemě (erodovaná zemina – EZ) a 61,2 g při použití kvalitní černozemě (zahradní zemina – ZZ). V nádobách se 100% kompostovými substráty byly průměrné hmotnosti čerstvých hlávek salátů 77,5 g (1 K-KF), 82,8 g (1 K-MČ) a 99,1 g (2 K-KF). 8% přídavek kompostů do erodované zeminy přispěl k podstatnému zvýšení výnosu. Průměrné hmotnosti čerstvých hlávek byly 104 g (směs s 1 K-MČ), 105 g (směs s 1 K-KF) a 95,2 g (2 K-KF) gramů. Jedná se o zvýšení až 85 % oproti erodované zemině a o 36 až 41 % oproti kvalitní černozemi (Obr. 4.10)

Pokus 2016 potvrdil tyto výsledky. Průměrná hmotnost čerstvé hlávky salátu byla při použití erodované zeminy (černozemě) 81,4 g, tedy mnohem vyšší než v roce 2015. Erodovaná zemina a použitá v tomto roce však obsahovala o 38 % více organických látek ve srovnání s erodovanou zeminou použitou v roce 2015. V nádobách se 100% kompostovými substráty byly průměrné hmotnosti čerstvých hlávek salátů 154 g (K-MČ) a 108 g (K-MČ-P). Varianta se substrátem K-MČ byla vyloučena ze statistické analýzy,

protože ze tří rostlin uhynuly dvě. Průměrná hmotnost je tedy hmotností jedné rostliny. S ohledem na malé směrodatné odchylky u všech ostatních sad (2 – 9 %), je možné předpokládat, že by se průměrná hmotnost ze všech tří rostlin u varianty K-MČ lišila od uvedené hodnoty o méně než 10 %. Proto byla tato hodnota zahrnuta do celkového hodnocení.

Při použití kompostu K-MČ došlo ke zvýšení průměrného výnosu o 47 %, při použití kompostu K-MČ-P o 25 %. 8% příměs kompostů do zeminy znamenala zvýšení průměrných výnosů o 27 % (kompost K-MČ) a o 14 % (kompost K-MČ-P) na hodnoty 111 g (K-MČ) a 95,3 g (K-MČ-P).



ZZ - zahradní zemina, EZ - erodovaná zemina, 1 K-MČ - jednoletý kompost založený s kalem z mechanického předčištění, 1 K-KF - jednoletý kompost založený s kalem usazeným na povrchu kořenových filtrů, 2 K-KF - dvouletý kompost založený s kalem z kolmatované svrchní vrstvy kořenového filtru, EZ - 1 K-MČ - erodovaná zemina s přidavkem jednoletého kompostu založeného s kalem z mechanického předčištění, EZ - 1 K-KF - erodovaná zemina s přidavkem jednoletého kompostu založeného s kalem usazeným na povrchu kořenových filtrů, EZ - 2 K-KF - erodovaná zemina s přidavkem dvouletého kompostu založeného s kalem z kolmatované svrchní vrstvy kořenového filtru

EZ - erodovaná zemina, K-MČ - jednoletý kompost s kalem z mechanického předčištění z ČOV bez aplikace startovacího preparátu, K-MČ-P - jednoletý kompost s kalem z mechanického předčištění z ČOV a s aplikací startovacího preparátu, EZ-K-MČ - erodovaná zemina s přidavkem jednoletého kompostu s kalem z mechanického předčištění bez aplikace startovacího preparátu, EZ-K-MČ-P - erodovaná zemina s kalem z mechanického předčištění a s přidavkem jednoletého kompostu s aplikací startovacího preparátu

Obr. 4.10. Průměrné hmotnosti hlávek salátů pěstované v letech 2015 a 2016 (v gramech)

U rostlin rajčat byl posouzen vliv pěstování ve 100% kompostových substrátech a v zemínách s příměsí těchto substrátů na počet plodů získaných v průběhu vegetační sezony a celkovou hmotnost plodů. Plody byly sklizeny ve zralosti průběžně po celou sezону, váženy a uchovávány pro přípravu výsledné směsi k analýzám.

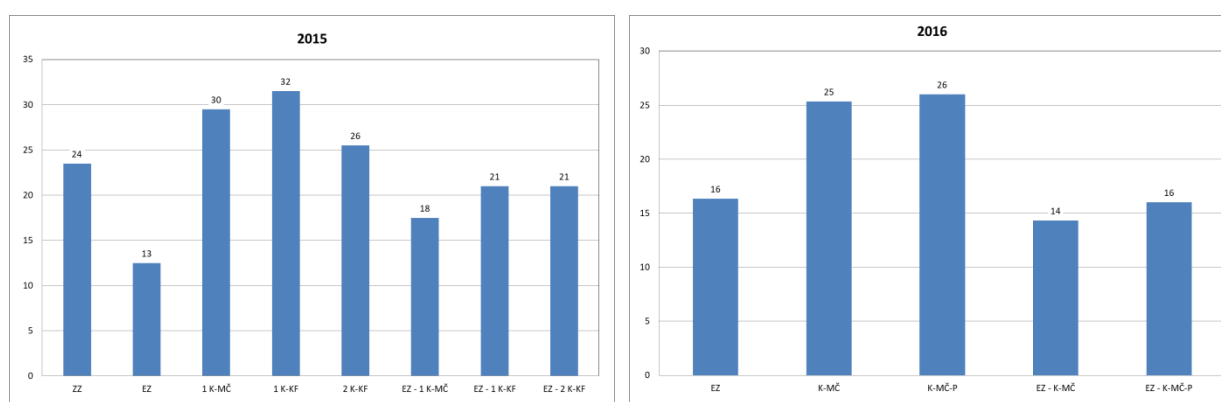
Rozdíly v počtu plodů jsou zobrazeny v grafech na obrázku 4.11 pomocí hodnot průměru a mediánu nádob dané varianty substrátu.

Z nádobového pokusu 2015 vyplynulo, že nejnižší počet plodů měla rajčata pěstovaná v erodované zemině (cca 13 plodů z rostliny). Výnos z černozemě bez eroze (průměrně cca 25 plodů z rostliny) byl srovnatelný s výnosem rajčat rostoucích v substrátu 100%

dvouletého kompostu z usazenin na povrchu umělého mokřadu. Nejvyšší výnos (průměrně cca 30 plodů z rostliny) byl zjištěn pro 100% kompostové substráty. 8% příměs kompostů do erodované zeminy zvýšila průměrný výnos ze 13 plodů na rostlinu na 20 plodů.

Nádobový pokus 2016 potvrdil nejvyšší průměrné výnosy ze 100% kompostových substrátů, opět cca 25 plodů na rostlinu. Výnos z erodované černozemě se pohyboval okolo 15 plodů. Oproti výsledkům z pokusu 2015, nepřineslo přidání kompostových substrátů do této zeminy významné zvýšení výnosu. Průměrné výnosy z těchto směsí zůstaly na úrovni okolo 15 plodů na rostlinu.

Analýza ANOVA potvrdila statisticky významný rozdíl mezi počty plodů (na hladině alfa 0,05) pro pokus 2015 i 2016.



ZZ - zahradní zemina, EZ - erodovaná zemina, 1 K-MČ - jednoletý kompost založený s kalem z mechanického předčištění, 1 K-KF - jednoletý kompost založený s kalem usazeným na povrchu kořenových filtrů, 2 K-KF - dvouletý kompost založený s kalem z kolmatované svrchní vrstvy kořenového filtru, EZ - 1 K-MČ - erodovaná zemina s přidavkem jednoletého kompostu založeného s kalem z mechanického předčištění, EZ - 1 K-KF - erodovaná zemina s přidavkem jednoletého kompostu založeného s kalem usazeným na povrchu kořenových filtrů, EZ - 2 K-KF - erodovaná zemina s přidavkem dvouletého kompostu založeného s kalem z kolmatované svrchní vrstvy kořenového filtru

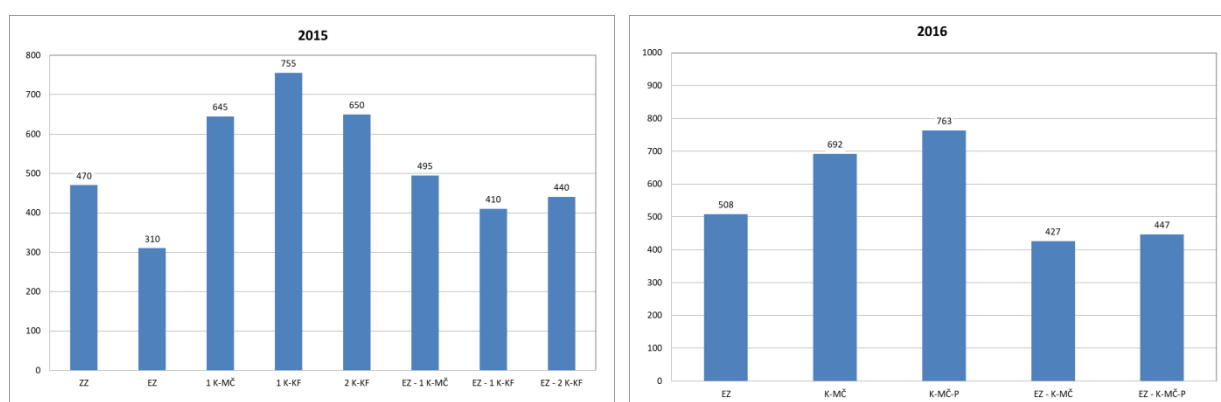
EZ - erodovaná zemina, K-MČ - jednoletý kompost s kalem z mechanického předčištění z ČOV bez aplikace startovacího preparátu, K-MČ-P - jednoletý kompost s kalem z mechanického předčištění z ČOV a s aplikací startovacího preparátu, EZ-K-MČ - erodovaná zemina s přidavkem jednoletého kompostu s kalem z mechanického předčištění bez aplikace startovacího preparátu, EZ-K-MČ-P - erodovaná zemina s kalem z mechanického předčištění a s přidavkem jednoletého kompostu s aplikací startovacího preparátu

Obr. 4.11. Průměrné počty plodů rajčat pěstovaných v letech 2015 a 2016 (v kusech)

Nejnižší celkovou hmotnost měly v roce 2015 plody z rostlin pěstovaných v erodované zemině (průměrně cca 300 g na rostlinu). Ve 100% kompostových substrátech byla průměrná hmotnost plodů na rostlinu 645 g pro K-MČ, 755 g pro 1 K-KF a 650 g pro 2 K-KF. Nejvyšší hmotnost plodů dosáhla rajčata pěstovaná na jednoletém kompostu založeném s kalem usazeným na povrchu kořenových filtrů rajčat (1 K-KF). Tento kompost obsahoval ve srovnání s ostatními použitými komposty nejvyšší obsah organických látek, celkového dusíku a celkového fosforu. Příměs všech druhů kompostů do erodované zeminy zvýšila průměrné hmotnostní výnosy na hodnoty 410 až 495 g, tedy na úroveň kvalitní černozemě (průměr 450 g na rostlinu).

Analýza hmotnosti plodů z pokusu 2016 kopírovala poznatky z analýzy počtu plodů. U 100% kompostových směsí byly průměrné hmotnosti plodů na rostlinu 700 až 800 g. Příměs kompostů do erodované zeminy však v tomto roce nepomohla zvýšit hmotnost plodů nad úroveň samotné erodované zeminy. Ve srovnání se saláty, kde zvýšil 8% přídavek kompostu do erodované zeminy v roce 2015 hmotnost až o 85 %, je u rajčat toto navýšení malé.

Průměrné hmotnosti plodů rajčat pěstovaných v letech 2015 a 2016 jsou uvedeny na obrázku 4.12. Rozdíly v celkové hmotnosti plodů rajčat byly také statisticky významné (ANOVA, hladina alfa 0,05), a to pro oba nádobové pokusy.



ZZ - zahradní zemina, EZ - erodovaná zemina, 1 K-MČ - jednoletý kompost založený s kalem z mechanického předčištění, 1 K-KF - jednoletý kompost založený s kalem usazeným na povrchu kořenových filtrů, 2 K-KF - dvouletý kompost založený s kalem z kolmatované vrchní vrstvy kořenového filtru, EZ - 1 K-MČ - erodovaná zemina s přídavkem jednoletého kompostu založeného s kalem z mechanického předčištění, EZ - 1 K-KF - erodovaná zemina s přídavkem jednoletého kompostu založeného s kalem usazeným na povrchu kořenových filtrů, EZ - 2 K-KF - erodovaná zemina s přídavkem dvouletého kompostu založeného s kalem usazeným na povrchu kořenových filtrů

EZ - erodovaná zemina, K-MČ - jednoletý kompost s kalem z mechanického předčištění z ČOV bez aplikace startovacího preparátu, K-MČ-P - jednoletý kompost s kalem z mechanického předčištění z ČOV a s aplikací startovacího preparátu, EZ-K-MČ - erodovaná zemina s přídavkem jednoletého kompostu s kalem z mechanického předčištění bez aplikace startovacího preparátu, EZ-K-MČ-P - erodovaná zemina s kalem z mechanického předčištění a s přídavkem jednoletého kompostu s aplikací startovacího preparátu

Obr. 4.12. Průměrné hmotnosti plodů rajčat pěstovaných v letech 2015 a 2016 (v gramech)

4.8.3. Obsah vybraných nutrientů a prvků v užitkových částech plodin

Hodnocení bylo provedeno pro tyto elementy: fosfor, dusík, draslík, sodík, vápník, hořčík. Obsah elementů byl změřen v lyofilizovaných vzorcích a stanoven na kilogram sušiny. Následně byly tyto hodnoty přepočítány pomocí hodnot sušiny na čerstvou hmotu – listy salátů anebo plody rajčat. Průměrné hodnoty živin v salátech a rajčatech pěstovaných v roce 2015 a 2016 jsou uvedeny v tabulkách 4.32 – 4.35. Grafické zobrazení je uvedeno v přílohách 4 a 5.

V listech salátů byl zjištěn statisticky významný rozdíl v obsahu draslíku a vápníku (nádobový pokus z roku 2015), který však nebyl v následujícím roce 2016 potvrzen. Naopak v tomto roce byl zjištěn statisticky významný rozdíl pro dusík, fosfor a sodík.

V plodech rajčat byl zjištěn statisticky významný rozdíl v obsahu fosforu, vápníku, draslíku, sodíku (oba nádobové pokusy 2015 i 2016), dusíku a hořčíku (nádobový pokus z roku 2016).

Obsah nutrientů byl v listech salátů i v plodech rajčat téměř srovnatelný u obou nádobových pokusů.

Obsah celkového dusíku v hlávkách z kompostových směsí byl v roce 2015 o cca 24 % vyšší (Tab. 4.31) a v roce 2016 o cca 41 % vyšší (Tab. 4.32) než v hlávkách z erodované zeminy. Naopak v plodech rajčat byl obsah celkového dusíku v kompostových směsích vyšší o cca 7 % v roce 2015 a o cca 46 % v roce 2016.

Obsah celkového fosforu v hlávkách z kompostových směsí byl v roce 2015 o cca 27% vyšší (Tab. 4.31) a v roce 2016 o cca 46 % vyšší (Tab. 4.32) než v hlávkách z erodované zeminy. Naopak v plodech rajčat byl obsah fosforu v kompostových směsích vyšší o cca 44 % v obou sledovaných letech.

Tab. 4.32. Průměrné hodnoty živin v salátech pěstovaných v roce 2015 (v g/kg čerstvé hmotnosti)

Půda	saláty					
	N _{celk.}	P _{celk.}	Na	K	Ca	Mg
ZZ	37,5	2,64	4,96	64,5	20,9	7,64
EZ	29,7	2,27	2,93	43,9	10,7	4,15
1 K-MČ	40,4	5,20	4,26	59,0	10,0	4,57
1 K-KF	40,0	3,78	6,38	67,0	20,2	7,96
2 K-KF	37,4	3,15	4,24	54,8	10,4	5,81
EZ - 1 K-MČ	34,1	2,91	7,09	36,7	13,5	7,63
EZ - 1 K-KF	35,5	3,78	4,50	39,5	8,7	4,90
EZ - 2 K-KF	34,9	2,49	6,81	58,7	18,1	9,03

ZZ - zahradní zemina, EZ - erodovaná zemina, 1 K-MČ - jednoletý kompost založený s kalem z mechanického předčištění, 1 K-KF - jednoletý kompost založený s kalem usazeným na povrchu kořenových filtrů, 2 K-KF - dvouletý kompost založený s kalem z kolmatované svrchní vrstvy kořenového filtru, EZ - 1 K-MČ - erodovaná zemina s přidavkem jednoletého kompostu založeného s kalem z mechanického předčištění, EZ - 1 K-KF - erodovaná zemina s přidavkem jednoletého kompostu založeného s kalem usazeným na povrchu kořenových filtrů, EZ - 2 K-KF - erodovaná zemina s přidavkem dvouletého kompostu založeného s kalem z kolmatované svrchní vrstvy kořenového filtru

Tab. 4.33. Průměrné hodnoty živin v salátech pěstovaných v roce 2016 (v g/kg čerstvé hmotnosti)

Půda	saláty					
	N _{celk.}	P _{celk.}	Na	K	Ca	Mg
EZ	22,8	3,73	2,01	59,6	12,6	4,63
K-MČ*	36,8	4,81	2,34	51,3	12,5	5,44
K-MČ-P	40,3	5,43	7,29	58,6	9,87	4,95
EZ-K-MČ	26,3	3,78	2,07	55,4	11,5	3,99
EZ-K-MČ-P	28,6	3,81	2,67	61,7	10,5	3,76

EZ - erodovaná zemina, K-MČ - jednoletý kompost s kalem z mechanického předčištění z ČOV bez aplikace startovacího preparátu, K-MČ-P - jednoletý kompost s kalem z mechanického předčištění z ČOV a s aplikací startovacího preparátu, EZ-K-MČ - erodovaná zemina s přídatkem jednoletého kompostu s kalem z mechanického předčištění bez aplikace startovacího preparátu, EZ-K-MČ-P - erodovaná zemina s kalem z mechanického předčištění a s přídatkem jednoletého kompostu s aplikací startovacího preparátu

* - hodnota z jedné rostliny salátu

Tab. 4.34. Průměrné hodnoty živin v rajčatech pěstovaných v roce 2015 (v g/kg čerstvé hmotnosti)

Půda	rajčata					
	N _{celk.}	P _{celk.}	Na	K	Ca	Mg
ZZ	1,75	0,205	0,063	2,21	0,168	0,125
EZ	1,87	0,145	0,063	2,57	0,149	0,121
1 K-MČ	2,29	0,256	0,083	3,04	0,102	0,148
1 K-KF	1,96	0,284	0,079	2,26	0,100	0,150
2 K-KF	1,79	0,239	0,135	2,07	0,107	0,151
EZ - 1 K-MČ	1,76	0,149	0,099	2,00	0,159	0,124
EZ - 1 K-KF	2,06	0,213	0,093	1,83	0,110	0,121
EZ - 2 K-KF	1,92	0,154	0,181	2,48	0,117	0,123

ZZ - zahradní zemina, EZ - erodovaná zemina, 1 K-MČ - jednoletý kompost založený s kalem z mechanického předčištění, 1 K-KF - jednoletý kompost založený s kalem z kolmatované svrchní vrstvy kořenového filtru, 2 K-KF - dvouletý kompost založený s kalem usazeným na povrchu kořenových filtrů, EZ - 1 K-MČ - erodovaná zemina s přídatkem jednoletého kompostu založeného s kalem z mechanického předčištění, EZ - 1 K-KF - erodovaná zemina s přídatkem jednoletého kompostu založeného s kalem usazeným na povrchu kořenových filtrů, EZ - 2 K-KF - erodovaná zemina s přídatkem dvouletého kompostu založeného s kalem z kolmatované svrchní vrstvy kořenového filtru

Tab. 4.35. Průměrné hodnoty živin v rajčatech pěstovaných v roce 2016 (v g/kg čerstvé hmotnosti)

Půda	rajčata					
	N _{celk.}	P _{celk.}	Na	K	Ca	Mg
EZ	1,14	0,166	0,031	2,12	0,135	0,083
K-MČ	2,03	0,277	0,048	3,00	0,045	0,089
K-MČ-P	2,16	0,319	0,115	3,27	0,058	0,107
EZ-K-MČ	1,41	0,157	0,030	2,46	0,109	0,075
EZ-K-MČ-P	1,23	0,194	0,034	2,34	0,099	0,065

EZ - erodovaná zemina, K-MČ - jednoletý kompost s kalem z mechanického předčištění z ČOV bez aplikace startovacího preparátu, K-MČ-P - jednoletý kompost s kalem z mechanického předčištění z ČOV a s aplikací startovacího preparátu, EZ-K-MČ - erodovaná zemina s přídatkem jednoletého kompostu s kalem z mechanického předčištění bez aplikace startovacího preparátu, EZ-K-MČ-P - erodovaná zemina s kalem z mechanického předčištění a s přídatkem jednoletého kompostu s aplikací startovacího preparátu

* - hodnota z jedné rostliny salátu

4.8.4. Zatížení užitkových částí plodin těžkými kovy a arsenem

Hodnocení bylo provedeno pro tyto kovy: Al, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb, Zn a arsen As. Analytický postup stanovení obsahu kovů v sušině salátů a rajčat a převod na hodnotitelné výsledky v čerstvé hmotě byl stejný jako v případě elementů uvedených v předchozí podkapitole. Tyto výsledky byly porovnány s limitními obsahy stanovenými v předpisech:

1. Nařízení Komise (ES) č. 1881/2006 (European Commission, 2006) stanovující limity 0,2 mg/kg Cd, 0,3 mg/kg Pb.
2. národní předpis - vyhláška č. 53/2002 Sb., stanovující limity (v mg/kg čerstvé hmoty): 0,5 As, 0,2 Cd, 0,2 Cr, 10 Cu, 50 Fe, 0,03 Hg, 2,5 Ni, 0,3 Pb, 25 Zn.

Vyhláška byla z důvodu vstupu do Evropského společenství zrušena k 1. 8. 2004. Stále však umožňuje posoudit a porovnat míru kontaminace pro více kovů než uvádí Nařízení komise, kde jsou limity stanoveny pouze pro kadmium a olovo.

Tab. 4.36. Průměrné hodnoty kovů a arsenu v salátech pěstovaných v roce 2015 (v mg/kg čerstvé hmotnosti)

Půda	Al	As	Cd	Cr	Cu	Fe	Hg	Mn	Ni	Pb	Zn
ZZ	204	0,181	0,883	0,801	3,88	215	0,032	37,5	1,57	0,090	48,0
EZ	120	0,138	0,431	0,268	5,80	127	0,019	30,7	1,30	0,069	50,5
1 K-MČ	90,1	0,180	0,126	0,487	9,41	123	0,018	4,51	1,89	0,090	107
1 K-KF	156	0,181	0,398	0,680	7,75	161	0,021	18,4	1,30	0,091	193
2 K-KF	105	0,180	0,207	0,446	7,97	185	0,010	4,51	0,700	0,090	151
EZ - 1 K-MČ	185	0,182	0,337	0,570	6,85	159	0,012	28,1	2,13	0,091	92,9
EZ - 1 K-KF	116	0,184	0,197	0,463	7,59	139	0,014	12,2	0,669	0,092	66,2
EZ - 2 K-KF	189	0,184	0,460	0,534	5,74	200	0,012	29,8	1,34	0,092	88,9

ZZ - zahradní zemina, EZ - erodovaná zemina, 1 K-MČ - jednoletý kompost založený s kalem z mechanického předčištění, 1 K-KF - jednoletý kompost založený s kalem usazeným na povrchu kořenových filtrů, 2 K-KF - dvouletý kompost založený s kalem z kolmatované svrchní vrstvy kořenového filtru, EZ - 1 K-MČ - erodovaná zemina s přidavkem jednoletého kompostu založeného s kalem z mechanického předčištění, EZ - 1 K-KF - erodovaná zemina s přidavkem jednoletého kompostu založeného s kalem usazeným na povrchu kořenových filtrů, EZ - 2 K-KF - erodovaná zemina s přidavkem dvouletého kompostu založeného s kalem z kolmatované svrchní vrstvy kořenového filtru

Tab. 4.37. Průměrné hodnoty kovů a arsenu v salátech pěstovaných v roce 2016 (v mg/kg čerstvé hmotnosti)

Půda	Al	As	Cd	Cr	Cu	Fe	Hg	Mn	Ni	Pb	Zn
EZ	153	0,182	0,758	0,677	6,40	144	0,022	52,4	2,84	0,091	41,6
K-MČ*	228	0,179	0,150	0,753	6,88	246	0,015	20,7	1,90	0,090	83,4
K-MČ-P	147	0,180	0,163	0,613	6,87	165	0,040	32,0	1,81	0,090	77,2
EZ - K-MČ	132	0,183	0,658	0,627	6,77	134	0,069	37,8	1,89	0,128	42,2
EZ - K-MČ-P	215	0,181	0,715	0,764	8,45	301	0,036	44,6	4,43	0,090	74,4

EZ - erodovaná zemina, K-MČ - jednoletý kompost s kalem z mechanického předčištění z ČOV bez aplikace startovacího preparátu, K-MČ-P - jednoletý kompost s kalem z mechanického předčištění z ČOV a s aplikací startovacího preparátu, EZ-K-MČ - erodovaná zemina s přidavkem jednoletého kompostu s kalem z mechanického předčištění bez aplikace startovacího preparátu, EZ-K-MČ-P - erodovaná zemina s kalem z mechanického předčištění a s přidavkem jednoletého kompostu s aplikací startovacího preparátu

* - hodnota z jedné rostliny salátu

Tab. 4.38. Průměrné hodnoty kovů a arsenu v rajčatech pěstovaných v roce 2015 (v mg/kg čerstvé hmotnosti)

Půda	Al	As	Cd	Cr	Cu	Fe	Hg	Mn	Ni	Pb	Zn
ZZ	0,550	0,015	0,013	0,039	0,407	2,88	0,0001	0,550	0,055	0,007	1,50
EZ	0,620	0,017	0,014	0,062	0,580	2,71	0,0001	0,620	0,076	0,008	1,56
1 K-MČ	0,760	0,020	0,008	0,068	0,813	4,45	0,0001	0,760	0,103	0,010	3,08
1 K-KF	0,658	0,018	0,004	0,026	0,893	4,72	0,0001	0,981	0,035	0,015	3,22
2 K-KF	0,621	0,017	0,002	0,017	0,798	4,19	0,0001	0,621	0,102	0,008	3,04
EZ-1K-MČ	0,518	0,014	0,006	0,022	0,588	4,10	0,0001	0,518	0,028	0,007	1,77
EZ-1K-KF	0,602	0,038	0,003	0,024	0,656	4,11	0,0001	0,602	0,032	0,008	2,26
EZ-2K-KF	0,552	0,015	0,001	0,015	0,653	2,83	0,0001	0,552	0,075	0,011	1,68

ZZ - zahradní zemina, EZ - erodovaná zemina, 1 K-MČ - jednoletý kompost založený s kalem z mechanického předčištění, 1 K-KF - jednoletý kompost založený s kalem usazeným na povrchu kořenových filtrů, 2 K-KF - dvouletý kompost založený s kalem z kolmatované svrchní vrstvy kořenového filtru, EZ - 1 K-MČ - erodovaná zemina s přídavkem jednoletého kompostu založeného s kalem z mechanického předčištění, EZ - 1 K-KF - erodovaná zemina s přídavkem jednoletého kompostu založeného s kalem usazeným na povrchu kořenových filtrů, EZ - 2 K-KF - erodovaná zemina s přídavkem dvouletého kompostu založeného s kalem z kolmatované svrchní vrstvy kořenového filtru

Tab. 4.39. Průměrné hodnoty kovů a arsenu v rajčatech pěstovaných v roce 2015 (v mg/kg čerstvé hmotnosti)

Půda	Al	As	Cd	Cr	Cu	Fe	Hg	Mn	Ni	Pb	Zn
EZ	2,11	0,020	0,012	0,019	0,341	3,15	0,00005	0,755	0,028	0,012	1,28
K-MČ	3,59	0,018	0,002	0,018	0,484	4,20	0,00007	0,683	0,036	0,009	2,00
K-MČ-P	2,40	0,026	0,002	0,124	0,517	3,08	0,00005	0,989	0,038	0,009	2,11
EZ - K-MČ	3,26	0,021	0,009	0,314	0,367	4,30	0,00005	1,42	0,043	0,008	1,31
EZ - K-MČ-P	0,585	0,016	0,007	0,007	0,340	4,00	0,00007	0,832	0,088	0,008	1,44

EZ - erodovaná zemina, K-MČ - jednoletý kompost s kalem z mechanického předčištění z ČOV bez aplikace startovacího preparátu, K-MČ-P - jednoletý kompost s kalem z mechanického předčištění z ČOV a s aplikací startovacího preparátu, EZ-K-MČ - erodovaná zemina s přídavkem jednoletého kompostu s kalem z mechanického předčištění bez aplikace startovacího preparátu, EZ-K-MČ-P - erodovaná zemina s kalem z mechanického předčištění a s přídavkem jednoletého kompostu s aplikací startovacího preparátu

Pro listy salátů bylo zjištěno překročení výše zmíněných limitů pro kadmium ve vzorcích z nádobového pokusu 2015 s výjimkou obou vzorků s kompostem 1 K-MČ, jednoho vzorku s kompostem 2 K-KF a jednoho vzorku směsi EZ – 1 K-KF a ve vzorcích z nádobového pokusu 2016 s výjimkou kompostových směsí. Z výsledků erodovaných zemín je patrné, že zdrojem kadmia mohou být právě tyto zeminy, u nichž a zahradní zeminy bylo zatížení vysoké. Při hodnocení podle limitů z vyhlášky bylo stanoveno překročení ve všech salátech v obou nádobových pokusech pro zinek, železo, chrom, překročení rtuti v 1 vzorku zahradní zeminy v roce 2015 a překročení limitů pro nikl a rtuť v několika vzorcích z roku 2016. V případě rtuti se jednalo o vzorky z nádob s použitím kompostu K-MČ-P a směsných substrátů EZ - K-MČ a EZ - K-MČ-P. V případě niklu se jednalo o dva vzorky ze tří ze sady nádob se vstupní zeminou a o dva vzorky ze tří nádob se směsí vstupní zemina a kompost K-MČ-P. Na rozdíl od pokusu 2016 bylo ve dvou vzorcích pokusu 2015 (1 K-MČ a 2 K-KF)

stanoveno překročení limitní hodnoty pro měď. Vždy se však jednalo pouze o jeden vzorek ze dvojice. Nelze tak konstatovat, že některá směs substrátu vykazala vyšší přenos daného kovu do listů.

V případě porovnání průměrných hodnot z jednotlivých variant substrátů (Tab. 4.35 a 4.36) vyplývá, že byly u chromu, zinku a železa překročeny limitní obsahy ve všech variantách substrátů. U niklu bylo zjištěno překročení průměrných hodnot u erodované zeminy a směsi erodovaná zemina-kompost K-MČ-P z pokusu 2016.

Nejproblematictější stav byl zjištěn pro kadmium, jako hlavní rizikový prvek. V tomto případě byla překročena limitní hodnota v listech již pro vstupní zeminy v obou pokusech. To se projevilo i překročením limitní hodnoty pro směsi zemin a kompostů. Paradoxně, v případě 100% kompostových substrátů byly průměrné obsahy kadmia ve třech ze šesti případů pod limitem. Jako neproblematické se z dalších rizikových prvků s limity ukázaly Pb, Cu, As.

Statisticky významný rozdíl v obsahu byl u listů salátů zjištěn pro kadmium a mangan (oba nádobové pokusy 2015 i 2016), měď (nádobový pokus z roku 2015) a rtuť se zinkem (nádobový pokus z roku 2016). Analýza, která porovnávala pouze náplně nádob skládající se zcela z erodované zeminy nebo kompostů, stanovila statisticky významný rozdíl v obsahu u zinku (oba nádobové pokusy 2015 i 2016) a kadmia a manganu (nádobový pokus z roku 2016).

Pro plody rajčat nebylo u jednotlivých rostlin zjištěno překročení limitních hodnot daných nařízením ani pro kadmium, ani pro olovo, a to v obou nádobových pokusech (2015 a 2016). Také nebylo zjištěno překročení starších, již neplatných, limitů daných vyhláškou pro žádný kov. V případě porovnání průměrných hodnot z jednotlivých variant substrátů (Tab. 4.37 a 4.38) vyplývá, že také nebyly překročeny žádné limitní obsahy rizikových prvků.

Statisticky významný rozdíl v obsahu byl u plodů rajčat zjištěn pro zinek, měď a chrom (oba nádobové pokusy 2015 i 2016), pro nikl, mangan a kadmium (nádobový pokus z roku 2016) a pro hliník (nádobový pokus z roku 2015). Analýza, která porovnávala pouze náplně nádob skládající se zcela z erodované zeminy nebo kompostů, stanovila statisticky významný rozdíl v obsahu u plodů rajčat pro kadmium (nádobový pokus z roku 2016) a pro hliník, arsen a zinek (nádobový pokus z roku 2015). V případě analýzy pro pokus z roku 2015 však platilo, že analýza byla ovlivněna velikostí rozptylu obou hodnot z dvojic plodin, přičemž střední hodnoty ležely blízko sebe. Grafické zobrazení je uvedeno v přílohách 4 a 5.

5. DISKUZE

5.1. Využití kalů zeměmi EU

V současné době většina zemí EU zakazuje likvidaci nezpracovaného kalu v půdě. Některé země požadují speciální úpravu kalů před jejich opětovným použitím (biologická nebo chemická stabilizace), zatímco existuje několik zemí, které umožňují používání neošetřených kalů za určitých definovaných podmínek (např. Francie, Švédsko a Estonsko). V několika zemích je zakázáno použití kalů také v lesích, lesnictví, dolech a na zelených plochách. (Kelessidis a Stasinakis, 2012) V České republice jsou kaly aplikovány na půdu přímo nebo jsou před aplikací upravovány kompostováním, dále jsou využívány k rekultivacím, úpravám terénu a okrajové jsou stále skládkovány.

Již několik let je snahou Evropské unie opět sjednotit přístup ke zpracování kalů. V posledním dokumentu Společného výzkumného střediska (JRC) „End-of-waste criteria for biodegradable waste subjected to biological treatment (compost & digestate): Technical proposals“ je surový kal vyloučen ze skupiny „bioodpadů“, tj. surovin pro přípravu tzv. „end-of-waste“ kompostů. (Saveyn a Eder, 2014; Mininni et al., 2015). Cíle zpracování surového kalu jsou v současnosti jejich minimalizace, celková stabilizace a hygienizace procesy tepelné hydrolýzy následované anaerobní digescí a spalování v peci s fluidním ložem (Mininni et al., 2015).

Navzdory tomu je navrhováno ponechat kal jako potenciální vstupní materiál pro přípravu tzv. „end-of-waste“ kompostů. Toto rozhodnutí je ovlivněno skutečností, že mnoho členských států jako např. Estonsko, Finsko, Francie, Itálie, Litva, Německo a Španělsko produkuje velké množství kompostů s obsahem kalu. (Mininni et al., 2015)

K největším producentům kalů v Evropě patří Francie, Německo (Tab. 4.6 a 4.7), Španělsko, Velká Británie (Tab. 4.7) a Itálie. V Itálii se v současné době celková produkce kompostu odhaduje na 1 milion tun/rok a 0,3 milionu tun/rok kompostu s obsahem kalu. Okolo 450 000 tun/rok odvodněných kalů (10-15 % z celkové produkce kalů) je kompostováno. (Mininni et al., 2015) Na základě údajů Eurostatu by měly mít největší podíl na produkci kompostu s obsahem kalu Německo a Francie. Obecně, čistírenský kal tvoří jednu až dvě třetiny vstupních materiálů pro přípravu kompostu s obsahem kalu, dalšími vstupními položkami jsou zelený odpad a biologický odpad (Saveyn a Eder, 2014). Podle Evropské federace pro zemědělskou recyklaci (EFAR), je asi 25 % produkce čistírenských kalů ve Francii kompostováno společně se zeleným odpadem. Norma NF U44-095 (AFNOR, 2002) platná od května 2002 ve Francii stanovila produktová kritéria čistírenských kalů, která

umožňují rozvoj dobře strukturovaného trhu pro tento druh půdního hnojiva. (Saveyn a Eder, 2014)

I přes to, že Německo patří k největším producentům kalů a produkuje velké množství kompostů s obsahem kalů, prošla v Německu 18. ledna 2017 vládou nová vyhláška o čistírenských kálech, která podstatně snižuje konvenční využití čistírenských kalů na zemědělské půdě za účelem dalšího snížení znečišťujících látek vstupů do půdy. Po uplynutí přechodného období (12 a 15 let) bude možná aplikace kalů na zemědělskou půdu pouze z čistíren do 50 000 EO a to za zpřísněných podmínek. (BMUB, 2017; Stránský, 2017) Hlavním cílem návrhu vyhlášky je získat cenné složky čistírenských kalů jako je fosfor a následně je využít v rámci oběhového hospodářství. Do 12 let od vstupu vyhlášky v platnost musejí všechny německé ČOV nad 100 000 EO získávat fosfor z kalů a 15 let poté, co vstoupí vyhláška v platnost také ČOV nad 50 000 EO. Výjimku tvoří čistírenské kaly s obsahem fosforu nižším než 2 %. Nařízení neukládá žádnou konkrétní technologii pro obnovu fosforu, ale ponechává dostatek prostoru pro využití nebo rozvoj inovačních metod obnovy. (BMUB, 2017; Stránský, 2017)

Obdobně Rakousko zveřejnilo 11. ledna 2017 návrh „Federálního plánu odpadového hospodářství 2017“ a zahájilo proces účasti veřejnosti. (BMLFUW, 2017; Stránský, 2017) Z hlediska strategie pro budoucí nakládání s čistírenskými kaly, která je součástí plánu, je významně omezeno zemědělské využití čistírenských kalů. Během přechodného období 10 let má být ukončena přímá aplikace kalů na půdu a jejich kompostování z čistíren odpadních vod s projektovanou kapacitou větší nebo rovnou 20 000 EO. (BMLFUW, 2017; Stránský, 2017)

Součástí strategie je také povinnost recyklace fosforu z kalů z čistíren odpadních vod s projektovanou kapacitou větší nebo rovnou 20 000 EO, které by mělo být dosaženo u ČOV nad 500 000 EO přímo na místě, pokud je obsah fosforu vyšší než 2 % nebo monospalováním čistírenských kalů a následném získávání fosforu z popela spálených kalů. (BMLFUW, 2017; Stránský, 2017)

5.2. Využití materiálů z malých ČOV pro přípravu kompostů

Jak vyplývá z dlouhodobých sledování kalů z objektů mechanického předčištění kořenových ČOV, nepřekračuje jejich kontaminace rizikovými prvky a látkami až na výjimky hodnoty dané vyhláškou č. 437/2016 Sb. pro použití kalů v zemědělství.

Téměř všechny sledované vzorky však nevyhovovaly mikrobiologickým kritériím pro termotolerantní koliformní bakterie a enterokoky daným vyhláškou. Mikrobiální

znečištění kalů je poměrně proměnlivé v závislosti na míře stabilizace. Pro dosažení větší stability kalů a snížení případné kontaminace by bylo dobré více sledovat probíhající procesy, případně zvolit mezistupeň stabilizace kalů před jejich použitím v zemědělství. V případě KČOV se jeví i anaerobní vyhnívání v štěrbínové usazovací nádrži jako nedostatečné respektive s proměnlivou mírou stabilizace. Podobné zkušenosti ze zahraničí uvádí např. Oleszkiewicz a Mavinic (2001) a Uggetti et al. (2010). Jednou z možností stabilizace kalů je kompostování (Uggetti et al., 2010; Nielsen a Willoughby, 2005). Tento proces přináší pozitivní změny vstupních materiálů a snižuje jejich kontaminaci.

Možnost uplatnění kalů z malých ČOV v zemědělství závisí na dohodě mezi jejich provozovateli a zemědělsky hospodařícími subjekty. V obdobích, kdy není zájem ze strany těchto subjektů o kaly, je nutné jejich vyvážení na jiné komunální ČOV s kalovým hospodářstvím, což je i pro provozovatele finančně náročnější.

U námi sledovaných čistíren do 1 000 EO byly zjištěny rozdíly v obsahu tří základních živin (v % sušiny). Nejvyšší obsah byl zjištěn u mechanicko-biologické čistírny ve Starovicích ($N_{\text{celk.}} = 5,8 \%$, $P_{\text{celk.}} = 1,9 - 2,9 \%$ a $K = 0,5 - 0,8\%$), jejíž kal obsahoval také nejvyšší podíl organických látek ($Z\check{Z} = 75 - 85 \%$).

Naopak u kalů z usazovacích nádrží KČOV v Hostětíně i Dražovicích byl obsah organických látek výrazně nižší (KČOV Dražovice – $Z\check{Z} = 19 - 42 \%$, KČOV Hostětín – $Z\check{Z} = 29 - 35 \%$).

Důvodem je pravděpodobně napojení na jednotné kanalizační sítě na rozdíl od starovické ČOV. Také obsahy celkového dusíku a celkového fosforu byly výrazně nižší a rozkolísané (KČOV Dražovice - $N_{\text{celk.}} = 0,3 - 2,1 \%$, $P_{\text{celk.}} = 0,3 - 0,8 \%$ a $K = 0,2 - 0,8\%$; KČOV Hostětín - $N_{\text{celk.}} = 1,2 - 2,0 \%$, $P_{\text{celk.}} = 0,4 \%$ a $K = 0,3 - 0,6 \%$).

Uggetti et al. (2010) publikovali následující procentní poměr tří hlavních živin v čistírenském kalu čistírny odpadních vod (ČOV) pro 1 500 PE - $N_{\text{celk.}} = 9,76 \%$, $P_{\text{celk.}} = 2,68 \%$ a $K = 0,27 \%$. Singh a Agrawal (2008) publikovali souhrnné hodnoty z průzkumů v Thajsku, Španělsku a Indii. Rozsahy celkového obsahu dusíku, celkového obsahu fosforu a draslíku v procentech se výrazně neměnily a pohybovaly se v rozmezí hodnot $N_{\text{celk.}} = 2,5 - 3,4 \%$, $P_{\text{celk.}} = 1,06 - 1,34 \%$ a $K = 0,2 - 0,42 \%$. Gascó a Lobo (2008) uvádějí množství $N_{\text{celk.}}$ v odpadním kalu $1,5 \%$ a množství $P_{\text{celk.}}$ $1,2 \text{ g/kg}$.

Rizikové prvky se v kalech nevyskytovaly v nadlimitním množství. Prakticky hlavním problémem pro přímou aplikaci kalů v zemědělství je jejich zjištěná mikrobiální kontaminace.

V kalech ze septiků sledovaných domovních kořenových ČOV a z balených ČOV všech kategorií do 200 EO nebylo zjištěno překročení limitních hodnot u rizikových prvků, ale podobně jako u malých ČOV byla překročena mikrobiální kritéria daná vyhláškou č. 437/2016 Sb. Je tedy nutné kaly odvážet k další stabilizaci a snížení mikrobiální kontaminace.

Kaly ze septiků domovních kořenových ČOV nebyly od zahájení jejich provozu (roky 2010 a 2011) prozatím vyváženy. Kaly z balených ČOV jsou vyváženy obvykle dodavateli ČOV k dalšímu zpracování v rámci kalového hospodářství větších komunálních ČOV.

Další sledované materiály (sedimenty biologických a retenčních nádrží, filtrační materiály kořenových filtrů a vegetace umělých mokřadů) nebyly z hlediska dalšího využití problematické.

Kontaminace sedimentů biologických nádrží nepřekračuje limity pro rizikové prvky s ohledem na jejich využití v zemědělství. Úbytek obsahu rizikových prvků mezi sedimenty usazovacích a dočišťovacích nádrží zřejmě souvisí také s jejich akumulací z protékající vody do vegetace kořenových filtrů (Švehla et al., 2008). Kröpfelová (2011) a další autoři potvrdili vysoké účinnosti akumulace těžkých kovů do vegetace. Mikrobiální kontaminace byla zjištěna v přítokových částech obou nádrží. Sedimenty odtokových částí nebyly mikrobiologicky zatížené. Zjištěné hodnoty umožňují odtěžení nezávadných sedimentů odtokových částí a přímé využití aplikací na zemědělskou půdu.

Změny filtračních vlastností materiálů kořenových filtrů vlivem kolmatace podrobně zkoumala např. Hyánková (2005), Švehla et al. (2008) a Suchý et al. (2009). Autoři uvádí změny pórovitosti a hydraulické vodivosti filtračních materiálů v důsledku kolmatace v čase. Procentní podíl kalu v sušině filtračního materiálu se pohyboval v jednotkách procent. V částech kořenových filtrů několika ČOV nejvíce zasažených kolmatací byly zjištěny hodnoty 10 až 16 % kalu v sušině materiálu. Se vzdáleností od nátoků vod do kořenových filtrů podíl kalu klesal, a to u všech ČOV sledovaných v mnoha studiích výše uvedenými autory. Tyto poznatky potvrzují také průzkumy filtračních materiálů kořenových filtrů ČOV Dražovice.

Dalším odpadem produkovaným provozem kořenových čistíren odpadních vod je biomasa makrofytní vegetace, kterou jsou osázeny kořenové filtry. Provozní přístupy k údržbě této vegetace jsou různé, od stavu, kdy není biomasa sklízena prakticky od začátku provozu čistírny, přes každoroční spalování v jarních obdobích přímo na povrchu filtrů, až po kosení a sklizení v různých obdobích roku (během vegetačních sezon, na podzim, ke konci zimy)

v různém časovém intervalu (každoročně, jednou za několik let). S vývojem aplikace této čistírenské technologie v České republice je možné konstatovat, že pravidelné sklízení vegetace makrofyt vede k její lepší regeneraci (bez sklízení postupem času vegetace řídne, mění se její složení, dochází k náletu a rozvoji druhotné vegetace druhů náročných na živiny), lepší kontrole povrchu filtrů a nedochází k akumulaci biomasy z rozkladu staré vegetace na povrchu filtrů. Množství akumulované hmoty bylo zjištěno u kořenových filtrů dražkovické ČOV bez sklízení vegetace po dobu cca 10 let v rozmezí 2 až 4 cm. Charakter materiálu se blíží kompostu. Výsledky rozborů vzorků biomasy rákosu (*Phragmites australis*) a chrastice (*Phalaris arundinacea*), tedy dvou základních druhů využívaných při realizaci kořenových ČOV v České republice, uvádí podrobně Vymazal et al. (2007), Vymazal et al. (2009) a Březinová (2015). Pokud se porovnají výsledky analýz rákosu z Dražovic, z Hostětína a ze Křtin s výsledky uvedenými v poslední jmenované práci, zahrnující i obsáhlou rešerši množství rizikových prvků v rákosu obecném ve světě, vyplývá, že množství chromu, kadmia, niklu, olova a zinku se pohybuje ve stejných rozmezích hodnot. Obsahy chromu a olova jsou podobně jako u vzorků z čistíren sledovaných v citované práci na dolní hranici rozpětí hodnot publikovaných celosvětově. Důvodem je i to, že přítoky zmíněných čistíren nejsou zatíženy průmyslovými odpadními vodami. Obsahy mědi v rákosu tří uvedených čistíren odpovídají dolní polovině rozpětí udávaného v práci Březinové (2015). Obsah rtuti, arsenu a hliníku byl porovnán s výsledky výzkumu publikovanému v práci Kröpfelové (2011). Obsah rtuti byl zjištěn srovnatelný pro obě komunální ČOV s průměrem pro několik srovnatelných čistíren z českých krajů uvedeným v dané práci (0,012 mg/kg sušiny). V případě domovní ČOV ve Křtinách byl cca 4x vyšší, ale stále nízko nad mezí stanovitelnosti. Obsah arsenu byl srovnatelný, i pro tuto KČOV, a stejně jako v uvedené práci na úrovni meze stanovitelnosti. Kröpfelová (2011) publikovala průměrný obsah hliníku 94,3 mg/kg sušiny, čemuž se blíží hodnota pro dražovickou čistírnu (86 mg/kg sušiny). V Hostětíně a ve Křtinách byl vypočítán průměrný obsah pod 50 mg/kg sušiny.

Vymazal et al. (2010) porovnávali změny biomasy rákosu a chrastice rostoucích na kořenových filtrech a akumulaci prvků v jejich biomase v závislosti na počtu sklizní v roce. U některých prvků zjistili vyšší kumulaci za rok při opakované sklizni (Al, Cd a Zn z prvků sledovaných v této práci). Naopak pro As, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni a Pb platilo, že vyšší akumulace byla při jedné sklizni, což může znamenat, že jsou do nadzemní sečené biomasy transportovány v pozdější fázi růstu (Březinová, 2015).

Obecně platí, že vegetace sklizená z povrchu kořenových filtrů anebo z umělých mokřadů jiných typů je použitelná jako vstupní materiál pro kompostové směsi bez rizika

vnosu významného množství těžkých kovů a arsenu v porovnání s obsahy těchto prvků v kalech.

5.3. Nádobové pokusy s plodinami

Zhou et al. (2016) zjistili zřetelné rozdíly v koncentracích těžkých kovů v jedlých částech různých druhů zeleniny pěstovaných na půdě kontaminované těžkými kovy (Pb, Cd, Cu, Zn a As). Koncentrace těžkých kovů klesaly následovně: listová zelenina > stonková zelenina / kořenová zelenina / plodová zelenina > lusková zelenina / melounová zelenina. Schopnost listové zeleniny přijímat a hromadit těžké kovy byla nejvyšší a melounové zeleniny nejnižší. Toto zjištění potvrzuje i porovnání užitkových částí obou sledovaných plodin z nádobových pokusů.

V salátu rostoucím na kyselých půdách bylo zjištěno následující pořadí toxicity Cd > Ni > Cu > Zn (Haghighi et al., 2010).

Zhao et al. (2012) provedli nádobový pokus za účelem zkoumání vlivu kompostovaného kalu z čištění odpadních vod (KKOV) aplikovaného samostatně a ve směsi s chemickým hnojivem na růst a hromadění těžkých kovů v rostlinách listového salátu pěstovaných na dvou půdách („Xanthi-Udic Ferralosol“ (XFU) a „Typic Purpli-Udic Cambosol“ (TPUC)). Pokus zahrnoval kontrolu (hnojivo obsahující dusík-fosfor-draslík (NPK)); kompostovaný kal aplikovaný v poměru 27,54 (KKOV), 82,62 (3KKOV), 165,24 (6KKOV) t/ha; a směs kompostovaného kalu a chemického hnojiva (1/2 KKOV + 1/2 NPK). Aplikací dávky byly stanoveny dle místních doporučených dávek. Aplikace KKOV zvýšila biomasu salátů, ale také obsah mědi, zinku a olova v salátech a v půdě celkové kovy a kovy extrahované pomocí dietyltriaminpentaoctové kyseliny (DTPA). KKOV při dávkách 27,54 a 82,62 t/ha navyšuje rostlinnou biomasu méně než samotné NPK hnojivo. Obsahy Cu, Zn, Pb a Cd v TPUC byly menší než limity půd třídy II Čínské normy ekologické jakosti půd GB15618-1995 (NSPRC, 1995), při dávce 165,24 t/ha, zatímco Cu a Cd v XUF překročily mezní hodnoty již při dávce KKOV 27,54 t/ha.

Jayasinghe (2012) provedl studii s cílem zhodnotit potenciální možnost použití KKOV jako alternativu finančně nákladné rašeliny pro kultivaci hlávkového salátu. Bylo připraveno pět variant s různým procentuálním zastoupením KKOV a rašeliny v růstovém substrátu. Procenta přídatku KKOV k rašelině byla 0 %, 15 %, 30 %, 50 % a 70 %. Růstová média KKOV + rašelina měla velmi dobré fyzikální a chemické vlastnosti a významné obsahy rostlinných živin, zejména P, K, Ca a Mg. Největší růstové přírůstky a výtěžnosti byly

dosaženy v substrátu s 30 % KKO a 70 % rašeliny z celkového objemu. Čerstvá hmotnost nadzemní části, sušina nadzemní části, čerstvá hmotnost kořenů a sušina kořene získané z růstového substrátu s 30% KKO a 70 % rašeliny byly zvýšeny o 56,53 %, 43,93 %, 29,46 % a 67,24 % v porovnání s rašelinovým substrátem. Přidání CSS jako složky růstového média zvýšilo koncentrace živin (N, P, K, Mg, Ca, Cu, Mn, Zn a Pb) v rostlině salátu. Hladiny stopových prvků v tkáních však byly mnohem nižší než fyto toxické úrovně.

Substráty s přídavkem KKO vykazovaly hodnoty pH a EC vyšší než čistá rašelina, což může představovat hlavní omezující faktory pro jejich použití jako růstového substrátu. Na druhé straně tato média nevyvolávají žádné snížení růstu rostlin ve srovnání s rašelinou. Kromě toho mohou být růstové substráty založené na KKO považovány za náhradu rašeliny pro pěstování salátu kvůli jejich účinným fyzikálním a chemickým vlastnostem.

Gatullo et al. (2017) provedli pokus ve skleníku se čtyřmi kultivary hlávkového salátu, při kterém porovnávali kompostovaný komunální odpad s perlitem (KKO + perlit), kompostovaný kal s perlitem (KKO + perlit) a rašelinu s perlitem (rašelina + perlit). Biometrické parametry rostlin naměřené po 72 dnech růstu ukázaly, že výtěžek rostlin kultivovaných na KKO + perlit byl podobný kontrolním rostlinám, nezávisle na kultivaru. Naopak směs KKO + perlit všeobecně potlačila tvorbu biomasy, zejména u kultivarů Murai a Patagonia. V porovnání se směsí rašelina + perlit, oba kompostové substráty redukovaly akumulaci těžkých kovů v listech, s velkým účinkem u kultivaru Maximus. Množství Cd a Pb v jedlé části byla vždy pod limity stanovenými nařízením Komise (ES) č. 1881/2006 (European Commission, 2006).

V terénním experimentu de las Heras et al. (2005) ukázali významné zvýšení Al, Ni a Zn v listových salátech po třech letech od aplikace kalu. Dále aplikace vysokých dávek kalu (8 a 10 kg/m²) nepodporuje významný nárůst výnosu a několik těžkých kovů se začne hromadit v půdách. Je výhodné použít 4 nebo 6 kg/m² kalu po dobu nejvýše dvou let v řadě ve stejné půdě. Konečně je vždy nutné kontrolovat různé faktory: obsah těžkých kovů v kalu, pH půdy a obsah organických látek v půdách, aby se zabránilo toxickým hladinám těžkých kovů v rostlinných tkáních.

K nejvyššímu navýšení biomasy salátů v provedených nádobových pokusech, a to až o 85 % oproti erodované zemině přispěl 8 % přídavek kompostů z mechanického předčištění a kořenových filtrů do erodované zeminy v první sadě pokusu v roce 2015, kdy měla erodovaná zemina nízký obsah živin. Současně došlo k navýšení živin, ale také k nadlimitnímu výskytu rizikových prvků v půdě. K překročení limitních hodnot u všech salátů včetně salátů pěstovaných v erodovaných zeminách a v roce 2015 i zahradní zemině

došlo u chromu a železa a v roce 2015 také u zinku. Limitní hodnoty pro kadmium byly překročeny ve vzorcích z nádobového pokusu 2015 s výjimkou obou vzorků s kompostem 1 K-MČ, jednoho vzorku s kompostem 2 K-KF a jednoho vzorku směsi EZ – 1 K-KF a ve vzorcích z nádobového pokusu 2016 s výjimkou kompostových směsí. Důvodem byl vyšší obsah Cd v zemině. Sporadicky byly překročeny také limity pro rtuť a nikl.

Moral et al. (2002) provedli polní pokus, v rámci kterého pěstovali rajčata na půdě obohacené kalem, půdě hnojené NPK hnojivem a půdě neošetřené. Na půdách obohacených přídatkem kalů bylo ve srovnání s půdou s anorganickým hnojením zjištěno vyšší množství kadmia obsaženého v nadzemní části rajčat. Akumulace Cd v plodech byla ve srovnání s ostatními analyzovanými částmi rostlin nízká a očividně se nelišila v závislosti na druhu půdy. Množství Cd v plodech rajčat bylo o řád nižší než v listech.

Elloumi et al. (2016) posuzovali také dostupnost kovů a jejich akumulaci v rajčatech při zvyšujícím se přídatku kalu do půdy. Výsledky ukázaly, že se pH půdy snížilo, zatímco zasolení, množství organického uhlíku, celkový dusík, dostupný fosfor a reaktivní formy Na, Ca, K a těžkých kovů se významně navýšily se zvyšujícími se aplikačními dávkami kalu. Ze tří těžkých kovů Zn, Cu a Cr, měl Zn největší schopnost přenosu z půdy do rostlin. Byla pozorována nízká translokace kovů z kořenů do listů. Dávka 7,5 % kalu snížila produkci biomasy a způsobila pokles obsahu chlorofylu a stomatální vodivosti. Použití dávky 2,5 až 5 % čistírenských kalů v zemědělství by bylo účinnou a finančně efektivní metodou pro obnovení úrodnosti půdy a řešením jak nakládat s odpady způsobem šetrným k životnímu prostředí.

Nejvyšší výnosy u námi provedených pokusů byly zjištěny pro 100% kompostové směsi (průměrně 30 plodů z jedné rostliny). 8 % příměs kompostů do půdy nezpůsobila významné navýšení počtu plodů. Nejvyšší hmotnost plodů dosáhla rajčata pěstovaná na kompostu 1 K-KF, který obsahoval nejvyšší obsah organických látek, celkového dusíku a celkového fosforu. V plodech rajčat nebylo zjištěno překročení žádné z limitních hodnot daných příslušnými předpisy.

6. ZÁVĚR

Využití kalů v zemědělství je v současnosti Evropskou unií regulováno pouze limity těžkých kovů (Cd, Cu, Hg, Ni, Pb a Zn) uvedenými ve Směrnici Rady 86/278/EHS. Jedná se o dokument více jak 30 let starý. Cílem směrnice bylo podpořit bezpečné používání čistírenských kalů v zemědělství tak, aby se zabránilo škodlivým účinkům na půdu a přeneseně na plodiny, živočichy a člověka.

V několika evropských zemích byly v porovnání se směrnicí přijaty přísnější právní předpisy a stanoveny limitní koncentrace i pro další těžké kovy. Nejrozšířenější je limit pro chrom.

Rozpětí limitů mezi členskými zeměmi je při porovnání národních legislativních předpisů pro tyto kovy značné, i o několik řádů. Pro kadmium jsou platné limity v rozmezí 0,7 až 40 mg/kg sušiny, pro měď 75 – 1750 mg/kg sušiny, pro rtuť 0,4 až 25 mg/kg sušiny, pro nikl 25 až 400 mg/kg sušiny, pro olovo 45 až 1200 mg/kg sušiny, pro zinek 200 – 4 000 mg/kg sušiny a pro chrom 70 – 1500 mg/kg sušiny.

Dále byly vymezeny mezní hodnoty pro některé syntetické organické sloučeniny, a to jak v Pracovním dokumentu o kalech z roku 2000 (European Commission, 2000b), tak v národních předpisech. Nejrozšířenější je limit pro AOX, který je stejný ve všech zemích, jež tento limit zavedly. Hodnota je 500 mg/kg sušiny kalu. Dalšími nejvíce uplatněnými limity jsou limity pro obsah PAU a PCB. Poslední skupinou znečištění, pro niž byly zavedeny limitní hodnoty, je mikrobiální znečištění. V Pracovním dokumentu o kalech z roku 2000 (European Commission, 2000b) jsou navrženy limity pro obsah salmonel a *Escherichia coli*. V národních předpisech (pouze 11ti zemí) jsou uváděny tyto ukazatele, nebo i enterokoky, termotolerantní koliformní bakterie, *Clostridium perfringens* či vajíčka helmintů.

Mimo limity pro kaly jsou legislativními předpisy definovány i limitní koncentrace těžkých kovů v půdách určených pro aplikaci kalů. V tomto případě nejsou rozdíly mezi hodnotami limitů při porovnání národních předpisů tak velké jako u kalů. Pohybují se v rozmezí maximálně jednoho řádu.

Ve 13 zemích EU, které poskytly údaje v obou letech 2014 a 2015, bylo v zemědělství využito 22,6 % (2014) a 22,1 % (2015) produkovaných kalů a 23,3 % (2014) 23,1 % (2015) kalů likvidovaných. Země EU používají širokou škálu technologií pro zpracování kalů, avšak převládajícími technologiemi jsou spalování (39,9 % v roce 2014 a 41,5 % likvidace kalů v roce 2015) a přímá aplikace v zemědělství a kompostování (39,2 % v roce 2014 a 38,6 % 2015 z likvidovaného kalu). Využívání kalů z čistíren odpadních vod v zemědělství je mezi

zeměmi EU velmi variabilní a pohybuje se mezi nulou (Malta, Slovinsko, Slovensko) a 80 % (Irsko). Vyšší procento využití kalů v zemědělství vykazovalo také Bulharsko (64 %). Z dat z roku 2012 také Portugalsko, Velká Británie, Španělsko, Lucembursko, Francie (nad 70 %) a také Dánsko a Bulharsko (nad 50 %), které v letech 2014 a 2015 data neposkytly nebo nebyla úplná.

Průzkum kalů z 82 čistíren odpadních vod provedený v roce 2015 v České republice ukázal, že limity pro Cu, Ni, As a Cr nebyly splněny v 7,3 %, 4,9 %, 3,6 % a 3,6 % vzorků v daném pořadí. Žádný vzorek nepřekročil limitní hodnotu 0,6 µg/kg sušiny obsahu sumy šesti kongenerů PCB. Také limitní hodnota pro obsah AOX nebyla v žádném vzorku překročena. V ČR došlo od poloviny devadesátých let, kdy jsou k dispozici výsledky rozborů kalů, k výraznému snížení obsahů kadmia, rtuti, olova a zinku.

V období 2005 – 2016 bylo v České republice v průměru 39,8 % čistírenských kalů využito při kompostování, 31,1 % v zemědělství a při rekultivacích, 5,7 % skládkováno, 1,3 % spalováno a 22,6 % zpracováno jiným způsobem.

Důležitou otázkou při podpoře aplikace kalů v zemědělství, po jejich stabilizaci přímo na půdu, anebo jako příměsí do kompostů, je posouzení možného negativního synergického působení na půdní organismy, rostliny, živočichy a člověka.

Testy fyto toxicity jsou cenné nástroje pro hodnocení aplikovatelnosti kalů na zemědělskou půdu. Testy toxicity existují ve formě směrnic významných organizací (např. US EPA, OECD, ISO, atd.). V ČR se tyto testy využívají při hodnocení ekotoxikologických vlastností vodních výluhů odpadů. Umožňují posoudit vliv spolupůsobení vnějších a vnitřních faktorů.

Problematika používání kalů v zemědělství je velice složitá a nese s sebou mnoho rizik. Vývoj společné evropské legislativy, stejně jako národních předpisů, je důležitý pro schopnost těmto rizikům předcházet. Je třeba mít taková bezpečnostní opatření, aby nedocházelo k možným únikům kontaminace do povrchových a podzemních vod, aby nedocházelo k toxickému působení na půdu, rostliny, živočichy a člověka.

Čistírenské kaly jsou druhem odpadu, který je produkován ve vysokém množství a je nositelem velkého množství cenných látek, které mohou být navraceny zpět do půdy i s možností snížení dopadu erozních jevů a deficitu organické složky v půdě.

I přesto, že mohou čistírenské kaly obsahovat široké spektrum škodlivých toxických látek, je důležité hledat nové cesty jejich zpracování.

Hlavní část disertační práce byla zaměřena na posouzení míry znečištění rizikovými prvky z odpadních materiálů pocházejících z malých čistíren (do 1 000 obyvatel), její změnu

po zpracování kompostováním a přenos rizikových prvků do dvou vybraných zástupců zeleniny s různými užitkovými částmi (salát – listy, rajčata – plody).

Vybrané odpadní materiály z čistíren odpadních vod a umělých mokřadů byly odebrány a následně analyzovány z hlediska obsahu nutrientů, organických látek, vybraných prvků a mikrobiologického znečištění.

Bylo zjištěno, že odpady z procesu čištění vod nejsou zatíženy těžkými kovy a arsenem v takové míře, že by nebylo možné jejich přepracování a využití jako hnojiva v zemědělství nebo pro údržbu zelených ploch. Je však třeba jejich další úprava nutná ke snížení mikrobiologického znečištění.

Kaly byly společně s dalšími odpady kompostovány a následně samostatně nebo ve směsích s erodovanou půdou využity pro nádobové pokusy provedené v letech 2015 a 2016 se saláty a rajčaty.

Analýza hmotností hlávek vypěstovaných salátů přinesla tyto poznatky: velká rozkolísanost výnosů u nekvalitní erodované zeminy mezi oběma pokusy a značný přínos přidávku kompostů pro nárůst hmotnosti hlávek.

Z rozborů hlávek salátů však plyne, že došlo k překročení limitních hodnot některých rizikových prvků včetně těžkých kovů (Cr, Zn a Fe) u všech sledovaných směsí substrátů, Cd u většiny substrátu a Hg a Ni u některých substrátů. Přínos příměsí kompostů nebyl v roce 2016 s ohledem na vyšší kvalitu vstupní zeminy tak výrazný. Porovnání výnosů v nádobách s příměsí kompostů v obou letech je však porovnatelné a poměrně stabilní.

Pro zajištění vyššího výnosu plodů rajčat, je třeba zvýšit podíl kompostových substrátů při aplikaci do erodované zeminy na hranici zajišťující nezvýšení obsahu rizikových prvků v plodech nad limitní hodnoty.

V obou nádobových pokusech nebylo, na rozdíl od salátů, zjištěno překročení obsahu sledovaných rizikových prvků v žádné variantě se 100% kompostovými substráty ani s jejich příměsemi. V tomto případě tedy horní omezení podílu kompostů neplatilo.

Nádobovými pokusy bylo tedy zjištěno, že aplikace přepracovaných odpadních materiálů při pěstování vybraných plodin může znamenat nadlimitní zatížení těžkými kovy a arsenem u listové zeleniny, v našem případě salátů. U plodové zeleniny (rajčat) toto riziko prokázáno nebylo. Při aplikaci kompostů na půdu je třeba zohlednit také její vlastní zatížení.

Použití statistického nástroje ANOVA pro posouzení statistické významnosti rozdílů mezi obsahem nutrientů a těžkých kovů v konzumních částech salátu (listy) a rajčete (plody) při různém materiálu v nádobách se ukázalo jako vhodnější při počtu třech opakování. Dvě opakování, respektive nádoby pro každou variantu se jeví méně průkazné a výsledky analýzy

jsou často ovlivněny odlehlostí obou hodnot z dané dvojice. To je patrné při srovnání analýzy ANOVA pro plody rajčat pěstovaných v nádobách se 100% náplní zeminou anebo kompostem z pokusu v roce 2016 (tři nádoby) a z pokusu v roce 2015 (dvě nádoby).

Kompostováním kalů a dalších odpadů z čistíren odpadních vod a z údržby zeleně by si mohly obce či jednotliví obyvatelé zajistit nejen jejich nízkonákladové zpracování, ale současně využít konečný produkt jako zdroj živin a organické hmoty do půdy, minimálně pro údržbu zelených ploch. Podobně by mohly být využity kaly a další odpady z domovních ČOV, kde navíc můžeme předem určit jejich potenciální znečištění.

7. POUŽITÁ LITERATURA

- Adani, F., Lozzi, P., Geneyini, P. L., 2000: Determination of biological stability by oxygen uptake on municipal solid waste and derived products. *Compost Science and Utilization* 9, pp. 163–178.
- Akratos, C.S., Tsihrintzis, V.A., 2007: Effect of Temperature, HRT, Vegetation and Porous Media on Removal Efficiency of Pilot-Scale Horizontal Subsurface Flow Constructed Wetlands, *Ecological Engineering* 29(2), pp. 173–191.
- Alidadi, H., Najafpoor, A.A., Parvaresh, A., 2007: Determination of Carbon/Nitrogen Ratio and Heavy Metals in Bulking Agents Used for Sewage Composting. *Pakistan Journal of Biological Sciences* 10, pp. 4180–4182.
- AFNOR – Norm'Info, 2002: Norme NF U44-095 Amendements organiques - Composts contenant des matières d'intérêt agronomique, issues du traitement des eaux. France.
- Andreoli, C.V., Pegorini, E.S., Fernandes, F., Santos H.F., 2007: Land application of sewage sludge. In M. Von Sperling, C.V. Andreoli a F. Fernandes (Eds.), *Sludge treatment and disposal* London: IWA Publishing, pp. 162–206.
- Alloway, B.J. (Ed.), 1990: *Heavy metals in soils*, Blackie and Son Ltd, Great Britain, pp. 339.
- Alloway, B.J., 2013: Heavy metals and metalloids as micronutrients for plants and animals. In: Alloway BJ (ed) *Heavy metals in soils: trace metals and metalloids in soils and their bioavailability*, 3rd edn. Springer, Netherlands, pp. 195–209.
- Andersson., A., Nielsson, K.O., 1976: Influence on the levels of heavy metals in soil and plant from sewage sludge used as fertilizers. *Swed. J. Agric. Res.* 6, pp. 151.
- AOPK, 2011: Katalog biotopů České republiky. Online:
<http://www.nature.cz/natura2000-design3/sub-text.php?id=6743&akce=hledat&ssHledat=mapov%E1n%ED%20biotop%F9>.
- ASTM E1963-09, 2014: *Standard Guide for Conducting Terrestrial Plant Toxicity Tests*, ASTM International, West Conshohocken, PA, 2014, www.astm.org.
- Atiyeh, R.M., Subler, S., Edwards, C.A., Bachman, G., Metzger, J.D., Shuster, W., 2000: Effects of Vermicomposts and Composts on Plant Growth in Horticultural Container Media and Soil. *Pedobiologia* 44, pp. 579–590.
- Bakalová, L., 2006: Testy fytotoxicity a jejich využití pro hodnocení vlivu xenobiotik. *Bakalářská práce*. MU Brno, pp. 40.

- Baker, A.J.M., Brooks, R.R., 1989: Terrestrial Higher Plants which Hyperaccumulate Metallic Elements – A Review of their Distribution, Ecology and Phytochemistry. *Biorecovery* 1, pp. 81–126.
- Barrena, R., D’Imporzano, G., Ponsä, S., Gea, T., Artola, A., Vazquez, F., 2009: In search of a reliable technique for the determination of the biological stability of the organic matter in the mechanical-biological treated waste. *Journal of Hazardous Materials* 762(2-3), pp. 1065–1072.
- Bertran, E., Sort, X., Soliva, M., Trillas, I., 2004: Composting winery waste: sludges and grape stalks. *Bioresource Technology* 95, pp. 203–208.
- BMLFUW, 2017: Bundes-Abfallwirtschaftsplan 2017. Das Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. Online: <https://www.bmlfuw.gv.at/greentec/bundes-abfallwirtschaftsplan/BAWP2017.html>. Poslední přístup 10. 3. 2017.
- BMUB, 2017: Verordnung zur Neuordnung der Klärschlammverwertung. Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation, Building and Nuclear Safety Online: <http://www.bmub.bund.de/en/topics/water-waste-soil/waste-management/details-waste-management/artikel/sewage-sludge-ordinance-abfklaerv/>. Poslední přístup 10. 3. 2017.
- Bowen, H.J.M., 1979: *Environmental Chemistry of the Elements*, Academic Press, New York, pp. 333.
- Braskerud, B.C., 2001: Clay particle retention in small constructed wetlands. *Journal Environmental Quality* 30(4), pp. 1447–1457.
- Březinová, T., 2015: Sezónní dynamika těžkých kovů ve vegetaci na kořenových čistírnách odpadních vod. Disertační práce, Praha, ČZU, pp. 117.
- Brix, H., Arias, C.A., 2005: Danish guidelines for small-scale constructed wetland systems for onsite treatment of domestic sewage. *Water science and Technology* 51 (9), pp. 1–9.
- Cai Q.-Y., Mo C.-H., Wu Q.-T., Zeng Q.-Y., Katsoyiannis A., 2007: Concentration and speciation of heavy metals in six different sewage sludge-composts. *J. Hazard. Mater.* 147(3), pp. 1063–1072.
- Cassman, K.G., Dobermann, A.R., Walters, D.T., 2002: Agroecosystems, Nitrogen-use Efficiency, and Nitrogen Management. *Ambio* 31 (2), pp. 132–140.
- Cesaro, A., Belgiorno, V., Guida, M., 2015: Compost from organic solid waste: Quality assessment and European regulations for its sustainable use, *Resources, Conservation and Recycling* 94, pp. 72–79.

- Clemens, S., 2001: Molecular mechanisms of plant metal tolerance and homeostasis. *Planta* 212, pp. 475–486.
- Crompton, T.R., 1998: Occurrence and Analysis of organometallic Compounds in the Environment, John Wiley & Sons, Chichester, pp. 250.
- Černá, A., 2015: Okolo močidla aneb výlet do mokřadů. *Živa* 1, pp. 8.
- Čížková-Končalová, H., 1992: Funkce kořenů rostlin v kořenové čistírně. In: Účelové kultivace vodních a mokřadních rostlin. Botanický ústav AV ČR Třeboň, pp. 70–73.
- ČNI, 1991: ČSN 46 5735 Průmyslové komposty. Praha. Český normalizační institut.
- ČSÚ, 2015: Statistická ročenka České republiky 2014 (Statistical Yearbook of the Czech Republic 2014). The Czech Statistical Office, pp. 799. ISBN 978-80-250-2638-0.
- ČSÚ, 2016: Statistická ročenka České republiky 2015 (Statistical Yearbook of the Czech Republic 2015). The Czech Statistical Office, pp. 824, ISBN 978-80-250-2726-4.
- De Jong, J., 1976: The purification of wastewater with the aid of rush or reed ponds. In: Tourbier, J., Pierson, R.W. (Eds.), *Biological Control of Water Pollution*. Pennsylvania University Press, Philadelphia, pp. 133–139.
- Di Salvatore, M., Carafa, A.M., Carratù, G., 2008: Assessment of heavy metals phytotoxicity using seed germination and root elongation tests: A comparison of two growth substrates. *Chemosphere* 73, pp. 1461–1464.
- Draeger, K., Pundsack, J., Jorgenson, M., Mulloy, W.E., 1999: Watershed Effects and biosolids land application: Literature review. Water Environmental Research Foundation. Project 96- REM-2.
- Dudka, S., Miller, W. P., 1999: Accumulation of potentially toxic elements in plants and their transfer to human food chain, *Journal of Environmental Science & Health Part B* 34(4), pp. 681–708.
- Dumbrovský, M., Pavelková Chmelová, R., Šarapatka, B., Pavka, P., 2007: Soil and Water Research Runoff processes and land use changes in the upper reaches of the Krupá river catchment during the last 70 years. *Soil and Water Research* 2(3), pp. 77–84. ISSN: 1801–5395.
- Edwards, C.A., Bohlen, P.J., 1996: *Biology and Ecology of Earthworms*. 3rd ed. Chapman & Hall, London, pp. 426.
- EEA, 2012: European Environment Agency. Soil compaction in Europe. Degree and extent of soil compaction in Europe. Last modified 29 Nov 2012. <http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/figures/soil-compaction-in-europe>. Poslední přístup 4. 1. 2017.

- Effenberger, M., Duroň, R., 1984: Stabilizační nádrže pro čištění a dočišťování odpadních vod. Účelová publikace VÚV 12. Praha: VÚV, pp. 72.
- Elloumi, N., Belhaj, D., Jerbi, B., Zouari, M., Kallel, M., 2016: Effects of sewage sludge on bio-accumulation of heavy metals in tomato seedlings. Spanish Journal of Agricultural Research 14(4), pp. 1–13.
- EPOC (European Parliament and of the Council), 2008: Directive 2008/98/EC of 19 November 2008 on waste and repealing certain Directives.
- Erb, K.-H., Haberl, H., Jepsen, M. R., Kuemmerle, T., Lindner, M., Müller, D., Reenberg, A., 2013: A conceptual framework for analysing and measuring land-use intensity. Current Opinion in Environmental Sustainability 5(5), pp. 464–470.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.cosust.2013.07.010>. Poslední přístup 4. 1. 2017.
- European Commission, 2000a: The available scientific approaches to assess the potential effects and risk of chemicals on terrestrial ecosystems. In Scientific committee on toxicity, ecotoxicity and the environment (CSTEE) [online]. Brussels : European commission directorate-general health and consumer protection, 9 November 2000.
http://ec.europa.eu/health/ph_risk/committees/sct/documents/out83_en.pdf.
Poslední přístup 21. 7. 2016.
- European Commission, 2000b: Working document on sludge. 3rd draft.
- European Commission, 2006: Commission regulation (EC) No. 1881/2006 of 19 December 2006 setting maximum levels for certain contaminants in foodstuffs.
- European Commission, 2014: Report on critical raw materials for the EU. “Report of the Ad hoc Working Group on defining critical raw materials”.
- Eurostat, 2016: Online:
<http://ec.europa.eu/eurostat/tgm/table.do?tab=table&init=1&language=en&pcode=ten00030&plugin=1>. Poslední přístup: 5. 12. 2016.
- FAO, 2008: Efficiency of soil and fertilizer phosphorus use. Reconciling changing concepts of soil phosphorus behaviour with agronomic information. FAO Fertilizer and Plant Nutrition Bulletin 18. ISBN 978-92-5-105929-6.
- FAO, 2016: Food Agriculture Organization, Faostat. <http://www.fao.org/faostat/en/#data/QC>.
Poslední přístup 10. 5. 2018.
- Felberová, L., 2006: Zimní provoz biologických nádrží. VTEI 48(3), pp. 13–14.
- Felberová, L., Kučera, J., Mlejnská, E., 2007: Experience in non-conventional wastewater treatment techniques used in the Czech Republic. Water Science and Technology 56(5), pp. 146–156. ISSN 0273-1223.

- Fijalkowski, K., Rorat, A., Grobelak, A., Kacprzak, M.J., 2017: The presence of contamination in sewage sludge - The current situation. *The Journal of Environmental Management* 203(3), pp. 1126–1136.
- Fišer, J., Nováková, M., Macek, T., 2014: Mechanismy snižující toxicitu rizikových prvků u rostlin. *Chem. Listy* 108, pp. 566–571.
- Fonder, N., Headley, T., 2010: [Kap] Systematic Classification, Nomenclature and Reporting for Constructed Treatment Wetlands. Vymazal, J. (ed.) *Water and Nutrient Management in Natural and Constructed Wetlands*. Springer Science+Business Media B.V 2010., pp. 191–219. ISBN 978-90-481-9584-8.
- Frost, H.L., Ketchum, L.H., 2000: Trace metal concentration in durum wheat from application of sewage sludge and commercial fertilizer. *Adv. Environ. Res.* 4, pp. 347–355.
- Fytli, D., Zabaniotou A., 2008 Utilization of sludge in EU application of old and new methods - A review. *Renewable a Sustainable Energy Reviews* 72, pp. 116–140.
- Gajewska, M., Obarska-Pempkowiak, H., 2011: Efficiency of pollutant removal by five multistage constructed wetlands in a temperate climate. *Environ. Protect. Engin.* 37(3), pp. 27–36.
- Gašparíková, E., Bodík I., 2004: Zhodnotenie prevádzky domových čistiarní odpadových vôd. *Vodní hospodářství* 54(7), pp. 188-191. ISSN 1211-0760.
- Gascó, G., Lobo, M.C., 2007: Composition of a Spanish sewage sludge and effects on treated soil and olive trees. *Waste Management* 27, pp. 1494–1500.
- Gattullo, C.E., Mininni, C., Parente, A., Montesano, F.F., Allegretta I., Terzano, R., 2017: Effects of municipal solid waste- and sewage sludge-compost-based growing media on the yield and heavy metal content of four lettuce cultivars. *Environ Sci Pollut Res* 24, pp. 25406–25415.
- Haghighi, M., M. Kafi, P. Fang and L. Gui-Xiao, 2010: Humic acid decreased hazardous of cadmium toxicity on lettuce (*Lactuca sativa* L.). *Vegetable Crops Research Bulletin* 72, pp. 49–61.
- Hall, J.L., 2002: Cellular mechanisms for heavy metal detoxification and tolerance. *Journal of Experimental Botany* 53, pp. 1–11.
- Hammer, D.A., Bastian, R.K., 1989: Wetland ecosystems: natural water purifiers? In: D.A. Hammer, (ed.), *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment*, Lewis publishers, Chelsea, Michigan pp. 5–19.
- Hattermann, F.F., Krysanova, V., Hesse, C., 2008: Modelling wetland processes in regional applications. *Hydrological Science Journal* 53(5), pp. 1001–1012.

- Hejátková, K., Dvorská, I., Jalovecký, J., Kohoutek, A., Kollárová, M., Mičánková, K., Plíva, P., Valentová, L., Vorlíček, Z., 2007: Kompostování přebytečné travní biomasy (Metodická pomůcka), (Composting of extra grass biomass (Methodological tool). ZERA – Zemědělská a ekologická regionální agentura, o.s., pp. 80. ISBN 80–903548–6–6.
- Heras de las, J., Mañas, P., Labrador J., 2005: Effects of Several Applications of Digested Sewage Sludge on Soil and Plants, *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 40:2, 437-451.
- Hernandez, T., Moreno, J. I., a Costa, F., 1999: Influence of sewage sludge application on crop yields and heavy metals availability. *Soil Science a Plant Nutrition* 37, pp. 201–210.
- Herzog, F., Steiner, B., Bailey, D., Baudry, J., Billeter, R., Bukáček, R., Bugter, R., 2006: Assessing the intensity of temperate European agriculture at the landscape scale. *European Journal of Agronomy* 24(2), pp. 165–181.
- Hue, N.V., Ranjith, S.A., 1994: Sewage sludges in Hawaii: chemical composition and reactions with soils and plants. *Water Air Soil Pollut.* 72, pp. 265–283.
- Hudcová, H., Rozkošný, M., Vinklárková, D., Kriška, M., Plotěný, M., Matuška, P., 2012: Kvalita kalů a odpadů z extenzivních a anaerobně-aerobních ČOV a jejich potenciální využití. In: seminář Přírodní způsoby čištění vod VII. Brno: VUT v Brně, pp. 82–96.
- Hyánek, E., Bodík, I., 2002: Špecifiká domových čistiarní odpadových vôd. In: Bodík, I. (Ed.): Sborník ze semináře Domové čistiarně odpadových vôd. Trenčín, 12. 6. 2002, pp. 8–21.
- Hyánková, E., 2005: Vlastnosti filtračního prostředí pro přírodní způsoby čištění odpadních vod. Disertační práce. Brno: ÚVHK FAST VUT, pp. 86, přílohy.
- Chaney, R.L., 1980: Sludge management: Risk assessment for plant and animal life, in Proc. Spring Seminar on Sludge Management, Washington, D.C., pp. 19.
- Chazarenc, F., Merlin, G., Gonthier, Y., 2003: Hydrodynamics of horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Ecological Engineering* 21, pp. 165–173.
- Chazarenc, F., Merlin, G., 2004: Influence of raw wastewater with sequential load on vertical subsurface flow constructed wetlands behaviour. In: Lienard, A., Burnett, H. (Eds.): Proceedings of the 9th IWA Specialized Group Conference on "Wetland systems for Water Pollution Control", 26-30 September 2004, Association Scientifique et Technique pour l'Eau et l'Environnement (ASTEE), Cemagref and IWA: Avignon, France, pp. 163–170.

- Chazarenc, F., Merlin G., 2005: Influence of surface layer on hydrology and biology of gravel bed vertical flow constructed wetlands. *Water Science and Technology* 51 (9), pp. 91–97
- Chytrý, M., Kučera, T., Kočí, M., 2001: Katalog biotopů České republiky. Praha: AOPK ČR, pp. 304.
- Iglesias, A., Garroteb, L., 2015: Adaptation strategies for agricultural water management under climate change in Europe. *Agricultural Water Management* 155, pp. 113–124.
- Iimura, K., Ito, H., Chino, M. Morishita, T. and Hirata, H., 1977: Behavior of contaminant heavy metals in soil-plant system, in Pros. Inst. Sem. SEFMIA, Tokyo, pp. 357.
- IPTS (Institute for Prospective Technological Studies), 2014: End-of waste criteria for biodegradable waste subjected to biological treatment (compost & digestate): Technical proposals – Final report 2013, European Commission, JRC scientific and policy reports, ISBN 978-92-79-35062-7 (pdf), available at: <http://ftp.jrc.es/EURdoc/JRC87124.pdf>.
- ISO 2005a: ISO 22030:2005. Soil quality -- Biological methods -- Chronic toxicity in higher plants, pp. 18.
- ISO, 2005b: ISO 17126:2005. Soil quality -- Determination of the effects of pollutants on soil flora -- Screening test for emergence of lettuce seedlings (*Lactuca sativa* L.), pp. 18.
- ISO, 2008: ISO 17512-1:2008 Soil quality -- Avoidance test for determining the quality of soils and effects of chemicals on behaviour -- Part 1: Test with earthworms (*Eisenia fetida* and *Eisenia andrei*), pp. 25.
- ISO, 2012a: ISO 11269-1:2012. Soil quality -- Determination of the effects of pollutants on soil flora -- Part 1: Method for the measurement of inhibition of root growth, pp. 16.
- ISO, 2012b: ISO 11269-2:2012. Soil quality -- Determination of the effects of pollutants on soil flora -- Part 2: Effects of contaminated soil on the emergence and early growth of higher plants, pp. 19.
- Jayasinghe, G.Y., 2012: Composted Sewage Sludge as an Alternative Potting Media for Lettuce Cultivation, *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 43(22), pp. 2878–2887.
- Jarklová, J., Pelikán, J., 1999: Ekologický slovník terminologický a výkladový, pp. 144.
- Jolly, Y.N.; Islam, A.; Akbar, S., 2013: Transfer of metals from soil to vegetables and possible health risk assessment. *SpringerPlus* 2, pp. 385–391.

- Jozífková, Z., 2011: Využití kontaktních testů fytotoxicity při hodnocení vedlejších energetických produktů. Brno: Vysoké učení technické v Brně, Fakulta chemická, pp. 89.
- Just, T., Fuchs, P., Písařová M., 2004: Odpadní vody v malých obcích. Publikace VÚV TGM., vydal Ústav pro ekopolitiku, pp. 50.
- Kabata-Pendias, A., 2010: Trace Elements in Soils and Plants, Fourth Edition. Boca Raton, FL, USA: CRC Press/Taylor & Francis Group, pp. 548, ISBN: 978-1-4200-9368-1.
- Kadlec, R.H., Knight, R.L., 1996: Treatment Wetlands. Lewis Publishers, CRC Press, Boca Raton, pp. 893.
- Kadlec, R.H., Knight, R.L., Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P., Haberl, R., 2000: Constructed Wetlands for Pollution Control. Scientific and Technical Report No. 8., IWA Publishing London, pp. 151. ISBN 1-900222-05-1.
- Kadlec, R.H., Wallace, S., 2008: Treatment wetlands. 2nd edition. Boca Raton, Florida: CRC Press, pp. 348.
- Kelessidis, A., Stasinakis, A. S., 2012: Comparative study of the methods used for treatment and final disposal of sewage sludge in European countries. *Waste Management* 32, pp. 1186–1195.
- Kitagishi, K., Yamane, I., eds., 1981: Heavy Metal Pollution in Soils of Japan, Japan Science Society Press, Tokyo, pp. 302.
- Khan, D.H., Frankland, B., 1983: Effect of cadmium and lead on radish plants with particular reference to movement of metals through soil profile and plant. *Plant and Soil* 70(3), pp. 335–345.
- Kidd, P.S., Dominguez-Rodriguez, M.J., Diez, J., Monterroso, C., 2007: Bioavailability and plant accumulation of heavy metals and phosphorus in agricultural soils amended by long-term application of sewage sludge. *Chemosphere* 66, pp. 1458–1467.
- Knox, A.S. (formerly Chlopecka, A.), Gamberinger, A.P., Adriano, D.C., Kolka, R.K., Kaplan, D.I., 1999: Sources and practices contributing to soil contamination, in *Bioremediation of Contaminated Soils*, Am. Soc. Agron., Madison, WI, pp. 53.
- Komilis, D.P., Tziouvaras, I.S., 2009: A statistical analysis to assess the maturity and stability of six composts. *Waste Management* 29, pp. 1504–1513.
- Korboulewsky, N., Dupouyet, S., Bonin, G., 2002: Environmental risks of applying sewage sludge compost to vineyards: Carbon, heavy metals, nitrogen, and phosphorus accumulation. *Journal of Environment Quality* 31, pp. 1522–1527.

- Kovářová, M., 2010: Jak dokáží přežít rostliny na toxických výsypkových substrátech? Fyziologické a strukturální vlastnosti rostlin na substrátech s vysokým obsahem As a Hg. Bakalářská práce. Přírodovědecká fakulta, Univerzita Karlova v Praze, pp. 42.
- Kovářová, M., 2012: Vliv výsypkových substrátů s obsahem těžkých kovů na fyziologický stav listu s důrazem na obsah fenolických látek Diplomová práce. Přírodovědecká fakulta, Univerzita Karlova v Praze, pp. 74.
- Kröpfelová, L., 2011: Využití umělých mokřadů při čištění odpadních vod – eliminace živin a stopových prvků v KČOV. Disertační práce, Praha, ČZU, pp. 46.
- Krtisch, M., Schwartz, O.J., 1990: Characterization of xenobiotic uptake utilizing an isolated root uptake test (IRUT) and a whole plant uptake test (WPUT). American Society for Testing and Materials 1091, pp. 87–96.
- Lasaridi, K.E., Stentiford, E.I., 1998: A simple respirometric technique for assessing compost stability. *Water Research*, 32, pp. 3717–3723.
- Latocha, A., Szymanowski, M., Jeziorska, J., Stec, M., Roszczewska, M., 2016: Effects of land abandonment and climate change on soil erosion – An example from depopulated agricultural lands in the Sudetes Mts., SW Poland. *Catena* 145, pp. 128–141.
- Levers, Ch., Butsic, V., Verburg, P.H., Müller, D., Kuemmerle, T., 2016: Drivers of changes in agricultural intensity in Europe. *Land Use Policy* 58, pp. 380–393.
- Liu, Y., Ma, L., Li, Y., Zheng, L., 2007: Evolution of heavy metal speciation during the aerobic composting of sewage sludge. *Chemosphere* 67, pp. 1025–1032.
- López-Vicente, M., Poesen, J., Navas, A., Gaspar, L., 2013: Predicting runoff and sediment connectivity and soil erosion by water for different land use scenarios in the Spanish Pre-Pyrenees. *Catena* 102, pp. 62–73.
- Malý, J., 1998: Zneškodňování odpadních látek z malých ČOV. In: nové poznatky při řešení vegetačních kořenových čistíren. Sborník ze semináře. Brno: VUT FAST ÚVHK, pp. 65–69.
- Mantovi, P., Baldoni, G., Toderi, G., 2005: Reuse of liquid, dewatered and composted sewage sludge on agricultural land: effects of long-term application on soil and crop. *Water Res.* 39, pp. 289–296.
- McBride, M., Sauvé, S., Hendershot, W., 1997: Solubility control of Cu, Zn, Cd and Pb in contaminated soils. *Eur. J. Soil Sci.* 48, pp. 337–346.
- McBride, M.B., 2003: Toxic metals in sewage sludge-amended soils: has promotion of beneficial use discounted the risks? *Adv. Environ. Res.* 8, pp. 5–19.

- Michalska, M., Asp, H., 2001: Influence of lead and cadmium on growth, heavy metal uptake, and nutrient concentration of three lettuce cultivars grown in hydroponic culture. *Commun Soil Sci Plant Anal* 32, pp. 571–583.
- Mininni, G., Blanch, A.R., Lucena F., Berselli, S., 2015: EU policy on sewage sludge utilization and perspectives on new approaches of sludge management. *Environ Sci Pollut Res* 22, pp. 7361–7374.
- Mlejnská, E., Rozkošný, M., 2014: Možnosti intenzifikace biologických nádrží určených k čištění a dočišťování odpadních vod. *VTEI* 56(6), pp. 12–16. ISSN 0322-8916.
- Mlejnská, E., Rozkošný, M., Baudisová, D., Váňa, M., Wanner, F., Kučera, J., 2009: Extenzivní způsoby čištění odpadních vod. Praha: VÚV TGM, pp. 119. ISBN 978-80-85900-92-7.
- Molle, P., Lienard, A., Boutin, C., Merlin, G., Iwema, A., 2005: How to treat raw sewage with constructed wetlands: an overview of the French systems. *Water Sci. Technol.* 51(9), pp. 11–21.
- Mooney, S.J., Nipattasuk, W., 2003: Quantification of the effects of soil compaction on water flow using dye tracers and image analysis. *Soil Use and Management* 19, pp. 356–363.
- Mooso, G., Tindall, T.A., Hettiarachchi, G., 2013: Phosphorus use efficiency in crop production. *Western Nutrient Management Conference*. Reno, Nevada, 10, pp. 87–91.
- Moral, R., Cortés, A., Gomez, I., Mataix-Beneyto, J., 2002: Assessing changes in Cd phytoavailability to tomato in amended calcareous soils. *Bioresour. Technol.* 85, pp. 63–68.
- Moreira, R., Sousa, J.P., Canhoto, C., 2008: Biological testing of digested sewage sludge and derived composts. *Bioresource Technology* 99(17), pp. 8382–8389.
- Moss, L.H., Epstein, E., Logan, T., 2002: Evaluating risks and benefits of soil amendments used in agriculture. Alexandria, VA: International Water Association and Water Environmental Research Foundation, pp. 250.
- Muller, W., Fricke, K., Vogtmann, H., 1998: Biodégradation of organic matter during mechanical biological treatment of MSW. *Compost Science and Utilization* 6, pp. 42–52.
- MZe, 2016: Zpráva o výsledcích sledování a vyhodnocování cizorodých látek v potravních řetězcích v rezortu zemědělství v roce 2015. MZe, Odbor bezpečnosti potravin, pp. 76. ISBN 978-80-7434-317-9.
- MŽP, 2007: Metodický pokyn odboru odpadů ke stanovení ekotoxicity odpadů. *Věstník MŽP*, ročník XVII, částka 4, 5–14.

- Nawaz, M. Bourrié, G., Trolard, F., 2013: Soil compaction impact and modelling: a review. In: *Agronomy for Sustainable Development* 33, pp. 291–309.
- Nařízení vlády č. 401/2015 Sb. o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech.
- Němcová, M.; Křiška Dunajský, M., 2016: Kořenové čistírny - rekapitulace a budoucnost v České republice. *Vodní hospodářství* 2, pp. 14–20. ISSN: 1211-0760.
- Ngole, V. M., G. E. Ekosse, 2009: Zinc uptake by vegetables: Effects of soil type and sewage sludge. *African Journal of Biotechnology* 8, pp. 6258–6266.
- Nielsen, S., 2003: Sludge treatment in wetland systems. In V. Dias a J. Vymazal (Eds.), *The use of aquatic macrophytes for wastewater treatment in constructed wetlands*, Lisbon, Portugal: ICN and INAG., pp. 151–183.
- Nielsen, S., Willoughby, N., 2005: Sludge treatment and treatment wetlands systems in Denmark. *Water and Environmental Journal*, 19, pp. 296–305.
- Noulas, Ch., Tziouvalekas, M., Karyotis, T., 2018: Zinc in soils, water and food crops. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology* 49, pp. 252–260.
- NSPRC (National Standards of the People's Republic of China). 1995. Standards for soil environmental quality [S]: GB15618-1995. Beijing: NSPRC.
- Obarska-Pempkowiak, H., Tuszynska, A., Sobocinski, Z., 2003: Polish experience with sewage sludge dewatering in reed systems. *Water Science a Technology*, 48(5), pp. 111–117.
- OECD, 2006a: Test No. 208: Terrestrial Plant Test: Seedling Emergence and Seedling Growth Test. *OECD Guidelines for the Testing of Chemicals*, pp. 21. ISBN: 9789264070066.
- OECD, 2006b: Test No. 208: Terrestrial Plant Test: Vegetative Vigour Test. *OECD Guidelines for the Testing of Chemicals*, pp. 21. ISBN: 9789264067295.
- Oleszkiewicz, J. A., Mavinic, D. S., 2001: Wastewater biosolids: An overview of processing, treatment and management. *Canadian Journal of Civil Engineering*, 28, pp. 102–114.
- Opletal, J., 2014: Čistící účinnost vertikálních kořenových filtrů. *Bakalářská práce*. Vysoké učení technické v Brně, Fakulta stavební, Ústav vodního hospodářství krajiny, pp. 53.
- Pagans, E., Barrena, R., Font, X., Sanchez, A., 2006: Ammonia emissions from the composting of different organic wastes. Dependency on process temperature. *Chemosphere*, 62, pp. 1534–1542.

- Pavlík, F., Dumbrovský, M., Podhrázská, J., Konečná, J., 2012: The influence of water erosion processes on sediment and nutrient transport from a small agricultural catchment area. *Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis* 60(3), pp. 155–164. ISSN: 1211–8516.
- Paing, J., Guilbert A., Gagnon, V., Chazarenc, F., 2015: Effect of climate, wastewater composition, loading rates, system age and design on performances of French vertical flow constructed wetlands: A survey based on 169 full scale systems. *Ecological Engineering*, Volume 80, pp. 46–52.
- Pfleeger, T., Mc Farlane, C., Sherman, R., Volk, G., 1991: A short-term bioassay for whole plant toxicity. In: *Plants for Toxicity Assessment: Second Volume*, ASTM STP 1115. In: Gorsuch, J. W., Wang, W., Lower, W.R., Lewis M. A. (Ed.), ASTM STP 1115. American Society for testing and Materials, West Conshohocken, PA: pp. 355–364.
- Plíva, P., Jelínek, A., Hejátková, K., 2002: Obecná podoba podnikové normy pro faremní kompost vyrobený kontrolovaným mikrobiálním procesem (The general form of the corporate standard for farming compost produced by a controlled microbial process). *Biom.cz* [online]. 2002-04-12. <<http://biom.cz/cz/odborne-clanky/obecna-podoba-podnikove-normy-pro-faremnikompost-vyrobeny-kontrolovanym-mikrobiálním-procesem>>. ISSN: 1801-2655. Poslední přístup 30. 7. 2018.
- Pokorný, J., 2004: Úloha mokřadů v regulaci hydrologické bilance a biogeochemických cyklů v krajině, In: Květ J. a Rajchard J. (Eds.). *Ekologie mokřadů*. Studijní materiály pro volitelný předmět Ekologie mokřadů, určený posluchačům BF, PF a ZF JU. Online: http://www.eamos.cz/amos/kek/externi/kek_407/02/02.htm, poslední přístup 15.7.2014.
- Ponsa, S., Gea, T, Alarm, L., Cerezo, J., a Sanchez, A., 2008: Comparison of aerobic and anaerobic stability indices through a MSW biological treatment process. *Waste Management*, 28, pp. 2735–2742.
- Rahman, M.R., Shi, Z.H., Chongfa, C., 2009: Soil erosion hazard evaluation—an integrated use of remote sensing, GIS and statistical approaches with biophysical parameters towards management strategies. *Ecol. Model.* 220 (13–14), pp. 1724–1734.
- Rao, N., Grethlein, H.E., Reddy, C.A., 1995: Effect of C/N ratio and moisture content on the composting of poplar wood. *Biotechnology Letters* 17(8), pp. 889–892.
- Rascio, N., Navari-Izzo, F., 2011: Heavy metal accumulating plants: how and why do they do it? And what makes them so interesting? *Plant Science* 180, pp. 169–181.
- Reichlová, E., 1991: Biologická metoda stanovení zralosti kompostu. *Úroda* 10, pp. 469–471.

- Reichlová, E., Váňa, J., Janovský, J., 1996: Hodnocení testů zralosti kompostu. *Rostlinná výroba* 42(2), pp. 79–82.
- Ribeyre, F., Boudoud, A., 1990: Bioconcentration of mercury compounds in two aquatic plants (*Elodea densa* and *Ludwigia natans*). *American Society for Testing and Materials* 1091, pp. 97–113.
- Richter, R. a Hlušek, J., 1988: Vliv obsahu Zn, Pb, Cd v zemině na koncentraci těchto prvků ve vybraných zeleninách. In: Landa, M. Sborník referátů z odborné akce „Těžké kovy v životním prostředí“. České Budějovice, 20. – 22. 1. 1988. České Budějovice: ČSVTS v Jihočeském biologickém centru ČSAV.
- Richter, R., 2004: Multimediální učební texty z výživy rostlin. Ústav agrochemie a výživy rostlin, MZLU, Brno.
http://web2.mendelu.cz/af_221_multitext/vyziva_rostlin/index.htm. Poslední přístup 14. 8. 2018.
- Richter, P., Skaloš, J., 2016: Sledování změn mokřadů v krajině nížin a pahorkatin České republiky 1843–2015. *Vodní hospodářství*, 66(8), pp. 30–34. ISSN 1211-0760.
- Roberts, T.L., 2008: Improving Nutrient Use Efficiency. *Turkish Journal of Agriculture and Forestry* 32, pp. 177–182.
- Römbke, J., Schmidt, M., 1999: REM documentation of putative cuticular sense organs of enchytraeids. *Newsletter on Enchytraeidae* 6, pp. 15–20.
- Rozhodnutí Komise 2001/118/ES ze dne 16. ledna 2001, kterým se mění rozhodnutí 2000/532/ES, pokud jde o seznam odpadů.
- Rozkošný, M., Mlejnská, E., 2010: Porovnání účinnosti čištění kořenových čistíren odpadních vod ve vegetačním a nevegetačním období. *VTEI* 52(3), pp. 10–13. ISSN 0322-8916.
- Rozkošný, M., Sedláček, P., 2013: Dočištění odtoků z kořenových čistíren odpadních vod stabilizačními nádržemi. *VTEI* 55(1), pp. 7–12. ISSN 0322-8916.
- Rozkošný, M., 2014: Extenzivní technologie čištění vod. E-learningová studijní opora. Brno: VÚV TGM a Mendelova univerzita, pp. 210.
- Rozkošný, M., Kriška, M., Šálek, J., Bodík, I., Istenič, D., 2014: Natural Technologies of Wastewater Treatment, GWP CEE. CD, pp. 138. ISBN: 978-80-214-4831-5.
- Rulík, M. et al., 2011: Mikrobiální biofilmy. 1. vydání. Olomouc: Univerzita Palackého v Olomouci, pp. 448. Monografie. ISBN 978-80-244-2747-8.
- Saveyn, H., Eder P., 2014: End-of-waste criteria for biodegradable waste subjected to biological treatment (compost & digestate): Technical proposals. European Commission EUR 26425 – Joint Research Centre – Institute for Prospective

- Technological Studies. EUR – Scientific and Technical Research series – ISSN 1831-9424 (online).
- Scaglia, B., Adani, F., 2008: An index for quantifying the aerobic reactivity of municipal solid wastes and derived waste products. *Science of the Total Environment* 394, pp. 183–191.
- Sdělení č. 396/1990 Sb. federálního ministerstva zahraničních věcí: Úmluva o mokřadech majících mezinárodní význam především jako biotopy vodního ptactva. [https://www.mzp.cz/C1257458002F0DC7/cz/ramsarska_umluva_o_mokradech/\\$FILE/OZV-ramsar_cesky_text_umluvy-20120228.pdf](https://www.mzp.cz/C1257458002F0DC7/cz/ramsarska_umluva_o_mokradech/$FILE/OZV-ramsar_cesky_text_umluvy-20120228.pdf). Poslední přístup 30. 7. 2018.
- Seidel, K., 1961: Zur Problematik der Keim- und Pflanzengewasser. *Verh Internat. Verein. Limnol.* 14, pp. 1035–1039.
- Shuman, L.M., 1998: Effects of organic waste amendments on cadmium and lead in soil fractions of two soils. *Commun. Soil Sci. Plan.* 29, pp. 2939–2952.
- Sikora, L.J., Chaney, R.L., Frankos, N.H. and Murray, CH.M., 1980: Metal uptake by crops grown over entrenched sewage sludge. *J. Agric. Food Chem.*, 28, pp. 1281–1285.
- Singh, R.P., Agrawal, M. 2008: Potencial benefits and risks of land application of sewage sludge. *Waste Management*, 28, pp. 347–358.
- Sladká, A., 1989: Biologické metody a hodnocení čistírenských procesů. Účelová publikace VÚV. Praha: VÚV, pp. 129.
- Směrnice Evropského Parlamentu a Rady (ES) č. 98/2008 ze dne 19. listopadu 2008 o odpadech a o zrušení některých směrnic
- Směrnice Rady 91/271/EHS z 21. května 1991 týkající se úpravy městských odpadních vod.
- Směrnice Rady 86/278/EHS z 12. června 1986 o ochraně životního prostředí a zvláště půdy při používání čistírenských kalů v zemědělství.
- Směrnice Evropského Parlamentu a Rady 98/2008/ES ze dne 19. listopadu 2008 o odpadech a o zrušení některých směrnic.
- Smith, P.G., Scott, J.G., 2005: *Dictionary of Water and Waste Management. Second Edition.*, pp. 486.
- Smith, S.R., 2009: A critical review of the bioavailability and impacts of heavy metals in municipal solid waste composts compared to sewage sludge. *Environ Int.* 2009 Jan;35(1), pp. 142–156.
- Soudek, P., Petrová, Š., Benešová, D., Kotyza, J. Vaněk, T., 2008: Fytoremediace a možnosti zvýšení jejich účinnosti. *Chem. Listy* 102, pp. 346–352.

- SOWAP, 2007: Soil and surface water protection using conservation tillage in northern and central Europe. EU/LIFE03/ENV/UK000617, pp. 44.
- Sperling, M., 2007: Biological Wastewater Treatment Series. Volume three. Waste Stabilisation Ponds. London: IWA Publishing, pp. 15.
- Stasinakis, A.S., Thomaidis, N.S., 2010: Fate and biotransformation of metal and metalloid species in biological wastewater treatment processes. *Critical Reviews Environmental Science Technology* 40, pp. 307–364.
- Stoate, C., Báldi, A., Beja, P., Boatman, N.D., Herzon, I., van Doorn, A., de Snoo, G.R., Rakosy, L., Ramwell, C., 2009: Ecological impacts of early 21st century agricultural change in Europe – A review. *Journal of Environmental Management* 91, pp. 22–46.
- Stránský, V., 2017: Kaly a sedimenty. *Anketa. Vodní hospodářství* 67(2), pp. 17–20.
- Suchý, V., Švehla, J., Vymazal, J., Kröpfelová, L., Štichová-Němcová, J., Bastl, J., Beránková, M., 2009: Odstraňování vybraných rizikových prvků z komunálních odpadních vod do kalu na kořenových čistírnách. *Bulletin VÚRH Vodňany* 45(4), pp. 56–65.
- Sullivan, D.M., Bary, A.I., Thomas, D.R., Fransen, S.C., Cogger, C.G., 2002: Food waste effects on fertilizer nitrogen efficiency, available nitrogen, and tall fescue yield. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 66, pp. 154–161.
- Šálek, J., 1994: Návrh a využití biologických nádrží na čištění odpadních vod. *Metodiky ÚVTIZ Praha*, č. 15, pp. 44.
- Šálek, J., Malý, J., 2001: Výzkum kyslíkového režimu a odstraňování amoniaku u vegetačních kořenových čistíren. In Valouchová, K. (ed.) *International Seminar on Water Management*. Brno: FAST VUT Brno, pp. 187–192.
- Šálek, J., Tlapák, V., 2006: Přírodní způsoby čištění znečištěných povrchových a odpadních vod, ČKAIT. Praha, pp. 283.
- Štencel, M., Šálek, J., Štenclová, P., Rozkošný, M., 2004: The research and the control of the oxygen regime in aerobic ponds. In Brissaud, F., Liénard, A. *6th Int. Conf. on Waste Stabilisation Ponds*. Avignon, France, 27. 9. 2004. Cemagref, pp. 203–212.
- Švehla, J., Vymazal, J., Kröpfelová, L., Němcová, J., Bastl, J., Beránková, M., Suchý, V., 2008: Vybrané stopové prvky v sedimentech kořenových čistíren. In: *Sborník semináře Monitoring těžkých kovů a vybraných rizikových prvků při čištění odpadních vod v umělých mokřadech (GAČR 206/06/0058)*, Kröpfelová, L. a Vymazal, J. (Eds.), ENKI, Třeboň, pp. 69–77.

- Taylor, L.R., Adams P.W., Nelson P.O., Seidler, R.J., 1983: Effect of hardwood leaf litter on water quality and treatment in a Western Oregon municipal watershed. <https://ir.library.oregonstate.edu/downloads/vx021k08w>. Poslední přístup 18. 8. 2018.
- Thapa, G., Sadhukhan, A., Panda, S.K., Sahoo, L., 2012: Molecular mechanistic model of plant heavy metal tolerance. *Biometals* 25(3), pp. 489–505.
- Tchobanoglous, G., Burton, F.L., Stensel, D.H., 2002: *Wastewater Engineering: Treatment Disposal Reuse*, fourth ed. McGraw Hill, Boston, USA.
- Tilman, D., Cassman, K.G., Matson, P.A., Naylor, R., Polasky, S., 2002: Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature* 418 (6898), pp. 671–677.
- Hai, T.N., Yakupitiyage, A., 2005: The effects of the decomposition of mangrove leaf litter on water quality. *Aquaculture* 250, pp. 700–712.
- Trávníčková, J., 2011: Transport kovu v systému puda/rostlina. Porovnání metody aktivního a pasivního vzorkování (Technika difúzního gradientu v tenkém filmu). Disertační práce. Fakulta chemická. Vysoké učení technické v Brně, pp. 85.
- Turtola, E., Alakukku, L., Uusitalo, R., Kaseva, A., 2007: Surface runoff, subsurface drainflow and soil erosion as affected by tillage in a clayey Finnish soil. *Agricultural and Food Science* 4, pp. 332–351.
- Uggetti, E., Ferrer, I., Llorens, E., Güell, D., García, J., 2010: Properties of Biosolids from Sludge Treatment Wetlands for Land Application. In: Vymazal, J. (ed). *Water and Nutrient Management in Natural and Constructed Wetlands*. Springer, 2010, pp. 9–20, ISBN 978-90-481-9584-8.
- ÚKZÚZ, 2016: Kontrola a monitoring cizorodých látek v potravních řetězcích. Zpráva za rok 2015, pp. 99.
- Urbaniak, M., Gaęała, I., Szewczyk, M., Bednarek, A., 2016: Leaching of PCBs and nutrients from soil fertilized with municipal sewage sludge. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 97, pp. 249–254.
- US EPA, 1996: OPPTS 850.4200: Seed germination/root elongation toxicity test. Ecological effects test guidelines. US EPA, April 1996, pp. 6.
- US EPA, 2012a: OCSPP 850.4100: Seedling Emergence and Seedling Growth Ecological Effects Test Guidelines. US EPA, January 2012, pp. 30.
- US EPA, 2012b: OCSPP 850.4230: Early Seedling Growth Toxicity Test. Ecological Effects Test Guidelines. US EPA, January 2012, pp. 23.

- US EPA, 2012c: OCSPP 850.4800: Plant Uptake and Translocation Test. Ecological Effects Test Guidelines. US EPA, January 2012, pp. 24.
- Usman, K., Khan, S., Ghulam, S., Khan, M.U., Khan, N., Khan, M.A., Khalil, S.K., 2012: Sewage sludge: an important biological resource for sustainable agriculture and its environmental implications. *American Journal of Plant Sciences* 3: pp. 1708–1721.
- Ustěnko, V.V., 1981: Postuplenije svinca v rastěnija v vegetacionnom opitě i v polevych uslovijach. Migracija zagruzňajušč. Věščestv v počvach i sopreděl. *Sredach. Tr.* 3, Vses. Sověšč., Obninsk, sent., L., 1985, pp. 179–184.
- Vaca, R., Lugo, J., Martinez, R.; Esteller, M.V., Zavaleta, H., 2011: Effects of sewage sludge and sewage sludge compost amendment on soil propertie and *Zea mays* L. plants (heavy metals, quality and productivity). *Rev. Int. Contam. Ambie.* 27(4), pp. 303–311.
- Van der Zanden, E., Levers, Ch., Verburg, P. H., Kuemmerle, T., 2016: Representing composition, spatial structure and managementintensity of European agricultural landscapes: A new typology. *Landscape and Urban Planning* 150, pp. 36–49.
- Veeken, A., Hamelers, B., 2002: Sources of Cd, Cu, Pb, and Zn in biowaste. *Sci Total Environ* 300, pp. 87–98.
- Vodičková, L., 2009: Metody zvýšení čistícího účinku vegetačních kořenových čistíren s horizontálním podpovrchovým prouděním. *Vysoké učení technické v Brně, Fakulta stavební, Ústav vodního hospodářství krajiny*, pp. 101.
- Vyhláška Ministerstva životního prostředí č. 382/2001 Sb. o podmínkách použití upravených kalů na zemědělské půdě. Platná do 31. 12. 2016.
- Vyhláška ministerstva zdravotnictví č. 53/2002 Sb. ze dne 29. ledna 2002, kterou se stanoví požadavky na zdravotní nezávadnost jednotlivých druhů potravin a potravinových surovin, podmínky použití látek přídatných, pomocných a potravních doplňků.
- Vyhláška č. 94/2016 Sb. o hodnocení nebezpečných vlastností odpadů.
- Vyhláška č. 153/2016 Sb. o stanovení podrobností ochrany kvality zemědělské půdy a o změně vyhlášky č. 13/1994 Sb., kterou se upravují některé podrobnosti ochrany zemědělského půdního fondu.
- Vyhláška č. 437/2016 Sb. o podmínkách použití upravených kalů na zemědělské půdě a změně vyhlášky č. 383/2001 Sb., o podrobnostech nakládání s odpady a změně vyhlášky č. 341/2008 Sb., o podrobnostech nakládání s biologicky rozložitelnými odpady a o změně vyhlášky č. 294/2005 Sb., o podmínkách ukládání odpadů na skládky a jejich využívání na povrchu terénu a změně vyhlášky č. 383/2001 Sb.,

- o podrobnostech nakládání s odpady (vyhláška o podrobnostech nakládání s biologicky rozložitelnými odpady).
- Vymazal, J., 1995: Čištění odpadních vod v kořenových čistírnách. ENVI s.r.o., Třeboň, pp. 147.
- Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P.F., Green, M.B., Haberl, R., 1998: Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in Europe, Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, pp. 366.
- Vymazal, J., 2002: The use of sub-surface constructed wetlands for wastewater treatment in the Czech Republic: 10 years experience. *Ecological Engineering*: 11, pp. 633–646.
- Vymazal, J., Švehla, J., Kröpfelová, L., Chrastný, V., 2007: Trace metals in *Phragmites australis* and *Phalaris arundinacea* growing in constructed and natural wetlands. *Science of the Total Environment*, Vol. 380, pp. 154–162.
- Vymazal, J. a Kröpfelová, L., 2008: Wastewater Treatment in Constructed Wetlands with Horizontal Sub-Surface Flow. Springer, Dordrecht, The Netherlands, pp. 566.
- Vymazal, J., Beneš, J., Hrnčír, P., Rozkošný, M., Šálek, J., Kriška, M., Kröpfelová, L., Schwarzová, R., 2008: Metodická příručka pro navrhování, budování, povolování, provoz a kontrolu kořenových čistíren odpadních vod. Návrh pro MŽP ČR, 2008, pp. 47.
- Vymazal, J., 2009a: Constructed wetlands in the Czech Republic: 20 years of experience. In Kröpfelová, L., Vymazal, J. 7th International Workshop on Nutrient Cycling and Retention in Natural and Constructed Wetlands. Proceedings. Třeboň: ENKI, o.p.s., pp. 86–88. ISBN 978-80-254-4401-6.
- Vymazal, J., 2009b: Kořenové čistírny odpadních vod: 20 let zkušeností v České republice. *Vodní hospodářství*, 59 (4), pp. 113–119. ISSN: 1211-0760.
- Vymazal, J., 2009c: The use of constructed wetlands with horizontal sub-surface flow for various types of wastewater. *Ecological Engineering*, 35(1), pp. 1–17.
- Vymazal, J., Kröpfelová, L., Švehla, J., Chrastný, V., Štichová, J., 2009: Trace elements in *Phragmites australis* growing in constructed wetlands for treatment of municipal wastewater. *Ecological Engineering*: 35, pp. 303–309.
- Vymazal, J., Kröpfelová, L., Švehla, J., Štichová, J., 2010: Can multiple harvest of aboveground biomass enhance removal of trace elements in constructed wetlands receiving municipal sewage? *Ecological Engineering*: 36, 939–945.
- Vymazal, J., 2011: Constructed wetlands for wastewater treatment: five decades of experience. *Environ. Sci. Technol.* 45 (1), pp. 61–69.

- Vymazal, J., Kröpfelová, L., Hrnčíř, P., 2014: Hybridní kořenová čistírna se zvýšeným účinkem při odstraňování dusíku. *Vodní hospodářství* 4, pp. 9–13.
- Vymazal, J., 2014: Constructed wetlands for treatment of industrial wastewaters: A review. *Ecological Engineering*. 73, pp. 724–751.
- Vymazal, J., Kröpfelová, L., 2015: Multistage hybrid constructed wetland for enhanced removal of nitrogen, *Ecological Engineering*, 84, pp. 202–208.
- Vymazal, J., Dvořáková Březinová T., 2015: The use of constructed wetlands for removal of pesticides from agricultural runoff and drainage: a review. *Environment International* 75, pp. 11–20. ISSN: 0160-4120.
- Walter, I., Cuevas, G., García, S., Martínez, F., 2000: Biosolid effects on soil and native plant production in a degraded semiarid ecosystem in central Spain. *Waste Management a Research*, 18, pp. 259–263.
- Walter, I., Martínez, F., Cala, V., 2006: Heavy metal speciation and phytotoxic effects of three representative sewage sludges for agricultural uses. *Environ Pollut* 139, pp. 507–14.
- Wang, W., Freemark, K., 1995: The use of plants for environmental monitoring and assessment. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 30, pp. 289–301.
- Wang, X., Zhao, X., Zhang, Z., Yi, L., Zuo, L., Wen, Q., Liu, F., Xu, J., Hu, S., Liu, B., 2016: Assessment of soil erosion change and its relationships with land use/cover change in China from the end of the 1980s to 2010. *Catena* 137, pp. 256–268.
- Wanner, F., Simon, O.P., Kladvivová, V., 2012: Decrease in the trophic status of a second-order oligotrophic stream (Zbytinský Potok) by a new wastewater treatment plant with two low-loaded stabilisation ponds. *Silva Gabreta* 18(1), pp. 23–34. ISSN 1211-7420.
- Warmar, P.R., Termeer, W.C., 2005: Evaluation of sewage sludge, septic waste and sludge compost applications to corn and forage: Ca, Mg, S, Fe, Mn, Cu, Zn and B content of crops and soils. *Bioresouce Technology*, 96, pp. 1029–1038.
- Weinstein, L.H., Laurence, J.A., Mandl, R.H., Walti, K., 1990: Use of native and cultivated plants as bioindicators and biomonitors of pollution. *American Society for Testing and Materials* 1091, pp. 117–126.
- Yang, Y.; Zhang, F.S.; Li, H.F.; Jiang, R.F., 2009: Accumulation of cadmium in the edible parts of six vegetable species grown in Cd-contaminated soils. *J. Environ. Manag.* 90, pp. 1117–1122.

- Yao, X., Yu, J., Jiang, H., Sun, W., Li, Z., 2016: Roles of soil erodibility, rainfall erosivity and land use in affecting soil erosion at the basin scale. *Agricultural Water Management* 174, pp. 82–92.
- Ye, J., Wang, L., Li, D., Han, W., Ye, C.H., 2012: Vertical oxygen distribution trend and oxygen source analysis for vertical-flow constructed wetlands treating domestic wastewater. *Ecological Engineering* 41, pp. 8–12.
- Yeardley, R.B., Lazorchak, J.M., Gast, L.C., 1996: The potential of an earthworm avoidance test for evaluation of hazardous waste sites. *Environmental Toxicology and Chemistry* 15(9), pp. 1532–1537.
- Zacharova, L. L., 1985: Osobnosti migracii kadmia v sisteme počva – rastenije. Migracija zagryzajušč. Věščestv v počvach i sopreděl. Sredach. Tr. 3 Vses.soběšč., Obninsk, sent', 1981 L., pp. 168 – 173.
- Zákon č. 156/1998 Sb., o hnojivech, pomocných půdních látkách, pomocných rostlinných přípravcích a substrátech a o agrochemickém zkoušení zemědělských půd (zákon o hnojivech).
- Zákon č. 185/2001 Sb., o odpadech a o změně některých dalších zákonů z pohledu čistírenství.
- Zhao, X.L., Mu Z.J., Cao, C.M., Wang, D.Y., 2012: Growth and heavy-metal uptake by lettuce grown in soils applied with sewage sludge compost. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 43: 1532–1541.
- Zhou, H., Yang, W.-T., Zhou, X., Liu, L., Gu, J.-F., Wang, W.-L., Zou, J.-L., Tian T., Peng P.-Q., Liao B.-H., 2016: Accumulation of Heavy Metals in Vegetable Species Planted in Contaminated Soils and the Health Risk Assessment. *Int. J. Environ. Res. Public Health*, 13(3), pp. 289.
- Zubillaga, M.S., Lavado, R.S., 2002: Heavy metal content in lettuce plants grown on biosolids compost. *Compost Sci Util* 10, pp. 363–367.
- Zwara, W., Obarska-Pempkowiak, H., 2000: Polish experience with sewage sludge utilization in reed beds. *Water Science and Technology*, 41(1), pp. 65–68.
- Žerava, Z., 2008: Čistírenské kaly – současnost a budoucnost. Bakalářská práce. Brno: Vysoké učení technické v Brně, Fakulta strojního inženýrství, Ústav procesního a ekologického inženýrství, pp. 30.

8. PŘÍLOHY

Příloha 1. Příprava kompostu 2 K-KF z kolmatované svrchní vrstvy třetího kořenového filtru ČOV Dražovice

1) Čištění filtru proběhlo v březnu 2013.



2) Halda materiálu shrábnutého z povrchu štěrkové náplně filtru, obsahující zbytky suchých rostlin rákosu, usazenou kalovou vrstvou a částečně i štěrčk, byla založena na konci března 2013.



3) V dubnu 2013 byla halda zrušena a část materiálu přesunuta do pokusné haldy o objemu cca 4 m³ v areálu ČOV. Z ní byl v roce 2015 odebrán kompost 2 K-KF pro nádobové pokusy.



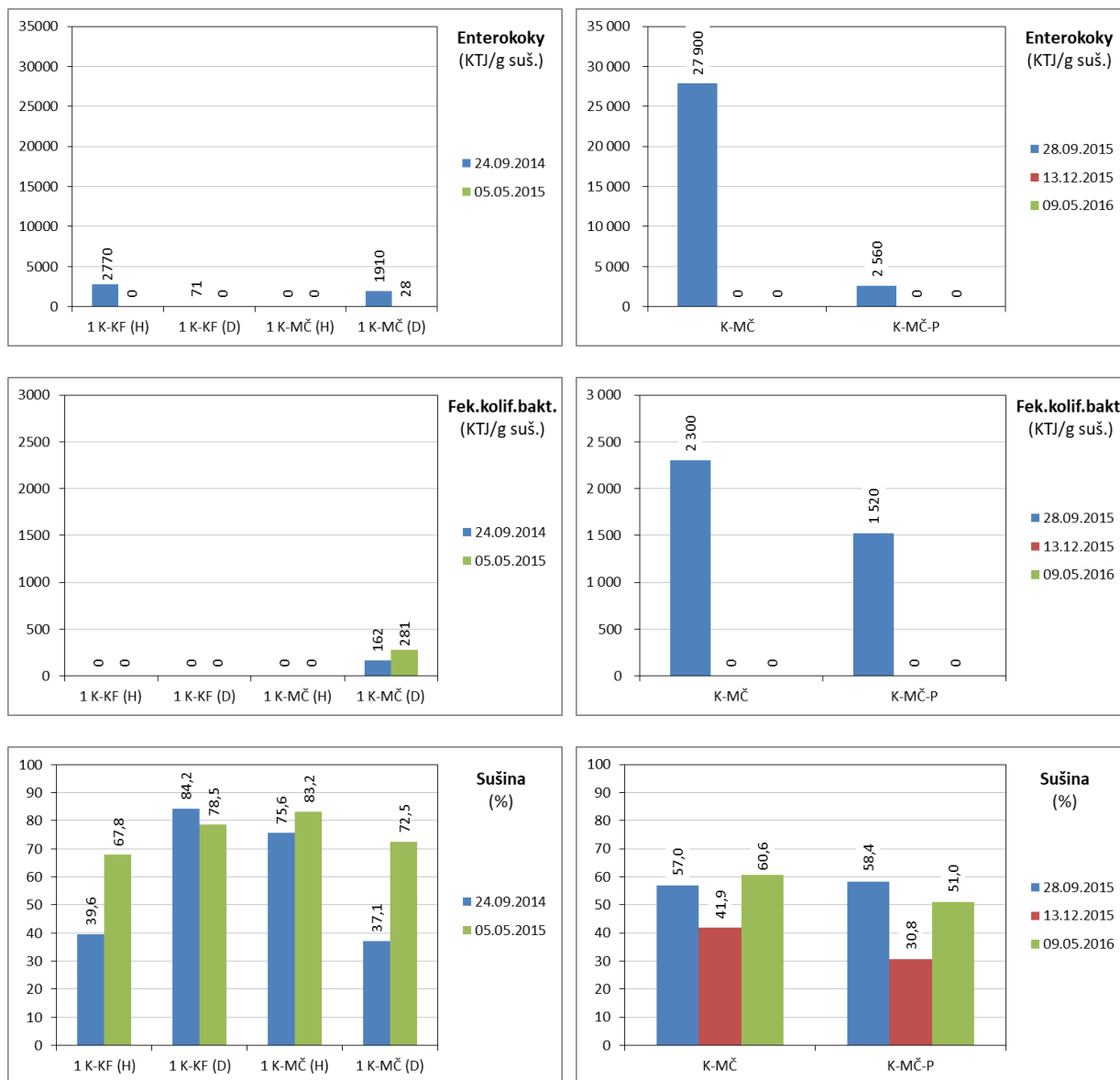


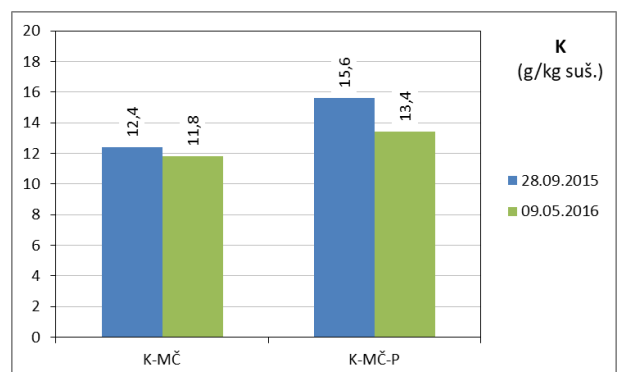
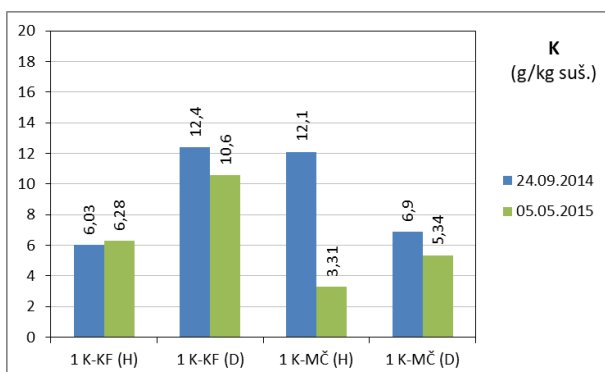
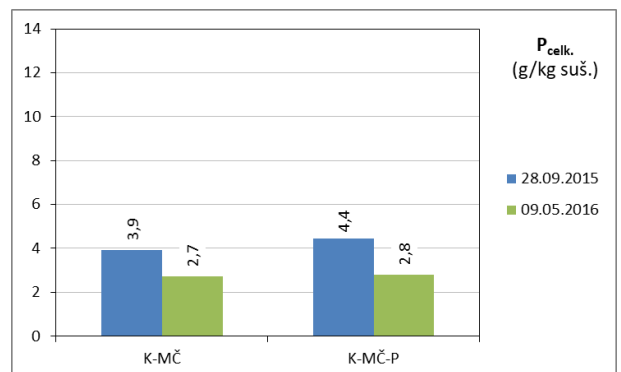
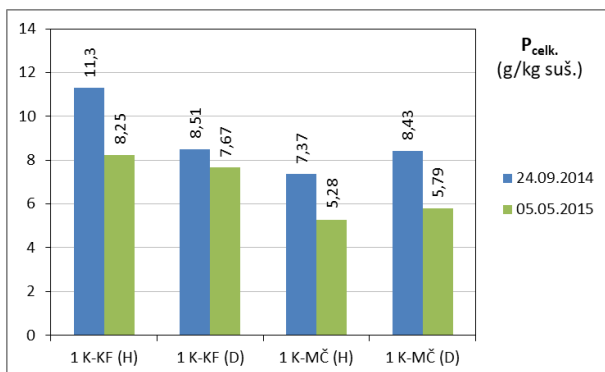
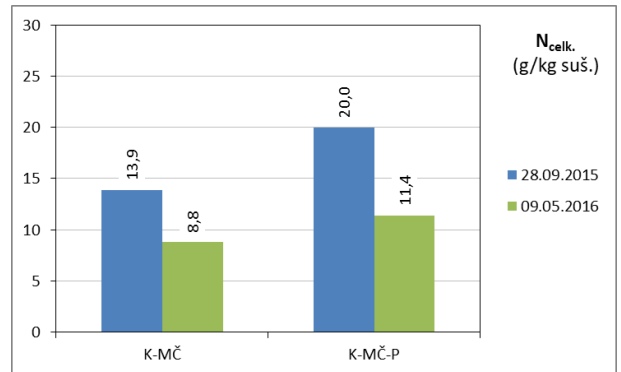
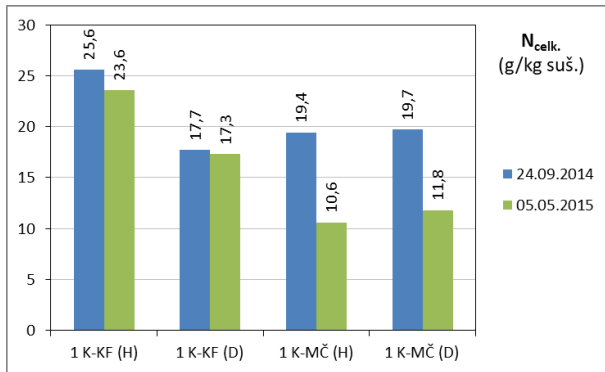
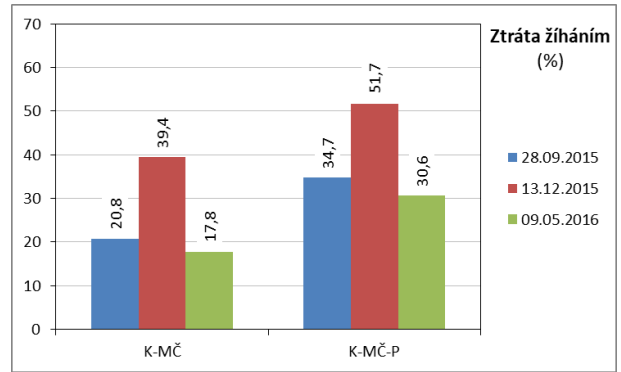
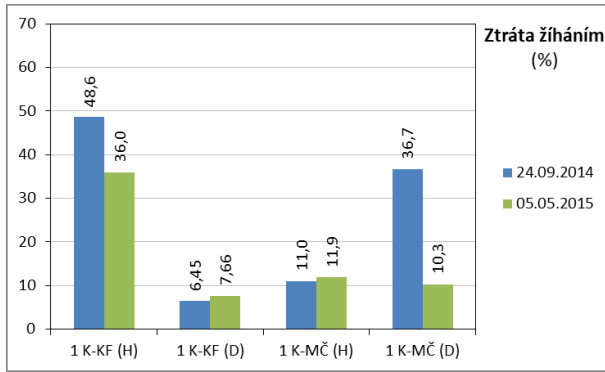
Příloha 2. Přehled právních předpisů v jednotlivých zemích EU

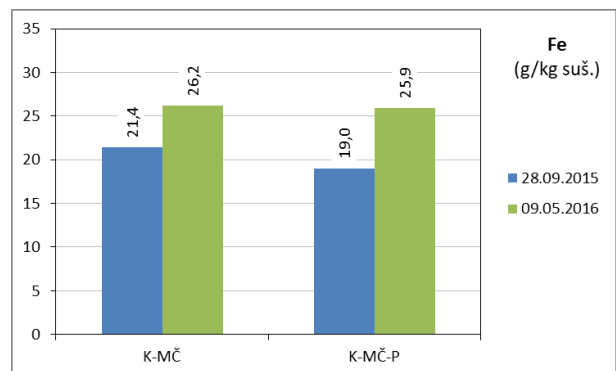
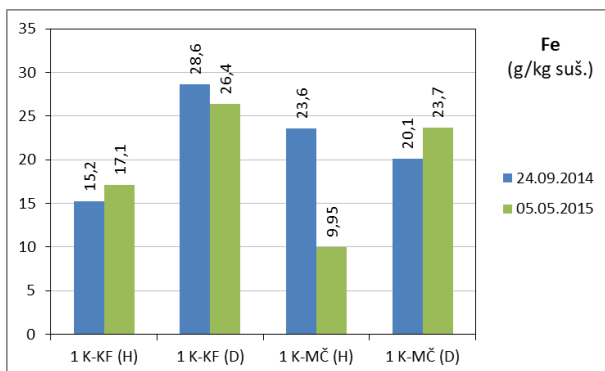
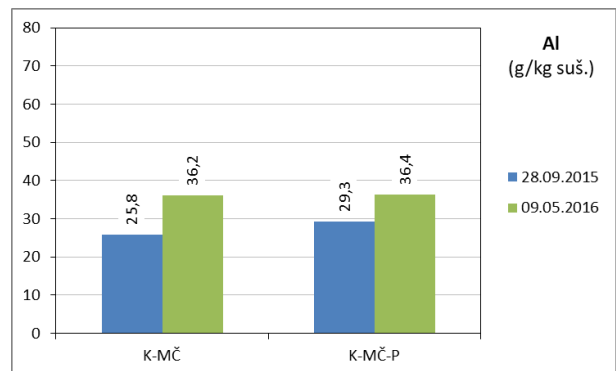
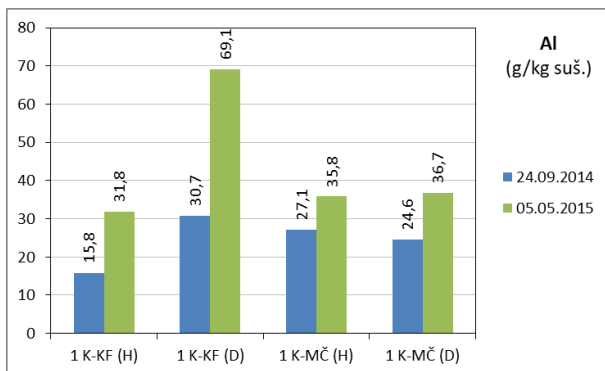
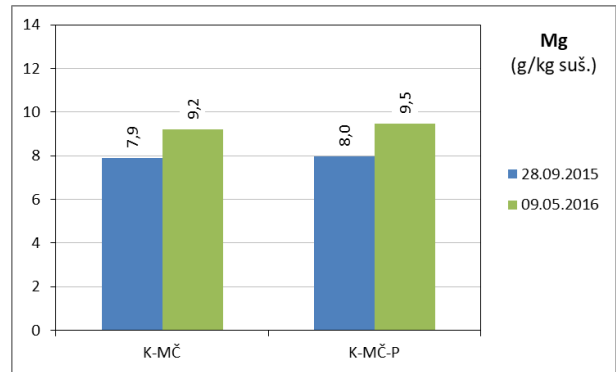
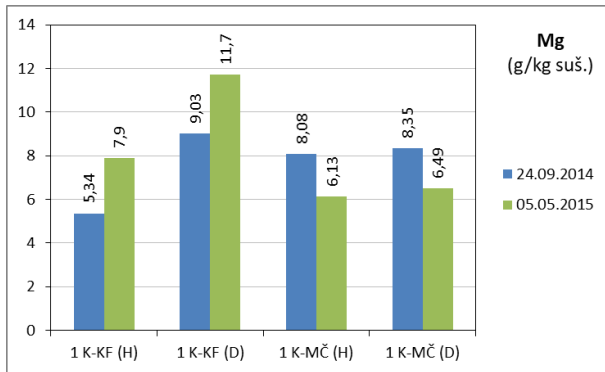
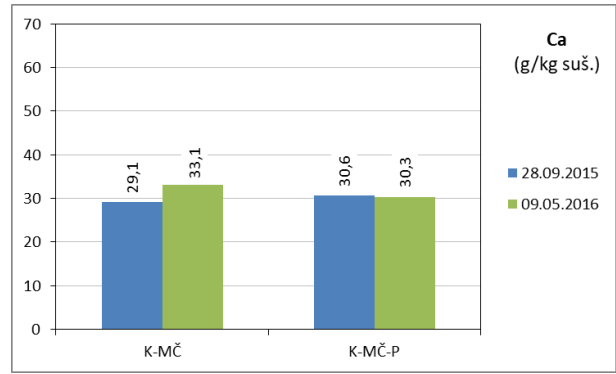
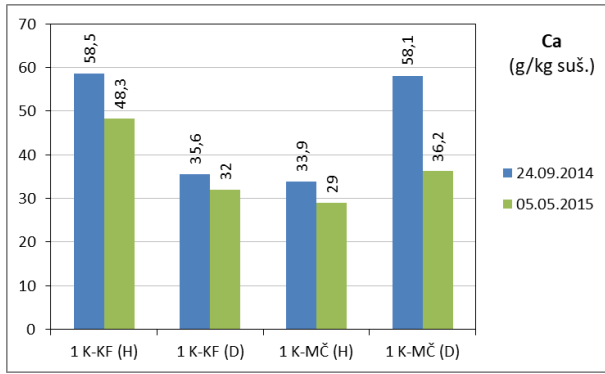
Stát (země)	Právní předpis
Belgie	Arrêté royal relatif à la mise sur le marché et à l'utilisation des engrais, des amendements du sol et des substrats de culture, p. 14890. 28 janvier 2013. Direction du Moniteur belge.
Bulharsko	НАРЕДБА за реда и начина за оползотворяване на утайки от пречиштането на отпадъчни води чрез употребата им в земеделието. Приета с ПМС № 201 от 4.08.2016 г., обн., ДВ, бр. 63 от 12. 08. 2016 г.
Česká republika	Vyhláška č. 437/2016 Sb. o podmínkách použití upravených kalů na zemědělské půdě a změně vyhlášky č. 383/2001 Sb., o podrobnostech nakládání s odpady a změně vyhlášky č. 341/2008 Sb., o podrobnostech nakládání s biologicky rozložitelnými odpady a o změně vyhlášky č. 294/2005 Sb., o podmínkách ukládání odpadů na skládky a jejich využívání na povrchu terénu a změně vyhlášky č. 383/2001 Sb., o podrobnostech nakládání s odpady (vyhláška o podrobnostech nakládání s biologicky rozložitelnými odpady).
Dánsko	Bekendtgørelse om anvendelse af affald til jordbrugsformål (Slambekendtgørelsen), BEK nr 1650 af 13/12/2006 Gældende (Slambekendtgørelsen), 23. 12. 2006. Miljøministeriet.
Estónsko	Reoveesette põllumajanduses, haljastuses ja rekultiveerimisel kasutamise nõuded. Määrus. Vastu võetud 30.12.2002 nr 78. RTL 2003, 5, 48. Keskkonnaminister.
Finsko	Maa- ja metsätalousministeriön asetus nro 21/15 lannoitevalmisteista annetun maa- ja metsätalousministeriön asetuksen muuttamisesta.
Francie	Arrêté du 08/01/98 fixant les prescriptions techniques applicables aux épandages de boues sur les sols agricoles pris en application du décret n° 97-1133 du 08/12/97 relatif à l'épandage des boues issues du traitement des eaux usées.
Chorvatsko	NN 38/2008, Pravilnik o gospodarenju muljem iz uređaja za pročišćavanje otpadnih voda kada se mulj koristi u poljoprivredi.
Irsko	S.I. No. 183/1991 - European Communities (Use of Sewage Sludge in Agriculture) Regulations, 1991.
Kypr	Το περί Ελέγχου της Ρύπανσης των Νερών (Χρησιμοποίηση της Ιλύος στη Γεωργία) Κανονισμοί του 2002 (Κ.Δ.Π. 517/2002).
Litva	Nuotekų dumblo naudojimo normos land 20 – 96.
Lotyšsko	Noteikumi par notekūdeņu dūņu un to komposta izmantošanu, monitoringu un kontroli Nr. 362/2006.
Lucembursko	Règlement grand-ducal du 23 décembre 2014 relatif aux boues d'épuration
Maďarsko	50/2001. (IV. 3.) Korm. Rendelet a szennyvizek és szennyvíziszapok mezőgazdasági felhasználásának és kezelésének szabályairól.
Nizozemí	Uitvoeringsbesluit Meststoffenwet, Besluit van 9 november 2005. Advies Herziening Leidraad Bodembescherming I. C-toetsingwaarden en Urgentiebeoordeling. TCB A01 (1992).
Polsko	Rozporządzenie Ministra Środowiskaz dnia 6 lutego 2015 r. w sprawie komunalnych osadów ściekowych.
Portugalsko	Decreto-Lei n.º 118/2006 de 21 de Junho.
Rakousko (Burgenlandsko)	Bgld. Klärschlamm- und Müllkompostverordnung (LGBl. Nr. 82/1991 i.d.F.). Verordnung der Burgenländischen Landesregierung über die Aufbringung von Klärschlamm und Müllkompost auf landwirtschaftlichen Böden.
Rakousko (Dolní Rakousko)	NÖ Klärschlammverordnung (LGBl. 6160/2-0 i.d.F.). Platnost od 1.1.2015.
Rakousko (Horní Rakousko)	Oö. Klärschlammverordnung (LGBl. Nr. 62/2006).Verordnung der Oö. Landesregierung über die Ausbringung von Klärschlamm auf Böden.
Rakousko (Korutany)	Kärntner Klärschlamm- und Kompostverordnung (K-KKV, LGBl Nr 74/2000 i.d.F.).Verordnung der Landesregierung über die Aufbringung von behandeltem Klärschlamm, Bioabfall und Grünabfall auf landwirtschaftlich genutzte Böden.
Rakousko (Salcbursko)	Klärschlamm-Bodenschutzverordnung (LGBl. Nr. 85/2002 i.d.F.).Verordnung der Salzburger Landesregierung zum Schutz des Bodens bei der Verwendung von Klärschlamm und klärschlammhaltigen Materialien.
Rakousko (Štýrsko)	Steiermärkische Klärschlammverordnung, (LGBl. Nr. 89/2007 i.d.F.).Verordnung der Steiermärkischen Landesregierung über die Aufbringung von Klärschlamm auf landwirtschaftlichen Böden.

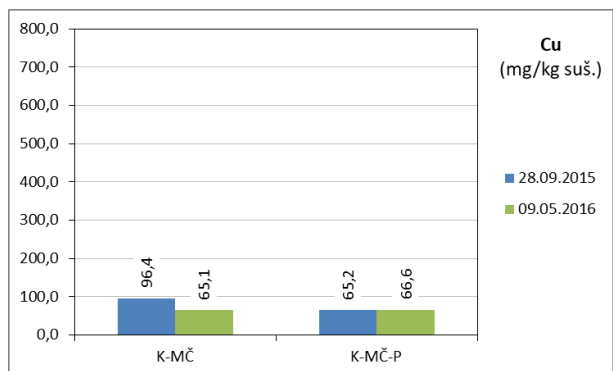
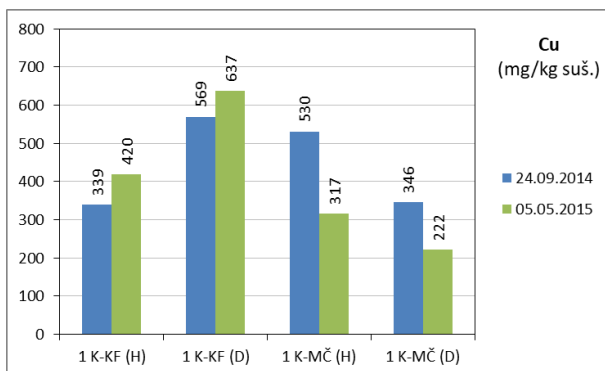
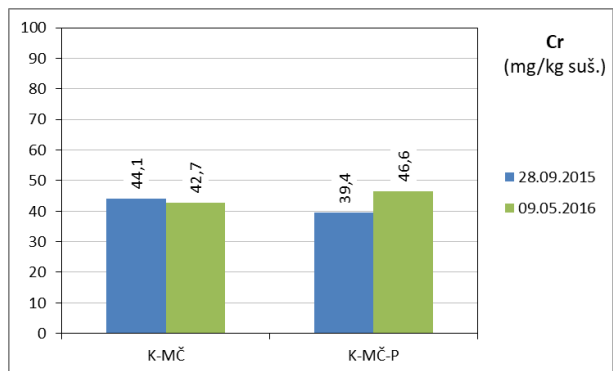
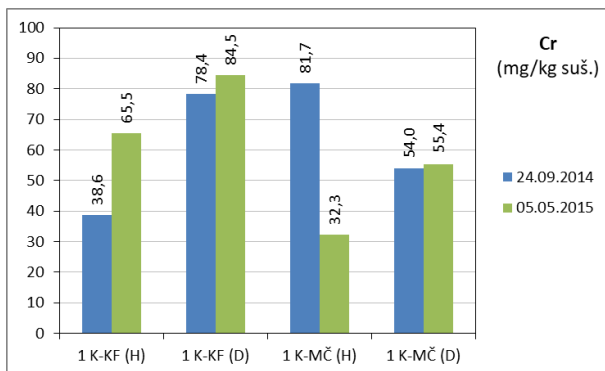
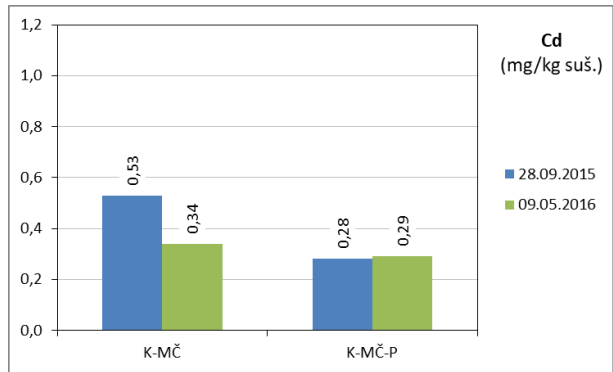
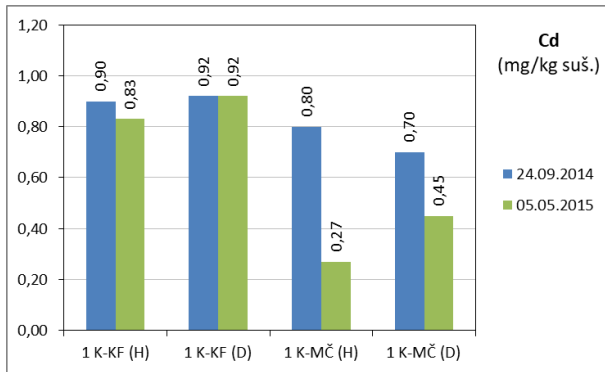
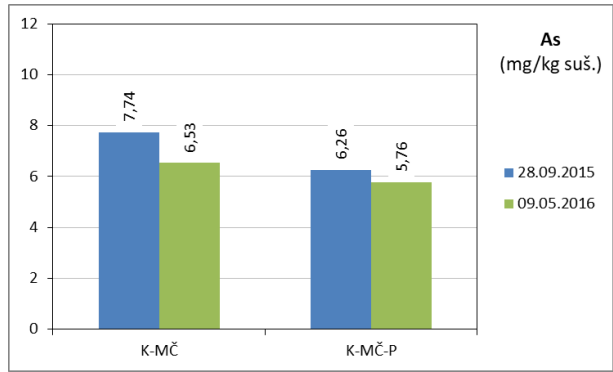
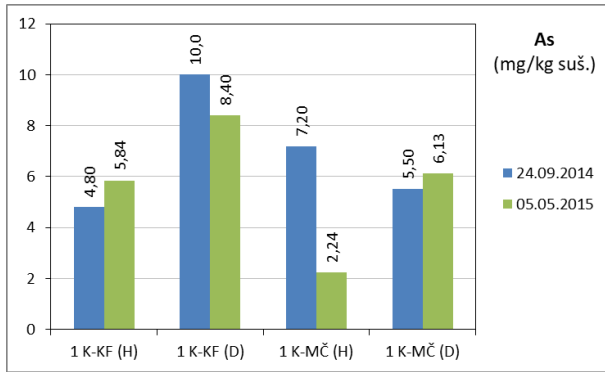
Rakousko (Tyrolsko)	Tiroler Feldschutzgesetz (LGBl Nr. 58/2000 i.d.F.) Gesetz vom 5. Juli 2000 über den Schutz des Feldgutes und die Ausbringung von Klärschlamm.
Rakousko (Viedeň)	Wiener Klärschlammgesetz (LGBl. Nr. 08/2000): Gesetz über das Verbot der Ausbringung von Klärschlamm.
Rakousko (Vorarlbersko)	Vorarlberger Klärschlammverordnung (LGBl. Nr. 75/1997 i.d.F.). Verordnung der Vorarlberger Landesregierung über die Ausbringung von Klärschlamm.
Rumunsko	ORDIN Nr. 344/708 din 16 august 2004 pentru aprobarea Normelor tehnice privind protecția mediului și în special a solurilor, când se utilizează nămolurile de epurare în agricultură.
Řecko	Μέθοδοι, όροι και περιορισμοί για την χρησιμοποίηση στη γεωργία της ιλύος που προέρχεται από επεξεργασία οικιακών και αστικών λυμάτων (80568/4225/91).
Slovensko	Zákon z 23. apríla 2003 o aplikácii čistiarenského kalu a dnových sedimentov do pôdy a o doplnení zákona č. 223/2001 Z. z. o odpadoch a o zmene a doplnení niektorých zákonov v znení neskorších predpisov.
Slovinsko	Uredba o uporabi blata iz komunalnih čistilnih naprav v kmetijstvu (Uradni list RS, št. 62/08).
Španělsko	Real Decreto 1310_1990. de 29 de octubre, por el que se regula la utilización de los lodos de depuración en el sector.
Švédsko	Kungörelse med föreskrifter om skydd för miljön, särskilt marken, när avloppsslam används i jordbruket. SNFS 1994:2. Förordning om förbud m.m. i vissa fall i samband med hantering, införsel och utförsel av kemiska produkter. SFS 1998:944.
Velká Británie	The Sludge (Use in Agriculture) Regulations 1989, No. 1263

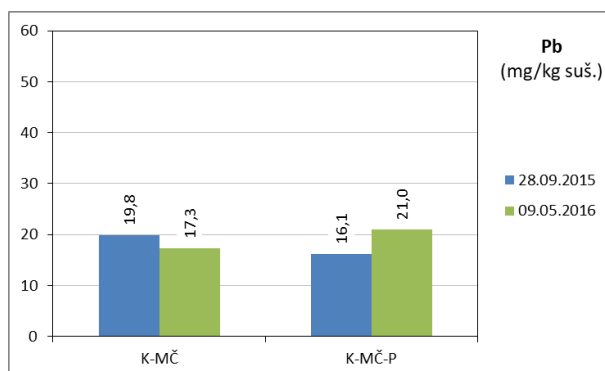
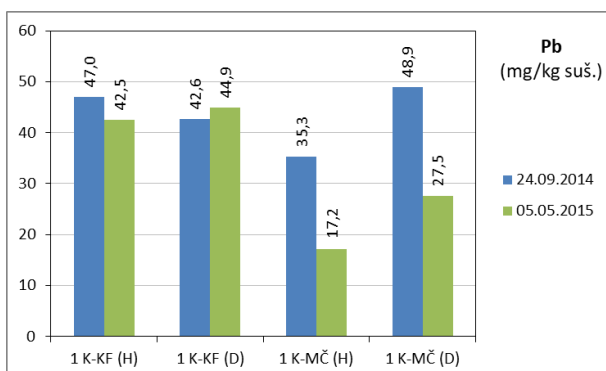
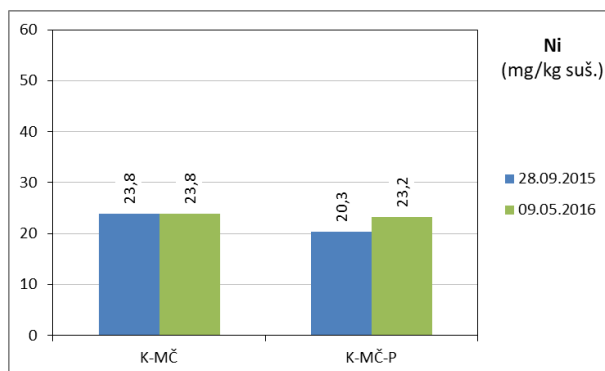
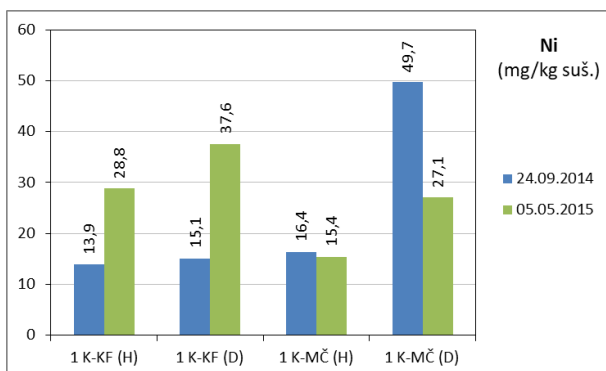
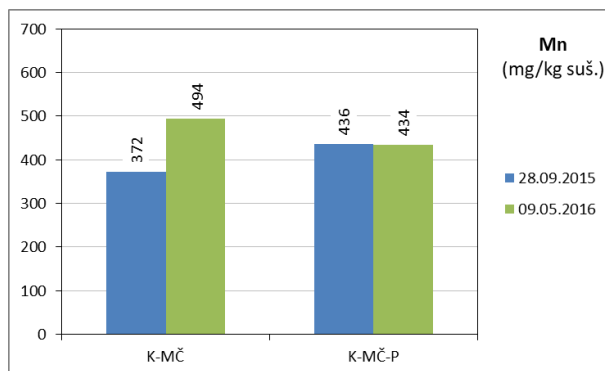
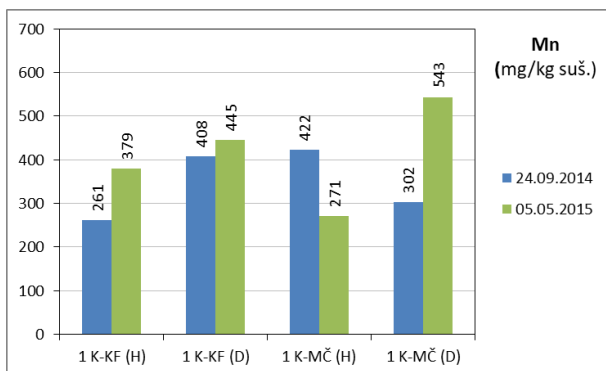
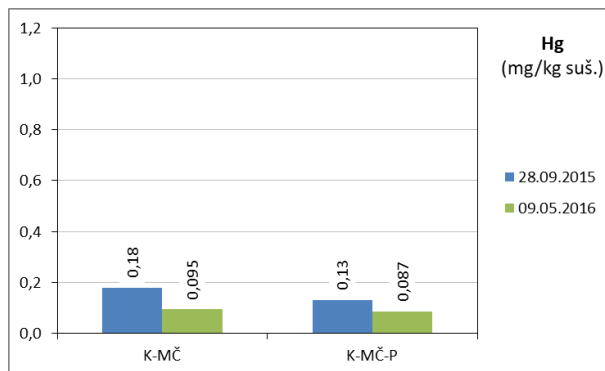
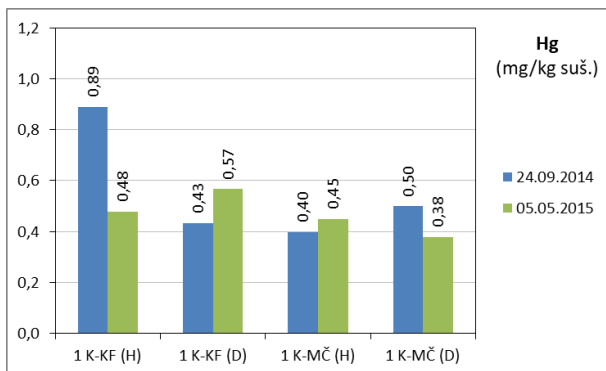
Příloha 3. Obsah sušiny, organických látek, nutrientů, dalších vybraných prvků a mikrobiálního znečištění v kompostech zrajících v plastových kompostérech (1 K-KF (H) – vzorek odebraný z horní části kompostu, 1 K-KF (D) – vzorek odebraný z dolní části kompostu, 1 K-MČ (H) – vzorek odebraný z horní části kompostu, 1 K-MČ (D) – vzorek odebraný z dolní části kompostu) a pod fólií (K-MČ a K-MČ-P)

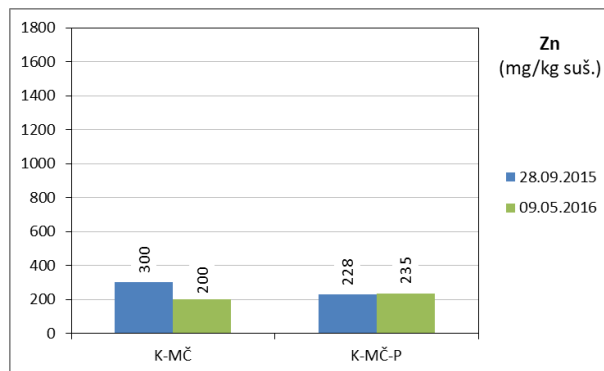
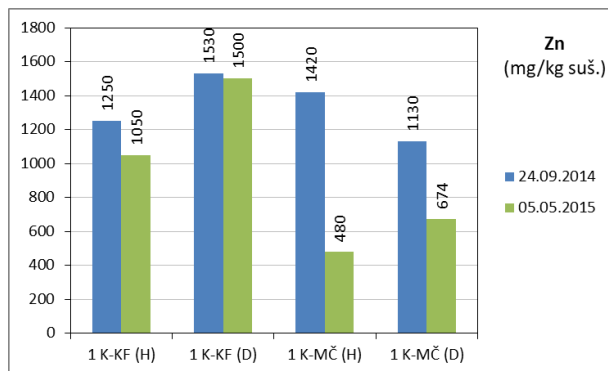




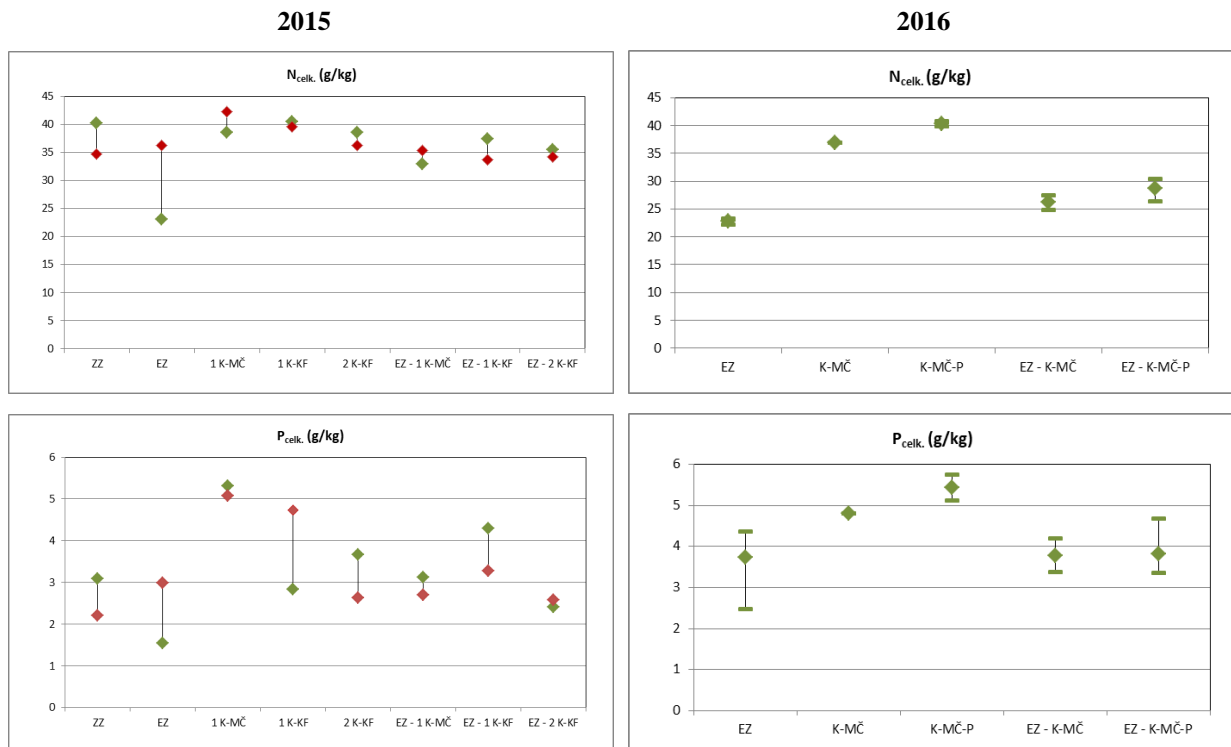


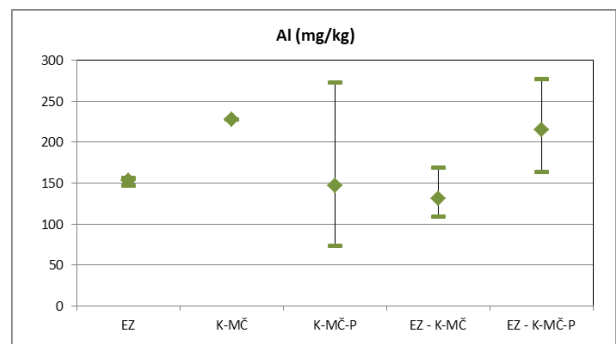
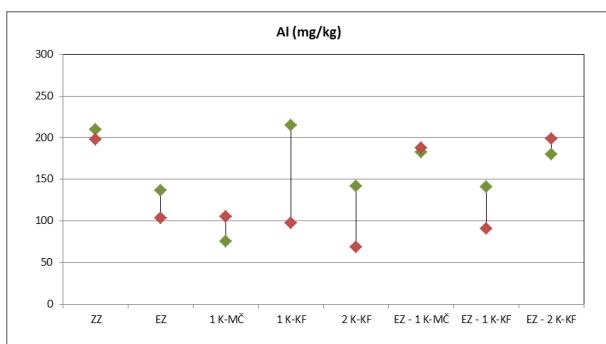
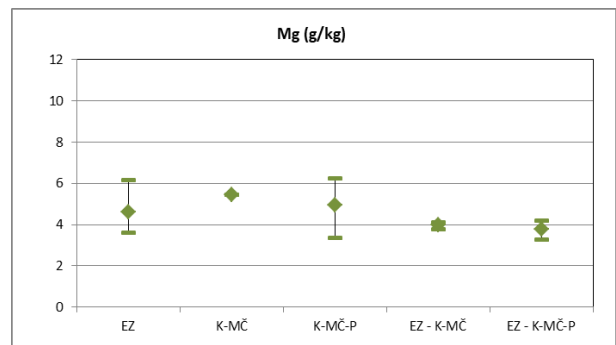
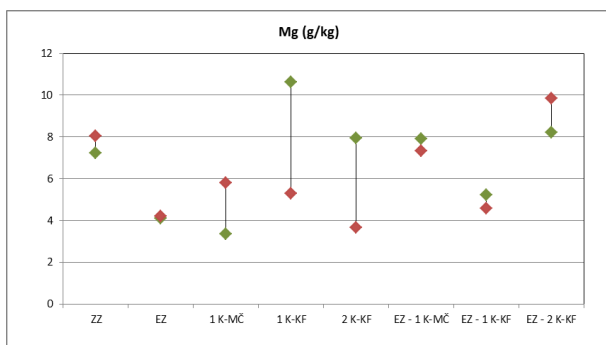
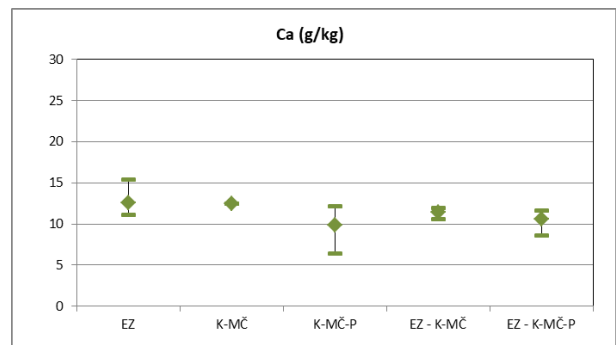
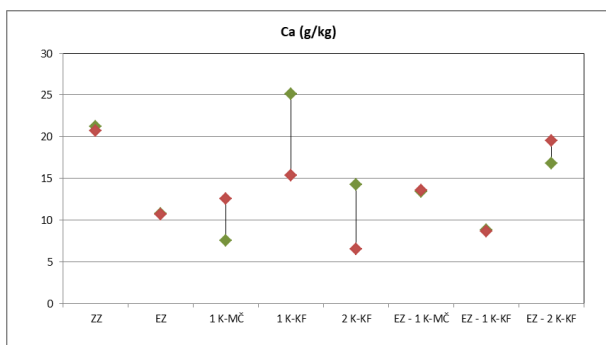
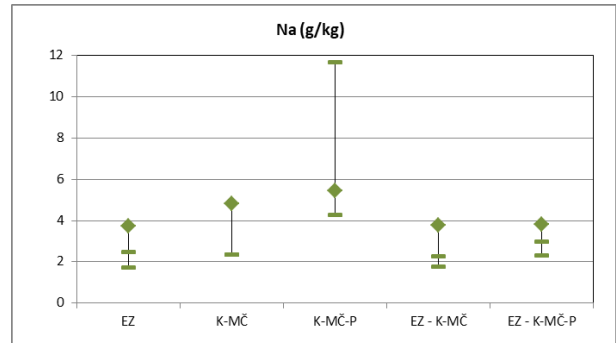
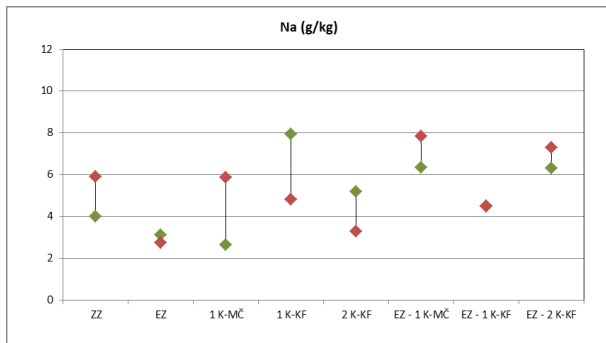
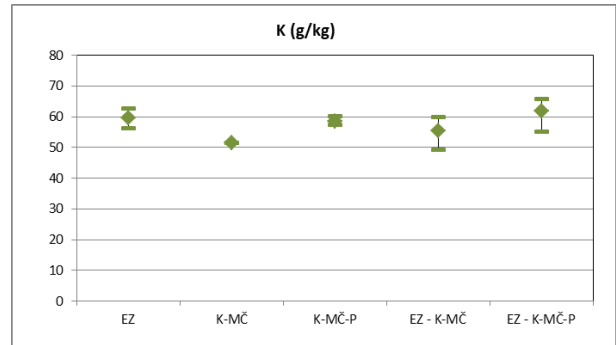
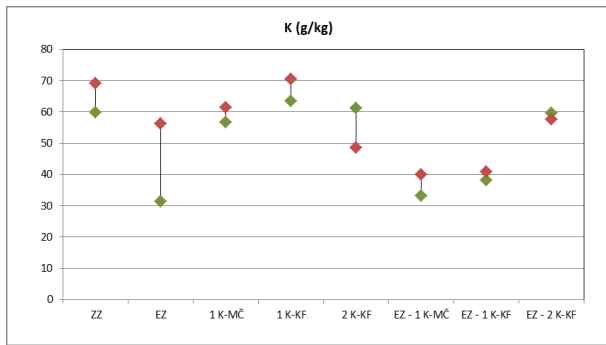


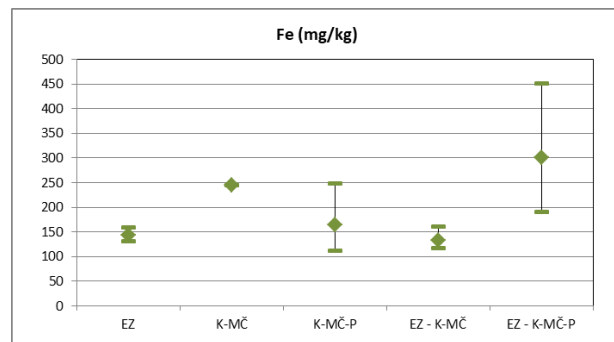
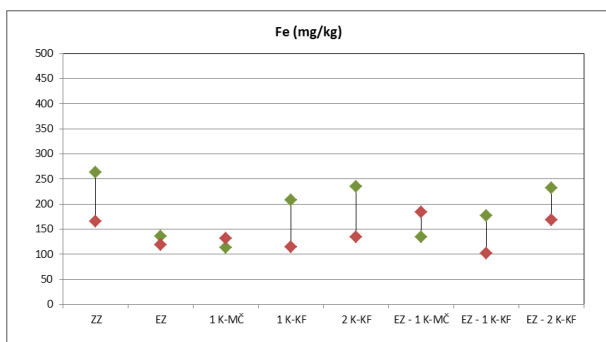
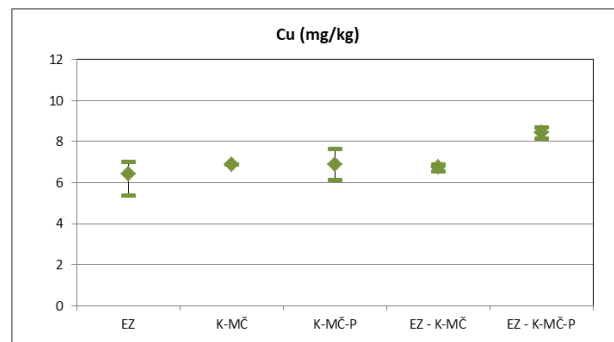
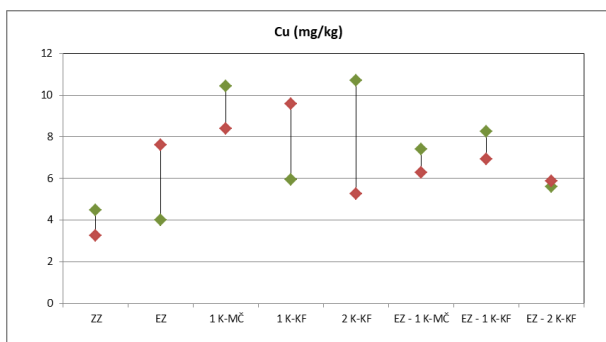
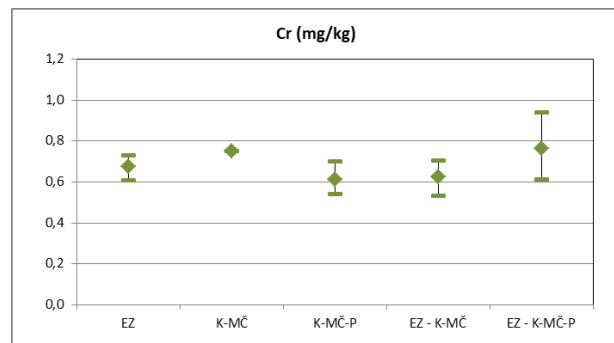
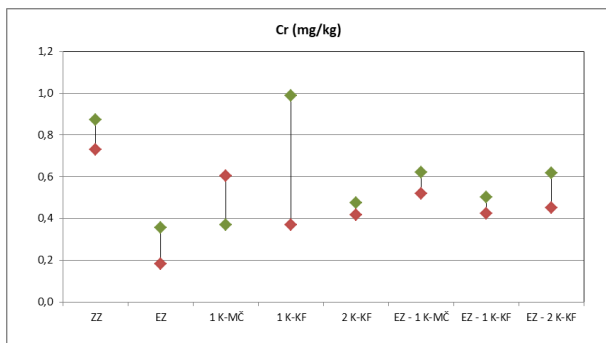
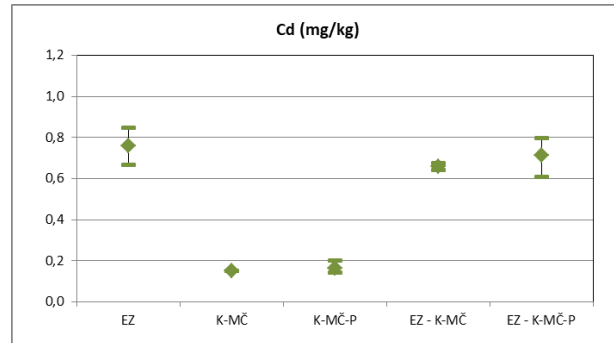
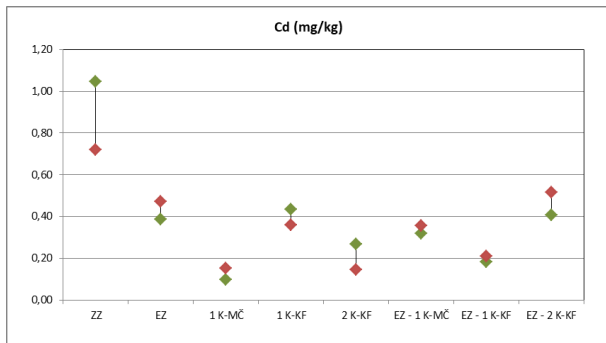
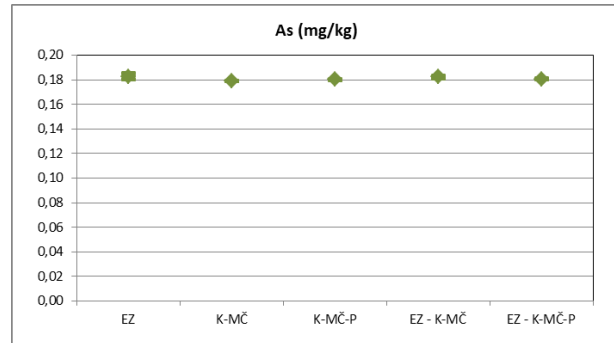
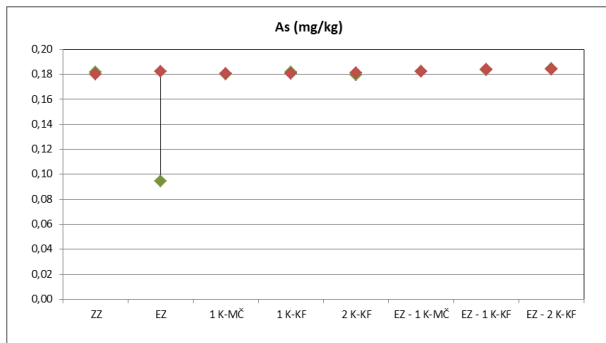


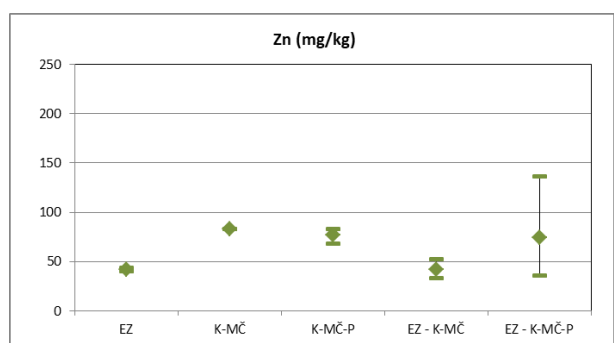
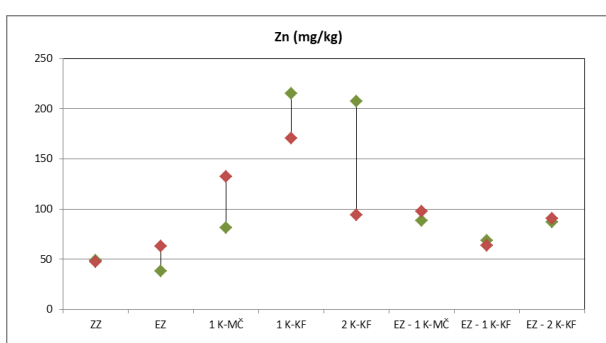
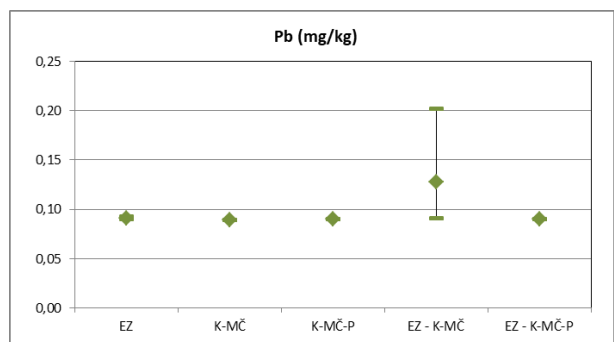
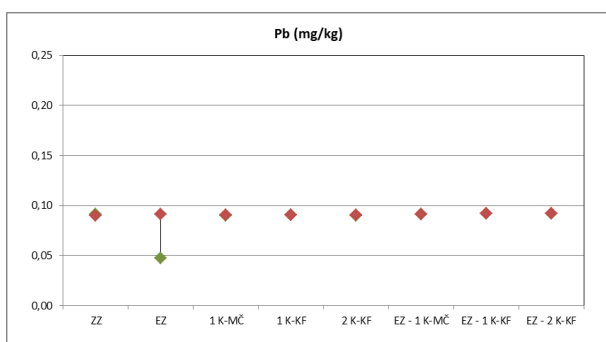
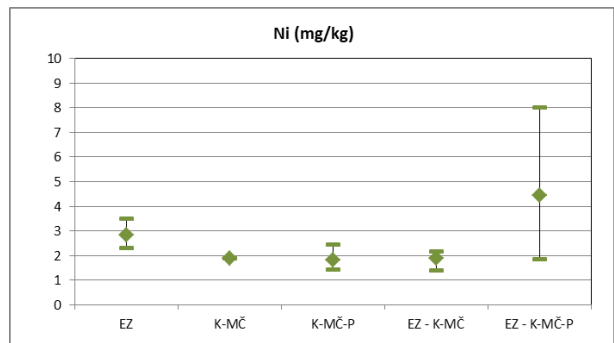
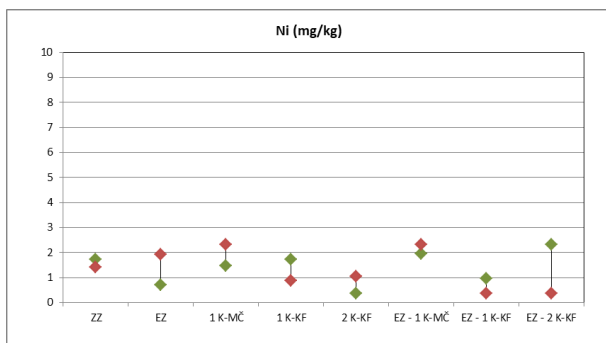
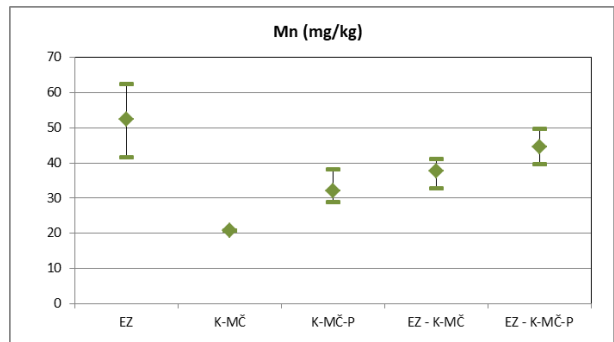
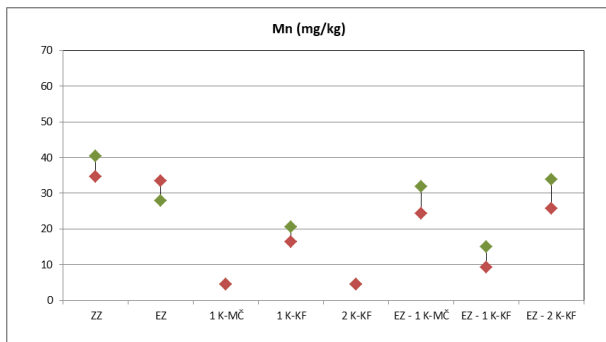
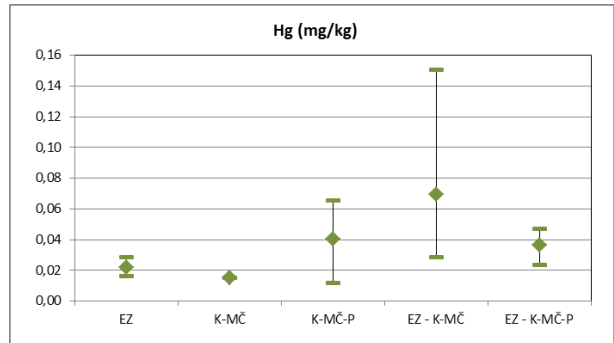
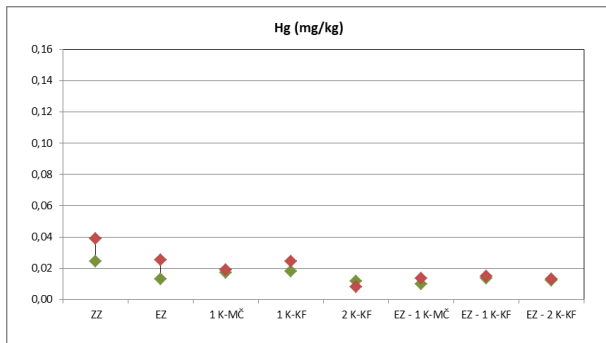


Příloha 4. Obsah sušiny, organických látek, nutrientů, dalších vybraných prvků, kovů, arsenu a mikrobiálního znečištění v salátech pěstovaných v roce 2015 (v substrátech: ZZ - zahradní zemina, EZ - erodovaná zemina, 1 K-MČ - jednoletý kompost založený s kalem z mechanického předčištění, 1 K-KF - jednoletý kompost založený s kalem usazeným na povrchu kořenových filtrů, 2 K-KF - dvouletý kompost založený s kalem z kolmatované svrchní vrstvy kořenového filtru, EZ - 1 K-MČ - erodovaná zemina s přídavkem jednoletého kompostu založeného s kalem z mechanického předčištění, EZ - 1 K-KF - erodovaná zemina s přídavkem jednoletého kompostu založeného s kalem usazeným na povrchu kořenových filtrů, EZ - 2 K-KF - erodovaná zemina s přídavkem dvouletého kompostu založeného s kalem z kolmatované svrchní vrstvy kořenového filtru) a v roce 2016 (v substrátech: EZ - erodovaná zemina, K-MČ - jednoletý kompost s kalem z mechanického předčištění z ČOV bez aplikace startovacího preparátu, K-MČ-P - jednoletý kompost s kalem z mechanického předčištění z ČOV a s aplikací startovacího preparátu, EZ-K-MČ - erodovaná zemina s přídavkem jednoletého kompostu s kalem z mechanického předčištění bez aplikace startovacího preparátu, EZ-K-MČ-P - erodovaná zemina s kalem z mechanického předčištění a s přídavkem jednoletého kompostu s aplikací startovacího preparátu)









Příloha 5. Obsah sušiny, organických látek, nutrientů, dalších vybraných prvků, kovů, arsenu a mikrobiálního znečištění v rajčatech pěstovaných v roce 2015 (v substrátech: ZZ - zahradní zemina, EZ - erodovaná zemina, 1 K-MČ - jednoletý kompost založený s kalem z mechanického předčištění, 1 K-KF - jednoletý kompost založený s kalem usazeným na povrchu kořenových filtrů, 2 K-KF - dvouletý kompost založený s kalem z kolmatované svrchní vrstvy kořenového filtru, EZ - 1 K-MČ - erodovaná zemina s přídavkem jednoletého kompostu založeného s kalem z mechanického předčištění, EZ - 1 K-KF - erodovaná zemina s přídavkem jednoletého kompostu založeného s kalem usazeným na povrchu kořenových filtrů, EZ - 2 K-KF - erodovaná zemina s přídavkem dvouletého kompostu založeného s kalem z kolmatované svrchní vrstvy kořenového filtru) a v roce 2016 (v substrátech: EZ - erodovaná zemina, K-MČ - jednoletý kompost s kalem z mechanického předčištění z ČOV bez aplikace startovacího preparátu, K-MČ-P - jednoletý kompost s kalem z mechanického předčištění z ČOV a s aplikací startovacího preparátu, EZ-K-MČ - erodovaná zemina s přídavkem jednoletého kompostu s kalem z mechanického předčištění bez aplikace startovacího preparátu, EZ-K-MČ-P - erodovaná zemina s kalem z mechanického předčištění a s přídavkem jednoletého kompostu s aplikací startovacího preparátu)

