



VILNIAUS GEDIMINO
TECHNIKOS UNIVERSITETAS

VILNIAUS GEDIMINO TECHNIKOS UNIVERSITETAS

APLINKOS INŽINERIJOS FAKULTETAS

APLINKOS APSAUGOS KATEDRA

Domas Laurinaitis

**VERMIKOMPOSTO ĮTAKOS SUNKIŲJŲ METALŲ (Pb, Cd, Cu)
BIOAKUMULIACIJAI PIEVINĖJE MIGLĖJE (*Poa pratensis* L.)
EKSPERIMENTINIAI TYRIMAI IR ANALIZĖ**

**EXPERIMENTAL RESEARCH AND ANALYSIS OF INFLUENCE OF
VERMICOMPOST ON BIOACCUMULATION OF HEAVY METALS (Pb, Cd,
Cu) IN COMMON MEADOW-GRASS (*Poa pratensis* L.)**

Baigiamasis magistro darbas

Aplinkos inžinerijos studijų programa, valstybinis kodas 621H17004

Aplinkos apsaugos inžinerijos specializacija

Bendrosios inžinerijos studijų kryptis

Vilnius, 2016

Vilniaus Gedimino technikos universitetas Aplinkos inžinerijos fakultetas Aplinkos apsaugos katedra	ISBN _____ ISSN _____ Egz. sk. Data-.....-.....
---	--

Antrosios pakopos studijų Aplinkos inžinerijos programos magistro baigiamasis darbas 4 (aplinkos apsaugos inžinerija)	
Pavadinimas	Vermikomposto įtakos sunkiųjų metalų (Pb, Cd, Cu) bioakumulacijai pievinėje miglėje (Poa pratensis L.) eksperimentiniai tyrimai ir analizė
Autorius	Domas Laurinaitis
Vadovas	Aušra Zigmontienė

Kalba: lietuvių

Anotacija Baigiamajame magistro darbe analizuojama ir vertinama nualintų, sunkiaisiais metalais užterštų dirvožemių atkūrimo ir pagerinimo galimybės panaudojant iš nuotekų dumblo pagamintą verмикompostą. Apžvelgiama užsienio šalių patirtis sunkiųjų metalų imobilizavimui naudojant organinę medžiagą - verмикompostą bei verмикomposto gamybos iš komunalinių nuotekų dumblo galimybės. Darbe pateikiama sunkiųjų metalų (Pb, Cd, Cu) bioakumulacijos pievinėje miglėje (Poa pratensis. L) tyrimų metodika bei eksperimento, kuriuo siekiama nustatyti sunkiųjų metalų imobilizavimą dirvožemyje ir silpną bioakumulaciją augale, rezultatai ir analizė. Atlikta statinė (koreliacinė ir regresinė) gautų tyrimo rezultatų analizė. Įvertinus statistiškai reikšmingus koreliacinius ryšius tarp skirtingų augimo terpės rodiklių, sudarytos tiesinės daugialypės regresijos lygtys, kuriomis galima prognozuoti sunkiųjų metalų koncentracijas tiek augalo šaknyse ir ūgliuose, tiek dirvožemyje. Išnagrinėjus tyrimų rezultatus, pateikiamos išvados ir rekomendacijos. Baigiamąjį magistro darbą sudaro 9 dalys: įvadas, dirvožemio taršos sunkiaisiais metalais, verмикomposto panaudojimo dirvožemio savybėms atkurti apžvalga, verмикomposto įtakos sunkiųjų metalų bioakumulacijai pievinėje miglėje eksperimentinio tyrimo metodika, rezultatai, sunkiųjų metalų koncentracijos kaitos ir bioakumulacijos augale statistinis įvertinimas ir modeliavimas, bendrosios išvados, rekomendacijos, literatūros sąrašas ir priedai. Darbo apimtis - 85 psl. be priedų, 55 pav., 7 lent., 72 literatūros šaltiniai.
--

Prasminiai žodžiai: Sunkieji metalai, verмикompostas, pievinė miglė, bioakumulacija.

Vilnius Gediminas Technical University
Faculty of Environmental Engineering
Department of Environmental Protection

ISBN _____ ISSN _____
Copies No.
Date-.....-.....

Master Degree Studies **Environmental Engineering** study programme Master Graduation Thesis 4 (Environmental Engineering)

Title **Experimental Research and Analysis of Influence of Vermicompost on Bioaccumulation of Heavy Metals (Pb, Cd, Cu) in Common Meadow-Grass (Poa pratensis L.)**

Author **Domas Laurinaitis**

Academic supervisor **Aušra Zigmontienė**

Thesis language: Lithuanian

Annotation

In the Master's thesis there are analyzed and evaluated the opportunities of soil, which is degraded and contaminated with heavy metals, restoration and improvement using vermicompost, produced from sewage sludge. There are also an overview of foreign experience in immobilization of heavy metals using an organic material - vermicompost and opportunities of vermicompost production from municipal sewage sludge.

The work contains research methodology of bioaccumulation of heavy metals (Pb, Cd, Cu) in common meadow-grass (*Poa pratensis* L.) and the results and analysis of the experiment, which purpose is to determine the immobilization of heavy metals in soil and weaker bioaccumulation in the plant. Statistical (correlation and regression) analysis is done. According to the evaluation of a statistically significant correlation between the various indicators of the growth medium, there are constructed the multiple linear regression equations, which can be used to predict the concentrations of heavy metals in the plant roots or shoots and in the soil. Conclusions and recommendations are submitted after results analysing.

The Master's thesis consists of 9 parts: introduction, an overview of soil contamination with heavy metals and applicability of vermicompost to regeneration the soil properties, experimental research methodology of influence of vermicompost on bioaccumulation of heavy metals in common meadow-grass, the results, statistical evaluation and modeling of concentration changes and bioaccumulation of heavy metals in the plant, conclusions, recommendations, references and appendixes.

The size of work: 85 pages without appendixes, 55 pictures, 7 tables, 72 sources of literature.

Keywords: Heavy metals, vermicompost, common meadow-grass, bioaccumulation.

Turinys

PAVEIKSLŲ SĄRAŠAS	7
LENTELIŲ SĄRAŠAS	9
SANTRUMPOS	10
ĮVADAS	11
1. DIRVOŽEMIS, JO TARŠA SUNKIAISIAIS METAL AIS, VERMIKOMPOSTO PANAUDOJIMAS DIRVOŽEMIO SAVYBĖMS ATKURTI	13
1.1. Dirvožemio sudėtis, savybės ir jo tarša sunkiaisiais metalais	13
1.2. Dirvožemio, užteršto sunkiaisiais metalais, atkūrimo metodai	18
1.3. Nuotekų dumblas: sudėtis, apdorojimas ir panaudojimas	24
1.4. Biohumuso gamyba, savybės ir panaudojimas	28
1.5. Biohumuso įtaka sunkiųjų metalų migracijai dirvožemyje	32
1.6. Sunkiųjų metalų migracijos eksperimentiniai tyrimai ir matematinis modeliavimas	36
1.7. Skyriaus apibendrinimas.....	38
2. VERMIKOMPOSTO ĮTAKOS SUNKIŲJŲ METALŲ (Pb, Cd, Cu) BIOAKUMULIACIJAI AUGALE EKSPERIMENTINIS TYRIMAS	39
2.1. Tyrimo objektas, tikslas, uždaviniai ir metodo esmė	39
2.2. Tyrimo atlikimo eiga	39
2.2.1. Tiriamojo objekto paruošimas.....	39
2.2.2. Tyrimo eiga	43
2.2.3. Sunkiųjų metalų (Pb, Cd, Cu) koncentracijos dirvožemio-vermikomposto mišinyje nustatymas	47
2.2.4. Sunkiųjų metalų (Pb, Cd, Cu) koncentracijos nustatymas augintos pievinės miglės požeminėse ir antžeminėse dalyse	49
2.3. Duomenų statistinis įvertinimas	50
3. EKSPERIMENTINIO TYRIMO REZULTATAI IR JŲ ANALIZĖ	52

3.1. Eksperimentinio tyrimo rezultatų analizė	52
3.2. Skyriaus apibendrinimas.....	61
4. SUNKIŲJŲ METALŲ (Pb, Cd, Cu) KONCENTRACIJOS KITIMO PIEVINĖJE MIGLĖJE IR JOS AUGIMO TERPĖS RODIKLIŲ PRIKLAUSOMYBĖS KORELIACINĖ ANALIZĖ BEI MODELIAVIMAS DAUGIALYPĖS REGRESIJOS METODAIS.....	63
4.1. Koreliacinė duomenų analizė	63
4.2. Optimaliausio modelio sudarymas daugialypės regresijos metodu.....	70
4.3. Skyriaus apibendrinimas.....	78
IŠVADOS.....	79
REKOMENDACIJOS.....	80
LITERATŪROS SĄRAŠAS.....	81
PRIEDAI	86

PAVEIKSLŲ SĄRAŠAS

1.1 pav. Pralaidus barjeras gruntiniam vandeniui nuo teršalų valyti (Mulligan 2000)	19
1.2 pav. Elektrokinezės metodas (Mulligan 2000)	22
1.3 pav. Principinė fitoremediacijos schema (Mulligan 2000)	23
1.4 pav. Sutvarkyto dumblo kiekio pasiskirstymas pagal apdorojimo būdus (AAA 2014)	24
1.5 pav. Nuotekų dumblo kiekiai Lietuvoje (Aplinkos... 2006)	25
1.6 pav. Eisenia fetida sandara (www.happydranch.com)	29
1.7 pav. Slieko organizme vykstantis virškinimo procesas (www.happydranch.com)	30
1.8 pav. OM įtaka Pb, Zn, Cd ir Cu mobilių formų susidarymui (Angelova <i>et. al.</i> 2010)	33
1.9 pav. OM įtaka Pb bioakumuliacijai bulvėse (Angelova <i>et. al.</i> 2010)	33
1.10 pav. OM įtaka Zn, Cd ir Cu bioakumuliacijai bulvėse (Angelova <i>et. al.</i> 2010)	34
1.11 pav. Organinės medžiagos įtaka Pb ir Zn kiekiui dirvožemyje (Ross 2004)	35
1.12 pav. Organinės medžiagos įtaka Cd ir Cu kiekiui dirvožemyje (Ross 2004)	36
2.1 pav. Eksperimentinio tyrimo principinė schema (Chen <i>et. al.</i> 2012)	40
2.2 pav. Substrato talpinimo vazonas	41
2.3 pav. Auginimui pasirinkta pievinė miglė (<i>Poa pratensis</i>)	42
2.4 pav. Sijojimo sietų rinkinys	44
2.5 pav. Bendros anglies analizatorius TOC-VCSN/TNM-1	46
2.6 pav. Atominės absorbcijos spektrometras (AAS) Buck Scientific 210 VGP	48
3.1 pav. Švino koncentracijos pievinės miglės šaknyse ir ūgliuose	52
3.2 pav. Kadmio koncentracijos pievinės miglės šaknyse ir ūgliuose	53
3.3 pav. Vario koncentracijos pievinės miglės šaknyse ir ūgliuose	54
3.4 pav. Pradinės sunkiųjų metalų koncentracijos dirvožemyje	55
3.5 pav. Sunkiųjų metalų koncentracijos dirvožemyje po 7 parų	56
3.6 pav. Sunkiųjų metalų koncentracijos dirvožemyje po 14 parų	56
3.7 pav. Galutinės sunkiųjų metalų koncentracijos dirvožemyje	57
3.8 pav. Švino koncentracijų pasiskirstymas dirvožemyje bei pievinėje miglėje pagal pH	57
3.9 pav. Kadmio koncentracijų pasiskirstymas dirvožemyje bei pievinėje miglėje pagal pH	58
3.10 pav. Vario koncentracijų pasiskirstymas dirvožemyje bei pievinėje miglėje pagal pH	58
3.11 pav. Švino koncentracijų pasiskirstymas dirvožemyje bei pievinėje miglėje pagal TOC	59
3.12 pav. Kadmio koncentracijų pasiskirstymas dirvožemyje bei pievinėje miglėje pagal TOC	60
3.13 pav. Vario koncentracijų pasiskirstymas dirvožemyje bei pievinėje miglėje pagal TOC	61
4.1 pav. Koreliaciniai ryšiai tarp skirtingų augimo terpės rodiklių bei Pb koncentracijų	64
4.2 pav. Švino koncentracijos priklausomybė tarp dirvožemio ir ūglių	65

4.3 pav.	Regresinės analizės rezultatai Pb atveju	65
4.4 pav.	Koreliaciniai ryšiai tarp skirtingų augimo terpės rodiklių bei Cd koncentracijų	66
4.5 pav.	Kadmio koncentracijos augalo šaknyse priklausomybė nuo TOC kiekio	67
4.6 pav.	Regresinės analizės rezultatai Cd atveju	67
4.7 pav.	Koreliaciniai ryšiai tarp skirtingų augimo terpės rodiklių bei Cu koncentracijų	68
4.8 pav.	Vario koncentracijos dirvožemyje priklausomybė nuo TOC kiekio	69
4.9 pav.	Regresinės analizės rezultatai Cu atveju	69
4.10 pav.	Reikšmingai koreliuojantys augimo terpės rodikliai švino atveju	71
4.11 pav.	Koeficientai lygties sudarymui	71
4.12 pav.	Regresinės analizės rezultatai	72
4.13 pav.	Dispersinės analizės rezultatai	72
4.14 pav.	Esamų ir paskaičiuotų verčių bei likučių grafikas švinui	73
4.15 pav.	Reikšmingai koreliuojantys augimo terpės rodikliai kadmio atveju	73
4.16 pav.	Koeficientai lygties sudarymui	74
4.17 pav.	Regresinės analizės rezultatai	74
4.18 pav.	Dispersinės analizės rezultatai	75
4.19 pav.	Esamų ir paskaičiuotų verčių bei likučių grafikas kadmiui	75
4.20 pav.	Reikšmingai koreliuojantys augimo terpės rodikliai vario atveju	76
4.21 pav.	Koeficientai lygties sudarymui	76
4.22 pav.	Regresinės analizės rezultatai	77
4.23 pav.	Dispersinės analizės rezultatai	77
4.24 pav.	Esamų ir paskaičiuotų verčių bei likučių grafikas variui	78

LENTELIŲ SĄRAŠAS

1.1 lentelė. Nuotekų dumblo kiekiai Lietuvos apskrityse (Aplinkos... 2006)	25
1.2 lentelė. Cheminė nuotekų dumblo sudėtis (Tchobanoglous 2003)	26
2.1 lentelė. Sunkiųjų metalų koncentracijos	41
2.2 lentelė. Mažiausia sijojamo bandinio masė	44
2.3 lentelė. Didžiausia leistinoji ant sietų liekanti dalelių masė	45
2.4 lentelė. Pagrindinės sąlygos atominei absorbcinei spektroskopijai	48
4.1 lentelė. Koreliacijos koeficiento (R) reikšmės	63

SANTRUMPOS

AAA – aplinkos apsaugos agentūra

AAS – atominės absorbcijos spektrometras

As – arsenas

BOA (angl. *TOC*) – bendroji organinė anglis

Ca – kalcis

°C – laipsniai Celsijaus

Cd – kadmis

CH₃OH – metanolis

C:N – anglies ir azoto santykis

Co – kobaltas

Cr – chromas

Cu – varis

D:V – dirvožemio ir vermikomposto santykis

DLK – didžiausia leistina koncentracija

HN – higienos norma

HNO₃ – azoto rūgštis

H₂S₂ – vandenilio peroksido rūgštis

JAV – Jungtinės Amerikos Valstijos

Mg – magnis

mg/kg – miligramai kilograme

ml – mililitras

Ni – nikelis

Nr. – numeris

OM – organinė medžiaga

P – fosforas

pav. – paveikslas

Pb – švinas

pH – vandenilio potencialas

pvz. – pavyzdžiui

R – koreliacijos koeficientas

R² – determinacijos koeficientas

SM – sunkieji metalai

Zn – cinkas

IVADAS

Darbo problema. Dirvožemis – sudėtinga, dinamiška, daugiakomponentė sistema. Dėl natūraliai gamtoje vykstančių procesų, tokių kaip ugnikalnių išsiveržimai, gaisrai ir kt. ir dėl antropogeninės arba kitaip tariant žmogaus ūkinės veiklos, tręšiant laukus, nusėdant pramonės, energetikos ir autotransporto emisijų teršalams, labai padidėjo dirvožemio tarša sunkiaisiais metalais (toliau – SM). Dirvožemyje SM lieka dėl keletos priežasčių: 1) juos absorbuoja mineralų dalelės, 2) jie sudaro netirpius sudėtinius junginius su biohumusu ir 3) dalyvauja nusodinimo reakcijose. Per didelės sunkiųjų metalų koncentracijos neigiamai atsiliepia fizikinėms, cheminėms ir biologinėms dirvožemio savybėms bei mažina augimo terpės biologinį aktyvumą. SM paviršius gali sukelti ne tik endeminius susirgimus, susijusius su konkrečiu elementu, bet ir paveikti biologinius organizmų augimo ir vystymosi sutrikimus, silpninti imunitetą, pažeisti reproduktyviasias individų funkcijas. Praktiškai visi sunkieji metalai pasižymi kancerogeninėmis, mutageninėmis, teratogeninėmis savybėmis. Ypač pavojingas sinergetinis SM poveikis, kai žala padaroma nevirsijant kiekvieno iš elementų didžiausios leistinosios koncentracijos (toliau – DLK). Dėl dirvožemio tarpinių savybių ir sudėties tarša sunkiaisiais metalais gali būti ilgą laiką nepastebėta.

Šiais didėjančio vartojimo laikais – susiduriama su keliomis nerimą keliančiomis **problemomis**, kurios turi įtakos ir dirvožemiui.

Dėl nuolat didėjančio gyventojų skaičiaus, norint greičiau išauginti didesnius produkcijos kiekius, dirvožemių savybėms pagerinti dideliais kiekiais naudojamos mineralinės trąšos, kurių sudėtyje gausu SM. Pastarieji auginimo plotuose kaupiasi, migruoja iš vienos vietos į kitą, dėl to auginamos kultūros tampa pavojingos vartotojams.

Dėl spartaus miestų plėtimosi daugėja nuotekų dumblo (kasdieniai miesto gyventojų poreikiai), kuriame gausu SM. Šis dumblas dėl didelės sunkiųjų metalų koncentracijos antriniam panaudojimui netinkamas.

Darbo aktualumas. Nualinti ir sunkiasiais metalais užteršti dirvožemiai tampa tiek nuodingi, tiek mažiau produktyvūs. Jų savybėms gerinti naudojamas mineralines trąšas, sudėtyje turinčias daugelį įvairių SM, būtų galima keisti organinėmis trąšomis ar medžiagomis, padedančiomis atkurti dirvožemio produktyvumą. Viena iš tokių medžiagų – vermikompostas. Vermikompostas – sliekų perdirbtos žaliosios ir kitos bioskaidžios atliekos, kurios gerina dirvožemio savybes, didina dirvožemio derlingumą (daržovių – nuo 10,9 iki 38,9 %), taip pat prisideda prie SM koncentracijos mažinimo bei sveikesnės produkcijos auginimo (Sargsyan 2013).

Dėl vyraujančios kai kurių sunkiųjų metalų koncentracijos nuotekų dumble, šis, net ir kompostuotas tradiciniais metodais, ne visada yra tinkamas žemės ūkyje. Taigi prioritetu tampa naujų galimybių ieškojimas – kaip, koku būdu didžiulius nuotekų dumblo kiekius paversti naudinga organine trąša biohumusu, kurį būtų galima naudoti nualintų dirvožemių atkūrimui (vermikomposto panaudojimas sunkiųjų metalų migracijai stabdyti, o idealiu atveju – jų absorbcijai).

Darbo tikslas – atlikti vermikomposto, pagaminto iš nuotekų dumblo, įtakos SM migracijai iš dirvožemio į pievinę miglę (*Poa pratensis L.*) eksperimentinius tyrimus ir įvertinti jo panaudojimo galimybes atkuriant sunkiaisiais metalais užterštas teritorijas.

Darbo uždaviniai:

1. Apžvelgti dirvožemio taršą sunkiaisiais metalais ir jo atkūrimo galimybes, panaudojant vermikompostą;
2. Eksperimentiškai nustatyti sunkiųjų metalų bioakumuliaciją pievinės miglės požeminėje ir antžeminėje dalyse;
3. Įvertinti vermikomposto įtaką augalo daigumo produktyvumui;
4. Išanalizuoti galimą sunkiųjų metalų bioakumuliaciją, atliekant statistinį modeliavimą;
5. Suformuluoti gautus rezultatus atitinkančias išvadas bei pateikti rekomendacijas.

Darbo hipotezė: panaudojant iš nuotekų dumblo pagamintą vermikompostą, galima sumažinti sunkiųjų metalų migraciją dirvožemyje, jų patekimą į augalus ir atkurti nualintų bei užterštų SM dirvožemių savybes.

Praktinė darbo vertė (reikšmė): dideli kiekiai atliekų (nuotekų dumblas), netinkamų antriniam panaudojimui, paverčiami naudinga trąša, kuri tampa saugia ir efektyvia priemone, stabdant sunkiųjų metalų plitimą įvairiuose dirvožemio sluoksniuose (sudaromos nepalankios sąlygos SM patekimui į augalus), didinant dirvožemių produktyvumą ir mažinant nuotekų dumblo kiekius.

Darbo struktūra. Darbas susideda iš įvado, keturių skyrių, rezultatų apibendrinimo ir išvadų, santraukos (lietuvių ir anglų kalbomis), rekomendacijų, naudotos literatūros sąrašo bei priedų.

Darbo apimtis yra 87 puslapiai, kuriuose pateikta: 12 formulių, 55 paveikslai, 7 lentelės. Darbe remtasi 72 literatūros šaltiniais.

1. DIRVOŽEMIS, JO TARŠA SUNKIAISIAIS METALAIS, VERMIKOMPOSTO PANAUDOJIMAS DIRVOŽEMIO SAVYBĖMS ATKURTI

Šiame skyriuje analizuojama dabartinė dirvožemių situacija, jų nualinimo bei taršos SM pasekmės, SM elgsena dirvožemyje. Apibendrinti atlikti mokslininkų tyrimai panaudojant vermikompostą dirvožemio taršos mažinime ir jo reprodukcinę savybių atkūrimą.

1.1. Dirvožemio sudėtis, savybės ir jo tarša sunkiaisiais metalais

Dirvožemis – sudėtinga, dinamiška, daugiakomponentė sistema, o žmogaus ūkinė veikla – viena iš pagrindinių priežasčių, dėl kurios augimo terpėje, tiesiogiai ar per atmosferos komponentus (pvz.: oras, vanduo), pastebimas ryškus kenksmingų teršalų koncentracijos didėjimas. Sunkiųjų metalų taršos šaltinių yra nevienas, bet pagrindinius būtų galima suskirstyti į šias kategorijas:

- ❖ kalnakasybos pramonė,
- ❖ metalų lydimas,
- ❖ atliekų šalinimas į savartynus,
- ❖ žemės ūkis ir miškininkystė (mineralinių trąšų naudojimas),
- ❖ transportas (iškastinio kuro deginimas),
- ❖ metalurgijos pramonė.

Didžiausi teršalų kiekiai į dirvožemį patenka vykdant žemės ūkio veiklą ir su lietumi, kurio sudėtyje yra padidėjusi sieros bei azoto rūgščių koncentracija (rūgštaus lietaus pH mažiau už 5,0). Taršos intensyvumui įtaką daro ne tik pramoninė įmonių veikla, bet ir tai, kaip efektyviai veikia gamybos linijose sumontuotos teršalų valymo sistemos. Prie taršos sklaidos prisideda vėjo kryptis, teritorijos reljefas, užstatymo tankumas ir kiti teršalų pernašą bei pasiskirstymą aplinkoje sąlygojantys faktoriai.

Sunkiaisiais metalais, pasižyminčiais kancerogeninėmis savybėmis, užteršti dirvožemiai gali sukelti ne tik įvairius onkologinius susirgimus (pvz.: vartojant užterštoje augimo terpėje užaugintą produkciją), bet ir padidinti apsigimimų skaičių (neigiama įtaka genetikai), silpninti imunitetą, negrįžtamai pažeisti individų dauginimosi funkcijas. Viršijant sunkiųjų metalų DLK arba esant ypač pavojingai ir sunkiai nuspėjamai jų sinergijai, rezultatai ateityje gali būti neprognozuojami.

Neigiamas SM poveikis dirvožemiui dėl jo tarpinių (švelninančių neigiamą poveikį, amortizuojančių) savybių ir sudėties, kitaip nei oro ir vandens, gali būti ilgą laiką nepastebėta. Tokia situacija tampa labai pavojinga, kadangi vizualiai taršos galima nepastebėti, bet jau užterštas dirvožemis yra visiškai nebetinkamas tiek maisto produkcijai auginti, tiek bet kokiai kitai veiklai, susijusiai su žemės ūkiu, vykdyti.

Sunkiųjų metalų migracijai dirvožemyje ir bioakumuliacijai jame nemažai įtakos turi augimo terpės fizikinės ir cheminės savybės, tokios kaip dirvožemio pH, organinės medžiagos (toliau – OM) kiekis, dirvodarinės uolienos kilmė, sorbciniai ypatumai ir granulimetrinė sudėtis, o ypač jo smulkioji frakcija. Paprastai priesmėlio dirvožemiuose vyrauja stambios grunto dalelės (1-0,01mm), savyje turinčios ne daug sunkiųjų metalų, o priemoliuose ir moliniuose dirvožemiuose, kurių daugumos dalelių dydis mažesnis už 0,01 mm, SM būna daugiau.

Sunkieji metalai dirvožemyje geba sudaryti junginius su įvairiais cheminiais elementais ar kompleksiniais junginiais. Pagal tai, su kuo ir kokį junginį sudaro SM, išskiriamos dvi cheminės formos:

- ❖ Judrioji cheminė forma, kurią sudaro vandenyje ištirpę ir lengvai mainomi sunkieji metalai bei tirpūs organiniai junginiai;
- ❖ Potencialiai judri cheminė forma, sudaryta iš susijungusių su kitais elementais ar dirvožemį sudarančių dalelių pritrauktų SM.

Mobilios cheminės formos atsiranda tuomet, kai dirvožemyje vyksta mainų reakcijos, pakinta augimo terpės sudėtis, pH, bendrasis anglies kiekis. Judriųjų SM formų identifikavimas svarbus norint įvertinti jų migraciją dirvožemio sluoksniuose ir tolesnę pernašą į augalus (Sabienė *et al.* 2004).

Dirvožemyje judriojo chromo (Cr) yra nuo 10 iki 20 %, skaičiuojant nuo viso SM kiekio. Kai augimo terpės pH yra apie 5,5, minėtasis metalas sudaro netirpų junginį – hidroksidą ir iš migracinių procesų pasišalina kaip nuodėdos (Benker 1995). Svarbu paminėti, kad Cr priklauso I toksiškumo klasei, tačiau jo pasisavinimo koeficientas yra nedidelis, o judrių migracinių formų – mažai (Panevėžio apskrities geocheminis... 2004).

Cinko (Zn) tirpumas dirvožemyje teigiamai koreliuoja su aplinkos pH rodikliu. Dirvožemiui rūgštėjant (pH nuo 6,9 iki 5,5) cinko tirpumas mažėja, o žemiau 5,5 iš vis nebetirpsta. Didžioji dalis dirvožemio Zn (virš 90 %) aptinkama netirpių mineralų pavidalu. Cinkas į augalus patenka iš dirvožemio tirpalo vykstant katijonų mainų reakcijoms. Mažvila (2001) teigia, kad augalus nuo Zn galima apsaugoti dirvožemyje didinant kalcio, fosfatų arba vario kiekį.

Nikelis (Ni) geriausiai imobilizuojamas geležies ir aliuminio hidroksidų, molio mineralų, OM. Tačiau reikia būti atsargiems, kadangi yra žinoma jog su organinėmis rūgštimis Ni geba sudaryti tirpius vandenyje junginius, kurie po to kartu su dirvožemio tirpalu gali lengvai patekti į augalus bei tolesnes mitybos grandines. Šio SM toksiškumas teigiamai koreliuoja su dirvožemio pH ir Ni tampa ypač nuodingas, kai pH daugiau nei 9,5 (Kadūnas *ir kt.* 1998).

Pasak Mažvilos (2001) neutraliame arba silpnai šarminiame dirvožemyje mobilių švino (Pb) formų yra nedaug, nes šis SM tuo aktyvesnis, kuo terpės pH vertė mažesnė, pastebimas neigiamas koreliacinis ryšys. Pb nejudrumas neutralioje-šarminėje aplinkoje paaiškinamas netirpių hidroksidų susidarymu. Šie netirpūs kompleksiniai junginiai susidaro švinui reaguojant su dirvožemio OM, kitaip tariant humusu.

Vario (Cu) kaip sunkiojo metalo situacija yra dviprasmiška. Iš vienos pusės tai – toksiškas SM kaip ir visi kiti jau minėti, tačiau iš kitos pusės Cu yra būtinas augalų mitybos elementas, veikiantis kaip katalizatorius, paskatindamas augaluose vykstančias fiziologines reakcijas. Vario, panašiai kaip ir švino, neutraliame dirvožemio tirpale (pH apie 7,0) būna labai mažai, tačiau augalai geba pasisavinti ne tik dirvožemio tirpale esantį, bet ir dalį kompleksiškai imobilizuoto Cu. Todėl šio SM koncentraciją reikia dar atidžiau stebėti, kadangi vien jo „surišimas“ su dirvožemio OM negarantuoja tinkamos augalų apsaugos.

Sipos (2004) savo darbe nustatė sunkiųjų metalų aktyvumo eiliškumą. Pats judriausias – švinas (Pb), po to seka kobaltas (Co), nikelis (Ni), varis (Cu), cinkas (Zn) ir chromas (Cr).

Dauguma SM nėra judrios formos ir sunkiai į ją pereina. Ši dalis didėja priklausomai nuo gylio, o tai parodo pamatinės uolienos įtaką sunkiųjų metalų judrumo didėjimui pagal gylį.

SM migracijos procesai dirvožemyje – labai sudėtingi, kadangi sunkieji metalai gali judėti tiek vieno, tiek kelių aplinkos komponentų sąlyčio vietoje. Pavyzdžiui, hidrosferoje (visas žemės vanduo) esantys SM gali migruoti tiek ištirpę dirvožemio skystojoje fazėje, tiek adsorbavęsi ant suspenduotų dalelių. Atmosferoje sunkieji metalai gali judėti dėka oro srovių. Šiam judėjimui didelę įtaką daro meteorologinės sąlygos (temperatūra, slėgis, vėjo kryptis ir greitis ir kt.). Panaši situacija pastebima ir biosferoje, kurioje SM pasiskirstymas tarp augalų ir gyvūnų priklauso nuo migracijos procesų, vykstančių gyvuosiuose organizmuose, specifikos. Vienintelis SM judėjimo dirvožemyje skirtumas nuo kitų aplinkos sferų yra tai, kad augimo terpėje pagrindinis SM nešėjas – vanduo, o pernaša vyksta dėl difuzijos (Aplinkos tarša.. 2005).

SM migracija priklauso nuo daugelio dirvožemio savybių: granulimetrinės sudėties, molio kiekio, pamatinės uolienos kilmės, humuso kiekio, kalingumo, fosforingumo, įmirkimo, karbonatingumo, taip pat nuo smulkiadispersinės frakcijos (Mažvila 2001).

Tačiau kitų mokslininkų (Rieuwerts *et al.* 1998) darbe pastebėta, kad didžiausią įtaką sunkiųjų metalų migracijai daro dirvožemio pH dydis, granulimetrinė sudėtis bei molio ir OM kiekiai.

pH įtaka SM migracijai dirvožemyje kiekvienam elementui yra skirtinga, bet kad sunkiųjų metalų koncentracija augimo terpėje jautriausia pH pokyčiams sutinka ir Wilcke (2000). Dažniausiai pH yra viską nulemiantis faktorius, nuo kurio priklauso, kokį kiekį SM augalas ar jų grupė pasisavins. Jau anksčiau buvo užsiminta, kad metalų tirpumas turi ryškią tendenciją (stiprūs arba labai stiprūs koreliaciniai ryšiai) didėti, kuomet dirvožemio pH mažėja ir mažėti, kai pH vertė didėja. Rieuwerts *et al.* (1998) atliktame moksliniame darbe nustatė, kas vyksta esant skirtingoms pH sąlygoms. Jeigu augimo terpės pH yra rūgštinė (pH mažiau už 6,0), tai pagrindinis veiksnys, kuris nulemia didėjančią SM jonų koncentraciją tirpale yra adsorbcija. Taip yra sumažinamas SM nusėdimas kietoje dirvožemio fazėje netirpių junginių pavidalu. Šarminės aplinkos sąlygomis vyksta priešingas procesas, kai sunkieji metalai sudaro kompleksinius junginius su OM ir laisvų jonų kiekis dirvožemio tirpale ženkliai sumažėja. Taip pat nustatyta, kad tarkime kadmio atveju jo jonų adsorbcija rūgštiniame smulkios frakcijos dirvožemyje kaskart padvigubėja pH reikšmei nukritus 0,5 padalos vertės (Boekhold *et al.* 1993).

Kitas svarbus veiksnys – sunkiųjų metalų hidrolizė, kuri dirvožemio pH lygiui didėjant, aktyvėja. Farrah *et al.* (1979) savo darbe iškėlė idėją, kad ištyrus ir nustačius pH slenkstį kiekvienam iš SM (pvz.: švinui pH – 6, variui pH – 7), beveik visi metalų jonai būtų pašalinami iš dirvožemio tirpalo kaip netirpūs hidroksido junginiai.

Nustatyti optimalų augimo terpės pH lygį, kuriam esant metalų adsorbcija būtų didžiausia, nėra paprasta dėl sudėtingos katijonų ir kietosios dirvožemio fazės sąveikos. Apibrėžtos tik apytikslės kritinės pH ribos, kurios švinui ir variui svyruoja nuo 3 iki 5, o cinkui ir kadmiui tarp 5 ir 6,5. Esant ypač žemam pH lygiui (apie 0,5–2) Ram *et al.* (1985) tyrimais nustatė staigų ištirpusių švino ir vario koncentracijos padidėjimą dirvožemyje, kuriame buvo pakankamai dideli kiekiai OM.

Dirvožemio granulimetrinė sudėtis didžiausią įtaką daro chromo (Cr), nikelio (Ni), vario (Cu) ir cinko (Zn) migracijai bei kaupimuisi. Kadangi šiame darbe bus akcentuojami kitokie SM, tai šios įtakos migracijai nevertinsime, bet bendrą tendenciją apžvelgsime. Didžiausi sunkiųjų metalų koncentracijų skirtumai pastebimi tarp smėlingų ir molingų dirvožemių, o to priežastis yra molio dalelių kiekis. Pirmu atveju molio dalelių yra iki 20 %, o antru – apie iki 40 %. Taigi pats smulkiausias dirvožemio tekstūros elementas – molio dalelių kiekis stipriai teigiamai koreliuoja su SM koncentracija aptinkama augimo terpėje (kuo dirvožemis molingesnis, tuo SM koncentracijos jame didesnės ir atvirkščiai) (Mažvila 2001).

Molingi dirvožemiai imobilizavę savyje sunkiuosius metalus, netiesiogiai prisideda prie tolesnės pastarųjų pernašos. Mažvila (2001) savo darbe teigia, kad dėl natūraliai vykstančio dirvožemio išplovimo gana dažnai pasitaiko jog sunkiosios molio dalelės iš viršutinių augimo

terpės sluoksnių yra įplaunamos į žemesnius horizontus, apytiksliai į 40-60 cm gylį. Pavyzdžiui, dalelių išplovimas į žemiau slūgsančius dirvožemio horizontus ypatingai ryškus durpynuose, o tai yra tiesiog labai gerų sorbcinių savybių, kuriomis ir pasižymi durpės, rezultatas (Klimantavičiūtė 1997).

Tačiau molio dalelių kiekis yra nevienintelis veiksnys, darantis reikšmingą įtaką SM koncentracijai dirvožemyje. Ne ką mažiau svarbi ir dirvodarinės uolienos kilmė, kadangi specifinė pamatinės uolienos sandara natūraliai savyje gali turėti padidėjusią kažkurio tai vieno ar kelių SM koncentraciją be papildomo antropogeninio poveikio (Mažvila 2001).

Granulimetrinės sudėties įtaka sunkiųjų metalų tirpumui dirvožemiuose yra geriausiai išreiškiama molio, dumblo ir smėlio tarpusavio santykiu pasiskirstymu. Ši priklausomybė apibrėžiama kaip skirtingų dalelių dydžių pasiskirstymas, atitinkamai mažiau už 2 mm, nuo 2 iki 50 mm ir daugiau už 50 mm. Nustatyta, kad molio dalelės ne tik linkusios kaupti SM, bet daro įtaką ir pačiam adsorbcijos procesui, tiksliau jos trukmei. Sunkieji metalai yra adsorbuojami ant smulkiausios frakcijos molio mineralų ar tiesiog „įvedami“ į jų struktūrą. Reprezentatyviausiai ši procesą iliustruoja švinas (Rieuwerts *et al.* 1998).

Sipos (2004) teigimu, tarp visų dirvožemio struktūros elementų, molio mineralai pasižymi kaip geriausi švino (Pb) adsorbentai. Kalkiniuose dirvožemiuose – priešingai, švinas praktiškai neadsorbuojamas. Pastaruosiuose galima imobilizuoti didesnius SM kiekius tik vieninteliu atveju, tam reikalingas kuo mažesnis OM kiekis, vadinasi, toje pačioje augimo terpėje kalkės ir organinė medžiaga visiškai nekoreliuoja ir tai du nesuderinami augimo terpės rodikliai. Yra žinoma, kad molio dalelės adsorbuoja net iki 30-40 % daugiau sunkiųjų metalų lyginant su kitų dirvožemio frakcijų mėginiais.

Organinė terpės medžiaga – pagrindinis faktorius darantis įtaką sunkiųjų metalų migracijai dirvožemyje ir jų patekimui į augalą (Vulkan *et al.* 2002). Ištirpusios dirvožemio OM koncentracija, kaip atskiras faktorius, tiesiogiai įtakos SM tirpumui nedaro. Tačiau organinė medžiaga esanti dirvožemio tirpale tiesiogiai sąlygoja terpės pH rodiklį, kuris, kaip jau aptarėme, stipriai koreliuoja su sunkiųjų metalų tirpumu ir dėl to padidėjusia metalų jonų koncentracija tirpale (Wilcke 2000). Pavyzdžiui, cinko (Zn) didesnis mobilumas lyginant jį su variu (Cu) paaiškinamas pastarojo metalo stipresniais ryšiais su biohumusu (Jorgensen 1999). Galima daryti prielaidą, kad tuose dirvožemiuose, kuriuose yra daugiau organinės medžiagos, varis imobilizuojamas žymiai efektyviau.

1.2. Dirvožemio, užteršto sunkiaisiais metalais, atkūrimo metodai

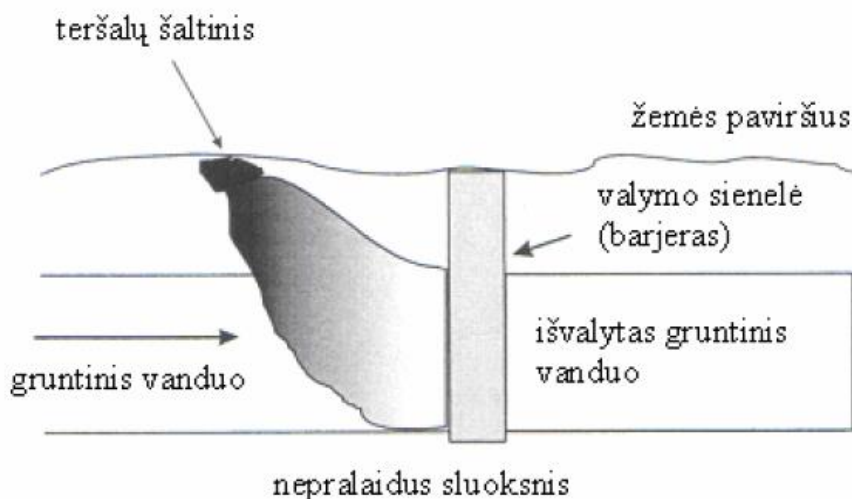
Sunkiaisiais metalais užterštas dirvožemis gali būti atkurtas arba SM imobilizuojant ir taip juos pašalinant iš tolesnių migracinių procesų (sunkieji metalai dirvožemio struktūroje išlieka, bet būna biologiškai neprieinamoje būsenoje), arba pastaruosius įvairiais būdais visiškai pašalinant iš augimo terpės. Antru atveju pasiekiami žymiai geresni rezultatai, tačiau kainos ir kokybės santykis būna praščiausias, nes bet kokia papildoma intervencija reikalauja nemažų finansinių sąnaudų. Sunkiesiems metalams iš dirvožemio pašalinti taikomi įvairūs pažangūs metodais ir technologijos: izoliacija ir sulaikymas, įrengiant dirbtines kliūtis-barjerus, dirvožemio išplovimas panaudojant „draugiškus aplinkai“ cheminius preparatus, mechaninis SM atskyrimas (in situ arba ex situ metodas), įvairios membraninės sienelės, biocheminiai ir elektrokinezės procesai bei fitoremediacija (Khan 2005).

SM izoliacija ir sulaikymas padeda išvengti tolimesnės pavojingų teršalų migracijos. Vadinasi kenksmingos medžiagos iš dirvožemio niekur nedingsta, tiesiog vienoje vietoje pradeda rasti SM sankaupa, iš kurios pastarieji nebegali judėti toliau. Po to žymiai paprasčiau surinktus teršalus nukenksminti, kadangi jie randasi vienoje vietoje. Kaip SM izoliatoriai gali būti naudojami įvairios dirbtinės kliūtys-barjerai, pagaminti iš plieno, betono ar skysto cemento. Labai svarbu, kad barjerų gamybos procese naudojamos medžiagos savo sudėtyje turėtų kuo mažiau sunkiųjų metalų, kurie eksploatacijos metu galėtų papildomai teršti dirvožemį. Dirbtinės kliūtys įrengiamos horizontalia arba vertikalia tekančiam teršalų srautui kryptimi. Skirtumas tarp vertikalų ir horizontalių kliūčių yra tik vienas – vertikalios sumontuoti barjerai toje vietoje ženkliai sumažina vandens pralaidumą. Filtravimuisi padidinti tokiu atveju naudojamos pralaidumą didinančios membraninės sienelės (Jankaitė ir Vasarevičius 2005).

Vertikalūs barjerai, kaip jau minėta, stabdo pavojingo sveikatai gruntinio vandens tekėjimą per tikslią teritoriją, kurioje norima sumažinti sunkiųjų metalų koncentraciją. Vien įrengti barjerą nepakanka, reikia įsitikinti, kad teršalų srautas nepratekės žemiau dirbtinės kliūties. Tam tikslui pasiekti reikia, kad vertikalūs barjerai būtų įrengti iki pat molingojo dirvožemio sluoksnio arba turėtų sąlyčio tašką su pamatinėmis uolienomis. Teoriškai viskas ir visada yra įmanoma, tačiau dažnai realios grunto savybės neleidžia idealiai įrengti kliūtis, tad jei iškyla net menkiausia teršalų pratekėjimo per barjerą tikimybė, būtina įrengti vandens ištraukimo sistemą, kuri padėtų pašalinti pavojingai tekančius teršalų srautus, tuo pačiu užtikrinant efektyvų barjero darbą.

Principinė vertikalios barjero įrengimo schema parodyta 1.1 paveiksle. Vertikalios dirbtinės kliūtys sumažina užteršto sunkiaisiais metalais gruntinio vandens tekėjimą tuo pačiu apribojant ir neužteršto vandens ištekėjimą į dirvožemio paviršių. Patys elementariausi vertikalūs barjerai būna

pagaminti iš cementinių sienelių, montuojamų į mechaniniu būdu iškastas iki nepralaidaus grunto sluoksnio tranšėjas. Barjerai formuojami įleidžiant juos į vertikalius dirvožemio gręžinius. Pirmiausia kokybišku cemento skiediniu yra užpildomi grunte įrengti gręžiniai, o paskui vyksta dirbtinių kliūčių formavimas metalinių sijų pagalba.



1.1 pav. Pralaidus barjeras gruntiniam vandeniui nuo teršalų valyti (Mulligan 2000)

Įvairūs dirvožemyje esantys kompleksiniai junginiai, barjero eksploatacijos metu, gali neigiamai paveikti jo sienelės. Pavyzdžiui, padidėjusi vandenyje tirpių druskų (vario, chromo ar amonio) koncentracija neigiamai atsiliepia betono izoliacinėms savybėms (vandens pralaidumas per barjerą didėja). Siekiant padidinti dirbtinių kliūčių atsparumą cheminiam destruktiniam poveikiui, barjero betoninėse sienelėse gryno betono yra tik apie 1 %, net 30-40 % konstrukcijos masės tenka kvarcinio smėlio mišiniui (Jankaitė ir Vasarevičius 2005).

Horizontalūs barjerai, panašiai kaip ir vertikalūs, įrengiami vidinėje dirvožemio struktūroje. Tačiau skirtumas tas, kad horizontaliųjų dirbtinių kliūčių veikimo principas pagrįstas išskirtinai in situ metodu ir yra daug kartų problematiškesnis lyginant jį su vertikaliais barjeriais. Sudėtingumas slypi tame, kad norint teritorijoje sumažinti sunkiųjų metalų koncentraciją, reikia įrengti horizontalias tranšėjas su specialiu teršalus surenkančiu betoniniu pagrindu po visa tiksline teritorija. Tai yra labai brangu. Be to toks valymo metodas dar nėra pakankamai plačiai išvystytas, tad prognozuoti jo valymo efektyvumą būtų labai sudėtinga. O be ekonominio pagrindimo konstatuoti, kad būtent ši dirvožemio valymo technologija pati geriausia, negalima. Vinintelis faktas tikrai akivaizdus – horizontalūs betoniniai loviai stabdo teršalų skverbimąsi į gilesnius augimo terpės sluoksnius. Esminis klausimas projektuojant horizontalias dirvožemio teršalų surinkimo linijas yra kruopštus betoninių lovių aukščių skaičiavimas. Turi būti garantuota, kad sukonzentruotų

į vieną vietą sunkiųjų metalų srautas neišsilies per įrengto barjero šonines sienutes ir pakartotinai neužters dirvožemio (Jankaitė ir Vasarevičius 2005).

Dirvožemio plovimas cheminiais preparatais taikomas iškastiems ir į specialią vietą deponuotiems dirvožemiams valyti (ex situ metodas). Šios valymo technologijos efektyvumas labai priklauso nuo pirminių, užteršto SM, dirvožemio savybių, siekiamų išvalymo tikslų bei žemiau pateikiamų procesų našumo:

1. Mechaninio dirvožemio sijojimo, kurio metu gruntas suskirstomas į įvairaus dydžio dalelių frakcijas;
2. Dirvožemio dalelių homogenizavimo iki tinkamo tolesniam apdirbimui lygio;
3. Fizinių procesų (pvz., mirkymas, purškimas), kurių pagalba dalelės suklasifikuojamos į stambiagrūdės ir smulkiagrūdės frakcijas;
4. Stambiagrūdžių dalelių apdirbimo;
5. Smulkiagrūdžių dalelių apdirbimo;
6. Liekanų antrinio panaudojimo.

Tiek natūralus, tiek cheminis dirvožemio plovimas pagrįstas principu, kad pavojingi aplinkai teršalai yra adsorbuojami smulčiausių augimo terpės dalelių, siekiant tas daleles po plovimo pašalinti lauk. Taigi sunkieji metalai plovimo metu reaguoja su smulčiausiomis augimo terpės dalelėmis, o po to atskyrus šią jau užterštą frakciją, likusi dirvožemio dalis lieka švari ir apsaugota nuo neigiamo SM poveikio.

Dirvožemio valymas jį plaunant ypač tinkamas tada, kai procentinis terpės smulkiųjų dalelių kiekis yra palyginti mažas, t. y. smėlinguose dirvožemiuose. Valymo metu yra atskiriamos smulčiausios ir tuo pačiu labiausiai užterštos dirvožemio dalelės. Stambiosios ir palyginti švarios dalelės pasilieka augimo terpėje. Po plovimo ir užterštų dalelių atskyrimo, biologiškai menkaverčio dirvožemio dalis, kuri turi būti tinkamais būdais utilizuota (pvz., sudeginta), žymiai sumažėja. Du mokslininkai (Brathel ir Edwards 2004) savo atliktu tyrimu įrodė, kad kadmiu (Cd) ir arsenu (As) užterštus dirvožemius efektyviausia valyti vykdant cheminį plovimą. Tie patys mokslininkai surado būdą, kaip patobulinus dirvožemio plovimo technologiją būtų galima efektyviau pašalinti ir kitus SM, tokius kaip varis (Cu), nikelis (Ni) ar cinkas (Zn). Sprendimas buvo gana paprastas – siekiant dirvožemį parūgštinti (taip sunkiųjų metalų jonai tampa mobilesni ir lengviau adsorbuojami dirvožemio mineralų) į terpę buvo prileista specialių sierą oksiduojančių mikroorganizmų. Našumas siekė net 90 %.

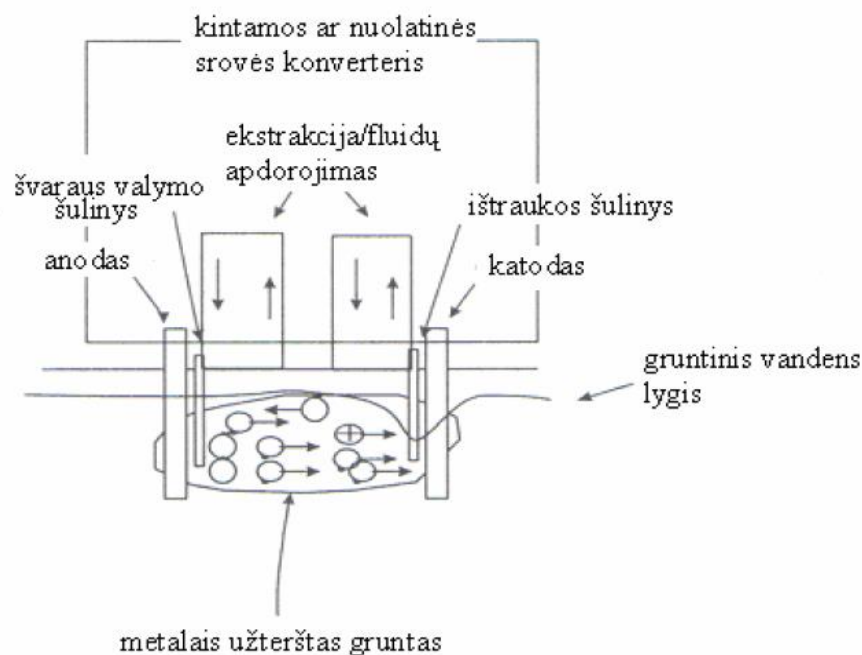
Jeigu nusprendžiama dirvožemio cheminį plovimą vykdyti jo neiškasant, t.y. valymas atliekamas vietoje (in situ metodas), paruoštas plovimo tirpalas (kartais gali būti naudojamas tiesiog paprastas vanduo) purškiamas ant užterštos tikslinės teritorijos paviršiaus, o susidaręs kenksmingas su SM priemaišomis filtratas surenkamas ir pašalinamas iš dirvožemio specialiai įrengta drenažo sistema (Jankaitė ir Vasarevičius 2005).

Dirvožemio plovimo našumui padidinti yra naudojami įvairūs papildomi cheminiai priedai. Tam yra svari priežastis, kadangi buvo paskaičiuota, jog į plovimo tirpalą nededant papildomų katalizinių savybių turinčių preparatų, reiktų kelių šimtmečių, kad dirvožemis būtų išvalytas nuo SM ar kitų pavojų keliančių teršalų. O naudojant specialias „draugiškas aplinkai“ chemias medžiagas, dirvožemio valymo trukmė sumažėja šimtus kartų iki kelerių metų. Chemiškai paveikiant plovimo procesą yra pridedama organinių ir neorganinių rūgščių, natrio hidroksido, skaidančio dirvožemio OM, vandenyje tirpių nešiklių, tokių kaip metanolis (cheminė formulė – CH_3OH). Visi šie papildomi įterpimai daromi tam, kad susidarantys toksiški SM katijonai būtų pakeisti mažiau toksiškais. Dėmesys turi būti skiriamas ne tik SM imobilizavimui ir pašalinimui iš dirvožemio, bet ir susidarančio užteršto filtrato valymui, kad pastarąjį būtų galima naudoti ne vieną kartą. Taip būtų prisidedama ir prie darnaus vystymosi principo saugant aplinkos išteklius ateities kartoms (Jankaitė ir Vasarevičius 2005).

Pagrindinis faktorius, nulemiantis dirvožemio cheminio plovimo finansinius kaštus – teršalų atskyrimas iš filtrato ir pakartotinis filtrato, kaip naujo plovimo tirpalo, panaudojimas. Kad valymas būtų dar efektyvesnis, cheminį dirvožemio plovimą galima kombinuoti kartu su dirbtinėmis kliūtimis-barjeriais taip sukuriant potencijuojantį dviejų metodų poveikį. Vertikalūs barjerai kaip opcija valymo metodų kombinavimui minimi ne šiaip sau, kadangi būtent jų pagalba būtų galima lengviau kontroliuoti plaunančiojo tirpalo tekėjimo srautus (Jankaitė ir Vasarevičius 2005).

Mechaninio atskyrimo metodo tikslas – pašalinti didesnes ir tuo pačiu švaresnes teršalų daleles nuo mažesnių bei labiau užterštų. Metodo kertinis taškas yra charakteringo dirvožemio dalelių dydžio ir būtino jų užterštumo lygio identifikavimas. Tai pagrindiniai faktoriai nuo kurių priklausytų technologijos efektyvumas. Papildomai įterpiant specialių cheminių medžiagų (pvz., plūdūrumą skatinantys agentai) bei dirbtinai sukeliant dirvožemio aeraciją (didenis deguonies (O_2) kiekis), teršalų dalelės pradėtų plūduriuoti. Mechaniniam SM atskyrimui taikant magnetinius laukus arba kitaip tariant tiesiog magnetus, reikia papildomai naudoti daug geležies turinčių reagentų. Fiziniai teršalų atskyrimo metodai populiarūs, nes juos, kaip ir cheminio dirvožemio plovimo atveju, galima kombinuoti kartu su kitomis valymo technologijomis išgaunant sinergetinį poveikį (Jankaitė ir Vasarevičius 2005).

Elektrokinetinis dirvožemio valymas arba elektrokinezė – elektrinis tam tikrų savybių atkūrimo arba pagerinimo procesas paremtas žemos elektros srovės tekėjimu tarp neigiamo šaltinio poliaus – katodo ir teigiamo šaltinio poliaus – anodo. Pastarieji patalpinami užterštoje sunkiaisiais metalais dirvožemio teritorijoje. Metalų jonai (katijonai) ir mažos dirvožemio dalelės, terpę pastoviai papildant elektrolitu, leidžiamos tarp elektrinį krūvį turinčių elektrodų. Anijonai juda link teigiamo elektrodo, o sunkiųjų metalų katijonai – link neigiamo. Taip susidaro reikalingas elektros krūvio gradientas (Benker 1995).

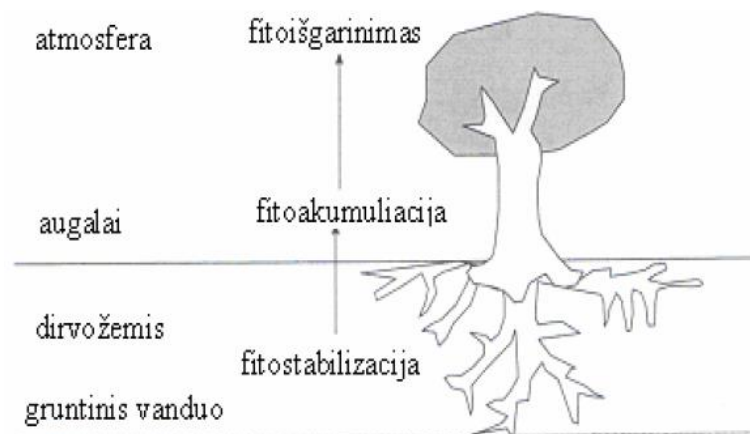


1.2 pav. Elektrokinezės metodas (Mulligan 2000)

1.2 paveiksle patekta elektrokinezės schema. Kad elektros srovė tekėtų be trukdžių, tarp elektrodų turi būti palaikoma pastovi pH vertė. Tam tikslui pasiekti naudojami specialūs tirpalai – elektrolitai. Sunkieji metalai iš dirvožemio pašalinami ištraukimo šuliniais, įrengtais šalia katodo, kur SM jonų koncentracija būna didžiausia. Tokį valymo procesą galima pritaikyti tiek in situ, tiek ex situ metodu. Efektyviausiai pašalinami tie SM jonai, kurie dirvožemyje yra tirpių junginių pavidale (metalų oksidai arba karbonatai). Jeigu cheminis dirvožemio plovimas našesnis buvo smėlinguose dirvožemiuose, kur filtracijos koeficientas labai aukštas, tai ši valymo technologija labiau pasiteisina molinguose gruntuose, kur terpės pralaidumas yra daug kartų mažesnis ir struktūra homogeniškesnė (vienalytė). Elektros srovei tekėti būtinas laidininkas – vanduo (dirvožemio tirpalas), taigi metodas geriausiai veikia prisotintuose dirvožemiuose su žemu gruntinio vandens lygiu (Jankaitė ir Vasarevičius 2005).

Visos iki šiol aptartos valymo technologijos su tam tikrais apribojimais yra labai efektyvios (našumo koeficientas siekia net 90 % ir daugiau) ir optimistiškai nuteikiančios. Tačiau yra ir vienas

pagrindinis trūkumas – valymo metodai labai imlūs pinigams. Šiais laikais, kai viskas remiasi į finansus, būtina ieškoti optimaliausio kainos ir kokybės arba efektyvumo santykio. **Fitoremediacija** – metodas, paremtas sunkiųjų metalų ištraukimu iš dirvožemio sluoksnių ir vandens, pasitelkiant į pagalbą tam specialiai pritaikytas augalų rūšis, gebančias akumuliuoti savyje didžiulias SM koncentracijas (Gardea-Torresdey *et al.* 2005). Šioje srityje lyderės pozicija priklauso JAV, kur yra atlikta daugybė mokslinių tyrimų, eksperimentų ir realiomis sąlygomis įvertintas metodo efektyvumas. Po daugybės atliktų mokslinių darbų nustatyta, kad tam tikros augalų rūšys iš prigimties, natūraliai yra atsparesnės išgyventi dirvožemiuose, kuriuose randamos didesnės nei įprastai SM koncentracijos. Daugelis augalų rūšių dalį sunkiųjų metalų gali pasisavinti savo šaknine sistema. SM patekę į augalą jame kaupiasi, tačiau augalas nuo to nenukenčia, nes jame esantys proteinai ir įvairios organinės rūgštys SM „surakina“ ir tokiu būdu panaikinamas jų toksiškumas. Svarstant tokio metodo taikymą taip pat reikia pagalvoti ir apie panaudotų augalų tinkamą utilizavimą (Weis ir Peddrick 2003). Yra du pagrindiniai šio metodo trūkumai: 1) augalai geba ištraukti sunkiuosius metalus tik iš viršutinio dirvožemio sluoksnio, 2) mažas SM ištraukimo intensyvumas, kitaip tariant procesas labai ilgas.



1.3 pav. Principinė fitoremediacijos schema (Mulligan 2000)

Fitoremediacijos efektyvumas stipriai teigiamai koreliuoja su šiais trim faktoriais:

- ❖ dirvožemio užterštumo SM laipsniu;
- ❖ metalų biotinkamumo laipsniu (cheminis ir fizinis aspektai);
- ❖ augalų gebėjimu kaupti didelias SM koncentracijas savo antžeminėje dalyje (Jankaitė ir Vasarevičius 2005).

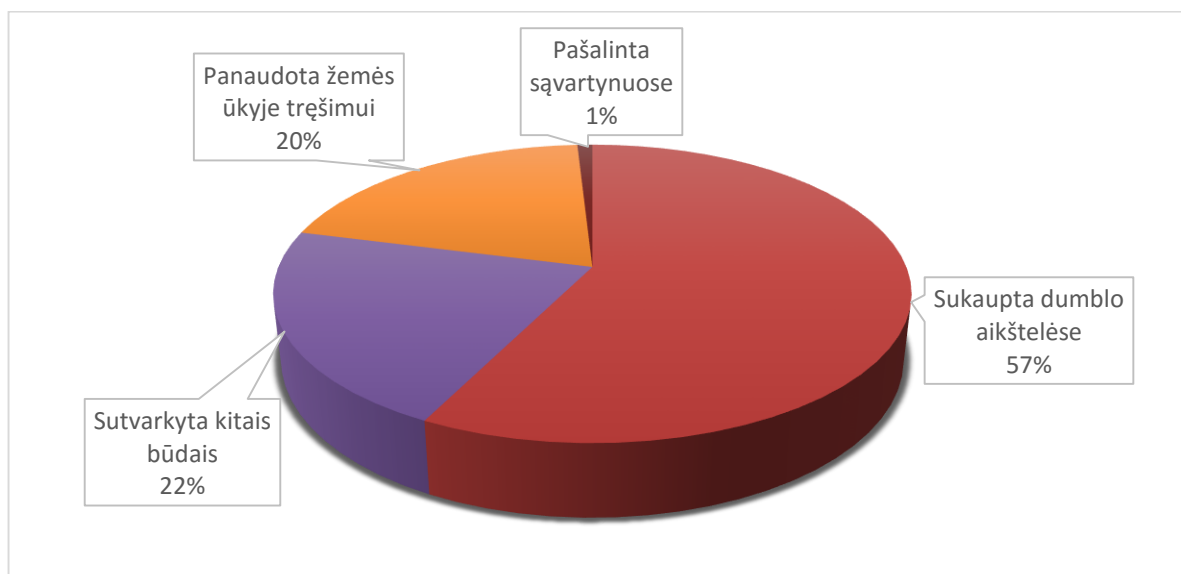
Kad būtų pasiektas norimas valymo rezultatas, augalai ne tik turi gebėti iš dirvožemio ištraukti sunkiuosius metalus, bet ir privalo užauginti pakankamą kiekį biomasės, kad SM turėtų vietos kur kauptis (Gardea-Torresdey *et al.* 2005).

Iš 1.3 paveikslo matyti trys pagrindiniai procesai, vykstantys dirvožemio valymui pasitelkiant augalus: fitostabilizacija, fitoakumuliacija ir fitoišgarinimas. Svarbiausias iš paminėtųjų – pirmasis, nes fitostabilizacijos metu iš augalų yra išskiriami specialūs fermentai, mažinantys dirvožemio terpės pH. Tai tarsi „pakloja pamatus“ tolesniam SM katijonų susidarymui, ištraukimui iš dirvožemio tirpalo ir bioakumuliacijai augalų stiebuose bei ūgliuose. Didžiausias šio metodo našumas pasiekiamas, kai paviršiniame dirvožemio sluoksnyje SM koncentracijos svyruoja nuo 2,5 iki 100 mg/kg. Kaip vienas iš pagrindinių fitoremediacijos trūkumų minimas ilgas išvalymo laikas, tačiau greičiau nei tarkime energetiniai augalai (pvz.: energetiniai gluosniai) augančios grūdinės kultūros, ateityje gali tapti viena iš tinkamiausių opcijų fitoremediacijai (Jankaitė ir Vasarevičius 2005).

Iš visų paminėtų dirvožemio valymo metodų bei technologijų įtikinamiausiai atrodo elektrokinezė ir fitoremediacija (Jankaitė ir Vasarevičius 2005). Tačiau atsižvelgus ir į finansinę pusę, augalų „įdarbinimas“ dirvožemiui valyti – pats tinkamiausias tik reikia nesustoti šia linkme dar daugiau padirbėti optimizuojant valymo trukmę.

1.3. Nuotekų dumblas: sudėtis, apdorojimas ir panaudojimas

Lietuvoje 2012 metais susidarė 45 087 tonos nuotekų dumblo, t. y. beveik po 15 kg vienam gyventojui (įvertinta sausoji masė). 2011 m. sutvarkyto dumblo kiekio pasiskirstymas pagal sutvarkymo būdus pavaizduotas 1.4 paveiksle.



1.4 pav. Sutvarkyto dumblo kiekio pasiskirstymas pagal apdorojimo būdus (AAA 2014)

Kaip matyti iš 1.4 paveikslo, didžiausia susidariusio nuotekų dumblo dalis (net apie 57 %) sandėliuojama tam pritaikytose ir specialiai įrengtose lauko aikštelėse. Taigi potencialo tikrai yra. Juo labiau, kad mažinant sukaupto nuotekų dumblo kiekius, ne tik galėsime atsisakyti lauko

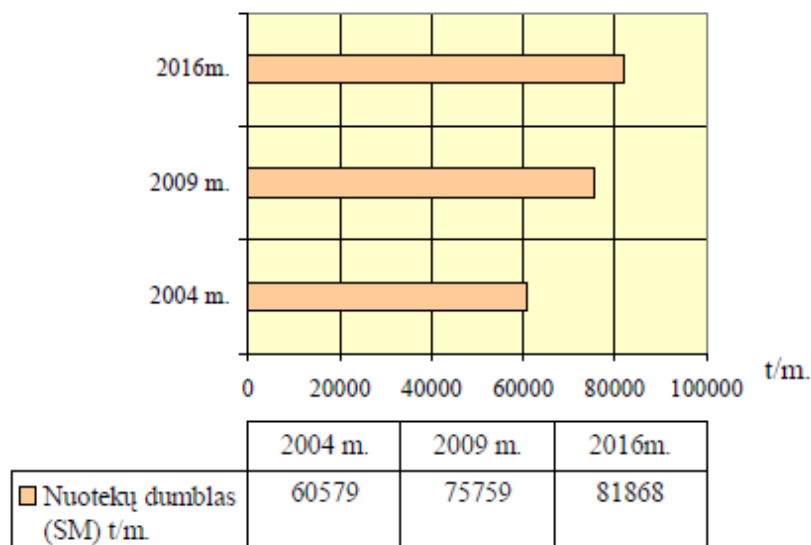
aikštelių, kurių įrengimas ir priežiūra taip pat kainuoja, bet ir iš atliekos gauti naudingą organinę trąšą – vermikompostą. Tuo pačiu sumažės ir nemalonūs kvapai bei kraštovaizdžio tarša.

Kad nuotekų dumblo ateityje tik daugės įrodo 1.1 lentelė, kurioje yra pateikiami Lietuvos apskrityse 2009 m. susidarę ir 2016 m. prognozuojami nuotekų dumblo kiekiai.

1.1 lentelė. Nuotekų dumblo kiekiai Lietuvos apskrityse (Aplinkos... 2009)

Eil. Nr.	Apskritis	Nuotekų dumblo (sausos medžiagos) kiekis, t/metus	
		2009 m.	2016 m.
1	Alytaus	3250	3697
2	Kauno	15832	16835
3	Klaipėdos	8439	9039
4	Marijampolės	3125	3518
5	Panevėžio	6624	7109
6	Šiaulių	6825	7660
7	Tauragės	1332	1605
8	Telšių	3608	4146
9	Utenos	3764	3972
10	Vilniaus	22960	24287
	Iš viso:	~75759	~81868

1.5 paveiksle matome Lietuvoje susidarancio nuotekų dumblo kiekius 2004 m. – 2016 m.



1.5 pav. Nuotekų dumblo kiekiai Lietuvoje (Aplinkos... 2006)

Nuotekų valymo procesų metu neišvengiamai susidaro kelių rūšių atliekos:

- ❖ nuogriebos grotose;
- ❖ smėlis smėliagaudėse;
- ❖ išplūdus (riebalai) smėliagaudėse ir nusodintuvuose;

- ❖ pirminis dumblas pirminiuose nusodintuvuose;
- ❖ perteklinis veiklusis dumblas antriniuose nusodintuvuose (SWECOBKG 2006).

Valymo įrenginiuose susidaręs dumblas – tai tiršta, koloidinė suspensija, kuri dėl organinių medžiagų puvimo skleidžia nemalonius kvapus. Kvapų problemai spręsti – pastoviai naudojami probiotikai, kurie yra labai brangūs. Be nemalonių kvapų, nuotekų dumblas pasižymi ir kenksmingų medžiagų gausa, o tai ir užkerta kelią jo panaudojimui be specialaus apdorojimo. 1.2 lentelėje pateikiama cheminė nuotekų dumblo sudėtis.

1.2 lentelė. Cheminė nuotekų dumblo sudėtis (Tchobanoglous 2003)

Cheminė medžiaga	Matavimo vienetai	Kiekis
Bendrasis azotas	% nuo sausos masės	< 0,1-17,6
Bendrasis fosforas	% nuo sausos masės	< 0,1-14,3
Bendroji siera	% nuo sausos masės	0,6-1,5
Kalcis	% nuo sausos masės	0,1-25
Magnis	% nuo sausos masės	0,03-2,0
Kalis	% nuo sausos masės	0,02-2,6
Natris	% nuo sausos masės	0,01-3,1
Aliuminis	% nuo sausos masės	0,1-13,5
Geležis	% nuo sausos masės	< 0,1-15,3
Cinkas	mg/kg sausos masės	101-27800
Varis	mg/kg sausos masės	6,8-3120
Manganas	mg/kg sausos masės	18-7100
Boras	mg/kg sausos masės	4-757
Molibdenas	mg/kg sausos masės	2-976
Kobaltas	mg/kg sausos masės	1-18
Arsenas	mg/kg sausos masės	0,3-316
Baris	mg/kg sausos masės	21-8980

Nuotekų dumblas būna:

- ❖ neapdorotas iš pirminių sėsdintuvų;
- ❖ dalinai apdorotas iš septikų, sėsdintuvų, pūdytuvų;
- ❖ apdorotas dumblas – kompostuotas pūdytuvuose, dehidratuotas, ilgai išbuvęs dumblo aikštelėse ir pan.

Nuotekų dumblas laikomas stabilu, kai jis yra biologiškai, chemiškai ar termiškai paveiktas, ilgą laiką laikytas arba kitokiais procesais apdorotas neutralizuojant jo toksiškas savybes. Nuosėdos iš pirminių sėsdintuvų yra tamsiai pilkšvos spalvos, jose daug organinių medžiagų, vandens, patogeninių (ligas sukeliančių) bakterijų. Jos užima didelį tūrį, skleidžia aitrų nemalonių kvapą,

sunkiai sausinamos, blogai džiūsta (Evans 2001; American Society... 1995; Tchobanoglous 2003; Sommers 1976).

Septikuose, sėsdintuvuose išskirtas dumblas yra iš dalies perpuves, jame yra mažiau OM, patogeninių mikroorganizmų. Toks dumblas užima mažesnę tūrį, lengviau nusėda, jį lengviau apdoroti ir panaudoti.

Organinės, biogeninės medžiagos, patogenai, sunkieji metalai, toksinės organinės ir cheminės medžiagos – tai svarbiausios sudedamosios dalys, kurios lemia ne tik dumblo apdorojimo bet ir panaudojimo galimybes. Bendras dumblo apdorojimo tikslas yra gauti tokį produktą, kuris būtų apdorojamas, saugomas bei tvarkomas pačiu ekonomiškiausiu ir racionaliausiu būdu nekenkiant nei žmogui, nei aplinkai. Požiūris į dumblą kaip į atlieką ir su tuo susijusias problemas turi pasikeisti kaip į potencialią antrinę žaliavą (praturtintą organinę trąšą – vermikompostą).

Nuotekų dumblą apdorojus pirminiais valymo įrenginiais bei pagal norimą panaudos tikslą pridėjus atitinkamų priedų, susidariusią naują medžiagą galima pritaikyti:

- ❖ savartynų rekultivacijai;
- ❖ žemės ūkiui (laukų tręšimas laikantis normatyvų);
- ❖ biokurui gaminti (biodujos, briketai);
- ❖ cementiniams gaminiams (betonas).

Į dumblą papildomai įterpiant OM ir kompostuojant, galima išgauti trąšą, dirvos savybėms atkurti ar pagerinti (Žalioji knyga... 2008).

Nuotekų dumblas dėl turimų agrocheminių savybių yra naudinga organinė trąša. Jo panaudojimas dirvos tręšimui išsprendžia dvi opiausias šių laikų problemas: 1) sugražinama į dirvožemį iš jo su derliumi pašalinta OM (formuojamas uždaras organinės medžiagos ciklas ir 2) ženkliai sumažinami nuotekų valymo įmonėse besikaupiantys dumblo kalnai. Dumblo nusausinimo ir kitos taikomos technologijos beveik išsprendė jo toksiškumo nukenksminimo problemą, tačiau sunkiųjų metalų kiekiai, vystantis pramonei ir tobulėjant įvairioms valymo technologijoms, ne mažėja, o atvirkščiai – didėja (Eitminavičiūtė *et al.* 2009; Vasseur 1998; Steponavičius 2003).

Vermikompostavimas – kompostavimas, kai organines atliekas į kompostą perdirba sliekai kartu su bakterijomis, grybais ir kitais mikroorganizmais. Dažniausiai vermikompostavimo procesui naudojami Kalifornijos raudonieji liekai (*Eisenia Fetida L.*).

1.4. Biohumuso gamyba, savybės ir panaudojimas

Vermikompostavimo proceso metu nuotekų dumblo rodikliai yra stabilizuojami. Tą parodė Gargo ir Gruptos tyrimai (2008) – veikiant *Eisenia fetida* sliekams nuotekų dumblo pH ir C:N santykis sumažėjo, o bendrosios organinės anglies (BOA), bendrojo Kjeldalio azoto, bendrojo kalio ir fosforo kiekiai padidėjo. Taip pat šio tyrimo metu paaiškėjo, jog geriausi rodikliai pasiekiami, kai dumblas sumaišytas su karvių mėšlu 70:30 santykiu.

Pagrindinis vaidmuo vermikompostuojant organines atliekas tenka Kalifornijos sliekams. Jau nuo senovės laikų buvo žinoma sliekų svarba dirvožemiui.

Aristotelis sliekus vadino „žemės žarnynu“ ir teigė, kad joks kitas gyvūnas nevaidina tokio svarbaus vaidmens gyvybės Žemėje istorijoje (Garg 2008). Taip pat sliekų svarba dirvožemio derlingumui buvo pabrėžiama dar nuo Darvino laikų (Chaudhary *et. al.* 2004). Darvinas 39 metus studijavęs sliekų gyvenimą teigė, jog sliekai apdoroja milžiniškus kiekius augalų atliekų ir padeda paversti juos į maistinėmis medžiagomis praturtintą dirvožemį (Lakshmi Prabha 2009). Taigi jau seniai buvo žinoma apie sliekų gebėjimą skaidyti organines medžiagas, taip jas paverčiant mikroorganizmais, vitaminais ir kitomis naudingomis medžiagomis praturtintu substratu.

Sliekai apibūdinami kaip žieduoti kirminai, simetriški su išorine liauka, gaminantys kiaušinėlius (kokonus), lietimui organus turi priešais burną, neturi kojų, tačiau juda smulkių šerelių pagalba. Sliekai yra hermofroditai ir dauginasi porišcai (Dominguez 2004).

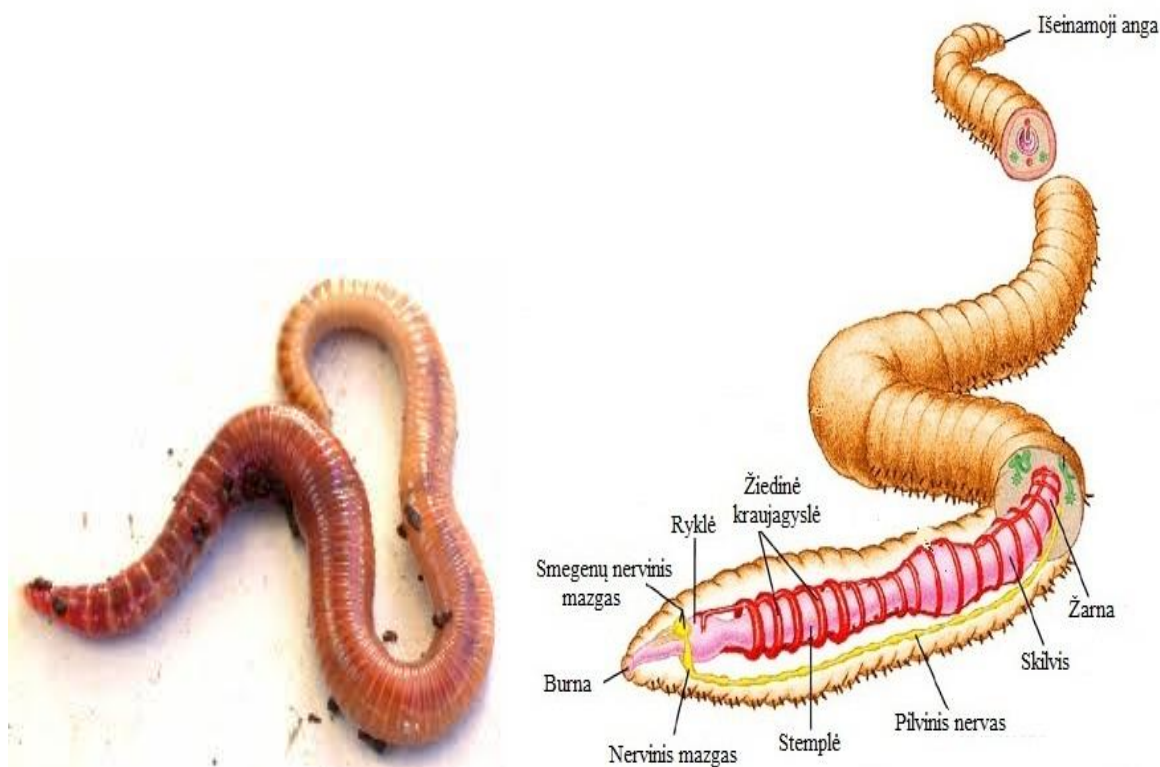
Šie bestuburiai minta dumblo komponentais, greitai juos versdasmi vermikompostu, sumažindami patogenų ir sunkiųjų metalų kiekius iki nepavojingo lygio. Dumblo tūris yra gerokai sumažinamas nuo 1 m³ šlapio dumblo (drėgnis apie 80%) iki 0,5 m³ vermikomposto (drėgnis iki 30%). Sliekai padidina potencialą dumblui aerobiškai skaidyti ir kompostuoti organines medžiagas ir taip pat stabilizuoti dumblo organines liekanas, t.y. pašalinti patogeninius teršalus, sunkiuosius metalus. Sliekai taip pat mineralizuoja dumble esančius azoto, fosforo ir kalio junginius. Šie gyvi organizmai yra prisitaikę gyventi atšiauriomis sąlygomis, vidutiniškai rūgščioje – šarminėje terpėje, kai pH svyruoja nuo 4,5 iki 9. Jie gali toleruoti temperatūros svyravimus nuo + 5 iki + 29 °C (Sinha 2009).

Sliekų veiklos produkte – vermikomposte yra gausu kalcio (Ca), magnio (Mg), fosforo (P), mikroelementų ir fermentų. Mineralinės druskos pereina į lengviau augalams pasisavinamas tirpias formas. Sliekų pagamintas biohumusas taip pat turi baktericidinių savybių, jo sudėtyje yra biostimuliatorių (katalizatorių) ir fermentų. Tyrimais nustatyta labai svarbi biohumuso savybė

surišti dirvožemyje ir organinėse atliekose esančius radionuklidus ir sumažinti nitratų bei sunkiųjų metalų patekimą į augalus (Alternatyvus... 2012).

Tam tikros rūšies sliekai akumuliuoja sunkiuosius metalus ir juos prijungia prie kitų komponentų, taip sumažindami jų aplinkos toksišką poveikį. Vermikompostui gaminti tinka įvairių rūšių sliekai, tačiau jie turi skirtingus reikalavimus sąlygoms, kad jų dauginimasis, augimas ir produktyvumas būtų kuo naudingesni.

Vermikompostams gaminti plačiausiai naudojami *Eisenia Fetida* (1.6 paveikslas) ir *Eisenia andrei* rūšies sliekai, kurie savo morfologinėmis savybėmis yra labai panašūs ir sunkiai atskiriami (Eitminavičiūtė 2001). Raudonieji sliekai, moksliai vadinami *Eisnia fetida* gyvena viršutiniuose miško paklotės sluoksniuose. Vermikompostavimo apžvalgoje Dominguez (2004) teigia, kad pagrindinės *Eisenia fetida*, kitaip vadinamų kalifornijos sliekų, naudojimo priežastys yra: 1) paplitimas visame pasaulyje bei lengvas įterpimas į organines atliekas ir 2) sėkminga šių sliekų veikla dideliame atliekų drėgmės diapazone.

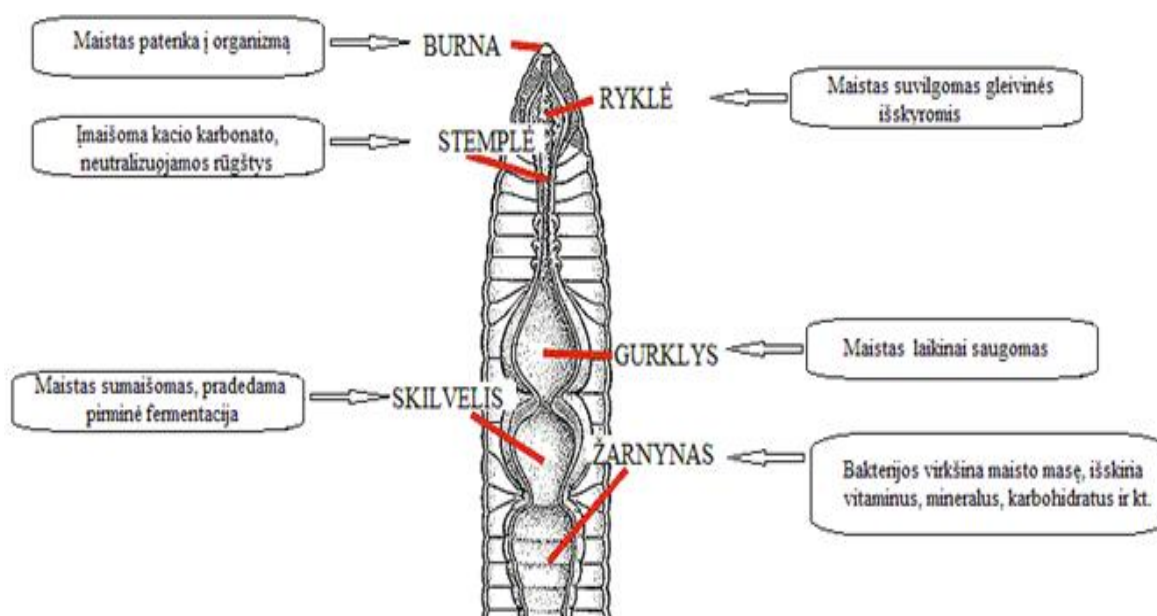


1.6 pav. *Eisenia fetida* sandara (www.happydranch.com)

Vermikompostavimo procesas vyksta, kuomet sliekai pradeda maitintis organine medžiaga per burną, rausdamiesi gilyn. Jie geba praryti bet kokio suirimo lygio augalus ar kitas organines atliekas, randamas jų buvimo terpės tiek paviršiuje, tiek gilesniuose sluoksniuose. Visos šios suvartotos medžiagos keliauja per sliekų virškinamąjį traktą – keliauja per gurglį, tuomet per skilvelį ir galiausiai per žarnyną. Tuomet perėjusios per visą minėtą virškinamąjį traktą, suvartotą

organinių atliekų liekanos išeina per išangę į dirvą. Tos liekanos, kurios išėjo per slieko išangę ir yra toji vertina medžiaga – vermikompostas.

1.7 paveiksle pateiktas slieko virškinamasis traktas. Maistas į slieko organizmą patenka per burną. Ji yra apsupta stiprių lūpų, kurios veikia kaip ranka. Kadangi sliekas neturi dantų lūpomis jis paima maistą ir susmulkina jį taip, kad būtų patogų nuryti. Keliaudamas per ryklę, maistas yra sudrėkinamas gleivinės išskyromis ir patenka į stemplę. Joje į virškinamą maistą patenka kalcio karbonato, kad būtų neutralizuotos rūgštys, atsiradusios maisto (organinių medžiagų) irimo metu. Virškinimo procesas prasideda slieko skilvelyje. Stiprus skilvelio raumuo smulkina ir maišo suvartotą maistą, taip gamindamas lengviau virškinamą masę. Skilvelio sienelėse esančios liaukos išskiria fermentus (amilazė, celiulazė, chilanazė, celbiazė ir kt.), padedančius skaidyti OM.



1.7 pav. Slieko organizme vykstantis virškinimo procesas (www.happydranch.com)

Toliau masė transportuojama į žarnyną, kuriame ir vyksta pagrindiniai virškinimo procesai. Žarnyne esančios gerosios bakterijos minta organinėmis medžiagomis ir yra išskiriami vitaminai, mineralai, karbohidratai bei proteinai.

Virškinimo procese dalyvauja įvairūs fermentai, kurie padeda skaidyti organines atliekas. Šie fermentai išskiria svarbias maistines medžiagas, tokiu būdu praturtindami sliekų anatomiją ir pagerindami pastarųjų veiklos rezultatus. Kai kurios maistinės medžiagos yra cukrus, amino rūgštys, keletas mažesnių mikroorganizmų, tokių kaip bakterijos, grybeliai ar pirmuonys. Visa tai yra absorbuojama slieko žarnyne (Shaw 2012).

Pagrindiniai reikalavimai vermikompostavimo proceso metu yra tokie:

- ❖ Maisto šaltinis (optimalus C:N santykis yra 15-20:1),
- ❖ Tinkama drėgmė (nuo 70 iki 90 %),
- ❖ Tinkama aeracija (pastovus vartymas didinant deguonies kiekį),
- ❖ Tinkama temperatūra (nuo +15 iki +25 °C),
- ❖ Tinkamas pH (nuo 6,8 iki 7,2) (Garg 2006)

Gauto sliekų veiklos produkto-vermikomposto privalumai:

Dirvožemiui:

- ❖ Pagerina dirvožemio aeraciją;
- ❖ Praturtina dirvą mikroorganizmais;
- ❖ Pritraukia jau esančių giliai dirvožemyje urvinių sliekų;
- ❖ Gerina vandens rišlumą.

Augalų augimui:

- ❖ Pagerina dygimą, augalų augimą, ir derlių;
- ❖ Pagerina šaknų augimą ir struktūrą;
- ❖ Apsaugo nuo toksiško cheminių junginių patekimo ir akumuliacijos.

Ekonominis

- ❖ Biologinių atliekų konversijos sumažina atliekų srautus į sąvartynus;
- ❖ Nebereikia įrenginėti specialių nuotekų dumblo saugojimo aikštelių;
- ❖ Sukuria žemos kvalifikacijos darbo vietų vietos lygmeniu;
- ❖ Mažos pradinės kapitalo investicijos ir gana paprastos technologijos leidžia mažiau išsivysčiusių regionų žemės ūkį versti ekologiniu, darniu, tausojančiu aplinką.

Aplinkai

- ❖ Padeda nukenksminti didžiulius nuotekų dumblo kiekius, saugojamus kompostavimo aikštelėse;
- ❖ Organinių trąšų gamyba, mineralinių daliniam pakeitimui, bei darni, subalansuota plėtra, kuo natūraliau atstatant pačių nualintus dirvožemius;
- ❖ Gamybos mažina šiltnamio efektą sukeliančių dujų emisiją, pavyzdžiui, metano ir azoto oksido.
- ❖ Ženkliai sumažinama vizualinė aplinkos tarša.

1.5. Biohumuso įtaka sunkiųjų metalų migracijai dirvožemyje

Plečiantis miestams, intensyvėjant pramoninei veiklai, tiek Lietuvoje, tiek užsienyje sunkiaisiais metalais užterštų dirvožemių sparčiai daugėja, tad jų biologinių savybių atkūrimas tampa vis aktualesniu klausimu visame pasaulyje (Motuzas *ir kt.* 2008). Išvalyti užterštas SM teritorijas galima arba pastaruosius imobilizuojant ir paliekant dirvožemyje sunkiai pasisavinamų formų pavidalu arba juos įvairiais būdais „surišant“ ir pašalinant iš augimo terpės (Vengris 2003).

Aplinkos komponentams (pvz.: oras, vanduo, dirvožemis) savaime, natūraliai apsivalyti nuo SM praktiškai neįmanoma, kadangi antropogeninė veikla sunkiųjų metalų koncentracijas ekosistemose didina šimtus ar net tūkstančius kartų greičiau. Jau buvo minėta, kad dirvožemio plovimo metu nenaudojant papildomų cheminių preparatų, paspartinančių procesą, valymas vietoje 4-ių metų trukmę beveik 400 (skirtumas šimtai kartų). Kai kurie mokslininkai mano, kad SM lėtai bet visgi sugeba pasišalinti savaime išsiplaudami, esant tokiems veiksniams kaip erozija ir defliacija, patenkant į augalus ir kaupiantis jų antžeminėse dalyje (ūgliuose). Pradinės SM koncentracijos pusėjimo trukmė dirvožemyje cinkui (Zn) užtrunka apie 500, kadmiui (Cd) apie 1100, variui (Cu) iki 1500 metų, o švinui (Pb) net keletą tūkstančių metų (Dimitriou *et al.* 2005).

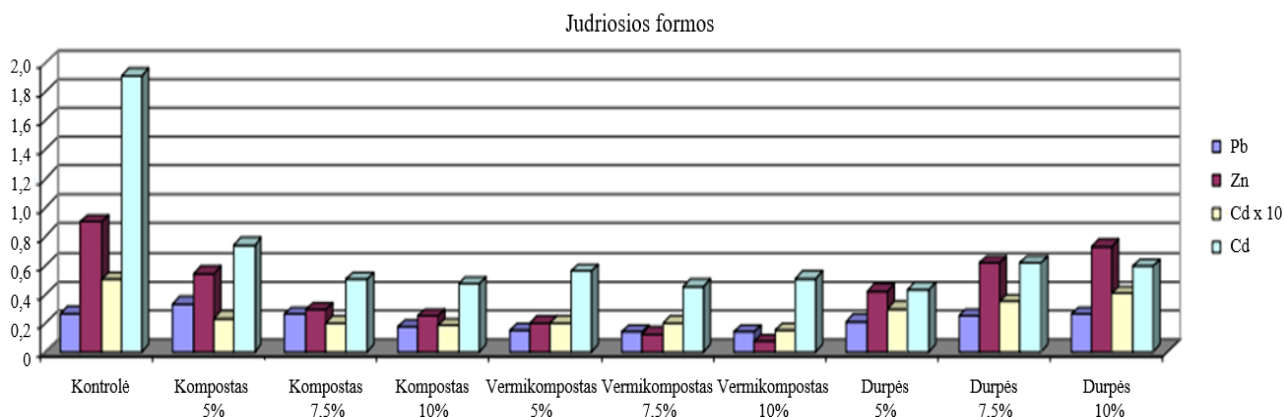
Kaip teigia žinomas ekologas Odumas (1989) cheminių elementų koncentracijos gali būti atskiestos iki nepavojingų, bet tam reikia milžiniškų "skiediklių" – vandens, oro, dirvožemio – kiekių.

Sunkiųjų metalų išvalymo iš dirvožemio metodai:

- ❖ cheminiai – sunkieji metalai pervedami į mažiau judrias ir ne tokias pavojingas mobilias formas;
- ❖ Fizikiniai – SM „surišami“ dirvožemio dalelių pagalba, kurios po to atskiriamos nuo švirių augimo terpės frakcijų ir utilizuojamos deginant arba išvalomos taikant kitus metodus;
- ❖ Biologiniai – SM akumuliuojami biomasėje (Boye *et al.* 2008).

Viena iš galimybių – vermikomposto (organinės medžiagos) įvairiapusiškas įterpimas į sunkiaisiais metalais užterštą dirvožemį. Svarbu išanalizuoti geriausius įterpimo būdus ir nustatyti geriausios struktūros bei savybių vermikompostą. Nuo vermikomposto pH, granulimetrinės sudėties, drėgmės, BOA kiekio labiausiai ir priklauso sunkiųjų metalų migracija dirvožemio sluoksniuose bei tarp aplinkos biokomponentų.

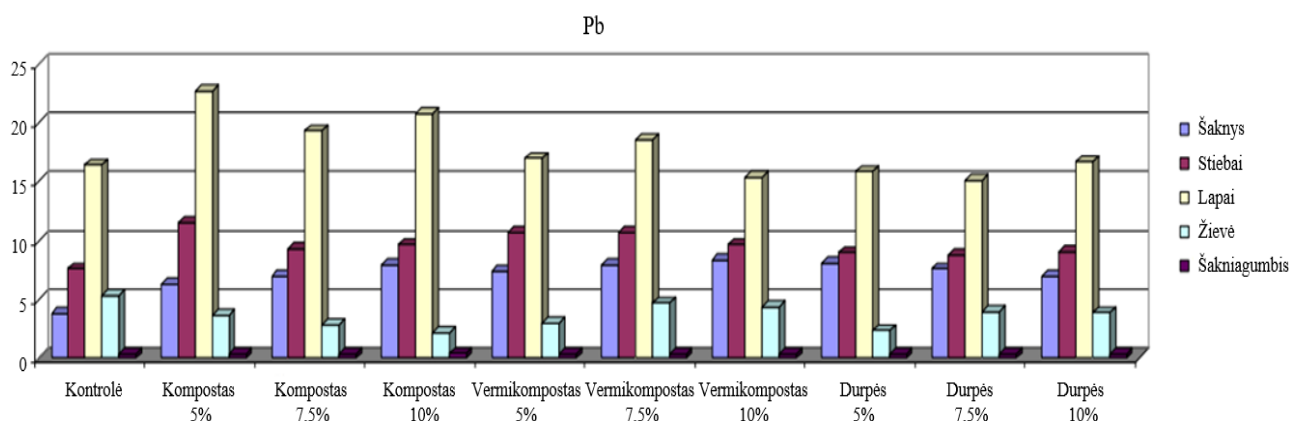
Iš 1.8 paveikslo matyti vermikomposto įtaka SM migracijai, nes naudojant sliekų veiklos produktą biohumusą, Pb, Zn, Cu ir Cd imobilizacija buvo pati veiksmingiausia (mažiausias kiekis mobilių formų).



1.8 pav. OM įtaka Pb, Zn, Cd ir Cu mobilių formų susidarymui (Angelova *et. al.* 2010)

Pasak dviejų mokslininkų, Chlopeckos ir Adriano, organinės medžiagos (humuso) kiekis dirvožemyje turi didelę įtaką sunkiųjų metalų adsorbicijai ir migracijai jame. Tai sąlygoja ir mažesnę SM bioakumuliaciją augaluose (jų tyrimo objektas bulvės). Sunkieji metalai (Cu, Zn, Pb ir Cd) adsorbuojasi organinėje medžiagoje, su kuria SM sudaro stabilias formas ir trukdo toliau judėti (Kabata 2001).

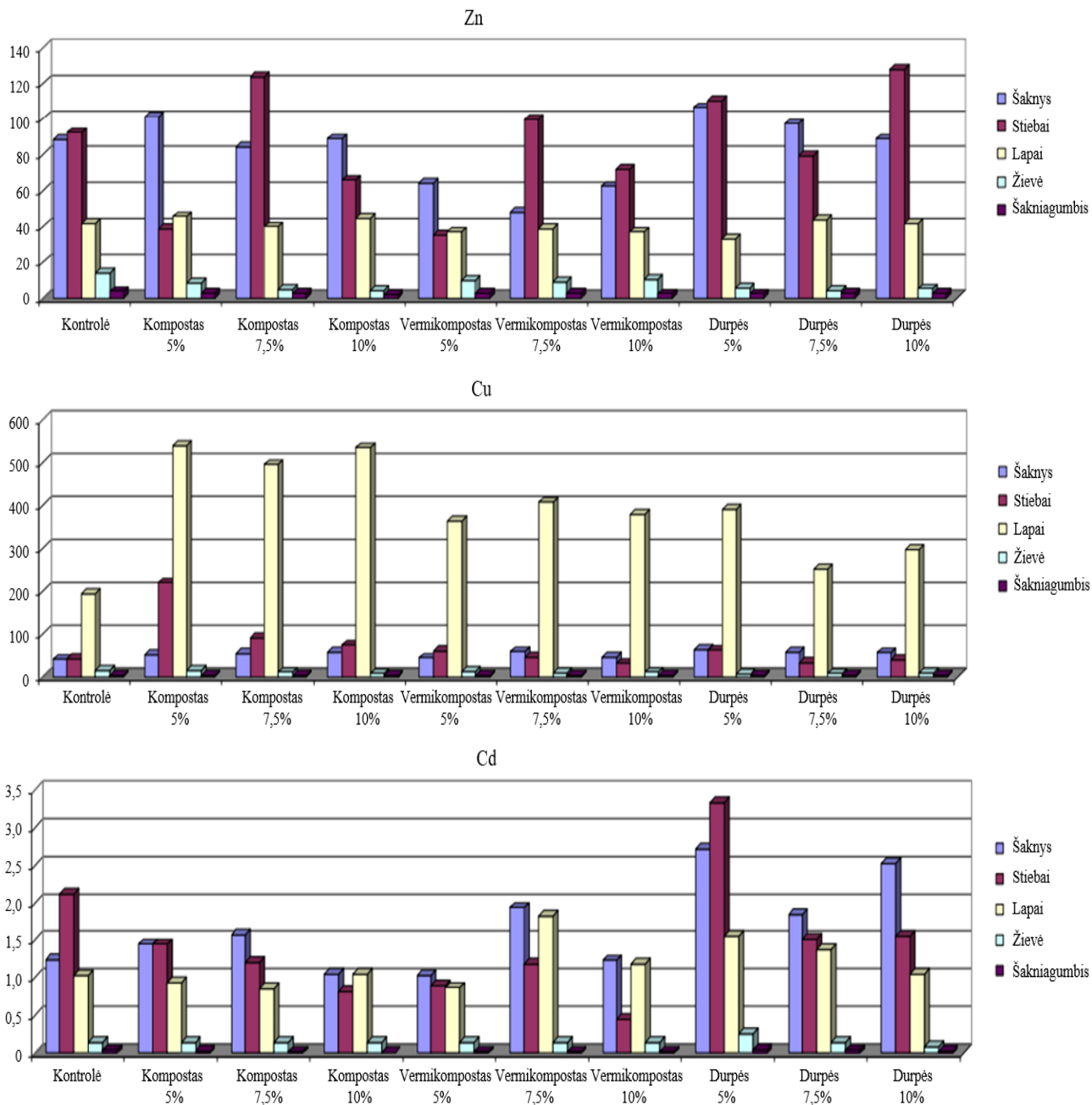
1.9-1.10 paveiksluose pateikti jų tyrimo rezultatai. Iš jų matyti, kad Pb, Zn, Cu ir Cd kiekis bulvėse priklausė nuo organinės medžiagos įterpimo į dirvožemį. Kompostas, vermikompostas ir durpės padidino Pb ir Cu kiekį bulvių šaknyse, stiebuose ir lapuose. Tačiau organinė medžiaga ženkliai sumažino Pb ir Cu koncentracijas bulvių žievelėse ir gumbavaisiuose.



1.9 pav. OM įtaka Pb bioakumulacijai bulvėse (Angelova *et. al.* 2010)

Organinių medžiagų poveikis Pb kaupimuisi bulvių žievelėse labai priklausė nuo OM kiekio. Didinant komposto kiekį, Pb kiekis sumažėjo bulvių gumbuose: Pb koncentracija, naudojant kompostą, buvo 0,34 mg/kg. Kai dirvožemio sąlygos buvo gerinamos vermikompostu, Pb kiekis

išliko praktiškai nepakitęs – 0,38 mg/kg. Į dirvožemį įterpiant durpių, Pb koncentracija sumažėjo nuo 0,36 iki 0,33 mg/kg. Su variu buvo panaši situacija. Padidinus komposto ir vermikomposto kiekį, Cu kiekis sumažėjo gumbiavaisiuose ir koncentracija buvo lygi atitinkamai 1,6 ir 1,7 mg/kg. Durpių kiekio padidėjimas lėmė Cu kiekio didėjimą nuo 1,7 iki 2,0 mg/kg



1.10 pav. OM įtaka Zn, Cd ir Cu bioakumulacijai bulvėse (Angelova *et. al.* 2010)

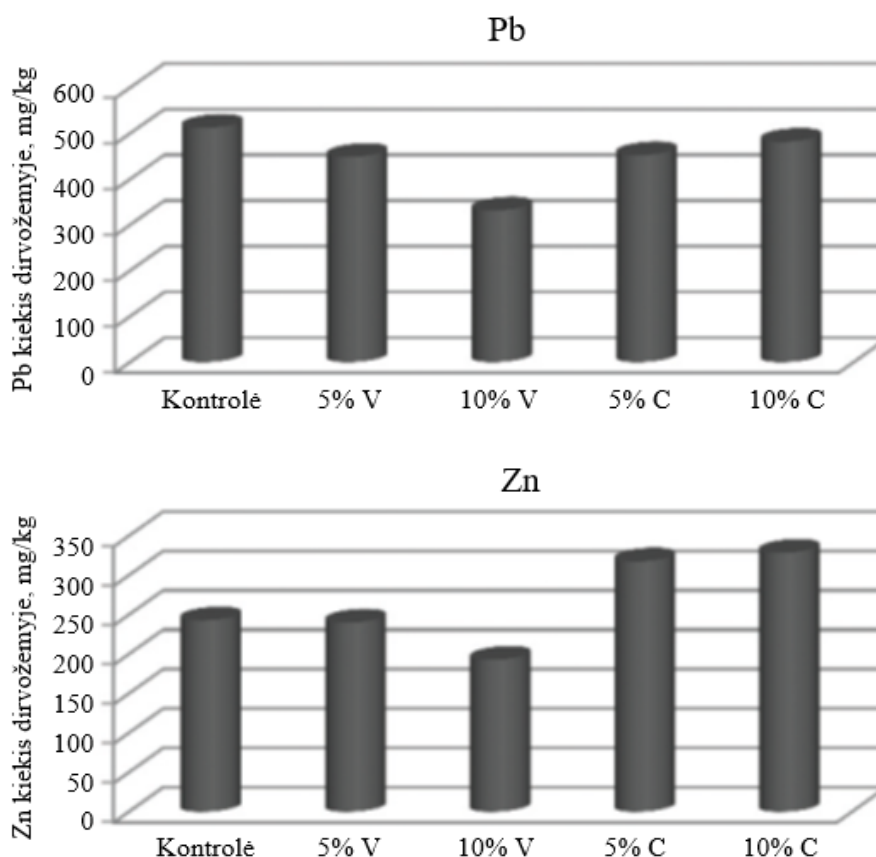
Organinių medžiagų įterpimas į dirvožemį ypač efektyviai sumažino Cd kiekį bulvių gumbuose. Didinant komposto, vermikomposto ir durpių dozes, Cd kiekis bulvių gumbuose sumažėjo iki 0,011 mg/kg (mėginys su 10% komposto), 0,016 mg/kg (mėginys su 10%

vermikomposto) ir 0,029 mg/kg (mėginys su 10% durpių) ir šios koncentracijos buvo žemiau leistinų ribų.

Apibendrinant šių mokslininkų atliktą tyrimą, galima būtų atkreipti dėmesį į tai, kad:

1. Dirvožemio savybių atkūrimui taikytas vermikompostas ir kitos OM skatino augalų augimą ir vystymąsi. Vermikomposto įterpimas padidino krakmolo derlių;
2. OM naudojimas lėmė veiksmingą Pb, Cu, Zn ir Cd imobilizaciją dirvožemyje;
3. Ekologiškų trąšų naudojimas sumažino sunkiųjų metalų kiekį bulvių žievelėse ir gumbiavaisiuose (būtent tose dalyse, kurios vartojimui yra labai svarbios), ir šis sumažėjimas buvo geriausiai pastebimas pridėjant 10% komposto arba 10% vermikomposto. Tai ypač veiksmingai padėjo sumažinti Cd koncentraciją bulvių šakniagumbiuose.
4. Organinių medžiagų įterpimai yra labai svarbūs dėl fitostabilizacijos.

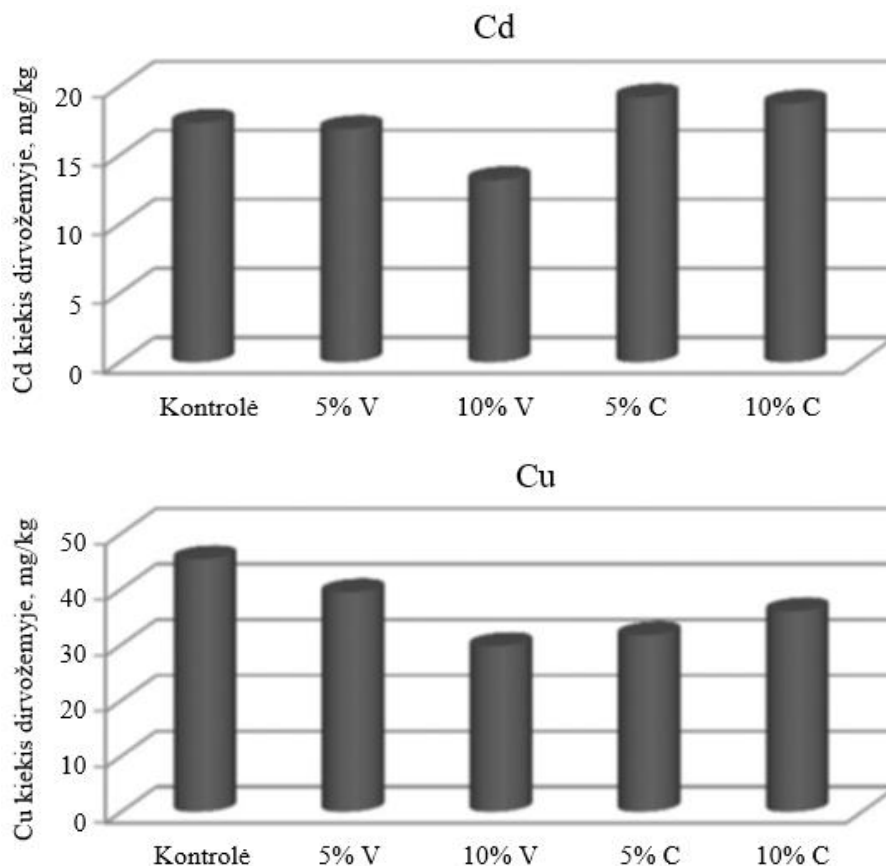
Iš 1.11 paveikslo taip pat matyti skirtingas organinių medžiagų poveikis skirtingiems SM.



1.11 pav. Organinės medžiagos įtaka Pb ir Zn kiekiui dirvožemyje (Ross 2004)

Akivaizdu, kad svarbus veiksnys, įtakojantis Pb, Cu, Cd ir Zn mobilumą, yra organinių medžiagų kiekis dirvožemyje (Ross 2004; McGrath *et. al.* 1998 ir 2000). Daugelis autorių nustatė,

kad dirvožemyje esančio kadmio koncentracija mažėja, esant dideliam BOA bei organinių trąšų kiekiui. Šis efektas paaiškinamas didelia katijonų mainų talpa ir organinių medžiagų gebėjimu suformuoti chelatų kompleksus su Cd. Haghiri (1974) nustatė, kad kadmio kiekis augaluose sumažėjo dėl didesnės katijonų mainų talpos dirvožemyje.



1.12 pav. Organinės medžiagos įtaka Cd ir Cu kiekiui dirvožemyje (Ross 2004)

Apibendrinant galima teigti, kad dirvožemio cheminės savybės ir maistinių medžiagų kiekiai, iš esmės pagerėjo, atlikus organinių medžiagų įterpimą. Svarbu nustatyti kitus parametrus, siekiant geriau suprasti, komposto ir vermikomposto poveikį dirvožemio OM kokybei.

Komposto ir vermikomposto taikymas sumažina agresyvių fulvorūgščių, organinių medžiagų komponentų, kurie kelia potencialią riziką aplinkai, dydį. Šio tyrimo rezultatai parodė, kad dirvožemio savybių atstatymui taikomas kompostas ir vermikompostas daugeliu atvejų sumažino SM kiekius dirvožemyje. Tai rodo perspektyvią sunkiųjų metalų imobilizaciją taikant organines (humines) medžiagas.

1.6. Sunkiųjų metalų migracijos eksperimentiniai tyrimai ir matematinis modeliavimas

Matematinis modeliavimas – nagrinėjamo proceso ar reiškinio aprašymas diferencialinėmis lygtimis su vienareikšmiškumo sąlygomis (kad neatsirastų dviprasmiškai vertinamų rezultatų).

Pagrindinis matematinio modeliavimo tikslas – kuo artimesnio realybei (eksperimentiniam standui) modelio sudarymas ir uždavinio sprendimo suradimas. Sprendinys dažniausiai gaunamas skaitinia išraiška.

Labai populiari matematinio modeliavimo programa SM migracijai ir akumuliacijai dirvožemyje tyrinėti – MINTEQA2/PRODEFA2 (Landner ir Reuther 2004).

Teršalų srautų migraciją dirvožemyje charakterizuoja jų sugerties arba pasiskirstymo tarp dirvožemio tirpalo ir jo kietosios fazės koeficientai K_d ir K_p . Teršalų sorbcijai dirvožemyje didžiausią įtaką daro terpės pH, OM kiekis ir kokybė, bendroji teršalų koncentracija dirvožemyje ir kiti faktoriai. Kiekybiškai K_d išreiškiamas 1.1 formule:

$$K_d = \frac{M_k}{M_s} \quad (1.1)$$

Čia:

K_d – pasiskirstymo koeficientas;

M_k – metalo masė dirvožemio kietojoje fazėje;

M_s – metalo masė dirvožemio tirpale.

SM pasiskirstymo koeficientas K_d yra nepastovus ir priklauso nuo cheminio elemento savybių bei dirvožemio kietosios ir skystosios fazių charakteristikų, nuo metalo koncentracijos dirvožemyje, karbonatų kiekio, OM, molio mineralų, dirvožemio terpės pH.

Sunkiųjų metalų sugertį dirvožemyje galima įvertinti ir panaudojant katijonų mainų modelį. Kiekybinė sorbcijos procesų išraiška – sorbcijos izotermės (linijinė Henrio, Freundlichio, Langmiuro ir kt.), išreiškiančios pasiskirstymo koeficiento K_d pobūdį, esant reakcijų pusiausvyrai pastovioje temperatūroje. Visos izotermės yra paremtos termodinaminiais dėsniais (Rutkovienė ir kt. 2011).

Langmiuro adsorbcijos izotermė (1918) buvo sukurta dujų molekulių adsorbcijai nagrinėti, kai viena paviršiaus molekulė gali adsorbuoti vieną dujų molekulę. Su tam tikrom korekcijom 1.2 izotermė buvo modifikuota dirvožemio adsorbcijos procesams aiškinti:

$$\Gamma_A = \Gamma_{max} \cdot K \cdot [A] / (1 + K \cdot [A]) \quad (1.2)$$

Čia:

Γ_A – adsorbuoto teršalo masė ant adsorbento (dirvožemio) masės vieneto;

$[A]$ – teršalo koncentracija;

K – konstanta, nurodanti adsorbuojamo teršalo surišimo jėgą.

Sorbcijos izotermės populiarios tiriant cheminių medžiagų judrumą ir imobilizavimą dirvožemiuose. Laboratorinių eksperimentų metu sudarytos sorbcijos izotermės – patogios nagrinėjant sunkiųjų metalų pasiskirstymą dirvožemio tirpale ir kietojoje fazėje.

Žemiau pateikiami keletos programų, kuriomis galima modeliuoti teršalų sklaidą, pavyzdžiai.

VS2DTI programa skirta modeliuoti teršalų sklaidą nepriklausomai nuo grunto tipo. Pagrindiniai šios programos privalumai:

1. galimybė tirti aplinkos teršimo procesus;
2. patikimesni rezultatai su žymiai mažesniu mėginių skaičiumi;
3. tolimesnės taršos sklaidos prognozės;
4. galimybė vienu metu keisti net keletą parametrų ir stebėti pokyčius.

SURFER 6.0 programa naudojama dirvožemio cheminei taršai modeliuoti interpoliavimo metodu. Turint patikimus pradinis duomenis, galima sukurti tikslius horizontalius ir 3D reljefo vaizdo žemėlapius. Galima pasirinkti net keletą interpoliavimo metodų, jei žinomi ir jų parametrai.

Šiame darbe atlikta statistinė gautų eksperimentinio tyrimo rezultatų analizė naudojantis programiniu paketu *STATISTICA*. Koreliacine analize nustatyti statistiškai reikšmingi koreliaciniai ryšiai tarp augimo terpės rodiklių esant skirtingam substrato paruošimo santykiui, o daugialypės regresijos modeliavimo metodais sudarytos optimalios lygtys, kuriomis galima prognozuoti sunkiųjų metalų koncentracijas: švino (Pb) atveju augalo ūgliuose, kadmio (Cd) atveju – pievinės miglės šaknyse, o vario (Cu) atveju – augimo terpėje (dirvožemio-vermikomposto substrate).

1.7. Skyriaus apibendrinimas

1. Lietuvoje kasmet susidaro didžiuliai kiekiai nuotekų dumblo, kurio dėl per didelių sunkiųjų metalų koncentracijų, kaip azotu ir anglimi praturtintą medžiagą, panaudoti negalima. Apdorojus jį Kalifornijos sliekais, galima ne tik sumažinti sunkiųjų metalų kiekius, bet ir praturtinti amino rūgštimis, vitaminais, todėl nuotekų dumblas tampa vertinga organine medžiaga – vermikompostu.
2. Užsienio šalyse atlikti moksliniai tyrimai patvirtina vermikomposto, kaip organinės dirvožemio dalies gebėjimą „surakinti“ sunkiuosius metalus, su pastaraisiais sudarant nejudrias arba mažai judrias formas.
3. Atlikus mokslinių straipsnių analizę nustatyta, kad optimalus vermikomposto kiekis dirvožemyje leidžia apsaugoti augalų antžeminę dalį, t.y. vaisių nuo per didelės sunkiųjų metalų koncentracijos.

2. VERMIKOMPOSTO ĮTAKOS SUNKIŲJŲ METALŲ (Pb, Cd, Cu) BIOAKUMULIACIJAI AUGALE EKSPERIMENTINIS TYRIMAS

2.1. Tyrimo objektas, tikslas, uždaviniai ir metodo esmė

Tyrimo objektas – iš aplinkos paimtas dirvožemis, į kurį skirtingais santykiais įterpinėjama organinė medžiaga – vermikompostas bei sunkieji metalai – Pb, Cd ir Cu.

Tyrimo tikslas – nustatyti ir įvertinti sunkiųjų metalų – švino (Pb), kadmio (Cd) ir vario (Cu) kiekius jais užterštame dirvožemyje užaugintoje pievinėje miglėje (*Poa pratensis*) bei nustatyti vermikomposto įtaką sunkiųjų metalų pasisavinimui iš dirvožemio.

Tyrimo uždaviniai:

- Atominės absorbcijos spektrometru (AAS) nustatyti sunkiųjų metalų (Pb, Cd, Cu) koncentracijas paruoštuose skirtingais santykiais auginimo mišiniuose;
- Atskirai išmatuoti ir įvertinti sunkiųjų metalų (Pb, Cd, Cu) koncentracijas auginamos pievinės miglės požeminėse (šaknys) ir antžeminėse (ūgliai) dalyse;
- Nustatyti ir įvertinti sunkiųjų metalų (Pb, Cd, Cu) kaupimąsi augaluose, auginant juos skirtingu santykiu paruoštuose eksperimentiniuose dirvožemio-vermikomposto mišiniuose;
- Nustatyti sunkiųjų metalų (Pb, Cd, Cu) įtaką pievinės miglės daigumo produktyvumui.

Tyrimo metodo esmė

Į sunkiaisiais metalais užterštą dirvožemį įterpiant organinę medžiagą – vermikompostą, pagerinamos dirvožemio fizinės (granulimetrinė sudėtis) ir cheminės (pH ir OM kiekis) savybės. Su vermikompostu sunkieji metalai sudaro mažai judrius arba pastovius kompleksinius junginius, o tai stabdo jų judrumą ir kaupimąsi augaluose. Vermikomposto (arba biohumuso) panaudojimas dirvožemio atstatymo procesuose gali padėti sąlyginai pigiai išspręsti intensyvėjančią dirvožemių nualinimo problemą.

2.2. Tyrimo atlikimo eiga

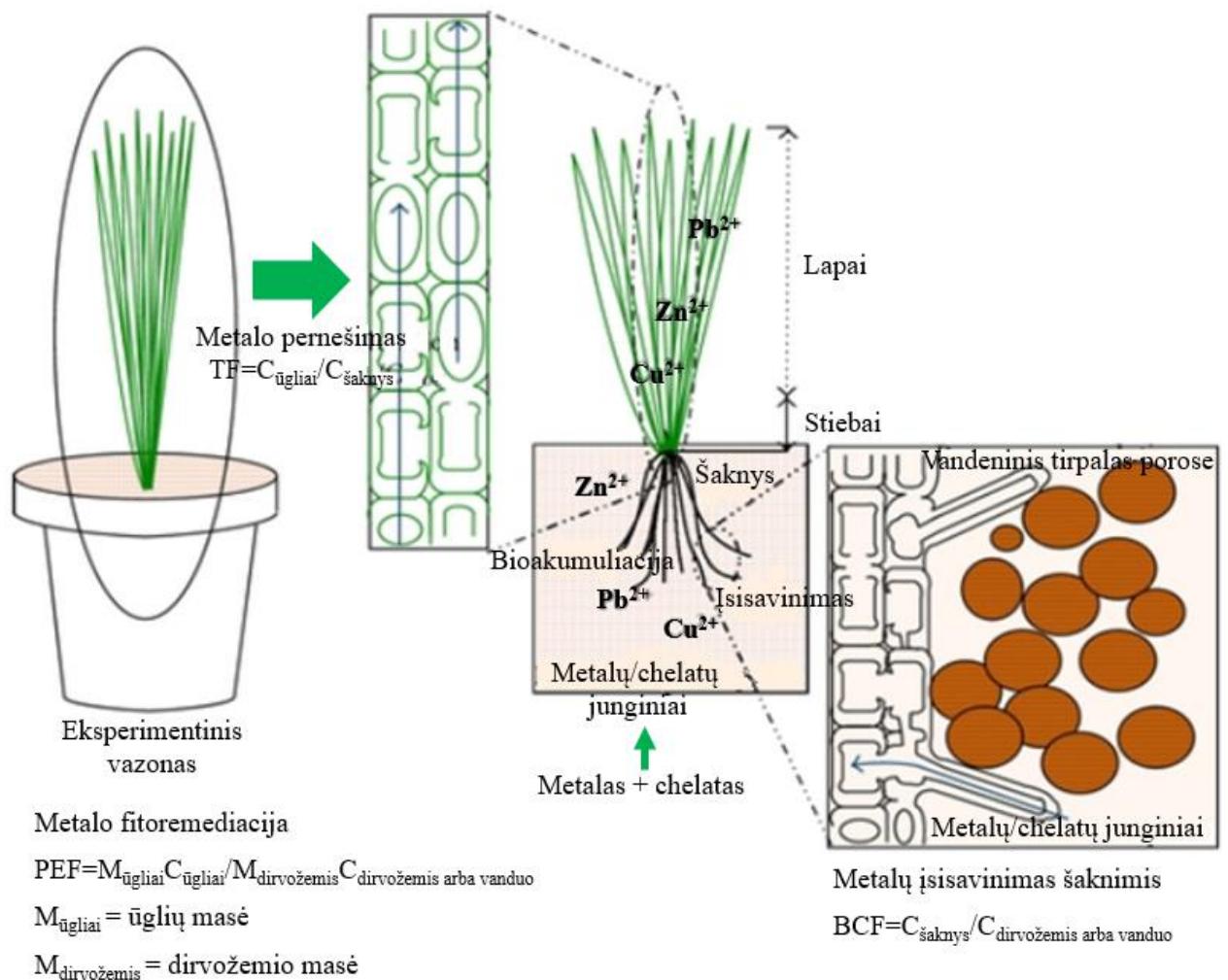
2.2.1. Tiriamojo objekto paruošimas

Dirvožemio ir vermikomposto santykis. Tyrimo metu naudojame ne vieną, o keletą skirtingais santykiais paruoštų dirvožemio-vermikomposto mišinių:

- Kontrolinis indas be vermikomposto (neteršiamas sunkiaisiais metalais);
- Kontrolinis indas be vermikomposto (teršiamas sunkiaisiais metalais);
- Dirvožemis-vermikompostas (santykis 2:1);

- Dirvožemis-vermikompostas (santykis 1:1);
- Dirvožemis-vermikompostas (santykis 1:2);
- Vermikompostas be dirvožemio (neteršiamas sunkiaisiais metalais);
- Vermikompostas be dirvožemio (teršiamas sunkiaisiais metalais).

Dirvožemio ir vermikomposto mišinio paruošimas. Tyrimui naudojamas paprastas iš aplinkos paimtas viršutinis dirvožemio sluoksnis. Dirvožemis atitinkamu santykiu sumaišomas su turimu vermikompostu ir patalpinamas į 9,0 cm skersmens ir 6,7 cm aukščio plastikinį daiginimo indą (eksperimentinis vazonas), kurio dugne yra kiaurymės. Jos reikalingos tam, kad perteklinis skystis nesikaupytų vazono dugne, o jį lėkštelėje surinkus būtų galima supilti atgal ant vazono viršaus ir taip grąžinti į procesą. 2.1 paveiksle pateikta principinė eksperimento schema.



2.1 pav. Eksperimentinio tyrimo principinė schema (Chen *et. al.* 2012)

Toliau 2.2 paveiksle pateiktas indas, kuriame supilamas dirvožemio-vermikomposto substratas. Pasirenkama plastmasė, kad tiriamuosiuose mėginiuose būtų išvengta bet kokio papildomo metalų kiekio padidėjimo.

Dirvožemis buvo paimtas iš savo gyvenamosios teritorijos (Trakų Vokės mikrorajonas). Eksperimentiniam tyrimui imami viršutiniai juodžemio sluoksniai ir po to nustatinėjami jo pradiniai rodikliai.



2.2 pav. Substrato talpinimo vazonas

Sunkiųjų metalų įterpimas. Viršutiniojo sluoksnio dirvožemyje (ėminio vieta – Trakų Vokė) sunkiųjų metalų koncentracijos nėra didelės – jos neviršija leistinų normų. Dėl to į tiriamąjį dirvožemio-vermikomposto mišinį papildomai įterpiama sunkiųjų metalų tirpalų. Paruošiami tokie sunkiųjų metalų tirpalai – $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$, $\text{Cd}(\text{NO}_3)_2$ ir $\text{Cu}_2\text{SO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$, sumaišyti su distiliuotu vandeniu. Pasirinkti švino, kadmio ir vario koncentracijų tyrimai dėl to, jog šiuos metalus lengviausia atpažinti atominės absorbcijos spektrometru (tuo pačiu švinas (Pb) ir kadmio (Cd) – pavojingiausi žmogaus sveikatai SM). Įterptų į dirvožemio-vermikomposto mišinį sunkiųjų metalų tirpalų koncentracijų dydžiai pateikiami 2.1 lentelėje.

2.1 lentelė. Sunkiųjų metalų koncentracijos

Metalo tirpalas	Koncentracija, g/l	Molinė masė, g/mol	Molinė koncentracija, mol/l
$\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$	0,2	331,21	0,0006
$\text{Cd}(\text{NO}_3)_2$	0,2	236,42	0,0008
$\text{Cu}_2\text{SO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$	0,2	313,23	0,0006

Kiekvieno sunkiojo metalo tirpalo imama po 0,5 l ir sumaišomi kartu – padaromas trijų sunkiųjų metalų mišinys. Mišinys yra įterpiamas į dirvožemio-vermikomposto mišinį. Tuomet matuojama pradinė šių metalų koncentracija bei įvertinami pradiniai dirvožemio-vermikomposto mišino rodikliai – drėgnis, pH, bendrasis organinės anglies kiekis, granulimetrinė sudėtis.

Auginamos pievinės miglės paruošimas. Pievinė miglė (2.3 pav.) sodinama visuose 7 dauginimo vazonuose ir pasirinkta nes:

- mažame auginimo plote per sąlyginai trumpą laiką (~28 paros) išaugins pakankamą kiekį biomasės, sunkiųjų metalų (SM) koncentracijos nustatymui šaknyse ir ūgliuose;
- nustatyta, kad miglinių (*Poaceae*) šeimos rietmenės (*Echinochloa*) genties augalai (pvz. *Echinochloa stagnina*) pasižymi labai gera švino (Pb) ir kadmio (Cd) bioakumuliacija (Aboulroos *et al.* 2006).



2.3 pav. Auginimui pasirinkta pievinė miglė (*Poa pratensis*)

Prieš sodinimą, pievinės miglės sėklas reikia subrandinti. Tam jos mirkomos vandenyje apie 4 valandas ir dauginamos tamsoje 3 paras. Kiekviename vazone sodinama po 0,5 g sėklų (sausą masę). Vegetaciniu pievinės miglės laikotarpiu kartą per savaitę (po 75 ml) palaistoma paruoštu sunkiųjų metalų tirpalu (tirpalo koncentracija nekinta visą jo naudojimo laiką). Augalui sudyguš laistoma paprastu vandeniu.

2.2.2. Tyrimo eiga

Naudojamos priemonės:

- Porcelianinės lėkštelės;
- Analitinės svarstyklės;
- Džiovinimo spinta;
- Mechaninis kratytuvas;
- pH matuoklis „MultiCal 538 WTW“ su stikliniu elektrodu;
- Bendrosios anglies analizatorius *Shimadzu TOV-V*;
- 1 mm ir 2 mm akučių sietai;
- 100 ml matavimo kolbos.

Tiek pradinio (prieš pievinės miglės sodinimą), tiek galinio (po derliaus nuėmimo) proceso etapo metu yra nustatomi pagrindiniai dirvožemio-vermikomposto substrato rodikliai – drėgnis, granulimetrinė sudėtis, pH, bendrosios organinės anglies (BOA) kiekis, SM koncentracijos.

Drėgnio nustatymas. Tai labai svarbu tyrimo pradžioje, vertinant pievinės miglės augimo terpės palankias sąlygas. Dirvožemio-biohumuso mišinio drėgnumui nustatyti taikomas svorinis metodas. Visų pirma pasveriami tuščia porcelianinė lėkštelė. Į ją supilamas 50 ml dirvožemio-biohumuso mėginys ir vėl pasveriami. Lėkštelė su mėginiu dedama į džiovinimo spintą ir džiovinama esant 105 ± 2 °C temperatūrai iki kol mėginio masė nebesikeis. Išėmus iš džiovinimo spintos lėkštelė su mėginiu dar kartą pasveriami analitinėmis svarstyklėmis. Drėgmės kiekis paskaičiuojamas pagal 2.1 formulę.

$$W = \frac{m_1 - m_2}{m_1} \cdot 100, \% \quad (2.1)$$

čia:

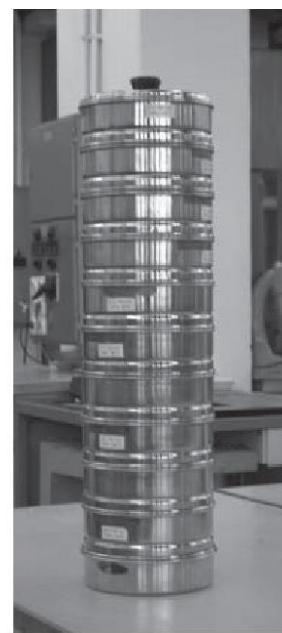
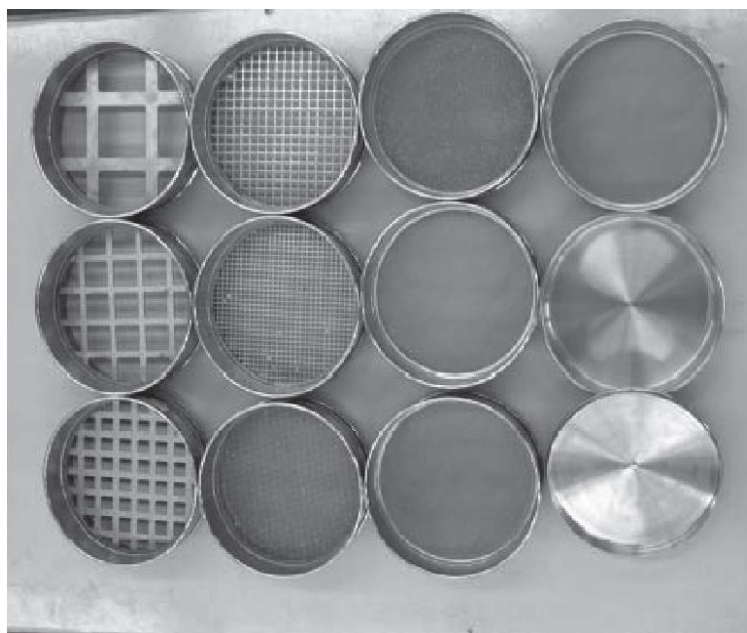
W – nuotekų dumblo drėgnis, %;

m_1 – pirminis mėginio svoris, g;

m_2 – mėginio svoris po džiovinimo, g.

Granulimetrinės sudėties nustatymas. Frakcionuojant bandinį, sietų rinkinys turi būti sudarytas iš ne mažiau kaip 12 sietų, pateiktų 2.4 paveiksle. Sietų akučių dydis – nuo 125 mm iki 0,06 mm (ISO 565: 1990).

Prieš atliekant sijojimą atvežtas dirvožemis (juodžemis) kruopščiai sumaišomas ir džiovinamas 105 ± 2 °C temperatūroje tol, kol laikui bėgant nebeliks masės pokyčio, t.y iš bandinio pasišalins visa drėgmė.



2.4 pav. Sijojimo sietų rinkinys

Sijojimui reikia paruošti atitinkamą bandinio kiekį, kurio masę apsprendžia dalelių skersmuo d_{90} . Mažiausios ribinės tiriamo grunto bandinio masės pateikiamos 2.2 lentelėje. Išdžiovintas gruntas pasveriamas 0,1 % tikslumu (sausą grunto masę).

2.2 lentelė. Mažiausia sijojamo bandinio masė

Dalelių skersmuo d_{90} , mm	Mažiausia bandinio masė, g
0,5	50
1,0	100
4,0	150
6,0	350
8,0	600
16,0	2 500
22,4	5 000
31,5	10 000
45,0	20 000
63,0	40 000
75,0	56 000

Sausas dirvožemis mechaniškai sijojamas nuo 8 iki 10 min., o rankiniu būdu apie 2 min. arba kol matyti, kad gruntas sijojasi.

Ant kiekvieno iš sietų likusi tiriamo dirvožemio bandinio masė pasverama ir gauti rezultatai palyginami su normatyvinėmis reikšmėmis (jų viršyti negalima) pateiktomis 2.3 lentelėje. Jeigu ant sieto likusi dalelių masė viršija nurodytą lentelėje, dirvožemio bandinys turi būti sijojamas atskirai.

2.3 lentelė. Didžiausia leistinoji ant sietų liekanti dalelių masė

Sietų skersmuo				
	Ø 450 mm	Ø 300 mm		Ø 200 mm
Akučių skersmuo, mm	Didžiausia ant sieto esanti masė, g		Tinklo akučių dydis, mm	Didžiausia ant sieto esanti masė, kg
5,0	1,0	0,50	0,038	20
5,6	1,0	0,50	0,063	25
6,3	1,5	0,75	0,125	35
8,0	1,7	0,90	0,150	40
10,0	2,0	1,00	0,212	50
11,2	2,2	1,20	0,250	50
14,0	3,0	1,50	0,300	50
16,0	3,5	1,70	0,355	60
20,0	4,0	2,00	0,425	65
22,4	4,5	2,20	0,500	70
28,0	6,0	2,50	0,600	75
31,5	6,5	3,00	0,710	80
45,0	9,0	4,00	1,400	125
50,0	10,0	4,50	2,000	200
63,0	11,0	5,00	3,350	300
			4,000	300

Prasijotų dalelių masė, procentais, skaičiuojama pagal 2.2 formulę.

$$f_n = \frac{m_1 + m_2 + m_3 + \dots + m_n}{m_d} \cdot 100, \% \quad (2.2)$$

čia:

f_n – prasijotų dalelių masė, %;

m_1 – per mažiausią sietą prasijotų dalelių masė, g;

$m_2 \dots m_n$ – per stambesnius sietus prasijotų dalelių masė, g;

m_d – sausojo dirvožemio bandinio masė, g;

pH įvertinamas pH-metru „MultiCal 538 WTW“ su stiklo elektrodu. Tinkamai nustatyti dirvožemio-biohumuso mišinio rūgštingumą reikalingas laboratorijos džiovinimo spintoje 105 ± 2 °C temperatūroje išdžiovintas mišinys.

Tuomet yra pasveriamas 5,0 g išdžiovinto dirvožemio-biohumuso substrato, kurio dalelės ne didesnės kaip 2,0 mm. Sausas dirvožemio-biohumuso mišinys, pasvertas elektroninėmis svarstyklėmis 0,001 g tikslumu, supilamas į laboratorinius užsukamus indus. Į kiekvieną indą pripilama po 25 ml distiliuoto vandens. Suspensija maišoma 1 valandą. Maišoma pastoviai, nekeičiant greičio, kad suspensija maišytųsi homogeniškai. pH matuojamas iš karto pabaigus maišymą. pH-metro stiklinis elektrodas nuplaunamas distiliuotu vandeniu, nusausinamas ir įmerkiamas į paruoštą suspensiją. pH matavimas yra atliekamas esant 20 ± 2 °C aplinkos temperatūrai.

Organinės anglies kiekio nustatymas. Bendram anglies kiekiui nustatyti yra naudojamas SSM-5000A kieto mėginio modulio *Shimadzu TOC-V* serijos bendrosios anglies analizatorius (2.5 pav.).



2.5 pav. Bendros anglies analizatorius TOC-VCSN/TNM-1

Mėginys šiam matavimui turi būti ruošiamas taip: visų pirma į porcelianinę lėkštutę įdedamas dirvožemio-biohumuso mišinio mėginys. Tuomet ji su mėginiu dedama į džiovinimo spintą ir džiovinama esant 105 ± 2 °C temperatūrai mažiausiai vieną valandą. Išdžiovintus mėginius, jis turi būti homogenizuotas grūstuvu. Išdžiovintas ir susmulkintas dirvožemio-biohumuso mišinys yra paruoštas anglies kiekio analizei bendrosios anglies analizatoriumi *Shimadzu TOC-V*. Į porcelianinius lovelius yra įberiama po 0,05 g išdžiovinto ir susmulkinto dirvožemio-biohumuso mišinio. Anglies analizatorius pateikia rezultatus anglies kiekiu miligramais mėginyje.

2.2.3. Sunkiųjų metalų (Pb, Cd, Cu) koncentracijos dirvožemio-vermikomposto mišinyje nustatymas

Naudojamos priemonės ir reagentai:

- Deginimo krosnis;
- Eksikatorius;
- Mineralizatorius;
- Atominės absorbcijos spektrometras Buck Scientific 210 VGP;
- 100 ml, 150 ml ir 1000 ml matavimo kolbos;
- Analitinės svarstyklės;
- Stiklo filtrai;
- Dejonizuotas vanduo;
- Azoto rūgštis HNO_3 ;
- Vandenilio peroksido rūgštis H_2S_2 ;

Mėginio paruošimas, deginimas ir mineralizavimas. Tyrimui buvo paruoštas dirvožemio-vermikomposto mišinys prieš pradedant auginti pievinę miglę ir viso auginimo metu. Sunkiųjų metalų nustatymui dirvožemio-vermikomposto mišinyje, jis turi būti sudeginamas, kad pasišalintų drėgmė bei organinė dumblo dalis. Visų pirma, į porcelianinę lėkštutę yra įdedamas dirvožemio-vermikomposto mišinio mėginys ir elektrinėje krosnyje deginamas apie 3 valandas $450\text{ }^{\circ}\text{C}$ temperatūroje. Sudegęs mėginys yra ruošiamas mineralizavimui.

Yra pasveriami po 0,5 g sudeginto dirvožemio-vermikomposto mišinio ir beriamas į mineralizavimo indelius. Tuomet į tą patį indelį su paruoštu mišinio mėginiu pilama 9 ml koncentruotos azoto HNO_3 rūgšties ir 3 ml vandenilio peroksido H_2S_2 rūgšties. Indeliai sandariai uždaromi eksikatoriuje. Tuomet mėginiai yra mineralizuojami mineralizatoriuje ($200\text{ }^{\circ}\text{C}$ temperatūroje) apie vieną valandą.

Sunkiųjų metalų koncentracijos matavimas. Po mineralizavimo indelis su mėginiu atvėsinaamas iki $50 - 70\text{ }^{\circ}\text{C}$. Tada tirpalas iš indelio filtruojamas per stiklo filtrą į 50 ml kolbutę. Nufiltravus iki žymės kolbutėje skiedžiama dejonizuotu vandeniu. Po to yra matuojamos metalų koncentracijos spektrometru Buck Scientific 210 VGP su oro-acetilenų liepsna.

Atominės absorbcijos spektrometras parodytas 2.6 paveiksle. Jo veikimo principas – dujinės būsenos atomų optinės spinduliuotės absorbcija. Elektromagnetinės spinduliuotės absorbcijos metu sužadintas (gavęs papildomą energijos kvantą) atomo elektronas persoka iš pagrindinio energijos

lygmens į artimiausią leistinąją energijos lygmenį. Rezonansinė spinduliuotė, einanti per plazmą, susilpnėja.

Šis analizės metodas yra tinkamas tik tiems cheminiams elementams tyrinėti, kurie plazmoje gali egzistuoti kaip laisvi atomai. Atomizacija vyksta aukštoje 2000–3000 °C temperatūroje. Atliekant analizę registruojama tam tikro bangos ilgio elektromagnetinės spinduliuotės optinio tankio A priklausomybė nuo nustatomojo elemento koncentracijos c . Tiesinė priklausomybė tarp A ir c galioja tik esant pakankamai mažai nustatomojo elemento koncentracijai. Todėl įprastinei analizei atlikti visuomet sudaromi kalibraciniai grafikai.



2.6 pav. Atominės absorbcijos spektrometras (AAS) Buck Scientific 210 VGP

Kad matavimai būtų tikslūs, reikia nustatyti tinkamas matavimo AAS sąlygas. Jos pateikiamos 2.4 lentelėje.

2.4 lentelė. Pagrindinės sąlygos atominei absorbcinei spektroskopijai

Cheminis elementas (metalas)	Bangos ilgis, nm	Liepsnos tipas	Fono korekcija
Švinas (Pb)	217,0	Oksiduojanti oro/acetileno	Deuteris
Kadmis (Cd)	228,8	Oksiduojanti oro/acetileno	Deuteris
Varis (Cu)	324,8	Oksiduojanti oro/acetileno	Deuteris

Sunkiųjų metalų koncentracijų nustatymui yra naudojamos kalibracinės kreivės, kurios paruošiamos kiekvienam SM atskirai. Kalibracinės kreivės sudarymui naudojami nustatinėjamų SM švino (Pb), kadmio (Cd) ir vario (Cu) standartiniai tirpalai (3000 mg/1 metalo, 2 % HNO_3).

Koncentracijos skaičiavimas. Tiriama cheminio elemento koncentracija pelenuose apskaičiuojama pagal 2.3 formulę:

$$C = \frac{C_{Me} \cdot f \cdot V}{m}, mg / kg \quad (2.3)$$

čia:

C – metalo koncentracija mėginyje, mg/kg;

C_{Me} – metalo koncentracija tirpale, mg/l;

f – skiedimo faktorius;

V – analizei paimto mėginio tūris, l;

m – sauso mėginio masė, kg.

2.2.4. Sunkiųjų metalų (Pb, Cd, Cu) koncentracijos nustatymas augintos pievinės miglės požeminėse ir antžeminėse dalyse

Naudojamos priemonės ir reagentai:

- Deginimo krosnis;
- Eksikatorius;
- Mineralizatorius;
- Atominės absorbcijos spektrometras Buck Scientific 210 VGP;
- Smulkintuvas;
- 20 ml, 100 ml, ir 1000 ml matavimo kolbos;
- Analitinės svarstyklės;
- Stiklo filtrai;
- Dejonizuotas vanduo;
- Azoto rūgštis HNO_3 ;
- Vandenilio peroksido rūgštis H_2S_2 .

Mėginių paruošimas. Sunkiųjų metalų koncentracijos nustatyme naudojami augalai iš visų 7 auginimui naudotų vazonų. Po 111 d. auginimo, nuimamas pievinės miglės derlius ir viskas nuplaunama distiliuotu vandeniu, kad būtų pašalintos dirvožemio-vermikomposto mišinio liekanos. Pievinė miglė atskiriama į šaknis ir ūglius. SM koncentracijos bus nustatinėjamos atskirai tiek požeminėje, tiek antžeminėje augalo dalyse. Mėginiai yra homogenizuojami (sumalami).

Mėginio deginimas ir mineralizavimas. Sumaltas mėginys yra deginamas aukštoje 450 °C temperatūroje iki kol susidarys pelenai. Toliau pasveriami 0,5 g sudegintų augalų (tiek šaknų, tiek

ūglių) mėginio ir beriama į mineralizavimo indelius. Tuomet į tą patį indelį su paruoštu mėginiu pilama 9 ml koncentruotos azoto HNO_3 rūgšties ir 3 ml vandenilio peroksido H_2S_2 rūgšties. Indeliai sandariai uždaromi eksikatoriuje. Tuomet mėginiai yra mineralizuojami mineralizatoriuje ($200\text{ }^\circ\text{C}$ temperatūroje) apie vieną valandą.

Sunkiųjų metalų koncentracijos matavimas. Po mineralizavimo indelis su mėginiu atvėsinaamas iki $50 - 70\text{ }^\circ\text{C}$. Tada tirpalas iš indelio filtruojamas per stiklo filtrą į 50 ml kolbutę. Nufiltravus iki žymės kolbutėje skiedžiama su dejonizuotu vandeniu. Po to matuojamos SM koncentracijos spektrometru Buck Scientific 210 VGP su oro-acetilenų liepsna.

2.3. Duomenų statistinis įvertinimas

Eksperimentinio tyrimo rezultatų tikslumui užtikrinti, kiekvieno mėginio ruošimo metu buvo imta po 3 bandinius. Kiekviename mėginyje nustatytos visų tiriamų sunkiųjų metalų (Pb, Cd, Cu) koncentracijos. Vedami gautų rezultatų vidurkiai, kurie priimami kaip matuojamo dydžio gautosios vertės. Šių dydžių tikslumas yra įvertinamas statistiniais paklaidų skaičiavimo metodais.

Rezultatų paklaidoms įvertinti yra skaičiuojami tokie statistiniai parametrai: vidutinė parametro vertė, standartinė paklaida, standartinis nuokrypis. Kaip artimiausias tikrajai parametro vertei, pagal 2.4 formulę yra įvertinamas visų matavimo duomenų aritmetinis vidurkis:

$$\bar{x} = \frac{\sum_{i=1}^n x_i}{n} \quad (2.4)$$

čia:

x_i – i-ojo matavimo rezultatas;

n – matavimų skaičius.

Eksperimentinio tyrimo duomenų aritmetinio vidurkio standartinis nuokrypis (s) apskaičiuojamas pagal 2.5 formulę:

$$s = \sqrt{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2 / n(n - 1)} \quad (2.5)$$

čia:

x_i – i-ojo matavimo rezultatas;

$\bar{x}$ – matavimo duomenų aritmetinis vidurkis;

n – matavimų skaičius.

Matavimo duomenų aritmetinio vidurkio standartinė paklaida (S) apskaičiuojama pagal 2.6 formulę:

$$S = \frac{s}{\sqrt{n}} \quad (2.6)$$

čia:

s – aritmetinio vidurkio standartinis nuokrypis;

n – matavimų skaičius.

Galiausiai tikroji matuojamo dydžio reikšmė (X) įvertinama pagal 2.7 formulę:

$$X = \bar{x} \pm S \times t \quad (2.7)$$

Čia:

$\bar{x}$ – matavimo duomenų aritmetinis vidurkis;

s – aritmetinio vidurkio standartinis nuokrypis;

t – Stjudento koeficientas, kurio dydis priklauso nuo atliktų matavimų skaičiaus ir patikimumo lygio.

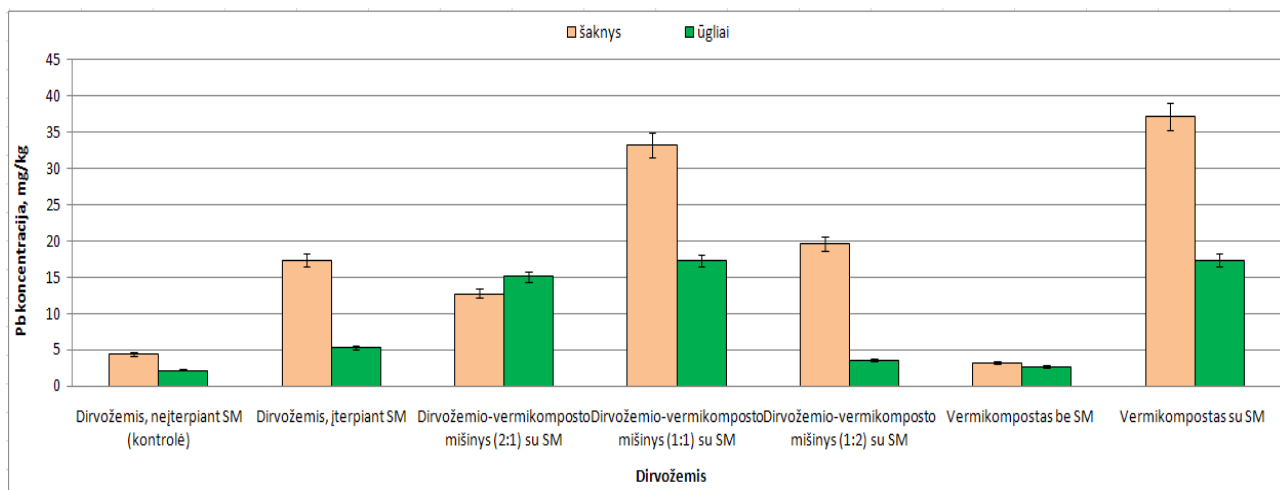
3. EKSPERIMENTINIO TYRIMO REZULTATAI IR JŲ ANALIZĖ

Eksperimentiniai tyrimai truko 111 parų. Prieš pasėjant pievinę miglę (*Poa pratensis*) į paruoštus dirvožemio-vermikomposto substratus, nustatyti pradiniai augimo terpės rodikliai: drėgnis, pH, granulimetrinė sudėtis, bendrosios anglies kiekis, sunkiųjų metalų (Pb, Cd, Cu) koncentracijos. Tam, kad būtų galima įvertinti SM koncentracijų kitimą paruoštuose auginimo terpės mišiniuose, po kiekvieno laistymo SM tirpalu buvo paimami mėginiai iš kiekvieno bandomojo stendo. Pagal šio darbo antrame skyriuje pateiktą eksperimentinio tyrimo metodiką nustatytos sunkiųjų metalų – švino (Pb), kadmio (Cd) ir vario (Cu) – koncentracijos tiek dirvožemyje bei jo mišiniuose su vermikompostu, tiek atskirai biomasėje – pievinės miglės šaknyse ir ūgliuose. Eksperimento pabaigoje nustatyti auginimo terpės parametrai – drėgnis, pH, granulimetrinė sudėtis, bendrosios anglies kiekis.

Eksperimento tyrimams dirvožemis buvo paimtas iš Vilniaus miesto, Trakų Vokės apylinkių ir nustatytos pradinės jame esančių sunkiųjų metalų koncentracijos. Geresniam SM bioakumuliacijos proceso iliustravimui buvo padidintos sunkiųjų metalų koncentracijos dirvožemyje ir jo mišiniuose, pastaruosius laistant paruoštu laboratorijoje sunkiųjų metalų druskų vandeniniu tirpalu.

3.1. Eksperimentinio tyrimo rezultatų analizė

Atlikus tyrimą pagal gautus rezultatus 3.1-3.3 paveiksluose grafiškai vaizduojama sunkiųjų metalų koncentracija pievinės miglės šaknyse ir ūgliuose.



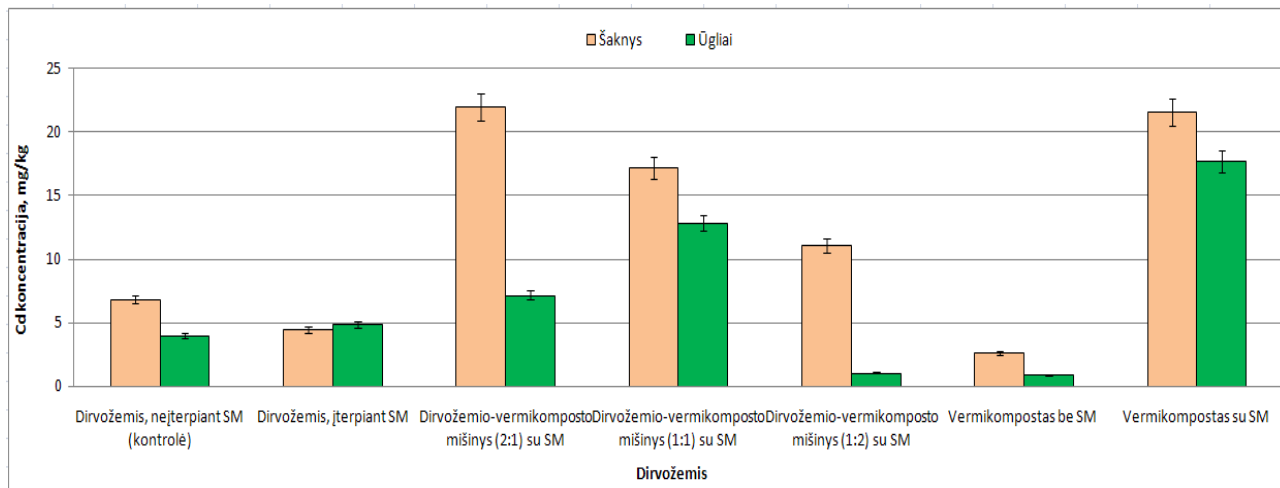
3.1 pav. Švino koncentracijos pievinės miglės šaknyse ir ūgliuose

Kaip matyti iš 3.1 paveikslo, švinas labiau linkęs kauptis augalo šaknyse ir didžiausi kiekiai nustatyti mėginiuose, kuriuose buvo daugiau vermikomposto. Pavyzdžiui, gryname dirvožemyje su SM augintos pievinės miglės šaknyse nustatyta Pb koncentracija lygi 17,33 mg/kg ir tai yra 2 kartus mažesnė už švino koncentracijas, nustatytas dirvožemio-vermikomposto mišinyje (1:1) bei gryname

vermikomposte su SM, kur jos atitinkamai lygios 33,19 mg/kg ir 37,18 mg/kg. Ūgliuose Pb kiekiai beveik vienodi, išskyrus substratą (1:2), kuriame koncentracija mažiausia – 3,65 mg/kg. Šiame mėginyje švino kiekio santykis tarp rastojo šaknyse ir ūgliuose pats didžiausias ir lygus 5,4 karto.

V. Angelova ir kt. (2010) atliko tyrimą, kuris parodė vermikomposto įtaką sunkiųjų metalų (Pb, Zn, Cd, Cu) bioakumuliacijai ir tolesniam jų judėjimui bulvėse. Švino atveju mokslininkė nustatė, kad didžiausia SM koncentracija susikaupusi šaknyse, stiebuose bei lapuose, o mažiausia šakniagumbiuose ir žievėje. Atlikto tyrimo metu su pievine migle, didžiausi Pb kiekiai taip pat nustatyti augalo šaknyse, o ūgliuose koncentracijos ženkliai mažesnės ir skiriasi nuo 1,9 iki 5,4 karto.

Iš 3.2 paveikslo matyti, kad kadmio, panašiai kaip ir švinas, labiau linkęs kauptis augalo požeminėje dalyje. Pastebimas ryškus koncentracijų šaknyse skirtumas tarp rastųjų dirvožemyje su SM ir substratų su įterptu vermikompostu. Palyginimui gryname vermikomposte Cd koncentracija augalo šaknyse lygi 21,54 mg/kg ir tai yra 4,9 karto daugiau už kiekį rastą šaknyse, augusiose dirvožemyje, kur SM kiekis – 4,44 mg/kg. Kadmio atveju geriausias substrato paruošimo santykis – 1:2, nes iš grafiko matyti, kad Cd koncentracijos skirtumas tarp rastųjų šaknyse ir ūgliuose tame mėginyje pats didžiausias – 10,6 karto. Taigi optimalus organinės medžiagos kiekis stabdo tolesnę SM migraciją augale.



3.2 pav. Kadmio koncentracijos pievinės miglės šaknyse ir ūgliuose

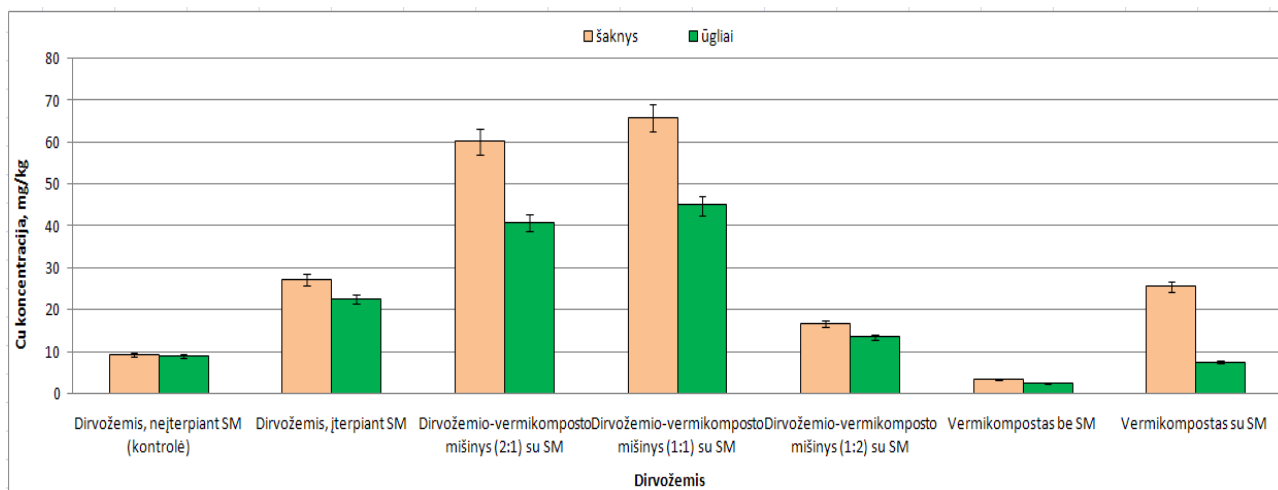
V. Angelova ir kt. (2010) nustatė, kad kadmio kaip ir švinas, geriausiai kaupėsi bulvės šaknyse, stiebuose bei lapuose, o augalo vaisiuje SM kiekis ženkliai mažesnis. Rezultatai taip pat parodė, kad turi būti parinktas optimalus vermikomposto kiekis, kuris ir apsprendžia organinės anglies kiekį. Atliekant tyrimą, buvo naudojamos trys skirtingos vermikomposto koncentracijos masės dalimis, atitinkamai 5,0 %, 7,5 % ir 10,0 %. Didžiausias Cd kiekio skirtumas tarp žolinės augalo dalies ir šakniavaisio nustatytas mėginyje, kur vermikomposto buvo 7,5 %. Atlikus tyrimą

paiškėjo, kad kadmio koncentracijos skirtumas tarp šaknų ir ūglių didžiausias dirvožemio-vermikomposto mišinyje (1:2).

Palyginus sukaupto švino ir kadmio koncentracijas augalo ūgliuose, matyti, kad visais atvejais vermikompostas geriau imobilizavo kadmį. Tyrime su bulvėmis gautas analogiškas rezultatas, kur kadmio mažiausiai buvo rasta bulvių šakniagumbiuose. Taigi tiek Algelova ir kt. (2010), tiek Chlopecka ir Adriano (1997) pastebėjo, kad Cd geriau imobilizuojamas, kai jo koncentracija dirvožemyje yra nedidelė, nes esant aukštesnei Cd koncentracijai, dirvožemio organinės medžiagos nebepakanka visam laisvam kadmiui „surišti“.

3.3 paveiksle pateiktas vario koncentracijų pasiskirstymas augalo šaknyse ir ūgliuose. Iš grafiko matyti, kad visuose tirtuose mišiniuose, didesni Cu kiekiai susikaupė augalo požeminėje dalyje, tačiau išskirtinai didelės koncentracijos nustatytos ir antžeminėse dalyse. Mažiausios SM koncentracijos rastos substrate (1:2), bet skirtumas tarp rastųjų šaknyse ir ūgliuose ne toks ryškus kaip švino ir kadmio atvejais – tik 1,3 karto.

Kitokia situacija pastebima lyginant bendrą vario kiekį, nustatytą augalo biomasėje. Substratuose, kur didesni vermikomposto kiekiai, akivaizdus Cu koncentracijos sumažėjimas pievinėje miglėje. Jeigu mišinyje (1:1) bendras SM kiekis šaknyse ir ūgliuose lygus 110,89 mg/kg, tai substrate (1:2) bei gryname vermikomposte Cu koncentracijos mažesnės atitinkamai 3,7 ir 3,4 karto. Todėl galima daryti prielaidą, kad vario atveju organinė medžiaga sunkųjį metalą imobilizuoja pačioje auginimo terpėje, sudarydama su pastaruoju nejudrius cheminius junginius ir taip trukdant jam patekti bei kauptis augale.



3.3 pav. Vario koncentracijos pievinės miglės šaknyse ir ūgliuose

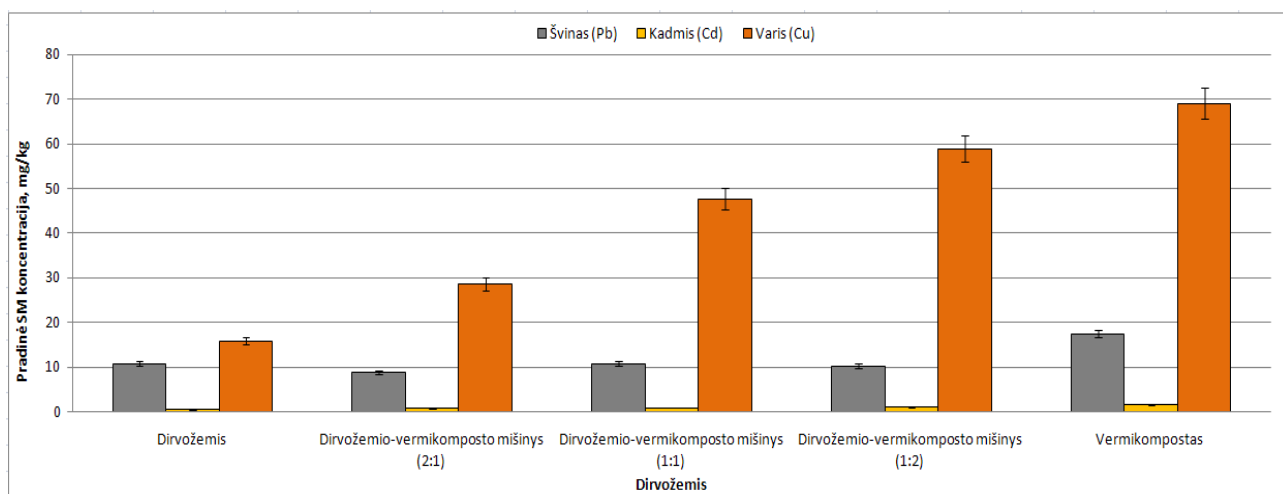
Pasak mokslininkų Chlopeckos ir Adriano (1997), organinės medžiagos (humuso) kiekis dirvožemyje turi didelę įtaką sunkiųjų metalų adsorbcijai ir migracijai jame. Tai sąlygoja ir mažesnę

SM bioakumuliaciją augaluose. Sunkieji metalai (Pb, Cd ir Cu) adsorbuojasi organinėje medžiagoje, su kuria SM sudaro stabilias formas ir trukdo toliau judėti (Kabata-Pendias 2001).

3.4-3.7 paveiksluose pateikta sunkiųjų metalų koncentracijų kaita, atskirose tyrimo stadijose.

3.4 paveiksle pateiktos pradinės SM koncentracijos prieš papildomą pastarųjų įterpimą. Kaip matyti iš rezultatų, dirvožemyje esantis natūralus sunkiųjų metalų kiekis nors ir nedaug, bet viršija didžiausią leidžiamą koncentraciją (toliau – DLK). Švino dirvožemyje rasta 10,8 mg/kg (DLK – 6,0 mg/kg), vario juodžemyje aptikta 15,89 mg/kg (DLK – 6,0 mg/kg). Vienintelis kadmio neviršijo DLK, lygios 3,0 mg/kg ir dirvožemyje šio sunkiojo metalo rasta tik 0,41 mg/kg. Galima teigti, kad vietovė, iš kurios buvo paimtas juodžemis, užteršta, bet rastosios koncentracijos nėra pakankamai didelės reprezentatyviam SM bioakumuliacijos proceso iliustravimui, todėl paruošti substratai buvo laistyti sunkiųjų metalų druskų vandeniniu tirpalu ir stebėtas švino, kadmio ir vario koncentracijų kitimas.

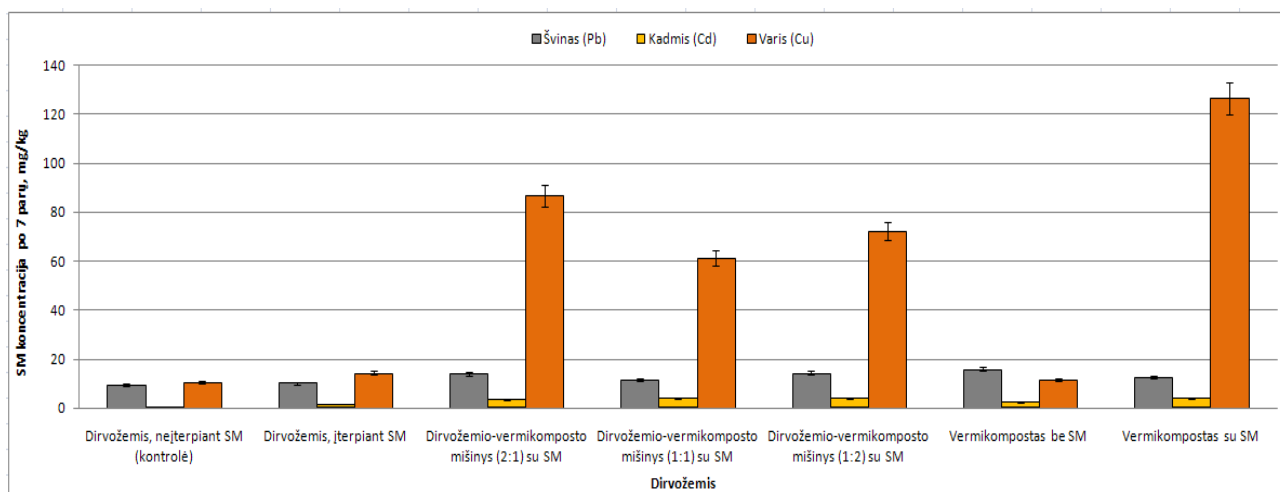
3.4 paveiksle pateiktos pradinės sunkiųjų metalų koncentracijos. Akivaizdžiai didelė yra vario koncentracija ir ji tuo didesnė, kuo paruoštame substrate daugiau vermikomposto (ryškus didėjimo trendas). Tai būtų galima paaiškinti tuo, kad apdorotas ir sliekų perdirbtas nuotekų dumblas savyje dar išlaikė atitinkamą kiekį SM, šiuo atveju vario. Švino kiekiai keičiantis mišinio santykiui (D:V) taip nedidėja kaip Cu atveju ir yra ženkliai mažesni, na o kadmio koncentracijos vos matomos.



3.4 pav. Pradinės sunkiųjų metalų koncentracijos dirvožemyje

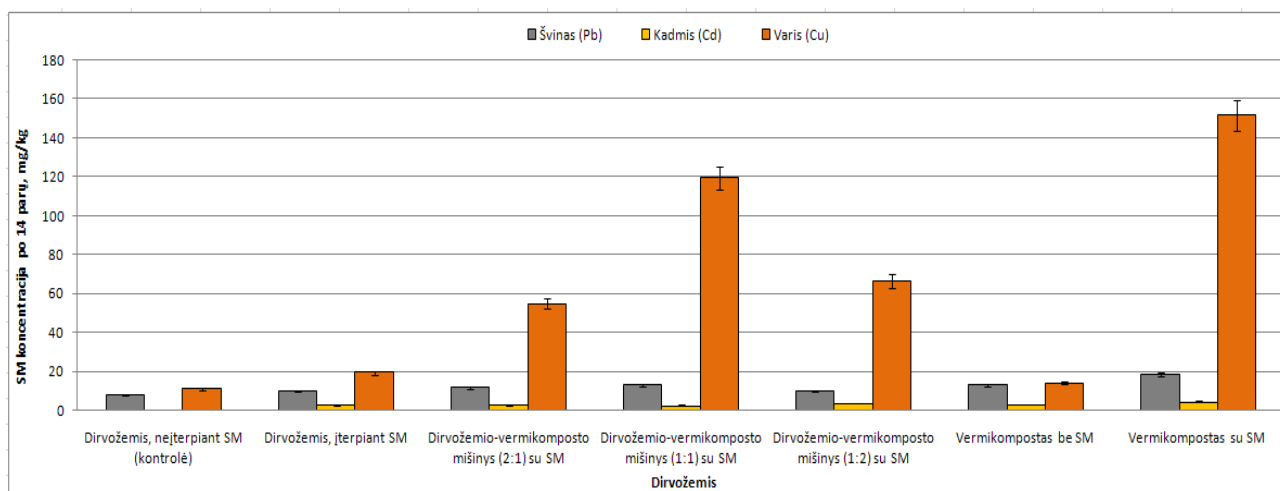
Lyginant rezultatus, pateiktus 3.5-3.7 grafikuose, pastebėta, kad tik nemaišyto su dirvožemiu vermikomposto atveju po kiekvieno palaistymo SM tirpalu, koncentracija, ypač vario,

didėjo: po 7 parų – 1,83 karto, po 14 parų – 1,2 karto, o galutinis Cu kiekis lygus 182,58 mg/kg arba 1,21 karto didesnis nei mėginyje po 14 parų.



3.5 pav. Sunkiųjų metalų koncentracijos dirvožemyje po 7 parų

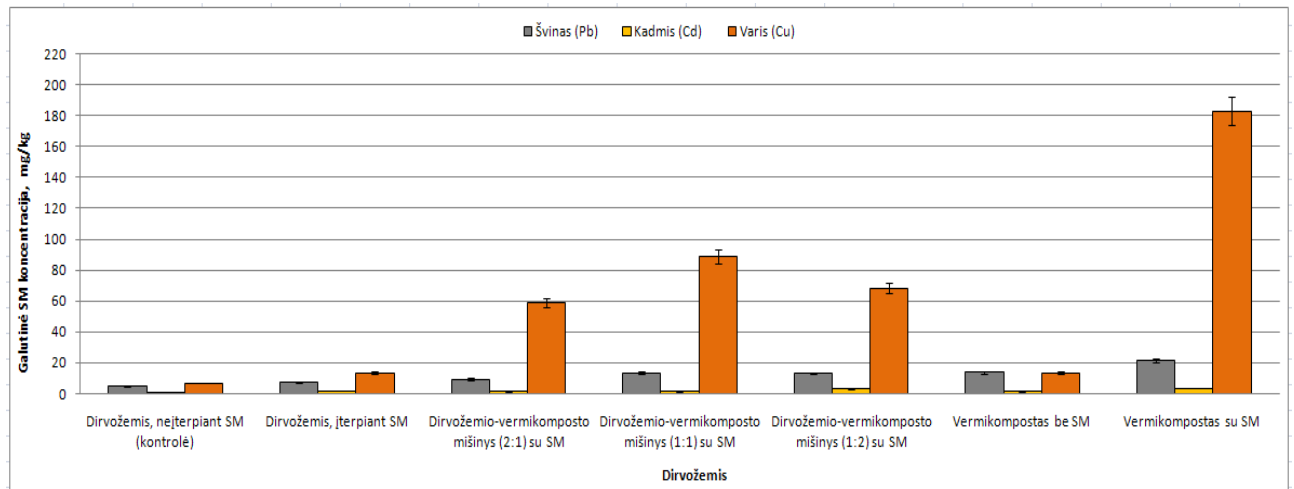
Visuose mišiniuose koncentracijos didėja po kiekvieno papildomo SM įterpimo. Pastebima tendencija, kuri labiausiai išryškėja vario atveju, kai įterpiant vermikompostą, sunkiojo metalo kiekis augimo terpėje ženkliai padidėja. Pavyzdžiui, gryname dirvožemyje papildomai įterpiant SM po 7 parų Cu koncentracija lygi 14,30 mg/kg, o visuose kituose mėginiuose, kur buvo pridedama organinės medžiagos, SM kiekis padidėjo nuo 4,3 iki 8,8 karto.



3.6 pav. Sunkiųjų metalų koncentracijos dirvožemyje po 14 parų

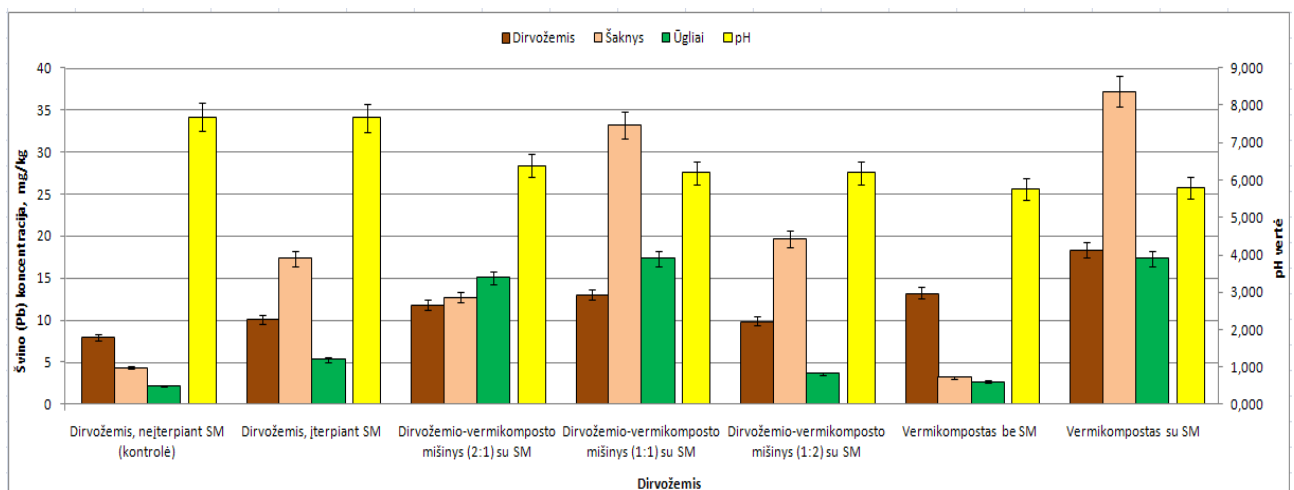
Atlikto tyrimo rezultatai parodė, kad dirvožemyje labiausiai linkęs kauptis varis. To priežastis – Cu gebėjimas su vermikompostu (organinė terpės medžiaga) sudaryti labai stabilus junginius. Dėl susidarančių naujų kompleksinių junginių dalelių fizikinių savybių (jos tampa per didelės) Cu turi ribotas galimybes per šakninę augalo sistemą patekti į stiebus ar ūglius ir ten kauptis. Švinas ir kadmis dėl atitinkamų pH verčių (rūgštinė aplinkos terpė) pradeda aktyviau tirpti,

dirvožemio tirpale didėja šių metalų katijonų kiekis, o dėl atsiradusio koncentracijos gradiento, SM jonai iš skystosios terpės fazės difuzijos pagalba pradeda migruoti į augalo antžeminę dalį (šaknis).



3.7 pav. Galutinės sunkiųjų metalų koncentracijos dirvožemyje

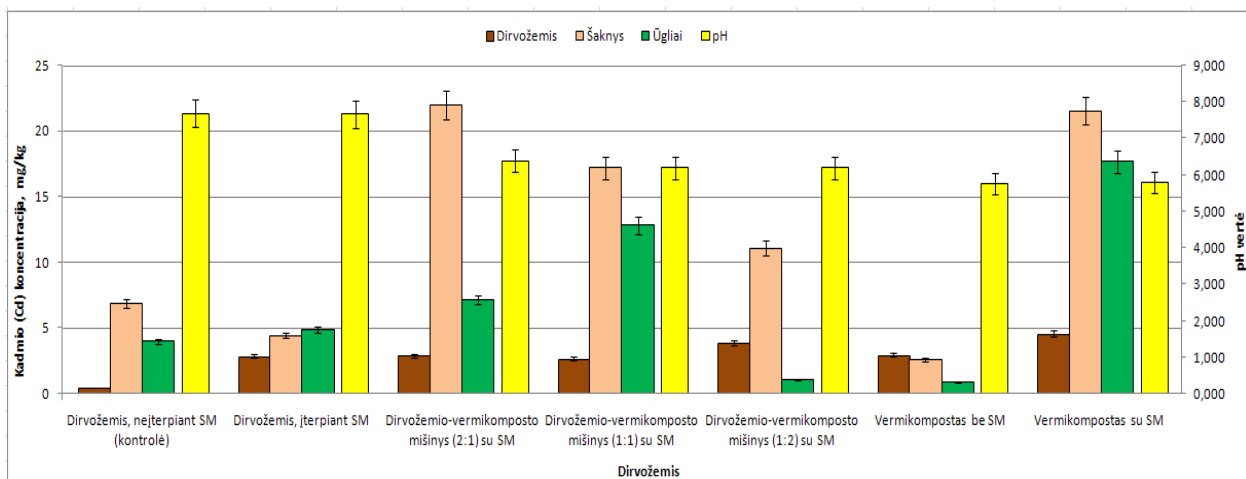
3.8 paveiksle švino koncentracija dirvožemyje didėjo, didėjant vermikomposto kiekiui mėginyje. Palyginimui dirvožemyje su įterpais sunkiaisiais metalais, švino koncentracija buvo lygi 10,11 mg/kg, o gryno vermikomposto mėginyje 1,8 karto didesnė ir siekė 18,31 mg/kg. Toks ženklus padidėjimas susijęs ir su nustatyta dirvožemio pH reikšme – 5,785. O didžiausia švino adsorbcija dirvožemyje ir yra pasiekama, kai pH vertė yra apytiksliai tarp 3-5 bei dirvožemyje gausu organinės medžiagos. Nustatytas anglies kiekis didžiausias gryno vermikomposto mėginyje – 300,2 mg/kg. Pastebimas ir intensyvesnis kaupimasis pievinės miglės šaknyse, kuomet tiriamajame mėginyje buvo didesnis vermikomposto kiekis.



3.8 pav. Švino koncentracijų pasiskirstymas dirvožemyje bei pievinėje miglėje pagal pH

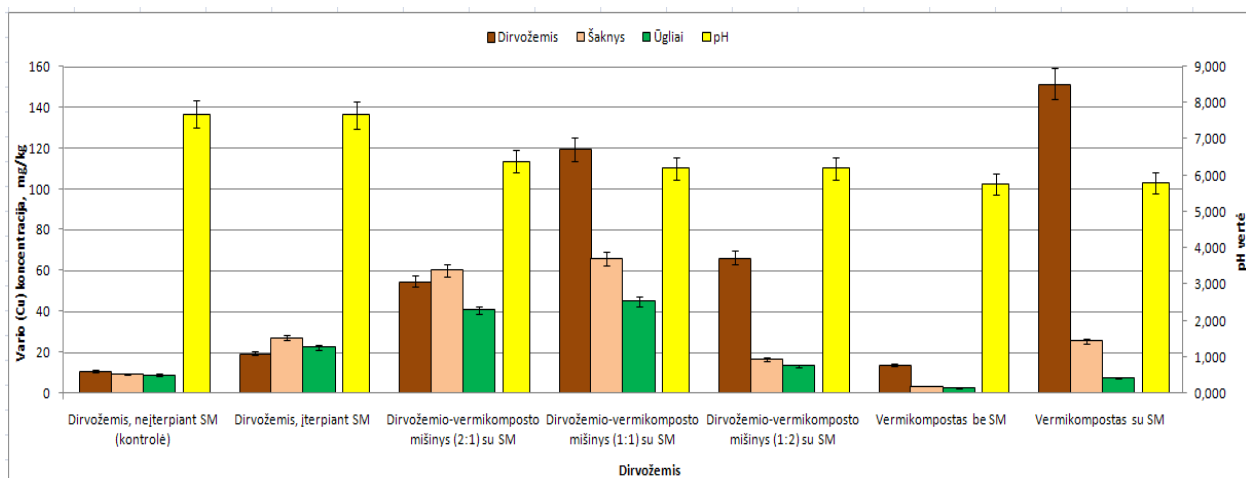
Kadmio atveju, pastebimas taip pat koncentracijos didėjimas tuose mėginiuose, kuriuose vermikomposto buvo daugiau. Palyginimui dirvožemyje su įterpais sunkiaisiais metalais, kadmio koncentracija buvo lygi 2,87 mg/kg, o gryno vermikomposto mėginyje siekė 4,58 mg/kg –

padidėjimas 1,6 karto. Dirvožemio cheminės savybės analogiškos, silpnai rūgštinė terpė ir didelis anglies kiekis. Tačiau čia akivaizdus koncentracijų padidėjimas tiek šaknyse, tiek ūgliuose. Vertinant Cd koncentracijų pasiskirstymą visose trijose terpėse – dirvožemyje, augalo šaknyse ir ūgliuose, geriausia situacija tame pačiame mėginyje, kaip ir švino atveju. Svarbu ir tai, kad apsaugoma augalo antžeminė dalis, nes dirvožemio-vermikomposto mišinys 1:2, kadmio koncentracija ūgliuose lygi 1,05 mg/kg, o dirvožemyje be vermikomposto su papildomai įterpiamais SM – 4,85 mg/kg ir tai net 4,6 karto daugiau.



3.9 pav. Kadmio koncentracijų pasiskirstymas dirvožemyje bei pievinėje miglėje pagal pH

Geriausiai dirvožemyje buvo adsorbuotas („surištas“) varis, kuris praktiškai visas liko dirvožemyje, o tiksliau mėginyje su grynu vermikompostu. Palyginimui dirvožemyje su įterpiamais sunkiaisiais metalais, vario koncentracija buvo lygi 19,50 mg/kg, o gryno vermikomposto mėginyje siekė net 151,46 mg/kg – padidėjimas 7,8 karto. Logiška išvada, kad kuo didesnė koncentracija lieka dirvožemyje, tuo mažesni kiekiai turi galimybę kauptis augale.

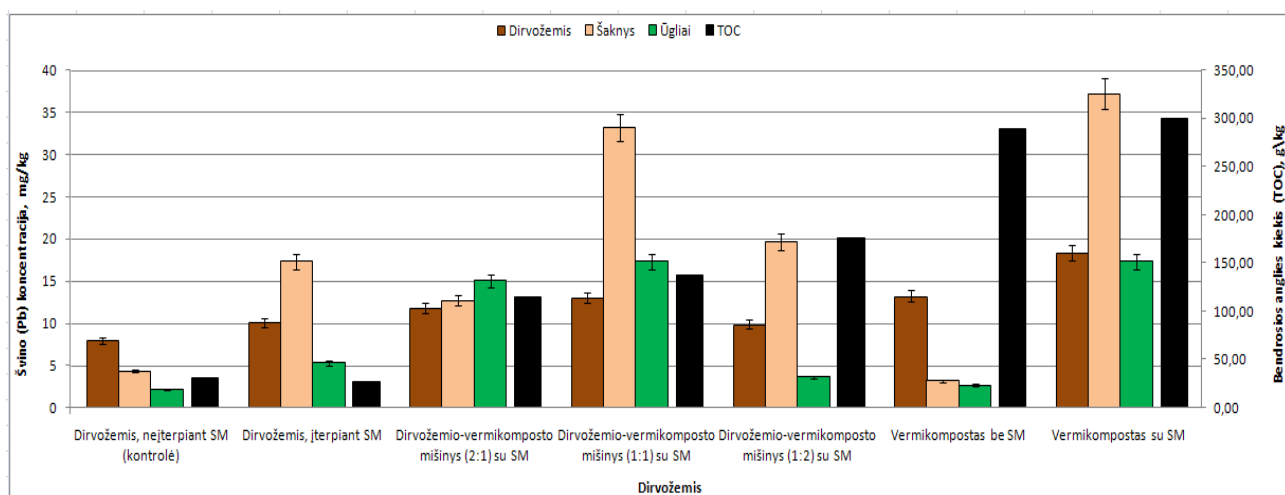


3.10 pav. Vario koncentracijų pasiskirstymas dirvožemyje bei pievinėje miglėje pagal pH

Ross (2004) savo darbe nustatė, kad dirvožemyje esančio švino, kadmio ir vario koncentracijos mažėja, esant dideliame organinės anglies bei organinių trąšų kiekiui. Šis efektas

paiškinamas didelia katijonų mainų talpa ir organinių medžiagų gebėjimu suformuoti chelatų kompleksus su šiais metalais. Haghiri (1974) taip pat ištyrė, kad kadmio kiekis augaluose sumažėjo dėl didesnės katijonų mainų talpos dirvožemyje.

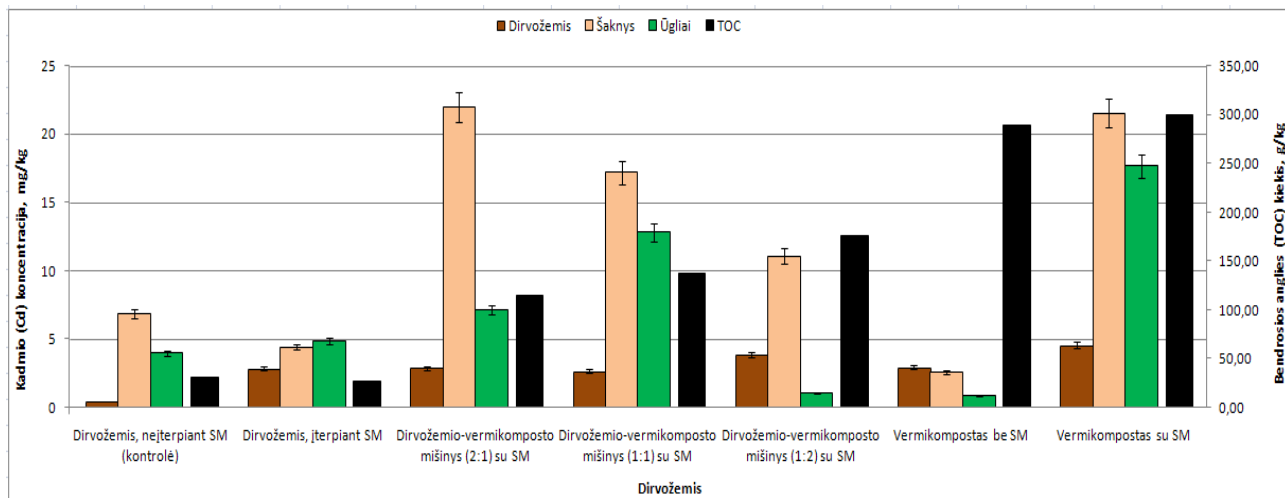
3.11 paveiksle pavaizduotas švino koncentracijų pasiskirstymas, įvertinant bendrosios anglies kiekį. Iš grafiko matyti, kad papildomai įterpus vermikomposto, organinės medžiagos kiekis iš karto padidėja 4,3 karto nuo 26,73 mg/kg dirvožemyje su SM iki 114,87 mg/kg substrate, maišytame santykiu 2:1. Bendrosios organinės anglies kiekio padidėjimas tuo pačiu padidino sorbuojamo Pb kiekį tiek į augalo šaknis, tiek į ūglius, bet pasiekus optimalų dirvožemio-vermikomposto santykį 1:2, švino koncentracijos ūgliuose – mažiausios. Vadinasi, galima daryti prielaidą, kad tinkamas organinės medžiagos kiekis maksimaliai imobilizuoja šviną dirvožemyje ir taip užkertama jo tolesnė migracija į augalą.



3.11 pav. Švino koncentracijų pasiskirstymas dirvožemyje bei pievinėje miglėje pagal TOC

Nors mokslininko Carrasquero-Durano (2006) atliktu tyrimu nebuvo įmanoma nustatyti, ar švinas buvo imobilizuotas adsorbcijos reakcijų pagalba, ar susidariusiomis netirpiomis hidroksidų nuosėdomis, viena buvo akivaizdu, kad vermikomposto įterpimas efektyviai sustabdė Pb įsisavinimą ir tolesnę jo migraciją augale. Jeigu kontroliniame inde augusios pupelės stiebai ir lapai sukaupe 42,7 mg/kg švino, tai inde su vermikompostu SM koncentracija sumažėjo iki 8,1 mg/kg. Pb koncentracija pupelėse sumažėjo 5,3 karto, o tai ypač svarbu Venesuelos žmonėms, kurių vienas iš svarbiausių maisto šaltinių būtent ir yra šis augalas. Remiantis mano atlikto tyrimo rezultatais, matyti panaši tendencija. Lyginant švino koncentraciją pievinės miglės ūgliuose, akivaizdu, kad esant optimaliam vermikomposto kiekiui 1:2 ji tampa minimali – 3,65 mg/kg ir 1,46 karto mažesnė už rastąją kontroliniame inde augusiuose ūgliuose. Tiesa, per didelis arba per mažas organinės medžiagos kiekis, kaip matyti iš kitų mėginių, išsukia didesnius Pb kiekius ūgliuose.

Kadmio atveju padidėjęs bendrosios organinės anglies (BOA) kiekis ženkiai padidina sunkiojo metalo kaupimąsi augalo šaknyse. Bet pasiekus jau minėtąjį santykį 1:2, Cd koncentracija tiek šaknyse, tiek ūgliuose yra mažiausia. Be to tame mišinyje koncentracijų skirtumas tarp nustatytų šaknyse ir ūgliuose buvo pats didžiausias (visiškai sustabdyta Cd migracija augale).



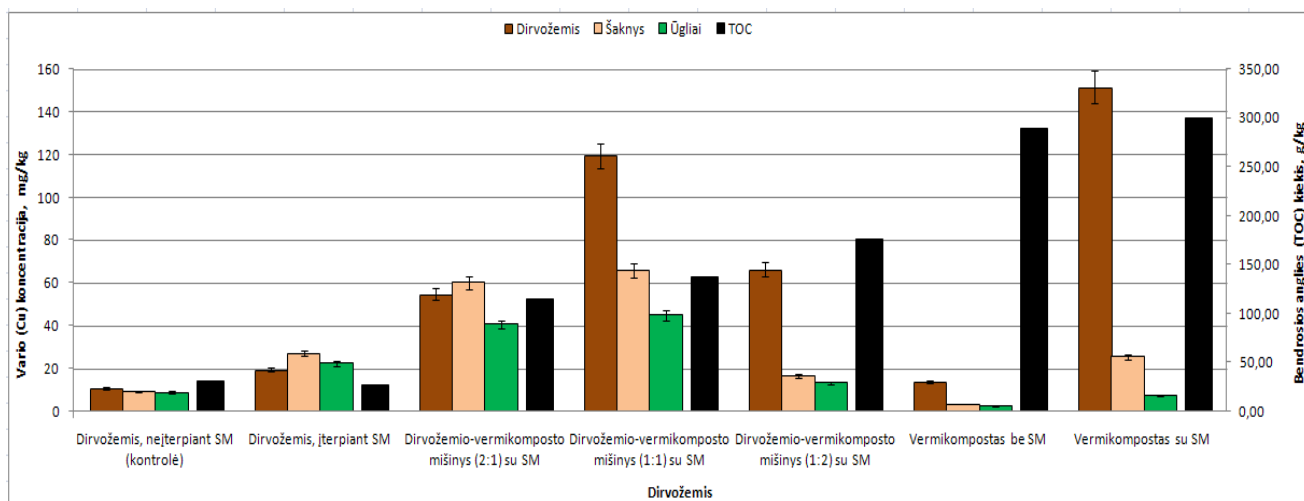
3.12 pav. Kadmio koncentracijų pasiskirstymas dirvožemyje bei pievinėje miglėje pagal TOC

Vermikomposto, arba kitaip tariant, organinės medžiagos įterpimas padidina mikroorganizmų kiekį auginimo terpėje. Įdomų faktą pastebėjo Ibenakė ir Takenaka (2005), kurios, įterpinėdamos kompostą skirtingu santykiu, nustatė, kad huminių rūgščių mikrobinis aktyvumas gali padidinti mažesniųjų dalelių kiekį, kurios po to taip pat sudaro chelatus su sunkiaisiais metalais. Susidarę naujieji junginiai dėl savo mažo dydžio, geriau absorbuojami augalo šaknų. Kaip matyti iš 3.11 ir 3.12 paveikslų, organinė medžiaga padidino Pb ir Cd kiekius augalo šaknyse, bet koncentracijos ūgliuose, augusiuose substrate, ruošame santykiu 1:2 buvo mažesnės atitinkamai švino 81,4 %, kadmio 90,5 %. Panašūs rezultatai fiksuoti ir mokslininkų, kur švino koncentracija šaknyse siekė apie 80,0 %.

Metallų translokacijos teorijos teigia, kad chelatoriai, tokie kaip fitochelatinai ir išsiskyrusios huminės rūgštys mobilizuoja šaknų pagalba absorbuotus sunkiuosius metalus, tačiau šio tyrimo rezultatai parodė, kad, jei švinas buvo absorbuojamas kaip huminių rūgščių chelato dalelė, jo mobilumas į augalą būna apribotas ir didžiausi Pb kiekiai akumuliuojami šaknyse.

3.13 paveiksle matyti, kad pridedant vermikomposto, vario koncentracijos didėja dirvožemyje ir tuo pačiu mažėja augale – šaknyse ir ūgliuose. Kaip ir aukščiau minėtame substrate santykiu 1:2 jos – mažiausios. Papildomas vermikomposto įterpimas sumažina vario biologinį prieinamumą, susidarant netirpiems kompleksams tarp sunkiųjų metalų ir huminių medžiagų karboksilo grupių. Susiformavusių netirpių junginių molekules yra per didelės, kad prasiskverbtų į

augalą per jo šaknų sistemą, taip apsaugant nuo tolesnio SM plitimo ir pačiame augale (Carraasquero Duran 2006).



3.13 pav. Vario koncentracijų pasiskirstymas dirvožemyje bei pievinėje miglėje pagal TOC

Huminių medžiagų įtaką, siekiant sumažinti sunkiųjų metalų įsisavinimą, taip pat tyrė Narancikova ir Markovnikova (2003) ir nustatė, kad organinė medžiaga ne tik geba formuoti stiprius kompleksus, bet taip pat gali išlaikyti sunkiuosius metalus mainų būsenoje. Pavyzdžiui, vario jonai yra imobilizuojami kaip sunkiai prieinamos formos, o kadmio jonai (tas pats galioja ir švinui) yra išlaikomi kaip mainų jonai, todėl Pb ir Cd koncentracijos didesnės augale, tiksliau jo šaknyse (migracija nėra visiškai sustabdyta), o Cu – išskirtinai lieka dirvožemyje.

3.2. Skyriaus apibendrinimas

1. Atlikus tyrimą nustatyta, kad švinas (Pb), kadmio (Cd) ir varis (Cu) labiau linkę kauptis pievinės miglės šaknyse nei ūgliuose. Tačiau atsižvelgiant į tai, ar SM linkę likti dirvožemyje, ar migruoti ir kauptis augale, nustatyta, kad varis išskirtinai kaupiasi auginimo terpėje, o švinas ir kadmio geriau akumuliuojamas pievinėje miglėje.
2. Mažiausi SM kiekiai (kadmio atveju) nustatyti mėginyje, kuriame buvo viena dalis dirvožemio ir dvi dalys vermikomposto (santykis 1:2): šaknyse – 11,10 mg/kg, o ūgliuose – 1,05 mg/kg. Švino ir vario atvejais situacija analogiška. Įvertinus tyrimų rezultatus nustatyta, kad tai optimalus mišinio paruošimo santykis, kai padidinamas organinės anglies kiekis, o tuo pačiu sumažinama sunkiųjų metalų pernaša į biomasę.
3. Nustatyta, kad didėjant organinės medžiagos kiekiui, didėja sunkiųjų metalų imobilizavimas dirvožemyje. Geriausiai tuo pasižymėjo varis (Cu) – 7,8 karto, lyginant vermikompostą su SM ir dirvožemį su SM.
4. Švino (Pb) ir kadmio (Cd) kiekiui dirvožemyje įtakos turėjo ir žemesnis pH, kuris buvo lygus 5,785, o tai netoli 3-5 intervalo, kuomet būtent šie metalai geriausiai imobilizuojami.

5. Tyrimų metu nustatyta, kad geriausiai sunkiuosius metalus dirvožemyje sulaikė mėginys su grynu vermikompostu 1,8 karto švino atveju, 1,6 karto kadmio atveju ir net 7,8 karto vario atveju, bet dėl per didelio azoto kiekio (netinkamas C:N santykis) pievinės miglės produktyvumas šiame mėginyje buvo pats mažiausias. Tad optimaliausias substrato ruošimo santykis – 1:2.

4. SUNKIŲJŲ METALŲ (Pb, Cd, Cu) KONCENTRACIJOS KITIMO PIEVINĖJE MIGLĖJE IR JOS AUGIMO TERPĖS RODIKLIŲ PRIKLAUSOMYBĖS KORELIACINĖ ANALIZĖ BEI MODELIAVIMAS DAUGIALYPĖS REGRESIJOS METODAIS

Analizuojant eksperimentinių tyrimų rezultatus, pastebėta, jog sunkiųjų metalų koncentracijos pievinėje miglėje, augusioje tam tikru santykiu paruoštame substrate buvo mažesnės lyginant su mėginiais, augusiais gryname dirvožemyje arba vermikomposte. Vadinasi tam tikri augimo terpės parametrai daro didžiulę įtaką SM patekimui iš dirvožemio į augalą ir bioakumulacijai jame.

Statistinės analizės ir modeliavimo tikslai:

1. Naudojant koreliacinės duomenų analizės metodus, įvertinti sunkiųjų metalų koncentracijos dirvožemyje ir augale koreliacinį ryšį, esant skirtingiems augimo terpės rodikliams.
2. Naudojant tiesinės daugialypės regresijos metodus, nustatyti augimo terpės rodiklių įtaką sunkiųjų metalų koncentracijos kitimui augale ir dirvožemyje.

4.1. Koreliacinė duomenų analizė

Tiesinė priklausomybė tarp dviejų kiekybinių kintamųjų vadinama koreliacija, kurios matas – koreliacijos koeficientas, žymimas R . Tai bedimensinis dydis, kurio reikšmė gali kisti intervale nuo -1 iki $+1$. 4.1 lentelėje yra pateikiama R reikšmių skalė. Jeigu koreliacijos koeficientas lygus 1 arba -1 , tai tarp kintamųjų yra labai stiprus ryšys – tiesinė priklausomybė. Minuso arba pliuso ženklas parodo, kokią įtaką pirmo kintamojo pokytis turi antrajam (pvz.: $R = 1$ reiškia, kad didėjant X , didėja ir Y arba $R = -1$ parodo, kad didėjant X , mažėja Y). Tai galima išreikšti paprasta tiesine lygtimi: $Y = aX + b$. Jei kintamieji X , Y vienas nuo kito nepriklauso, koreliacinio ryšio nėra, $R = 0$.

4.1 lentelė. Koreliacijos koeficiento (R) reikšmės

Labai stipri	Stipri	Vidutinė	Silpna	Labai silpna	Nėra ryšio	Labai silpna	Silpna	Vidutinė	Stipri	Labai stipri
-1	nuo -1 iki -0,7	nuo -0,7 iki -0,5	nuo -0,5 iki -0,2	nuo -0,2 iki 0	0	nuo 0 iki 0,2	nuo 0,2 iki 0,5	nuo 0,5 iki 0,7	nuo 0,7 iki 1	+1

Kai programinis paketas *STATISTICA* pateikia regresinę kreivę ir jos parametrus, būtina patikrinti ar toji kreivė gerai atitinka eksperimentinius duomenis. Vienas svarbiausių tinkamumo matų – determinacijos koeficientas R^2 , kuris kinta nuo 0 iki 1 . Kuo R^2 didesnis, tuo regresinė kreivė geriau atkartoja eksperimentinius duomenis. Pavyzdžiui, $R^2 = 0,7$ reiškia, kad $70,0\%$ visų Y pokyčių paaiškinama nepriklausomu kintamuoju X .

Pirmiausia apskaičiuojamas koreliacinis ryšys tarp skirtingų pievinės miglės augimo terpės parametrų ir kaip minėti parametrai koreliuoja su SM koncentracijomis dirvožemyje ir augale.

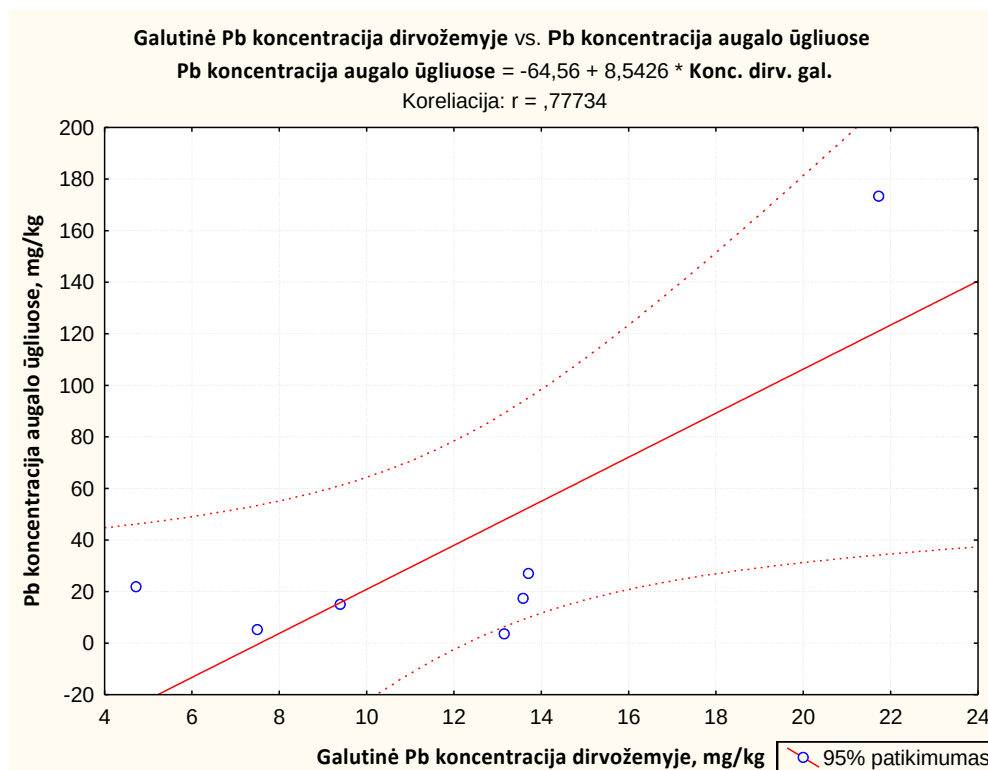
4.1 paveiksle pateikti koreliaciniai ryšiai tarp visų kintamųjų švino (Pb) atveju. Iš lentelės matyti, kad dirvožemio-vermikomposto substrato santykis statistiškai reikšmingai koreliuoja (laibai stiprus koreliacinis ryšys) su dirvožemio pH vertėmis ir bendruoju organinės anglies kiekiu (angl. TOC). Vadinasi didėjant vermikomposto kiekiui, dirvožemio pH mažėja, o bendrasis organinės anglies kiekis didėja. Tokie patys rezultatai buvo gauti ir atlikus eksperimentą. Stiprus koreliacinis ryšys nustatytas tarp substrato santykio ir švino koncentracijos dirvožemyje, tačiau su Pb koncentracija šaknyse beveik nekoreliuoja, o su koncentracija ūgliuose – tik vidutiniškai.

Kintamasis	Koreliacijos (9x9) Paryškintos koreliacijos yra reikšmingos, $p < ,05000$								
	Santykis	pH pradinė	pH galutinė	TOC pradinė	TOC galutinė	Konc. dirv. prd.	Konc. dirv. gal.	Konc. š. aknys	Konc. ūgliai
Santykis	1,0000	-,9759	-,9402	,9789	,9925	,7639	,8842	,1758	,5569
	$p=---$	$p=,000$	$p=,002$	$p=,000$	$p=,000$	$p=,046$	$p=,008$	$p=,706$	$p=,194$
pH pradinė	-,9759	1,0000	,9448	-,9219	-,9626	-,6514	-,8383	-,0226	-,4910
	$p=,000$	$p=---$	$p=,001$	$p=,003$	$p=,001$	$p=,113$	$p=,018$	$p=,962$	$p=,263$
pH galutinė	-,9402	,9448	1,0000	-,8776	-,9149	-,5436	-,8371	-,0076	-,4244
	$p=,002$	$p=,001$	$p=---$	$p=,009$	$p=,004$	$p=,207$	$p=,019$	$p=,987$	$p=,343$
TOC pradinė	,9789	-,9219	-,8776	1,0000	,9910	,8752	,8733	,2887	,6321
	$p=,000$	$p=,003$	$p=,009$	$p=---$	$p=,000$	$p=,010$	$p=,010$	$p=,530$	$p=,128$
TOC galutinė	,9925	-,9626	-,9149	,9910	1,0000	,8179	,8845	,2118	,6236
	$p=,000$	$p=,001$	$p=,004$	$p=,000$	$p=---$	$p=,025$	$p=,008$	$p=,648$	$p=,135$
Konc. dirv. prd.	,7639	-,6514	-,5436	,8752	,8179	1,0000	,6849	,4985	,6933
	$p=,046$	$p=,113$	$p=,207$	$p=,010$	$p=,025$	$p=---$	$p=,090$	$p=,255$	$p=,084$
Konc. dirv. gal.	,8842	-,8383	-,8371	,8733	,8845	,6849	1,0000	,1762	,7773
	$p=,008$	$p=,018$	$p=,019$	$p=,010$	$p=,008$	$p=,090$	$p=---$	$p=,705$	$p=,040$
Konc. šaknys	,1758	-,0226	-,0076	,2887	,2118	,4985	,1762	1,0000	,4371
	$p=,706$	$p=,962$	$p=,987$	$p=,530$	$p=,648$	$p=,255$	$p=,705$	$p=---$	$p=,327$
Konc. ūgliai	,5569	-,4910	-,4244	,6321	,6236	,6933	,7773	,4371	1,0000
	$p=,194$	$p=,263$	$p=,343$	$p=,128$	$p=,135$	$p=,084$	$p=,040$	$p=,327$	$p=---$

4.1 pav. Koreliaciniai ryšiai tarp skirtingų augimo terpės rodiklių bei Pb koncentracijų

Vienas įdomesnių sąryšių nustatytas tarp galutinės Pb koncentracijos dirvožemyje ir koncentracijos augalo ūgliuose, kur koreliacinis ryšys stipriai teigiamas, t.y. didėjant švino koncentracijai dirvožemyje, pievinės miglės ūgliuose ji taip pat didėja.

4.2 paveiksle, aiškesniam vaizdui susidaryti, pateikiamas švino koncentracijos dirvožemyje ir ūgliuose priklausomybės grafikas. Didėjant SM koncentracijai dirvožemyje, didėja jo kiekiai ir pievinės miglės antžeminėje dalyje. Grafiko viršuje pateikiama šios priklausomybės lygtis bei koreliacijos koeficientas. Žinant švino koncentraciją dirvožemyje, galima prognozuoti, koks jo kiekis yra augalo ūgliuose.



4.2 pav. Švino koncentracijos priklausomybė tarp dirvožemio ir ūglių

Kad galėtume įvertinti kaip visgi vermikompostas (organinė medžiaga) veikia SM koncentraciją, jos kitimą dirvožemyje, sudarysime bendrosios anglies kiekio ir švino koncentracijos dirvožemyje priklausomybės lygtį bei patikrinsime jos patikimumą.

Regresinė analizė priklausomam kintamajam: Galutinė Pb koncentracija dirvožemyje (9x9) $R = ,88453547$ $R^2 = ,78240300$ Patikslintas $R^2 = ,73888360$ $F(1,5) = 17,978$ $p < ,00817$ Standartinė paklaida: 2,8086						
N=7	Beta	Std.Err. of Beta	B	Std.Err. of B	t(5)	p-level
Intercept			5,195056	1,917994	2,708589	0,042347
TOC galutinė	0,884535	0,208613	0,044081	0,010396	4,240078	0,008169

4.3 pav. Regresinės analizės rezultatai Pb atveju

4.3 paveiksle „B“ stulpelyje pateikti tiesės lygties koeficientai su patikimumu („p-level“ stulpelis), o regresinio modelio tinkamumą atspindi determinacijos koeficientas $R^2 = 0,78240300$. Galima daryti išvadą, kad organinė dirvožemio medžiaga – vermikompostas prie padidėjusios Pb koncentracijos dirvožemyje „prisidėjo“ 78,0 %. Nustatytas statistiškai reikšmingas stiprus teigiamas koreliacinis ryšys ($R = 0,88453547$) rodo, kad didėjant bendrajam anglies kiekiui, SM koncentracija dirvožemyje taip pat didėja. Vadinasi Pb kiekis augale mažėja. Pagal gautąją tiesės lygtį, žinant didžiausią leistiną foninį dirvožemio užterštumą švinu, galima suskaičiuoti, koks turėtų būti optimalus bendrosios anglies kiekis augimo terpėje.

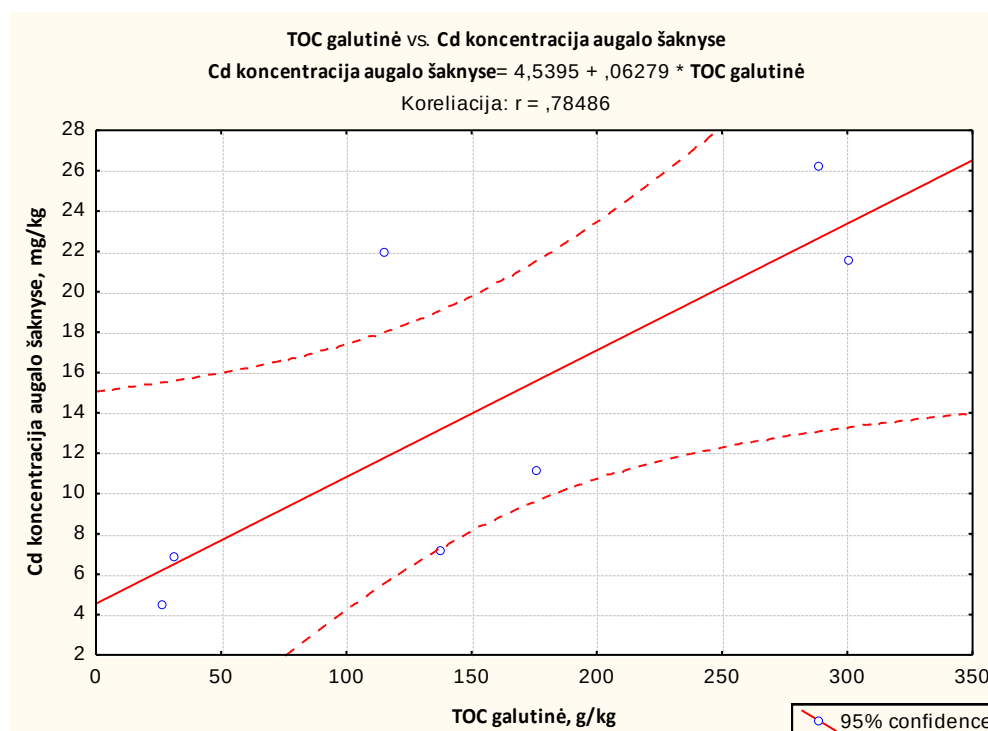
4.4 paveiksle pateikiami koreliaciniai ryšiai tarp visų kintamųjų kadmio (Cd) atveju.

Kintamasis	Koreliacijos (9x9) Paryškintos koreliacijos yra reikšmingos, $p < ,05000$								
	Santykis	pH pradinė	pH galutinė	TOC pradinė	TOC galutinė	Konc. dirv. prd.	Konc. dirv. gal.	Konc. šaknys	Konc. ūgliai
Santykis	1,0000	-,9759	-,9402	,9789	,9925	,9875	,6199	,7405	,5737
	$p=---$	$p=,000$	$p=,002$	$p=,000$	$p=,000$	$p=,000$	$p=,138$	$p=,057$	$p=,178$
pH pradinė	-,9759	1,0000	,9448	-,9219	-,9626	-,9428	-,6614	-,7816	-,4837
	$p=,000$	$p=---$	$p=,001$	$p=,003$	$p=,001$	$p=,001$	$p=,106$	$p=,038$	$p=,271$
pH galutinė	-,9402	,9448	1,0000	-,8776	-,9149	-,8887	-,5435	-,7417	-,4942
	$p=,002$	$p=,001$	$p=---$	$p=,009$	$p=,004$	$p=,007$	$p=,207$	$p=,056$	$p=,260$
TOC pradinė	,9789	-,9219	-,8776	1,0000	,9910	,9980	,5442	,7480	,6490
	$p=,000$	$p=,003$	$p=,009$	$p=---$	$p=,000$	$p=,000$	$p=,207$	$p=,053$	$p=,115$
TOC galutinė	,9925	-,9626	-,9149	,9910	1,0000	,9961	,5933	,7849	,6311
	$p=,000$	$p=,001$	$p=,004$	$p=,000$	$p=---$	$p=,000$	$p=,160$	$p=,037$	$p=,129$
Konc. dirv. prd.	,9875	-,9428	-,8887	,9980	,9961	1,0000	,5752	,7555	,6261
	$p=,000$	$p=,001$	$p=,007$	$p=,000$	$p=,000$	$p=---$	$p=,177$	$p=,050$	$p=,133$
Konc. dirv. gal.	,6199	-,6614	-,5435	,5442	,5933	,5752	1,0000	,2128	,5136
	$p=,138$	$p=,106$	$p=,207$	$p=,207$	$p=,160$	$p=,177$	$p=---$	$p=,647$	$p=,238$
Konc. šaknys	,7405	-,7816	-,7417	,7480	,7849	,7555	,2128	1,0000	,4132
	$p=,057$	$p=,038$	$p=,056$	$p=,053$	$p=,037$	$p=,050$	$p=,647$	$p=---$	$p=,357$
Konc. ūgliai	,5737	-,4837	-,4942	,6490	,6311	,6261	,5136	,4132	1,0000
	$p=,178$	$p=,271$	$p=,260$	$p=,115$	$p=,129$	$p=,133$	$p=,238$	$p=,357$	$p=---$

4.4 pav. Koreliaciniai ryšiai tarp skirtingų augimo terpės rodiklių bei Cd koncentracijų

Iš duomenų matyti, kad kadmio atveju pievinės miglės augimo terpės rodikliai tarpusavyje koreliuoja stipriai arba labai stipriai. Pavyzdžiui substrato santykis turi stipriai neigiamą koreliacinį ryšį su pH vertėmis, o su bendrosios organinės anglies (BOA) bei pradine Cd koncentracija dirvožemyje – stipriai teigiamą. Įdomios priklausomybės pastebėtos su Cd koncentracija augalo šaknyse, kuri stipriai neigiamai koreliuoja su pradine pH verte. Tai reiškia, kad augimo terpei rūgštėjant, kadmio kiekis šaknyse mažėja. Tačiau didesni organinės anglies kiekiai bei pradinė Cd koncentracija dirvožemyje skatina kauptis SM augalo šaknyse.

4.5 paveiksle, aiškesniam vaizdui susidaryti, pateikiamas kadmio koncentracijos šaknyse priklausomybės nuo bendrosios anglies kiekio grafikas.



4.5 pav. Kadmio koncentracijos augalo šaknyse priklausomybė nuo TOC kiekio

Didėjant BOA kiekiui dirvožemyje, Cd koncentracija augale (požeminėje augalo dalyje) taip pat didėja, tačiau ūgliuose ši koncentracija nedidėja. Grafiko viršuje pateikiama šios priklausomybės lygtis bei koreliacijos koeficientas.

Kaip ir švino atveju, kad galėtume įvertinti kaip vermikompostas veikia Cd koncentracijos kitimą dirvožemyje, sudarysime bendrosios anglies kiekio ir šio sunkiojo metalo koncentracijos dirvožemyje priklausomybės lygtį bei patikrinsime jos patikimumą. 4.6 paveiksle pateikiami regresinės analizės rezultatai.

		Regresinė analizė priklausomam kintamajam: Cd koncentracija augalo šaknyse (9x9)								
		R= ,78486442 R²= ,61601217 Patikslintas R²= ,53921460								
		F(1,5)=8,0212 p<,03658 Standartinė paklaida: 5,9891								
N=7		Beta	Std.Err. of Beta	B	Std.Err. of B	t(5)	p-level			
Intercept				4,539488	4,089904	1,109925	0,317538			
TOC galutinė		0,784864	0,277124	0,062786	0,022169	2,832180	0,036581			

4.6 pav. Regresinės analizės rezultatai Cd atveju

4.6 paveiksle B stulpelyje pateikti tiesės lygties koeficientai, o paskutiniame – jų patikimumas (p-level). Regresinio modelio tinkamumą parodo determinacijos koeficientas R² – 0,61601217. Galima daryti išvadą, kad organinė dirvožemio medžiaga – vermikompostas prie padidėjusios Cd koncentracijos dirvožemyje „prisidėjo“ apie 61,0 %. Nustatytas statistiškai reikšmingas stiprus teigiamas koreliacinis ryšys (R = 0,78486442) rodo, kad didėjant bendrajam anglies kiekiui, SM koncentracija dirvožemyje taip pat didėja. Vadinasi Cd kiekis augale turėtų

mažėti, bet kaip matėme iš aukščiau pateiktų duomenų, ne maža dalis kadmio, linkusi kauptis augalo šaknyse. Pagal gautąją tiesės lygtį, žinant didžiausią leistiną foninį dirvožemio užterštumą kadmiu, galima suskaičiuoti, koks turėtų būti optimalus bendrosios anglies kiekis augimo terpėje.

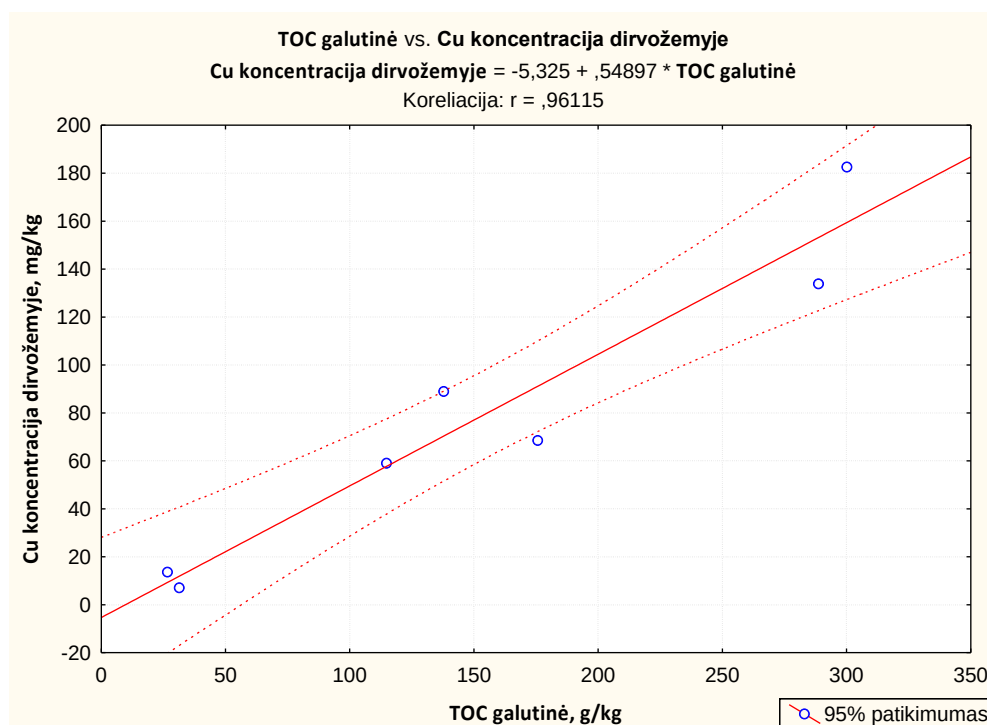
4.7 paveiksle pateikiami koreliaciniai ryšiai tarp visų kintamųjų vario (Cu) atveju.

Kintamasis	Koreliacijos (9x9) Paryškintos koreliacijos yra reikšmingos, $p < ,05000$								
	Santykis	pH pradinė	pH galutinė	TOC pradinė	TOC galutinė	Konc. dirv. prd.	Konc. dirv. gal.	Konc. šaknys	Konc. ūgliai
Santykis	1,0000	-,9759	-,9402	,9789	,9925	,9437	,9428	,8691	,6472
	$p=---$	$p=,000$	$p=,002$	$p=,000$	$p=,000$	$p=,001$	$p=,001$	$p=,011$	$p=,116$
pH pradinė	-,9759	1,0000	,9448	-,9219	-,9626	-,8797	-,8845	-,8300	-,5729
	$p=,000$	$p=---$	$p=,001$	$p=,003$	$p=,001$	$p=,009$	$p=,008$	$p=,021$	$p=,179$
pH galutinė	-,9402	,9448	1,0000	-,8776	-,9149	-,7996	-,8856	-,6907	-,4830
	$p=,002$	$p=,001$	$p=---$	$p=,009$	$p=,004$	$p=,031$	$p=,008$	$p=,086$	$p=,272$
TOC pradinė	,9789	-,9219	-,8776	1,0000	,9910	,9883	,9617	,9064	,7349
	$p=,000$	$p=,003$	$p=,009$	$p=---$	$p=,000$	$p=,000$	$p=,001$	$p=,005$	$p=,060$
TOC galutinė	,9925	-,9626	-,9149	,9910	1,0000	,9700	,9612	,8907	,7170
	$p=,000$	$p=,001$	$p=,004$	$p=,000$	$p=---$	$p=,000$	$p=,001$	$p=,007$	$p=,070$
Konc. dirv. prd.	,9437	-,8797	-,7996	,9883	,9700	1,0000	,9367	,9355	,7799
	$p=,001$	$p=,009$	$p=,031$	$p=,000$	$p=,000$	$p=---$	$p=,002$	$p=,002$	$p=,039$
Konc. dirv. gal.	,9428	-,8845	-,8856	,9617	,9612	,9367	1,0000	,7717	,8171
	$p=,001$	$p=,008$	$p=,008$	$p=,001$	$p=,001$	$p=,002$	$p=---$	$p=,042$	$p=,025$
Konc. šaknys	,8691	-,8300	-,6907	,9064	,8907	,9355	,7717	1,0000	,6132
	$p=,011$	$p=,021$	$p=,086$	$p=,005$	$p=,007$	$p=,002$	$p=,042$	$p=---$	$p=,143$
Konc. ūgliai	,6472	-,5729	-,4830	,7349	,7170	,7799	,8171	,6132	1,0000
	$p=,116$	$p=,179$	$p=,272$	$p=,060$	$p=,070$	$p=,039$	$p=,025$	$p=,143$	$p=---$

4.7 pav. Koreliaciniai ryšiai tarp skirtingų augimo terpės rodiklių bei Cu koncentracijų

Iš lentelės duomenų matyti, kad vario atveju beveik visi pievinės miglės augimo terpės rodikliai tarpusavyje koreliuoja stipriai arba labai stipriai. Iš eksperimento rezultatų buvo matyti, kad didžiausi vario kiekiai kaupėsi dirvožemyje, kuriame buvo daugiau organinės medžiagos – vermikomposto. Tą patį įrodo ir koreliacinis ryšys tarp galutinės vario koncentracijos dirvožemyje bei bendrosios anglies kiekio. Tarp šių kintamųjų yra stiprus teigiamas koreliacinis ryšys, vadinasi kuo substrate daugiau vermikomposto, tuo didesnis SM kiekis lieka augimo terpėje.

4.8 paveiksle, aiškesniam vaizdui susidaryti, pateikiamas vario koncentracijos dirvožemyje priklausomybės nuo bendrosios anglies kiekio grafikas.



4.8 pav. Vario koncentracijos dirvožemyje priklausomybė nuo TOC kiekio

Didėjant BOA (angl. *TOC*) kiekiui substrate, Cu koncentracija dirvožemyje ženkliai didėja. Augale (tiek šaknyse, tiek ūgliuose) koncentracijos minimalios palyginus su Pb ir Cd. Grafiko viršuje pateikta priklausomybės lygtis bei jos koreliacijos koeficientas.

Kad galėtume įvertinti kaip vermikompostas veikia Cu koncentracijos kitimą dirvožemyje, sudarysime bendrosios anglies kiekio ir šio sunkiojo metalo koncentracijos dirvožemyje priklausomybės lygtį bei patikrinsime jos patikimumą. 4.9 paveiksle pateikiami regresinės analizės rezultatai.

Regresinė analizė priklausomam kintamajam: Cu koncentracija dirvožemyje (9x9)							
R= ,96115211 R²= ,92381338 Patikslintas R²= ,90857606							
F(1,5)=60,628 p<,00056 Standartinė paklaida: 19,047							
N=7	Beta	Std. Err. of Beta	B	Std. Err. of B	t(5)	p-level	
Intercept			-5,32549	13,00700	-0,409433	0,699172	
TOC galutinė	0,961152	0,123440	0,54897	0,07050	7,786419	0,000559	

4.9 pav. Regresinės analizės rezultatai Cu atveju

4.9 paveiksle B stulpelyje matyti tiesės lygties koeficientai, paskutiniame – patikimumas (p-level), o regresinio modelio tinkamumą pagrindžia determinacijos koeficientas R^2 – 0,92381338. Galima daryti išvadą, kad organinė dirvožemio medžiaga – vermikompostas prie padidėjusios Cu koncentracijos dirvožemyje „prisidėjo“ net 92,0 %. Nustatytas statistškai patikimas labai stiprus teigiamas koreliacinis ryšys ($R = 0,96115211$) rodo, jog didėjant bendrajam anglies kiekiui, SM koncentracija dirvožemyje taip pat didėja. Vadinasi Cu kiekis augale mažėja. Pagal gautąją tiesės

lygtį, žinant didžiausią leistiną foninį dirvožemio užterštumą variu, galima suskaičiuoti, koks turėtų būti optimalus bendrosios anglies kiekis augimo terpėje.

4.2. Optimaliausio modelio sudarymas daugialypės regresijos metodu

Regresinėje analizėje priklausomas kintamasis būna tas, kurio elgseną norima išsiaiškinti, o nepriklausomas – kuriuo bandoma aiškinti priklausomojo pokyčius. Žemiau pateikti trys galimi regresiniai modeliai:

- tiesinė vieno kintamojo regresija (pats paprasčiausias regresinis modelis),
- svorio regresija,
- kelių kintamųjų (daugialypė) tiesinė regresija. Darbe yra naudojamas šis modelis.

Jeigu tarp dviejų kintamųjų (X , Y) nustatomas tiesinis ryšys, o suminis faktorių poveikis atsakui išreiškiamas tiesine pastarųjų kombinacija, tai Y priklausomybei nuo X modeliuoti dažniausiai naudojamas tiesinės daugialypės regresijos modelis.

Daugialypės regresijos modelio tinkamumui įvertinti ir keliems sudarytiems modeliams palyginti, apskaičiuojamas jau minėtasis determinacijos koeficientas R^2 . Šio koeficiento reikšmingumą parodo statistiniuose paketuose (neišimtis ir *STATISTICA*) skaičiuojama F kriterijaus patikimumo p reikšmė (jei p mažiau už 0,05 – regresinis modelis yra netinkamas ir jo rezultatų prognozavimui naudoti negalima).

Optimalus daugialypės regresijos modelis – tas, kurio $AdjR^2$ yra didžiausias. Sudaryti gerą optimizuotą modelį nėra paprasta, ypač kai faktorių skaičius k – didelis. Prieš pradedant kurti daugialypės regresijos modelį, reikia pasirinkti tik tuos kintamuosius, kurie su nagrinėjamu atsaku reikšmingai koreliuoja ir yra susieti biologine prasme. Jeigu tokių kintamųjų nėra daug, modelio sudarymui galima panaudoti ir tuos kintamuosius, kurių reikšmingumo (p) vertė neviršija 0,2.

Pirmiausia nustatome, kurie augimo terpės rodikliai labiausiai koreliuoja su švino koncentracijos pokyčiais pievinės miglės antžeminėje dalyje – ūgliuose.

4.10 paveiksle pateiktos koreliacijos koeficiento R reikšmės ir jų patikimumas. Statistiškai patikima koreliacija nustatyta tik su galutine Pb koncentracija dirvožemyje (koreliacijos koeficiento patikimumas $p = 0,04 < 0,05$). Kadangi reikšmingai koreliuojančių augimo terpės rodiklių yra tik vienas, regresijos modeliui sudaryti naudosime ir tuos faktorius, kurių patikimumas neviršija 0,2. Šiuo atveju dirvožemio-vermikomposto substrato santykis, bendrasis organinės anglies (*angl.* TOC) kiekis pradžioje ir gale bei pradinės ir galutinės švino koncentracijos dirvožemyje su SM kiekiu ūgliuose koreliuoja nepatikimai, bet jų $p < 0,2$, tad modeliui sudaryti tinka. Pradinis ir galutinis pH

rodikliai bei švino koncentracija šaknyse – parametrai, kurie atmetami kaip netinkami (jų patikimumas p daugiau kaip 0,2).

Koreliacija (9x9)		Paryškintos koreliacijos yra reikšmingos, p < ,05000			
Kintamasis	Konc. ūgliai				
Santykis	,5569				
	p=,194				
pH pradinė	-,4910				
	p=,263				
pH galutinė	-,4244				
	p=,343				
TOC pradinė	,6321				
	p=,128				
TOC galutinė	,6236				
	p=,135				
Konc. dirv. prd.	,6933				
	p=,084				
Konc. dirv. gal.	,7773				
	p=,040				
Konc. šaknys	,4371				
	p=,327				

4.10 pav. Reikšmingai koreliuojantys augimo terpės rodikliai švino atveju

Iš atrinktų kintamųjų, įtraukimo-atmetimo metodu, sudaroma optimali švino koncentracijos ūgliuose priklausomybės nuo augimo terpės rodiklių lygtis. Kad sudaryta lygtis būtų optimali, pirmiausia į modelį įtraukiami visi kintamieji, kurių $p < 0,2$ ir apskaičiuojami būsimos lygties koeficientai su atitinkamu patikimumu. Iš modelio pašalinamas tas kintamasis, kurio patikimumas p tuo metu būna didžiausias ir pakartojamas skaičiavimas. Kintamojo atmetimo veiksmas kartojamas tol, kol paskutiniame stulpelyje „p-level“ visos reikšmės tampa mažesnės už 0,05 (taps raudonos). Regresinės analizės rezultatai švino atveju pateikiami 4.11 paveiksle.

Regresinė analizė priklausomam kintamajam: Pb koncentracija ūgliuose (9x9)		R= ,96940835 R²= ,93975256 Patikslintas R²= ,87950511 F(3,3)=15,598 p<,02465 Standartinė paklaida: 20,967					
N=7	Beta	Std.Err. of Beta	B	Std.Err. of B	t(3)	p-level	
Intercept			-134,949	27,2245	-4,95688	0,015762	
Santykis	-4,61948	1,163340	-665,178	167,5141	-3,97088	0,028549	
TOC galutinė	4,17104	1,164823	2,284	0,6379	3,58083	0,037264	
Konc. dirv. gal.	1,17255	0,305691	12,886	3,3594	3,83574	0,031239	

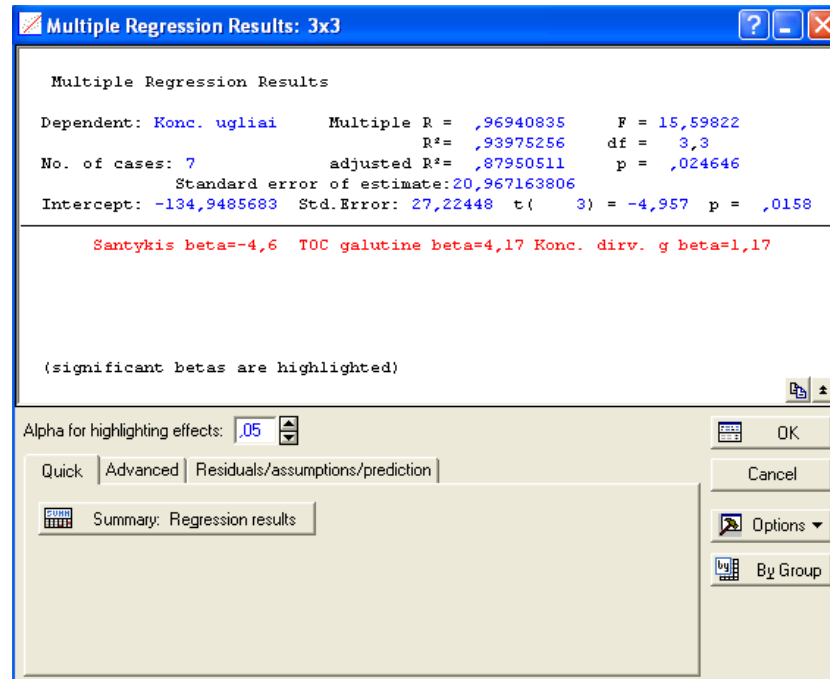
4.11 pav. Koeficientai lygties sudarymui

Iš gautųjų rezultatų, naudojantis B stulpelyje esančiais koeficientais, galime parašyti tiesės lygtį 4.1:

$$K_{\text{ūgliai}} = -134,949 - 665,178 \cdot D:V + 2,284 \cdot \text{TOCgal.} + 12,886 \cdot K_{\text{dirv.gal.}} \quad (4.1)$$

Siekiant patikrinti ar sudaryta lygtis ir tuo pačiu daugialypės regresijos modelis yra tinkami, reikia atkreipti dėmesį į koreliacijos (R) ir determinacijos (R^2) koeficientus, kurie pateikiami 4.12

paveiksle. Šiuo atveju kintamųjų koreliacijos koeficientas R lygus 0,96940835, kuris rodo labai stiprų koreliacinį ryšį tarp priklausomo ir nepriklausomų kintamųjų. Determinacijos koeficientas R^2 lygus 0,93975256. Šis koeficientas rodo, kad praktiškai visi Pb koncentracijos pokyčiai ūgliuose yra paveikti būtent šių trijų kintamųjų.



4.12 pav. Regresinės analizės rezultatai

Kad mūsų parinkti nepriklausomi kintamieji X (augimo terpės rodikliai) tikrai daro įtaką priklausomam kintamajam Y įrodo ir atlikta dispersinė analizė, kurios rezultatai apibūdinti 4.13 paveiksle.

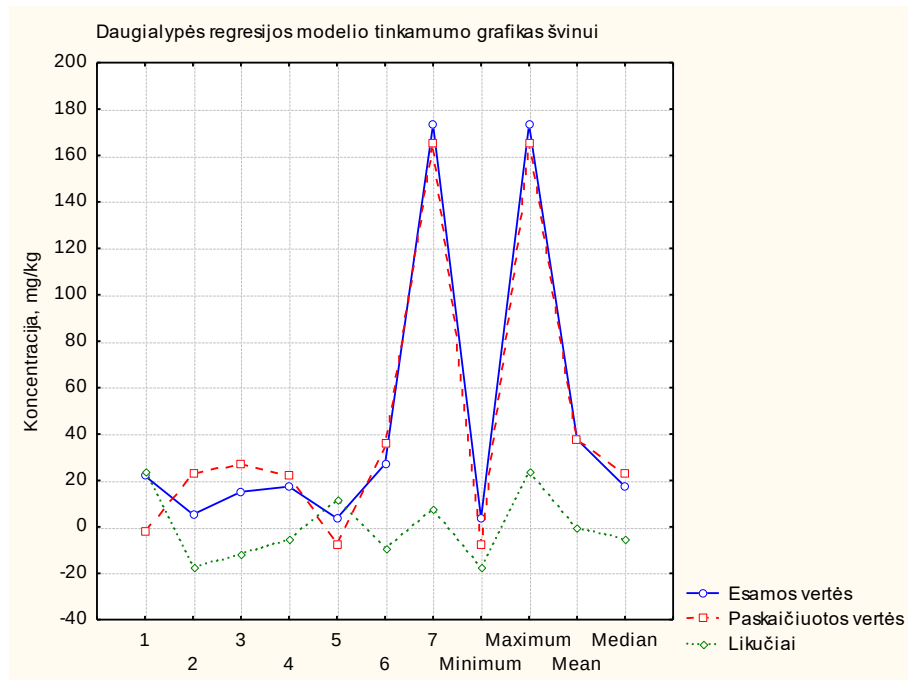
Dispersinė analizė; DV: Pb koncentracija ūgliuose (9x9)					
Rezultatas	Sums of Squares	df	Mean Squares	F	p-level
Regresija	20571,95	3	6857,318	15,59822	0,024646
Liekana	1318,87	3	439,622		
Suma	21890,82				

4.13 pav. Dispersinės analizės rezultatai

Kaip matyti iš 4.13 paveikslo, patikimumas p lygus $0,024646 < 0,05$. Galima daryti išvadą, kad sudaryta lygtis – tinkama ir statistiškai patikima.

Daugialypės regresijos modelio tinkamumą pavaizduosime ir grafiškai. 4.14 paveiksle pateikiamas grafikas, kuriame matomos esamos vertės, paskaičiuotos pagal sudarytą lygtį vertės ir likučiai, t.y. skirtumas tarp esamų (eksperimento rezultatai) ir paskaičiuotų (sudaryto modelio rezultatai) reikšmių. Likučių analizė parodo, kad modelis geras, nes skirtumai tarp esamų ir

paskaičiuotų reikšmių per daug nenutolę nuo nulinės žymos. Tam tikri neatitikimai yra sąlygoti paklaidų, padarytų atliekant eksperimentą.



4.14 pav. Esamų ir paskaičiuotų verčių bei likučių grafikas švinui

Kadmio atveju nustatome, kurie augimo terpės rodikliai labiausiai koreliuoja su šio SM koncentracijos pokyčiais pievinės miglės požeminėje dalyje (4.15 pav.).

Koreliacijos (9x9)		Paryškintos koreliacijos yra reikšmingos, $p < ,05000$			
Kintamasis	Konc. šaknys				
Santykis	,7405 $p = ,057$				
pH pradinė	-,7816 $p = ,038$				
pH galutinė	-,7417 $p = ,056$				
TOC pradinė	,7480 $p = ,053$				
TOC galutinė	,7849 $p = ,037$				
Konc. dirv. prd.	,7555 $p = ,050$				
Konc. dirv. gal.	,2128 $p = ,647$				
Konc. ūgliai	,4132 $p = ,357$				

4.15 pav. Reikšmingai koreliuojantys augimo terpės rodikliai kadmio atveju

4.15 paveiksle pateiktos koreliacijos koeficiento R reikšmės ir jų patikimumo lygis. Statistiškai patikima koreliacija nustatyta su pradine pH verte, galutiniu TOC kiekiu bei pradine Cd koncentracija dirvožemyje (koreliacijos koeficientai atitinkamai lygūs $p = 0,038$, $p = 0,037$, $p = 0,050 <$

0,05). Kadangi reikšmingai koreliuojančių augimo terpės rodiklių vis tiek nedaug, regresijos modeliui sudaryti naudosime ir tuos faktorius, kurių patikimumas neviršija 0,2. Šiuo atveju substrato santykis, pradinė pH vertė bei bendrasis anglies kiekis pradžioje su kadmio kiekiu šaknyse koreliuoja nepatikimai, bet $p < 0,2$, tad modeliui sudaryti tinka.

Taip pat kaip ir švino atveju, iš atrinktų kintamųjų, įtraukimo-atmetimo metodu, sudaroma optimali kadmio koncentracijos šaknyse priklausomybės nuo augimo terpės rodiklių lygtis. Regresinės analizės rezultatai pateikiami 4.16 paveiksle.

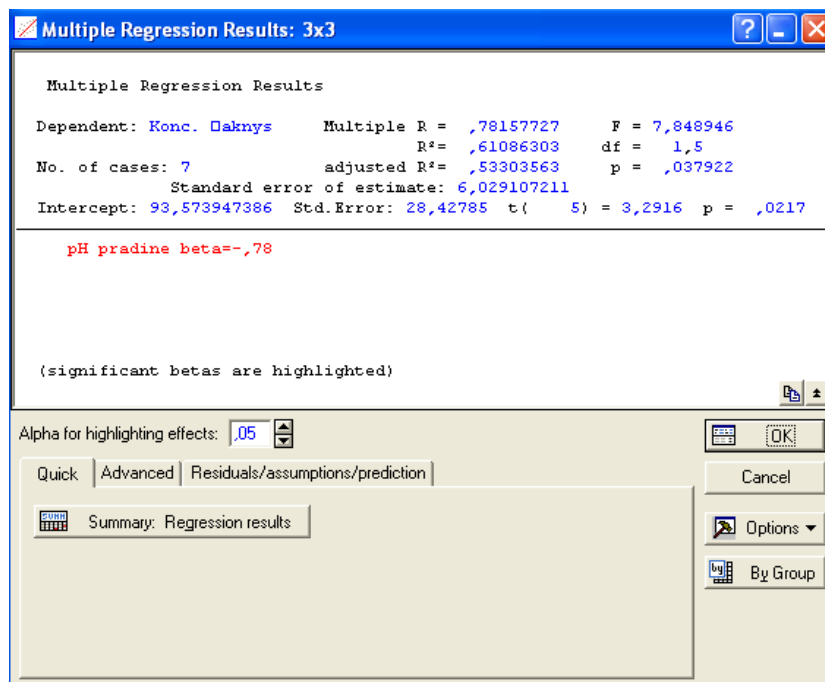
Regresinė analizė priklausomam kintamajam: Cd koncentracija šaknyse (9x9)						
R= ,78157727 R²= ,61086303 Patikslintas R²= ,53303563 F(1,5)=7,8489 p<,03792 Standartinė paklaida: 6,0291						
N=7	Beta	Std.Err. of Beta	B	Std.Err. of B	t(5)	p-level
Intercept			93,5739	28,42785	3,29163	0,021675
pH pradinė	-0,781577	0,278976	-12,1866	4,34988	-2,80160	0,037922

4.16 pav. Koeficientai lygties sudarymui

Iš gautųjų rezultatų, naudojantis B stulpelyje esančiais koeficientais, galime parašyti tiesės lygtį 4.2:

$$K_{\text{šaknys}} = 93,5739 - 12,1866 \cdot \text{pH}_{\text{prd}}. \quad (4.2)$$

Siekiant patikrinti ar sudaryta lygtis ir tuo pačiu daugialypės regresijos modelis yra tinkami, įvertinami koeficientai R ir R^2 , kurie pateikti 4.17 paveiksle.



4.17 pav. Regresinės analizės rezultatai

Iš 4.17 paveikslo matyti, kad kintamųjų koreliacijos koeficientas R lygus 0,78157727, kuris rodo stiprų koreliacinį ryšį tarp priklausomo ir nepriklausomo kintamųjų. Determinacijos

koeficientas R^2 lygus 0,61086303. Šis koeficientas parodo, kad apie 61,0 % visų Cd koncentracijos pokyčių šaknyse yra paveikti pradinės pH vertės.

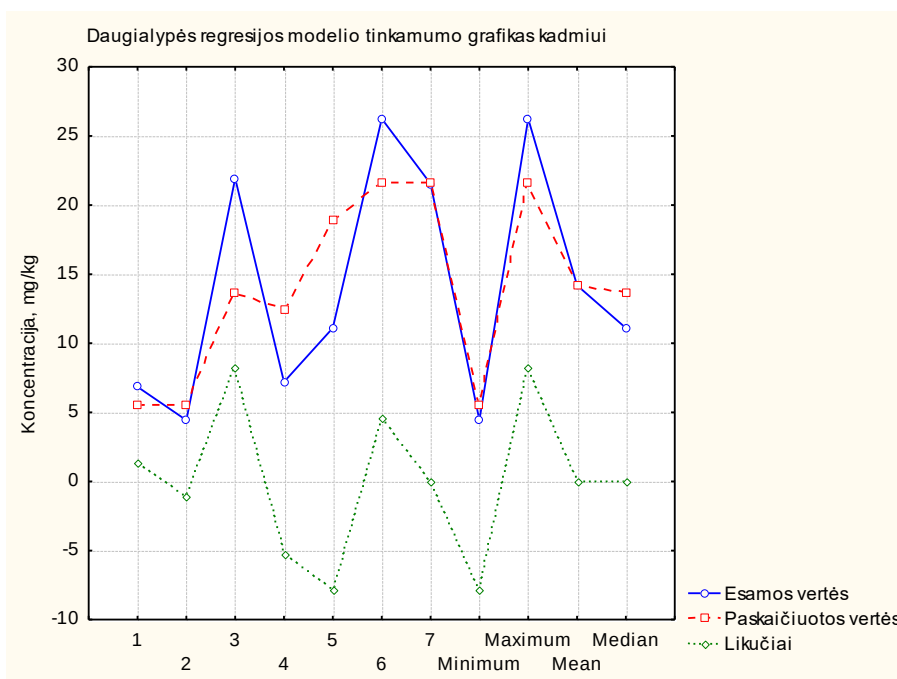
Kad mūsų parinktas nepriklausomas kintamasis X (augimo terpės rodiklis) tikrai daro įtaką priklausomam kintamajam Y įrodo ir atlikta dispersinė analizė, kurios rezultatai apsteikti 4.18 paveiksle.

Dispersinė analizė; DV: Cd koncentracija šaknyse (9x9)					
Rezultatas	Sums of Squares	df	Mean Squares	F	p-level
Regresija	285,3102	1	285,3102	7,848946	0,037922
Liekana	181,7507	5	36,3501		
Suma	467,0609				

4.18 pav. Dispersinės analizės rezultatai

Iš 4.18 paveikslo matyti, kad patikimumas p lygus $0,037922 < 0,05$. Galima daryti išvadą, jog sudaryta lygtis – tinkama ir statistiškai patikima.

Sudaryto daugialypės regresijos modelio tinkamumą pavaizduosime ir grafiškai. 4.19 paveiksle pateikiamas grafikas, kuriame matomos esamos vertės, paskaičiuotos pagal sudarytą lygtį vertės ir likučiai, t.y. skirtumas tarp esamų (eksperimento rezultatai) ir paskaičiuotų (modelio rezultatai) reikšmių.



4.19 pav. Esamų ir paskaičiuotų verčių bei likučių grafikas kadmiui

Likučių analizė parodo, kad modelis geras, nes skirtumai tarp esamų ir paskaičiuotų reikšmių per daug nenutolę nuo nulinės žymos. Tam tikri neatitikimai yra sąlygoti paklaidų, padarytų atliekant eksperimentą.

Vario atveju nustatome, kurie augimo terpės rodikliai labiausiai koreliuoja su šio SM koncentracijos pokyčiais dirvožemyje (4.20 pav.).

Koreliacijos (9x9) Paryškintos koreliacijos yra reikšmingos, p < ,05000					
Kintamasis	Konc. dirv. gal.				
Santykis	,9428 p=,001				
pH pradinė	-,8845 p=,008				
pH galutinė	-,8856 p=,008				
TOC pradinė	,9617 p=,001				
TOC galutinė	,9612 p=,001				
Konc. dirv. prd.	,9367 p=,002				
Konc. šaknys	,7717 p=,042				
Konc. ūgliai	,8171 p=,025				

4.20 pav. Reikšmingai koreliuojantys augimo terpės rodikliai vario atveju

4.20 paveiksle pateiktos koreliacijos koeficiento R reikšmės ir jų patikimumas. Statistiškai patikima koreliacija nustatyta su visais kintamaisiais. Regresijos modeliui sudaryti naudojami visi faktoriai, nes visi terpės rodikliai tarpusavyje reikšmingai koreliuoja.

Jau aptartu įtraukimo-atmetimo metodu, iš atrinktų kintamųjų, sudaroma optimali vario koncentracijos dirvožemyje priklausomybės nuo augimo terpės rodiklių lygtis. Regresinės analizės rezultatai pateikiami 4.21 paveiksle.

	Regresinė analizė priklausomam kintamajam: Galutinė Cu koncentracija dirvožemyje (9x9) R= ,88562624 R²= ,78433383 Patikslintas R²= ,74120060 F(1,5)=18,184 p<,00798 Standartinė paklaida: 32,046					
N=7	Beta	Std. Err. of Beta	B	Std. Err. of B	t(5)	p-level
Intercept			523,3695	104,9033	4,98906	0,004143
pH galutinė	-0,885626	0,207685	-68,1435	15,9801	-4,26427	0,007982

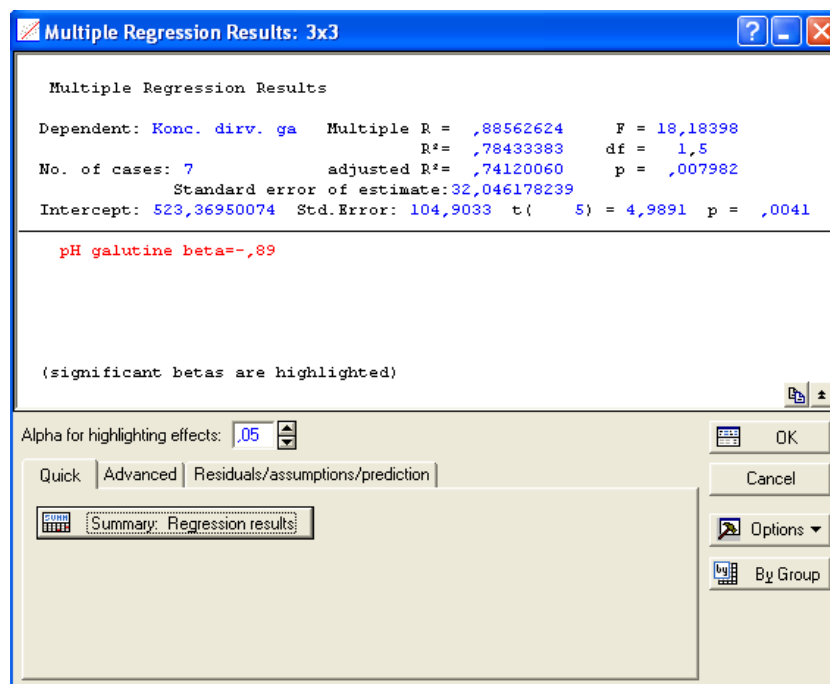
4.21 pav. Koeficientai lygties sudarymui

Iš gautųjų rezultatų, naudojantis B stulpelyje esančiais koeficientais, galime parašyti tiesės lygtį 4.3:

$$K_{\text{dirvožemio}} = 523,3695 - 68,1435 \cdot \text{pHgal.} \quad (4.3)$$

Siekiant patikrinti ar sudaryta lygtis ir tuo pačiu daugialypės regresijos modelis yra tinkami, atkreipiamas dėmesys į koeficientus R ir R². Šiuo atveju kintamųjų koreliacijos koeficientas R lygus 0,88562624, kuris rodo stiprų koreliacinį ryšį tarp priklausomo ir nepriklausomo kintamųjų.

Determinacijos koeficientas R^2 lygus 0,78433383. Šis koeficientas parodo, kad 78,0 % visų Cu koncentracijos pokyčių dirvožemyje yra paveikti galutinės pH vertės.



4.22 pav. Regresinės analizės rezultatai

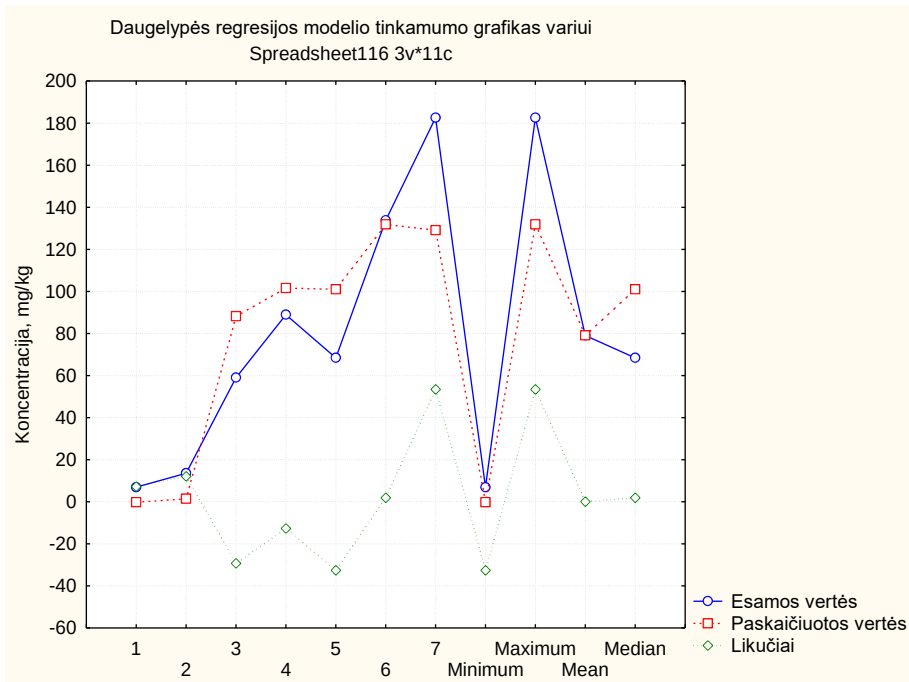
Kad mūsų parinktas nepriklausomas kintamasis X (augimo terpės rodiklis) tikrai daro įtaką priklausomam kintamajam Y įrodo ir atlikta dispersinė analizė, kurios rezultatai pateikti 4.23 paveiksle.

Dispersinė analizė; DV: Galutinė Cu koncentracija dirvožemyje (9x9)						
Rezultatas	Sums of Squares	df	Mean Squares	F	p-level	
Regresija	18674,17	1	18674,17	18,18398	0,007982	
Liekana	5134,79	5	1026,96			
Suma	23808,96					

4.23 pav. Dispersinės analizės rezultatai

Iš 4.23 paveikslo matyti, kad patikimumas p lygus $0,037922 < 0,05$. Galima daryti išvadą, jog sudaryta lygtis – tinkama ir statistiškai patikima.

Sudaryto daugialypės regresijos modelio tinkamumą pavaizduosime ir grafiškai. 4.24 paveiksle pateikiamas grafikas, kuriame matomos esamos vario vertės, paskaičiuotos pagal sudarytą lygtį vertės ir likučiai, t.y. skirtumas tarp esamų (eksperimento rezultatai) ir paskaičiuotų (modelio rezultatai) reikšmių.



4.24 pav. Esamų ir paskaičiuotų verčių bei likučių grafikas variui

Likučių analizė parodo, kad modelis pakankamai geras, nes skirtumai tarp esamų ir paskaičiuotų reikšmių per daug nenutolę nuo nulinės žymos. Nukrypimai susiję su padarytomis paklaidomis atliekant eksperimentą.

4.3. Skyriaus apibendrinimas

1. Atlikus gautų rezultatų koreliacinę analizę nustatytas stiprus teigiamas koreliacinis ryšys tarp galutinės Pb koncentracijos dirvožemyje ir jo koncentracijos pievinės miglės ūgliuose, o tai reiškia, kad didėjant švino kiekiui dirvožemyje, daugiau jo patenka ir į augalo antžeminę dalį.
2. Sudarytas statistiškai reikšmingas ir patikimas daugialypės regresijos modelis (tiesės lygtis), kurio pagalba, žinant mišinio santykį, galutinį bendrosios anglies kiekį ir SM koncentraciją eksperimento gale, galima įvertinti, kokia Pb koncentracija bus augalo ūgliuose.
3. Kamio ir vario atveju daugialypės regresijos modelio lygtis supaprastėjo iki vieno kintamojo. Norint prognozuoti Cd kiekį pievinės miglės šaknyse, reikia žinoti pradinę augimo terpės pH vertę, o Cu koncentracijos dirvožemyje apskaičiavimui reikalinga galutinė substrato pH vertė.

IŠVADOS

1. Atlikus mokslinės literatūros analizę, nustatyta, kad sunkiųjų metalų bioakumuliacijai į biomasę didelę įtaką turi augimo terpėje esančios anglies kiekiai, kurie paveikia SM translokacijos lygį.
Didėjant nuotekų dumblo kiekiams reikia vertinti ir galimybę jį vermikompostuoti, taip išsaugant azoto kiekius ir gaminant anglies praturtintą substratą.
2. Atlikti išsamūs vermikomposto, pagaminto iš nuotekų dumblo, įtakos sunkiųjų metalų (SM) migracijai iš dirvožemio į pievinę miglę (*Poa pratensis L.*) eksperimentiniai tyrimai ir, atsižvelgiant į rezultatus, įvertintos jo panaudojimo galimybės atkuriant sunkiaisiais metalais užterštas teritorijas.
3. Tyrimo rezultatai parodė, kad sunkieji metalai labiau linkę kauptis pievinės miglės šaknyse, tačiau, keičiant vermikomposto kiekius, šį procesą galima valdyti.
4. Vermikomposto įtakos augalo produktyvui rezultatai parodė, kad svarbiausias faktorius yra anglies/azoto (C:N) santykis ir jį būtina išlaikyti pradiniam substrate, nes padidintos azoto koncentracijos stabdo augalo augimą.
5. Atlikus statistiškai reikšmingą koreliacinę ir regresinę analizes, buvo sudarytos tiesinės regresijos lygtys, kurios atitiko eksperimento rezultatus ir jomis naudojantis, galima prognozuoti sunkiųjų metalų Pb, Cd ir Cu koncentracijas pievinės miglės ūgliuose.

REKOMENDACIJOS

1. Dėl susidarančių didelių nuotekų dumblo kiekių, sandėliuojamų atvirose lauko aikštelėse, Lietuva turi didžiulį potencialą jį paversti naudinga organine trąša – vermikompostu. Rekomenduojama slienkų veiklos produktą naudoti dirvožemio savybių atstatymui, nes atlikti tyrimai parodė, kad pridedant šios organinės trąšos – optimizuojami pH ir bendrosios organinės anglies kiekio dirvožemyje rodikliai.
2. Nuolat kintančiomis rinkos sąlygomis, galima ženkliai padidinti Lietuvos konkurencingumą ekologiškesnės žemės ūkio produkcijos gamyboje. Žemės ūkio kultūrų auginime rekomenduojama naudoti vermikompostą, kaip vieną geriausių SM imobilizatorių, atsižvelgiant į kainos ir kokybės santykį.
3. Įvertinus atlikto tyrimo rezultatus, rekomenduojamas dirvožemio-vermikomposto substrato santykis – 1:2. Tokiu santykiu paruoštoje auginimo terpėje pievinės miglės ūgliai (augalo antžeminė dalis) buvo geriausiai apsaugoti nuo SM patekimo ir bioakumuliacijos. Šis santykis daro teigiamą įtaką ne tik sunkiųjų metalų patekimui į biomasę, bet ir ženkliai padidina biomasės produkcijos našumą.

LITERATŪROS SĄRAŠAS

- Aalok, A.; Tripathi, A. K.; Soni, P. 2008. Vermicomposting: A better option for organic solid waste management, iš *Journal of Human Ecology*, 24(1): 59-64.
- Aboulroos, A. S. *et al.* 2006. Remediation of Pb and Cd Polluted Soils Using In Situ Immobilization and Phytoextraction Techniques, iš *Soil & Sediment Contamination*, 15: 199-215.
- Abromavičius, A. 2005. Nuotekų dumblo tvarkymas, iš *Vandetvarka*. [interaktyvus]. [žiūrėta 2015 sausio 6 d.]. Prieiga per internetą: <http://www.lvta.lt/sites/default/files/LVTA_23.pdf>.
- Aydinalp, C.; Marinova, S. 2003. Distribution and Forms of Heavy Metals in Some Agricultural Soils, iš *Polish Journal of Environmental Studies*, 12(5): 629-633.
- Akbasova, D. A. *et al.* 2012. Managing Heavy Metals Translocation Based on Variation of Composition and Properties of the Upper Soil Horizon, iš *Journal of World Applied Sciences*, 20(10): 1341-1346.
- Aleksandro Stulginskio universitetas. [interaktyvus]. [žiūrėta 2015 sausio 6 d.]. Prieiga per internetą: <<http://www.asu.lt>>.
- Aleagha, M. *et al.* Bioaccumulation of Heavy Metals by Iranian Earthworm (*Eisenia fetida*) in the Process of Vermicomposting, iš *American – Eurasian Journal of Agriculture & Environment Science*, 5(4): 480-484.
- Alloway, B. J. 1990. Heavy metals in soils. Glasgow, London: Blackie, Wiley. pp. 7-40, 100-219, 261-77.
- Angelova, V. *et al.* 2010. Effect of organic amendments on heavy metals uptake by potato plants [DVD], in *19th World Congress of Soil Science, Soil Solutions for a Changing World, 1-6 August 2010 Brisbane, Australia*, 84-87.
- Baltrėnaitė, E. 2007. Sunkiųjų metalų pernašos iš dirvožemio į medį tyrimai ir įvertinimas. *Daktaro disertacija*. Vilniaus Gedimino technikos universitetas. Vilnius: Technika. 154 p.
- Barthel, J.; Edwards, S. 2004. Chemical stabilization of heavy metals, iš *Metals Treatment Technologies*, 3: 151-162.
- Basta, T. N.; McGowen, L. S. 2004. Evaluation of chemical immobilization treatments for reducing heavy metal transport in a smelter-contaminated soil, iš *Environmental Pollution*, 127(1): 73-82.
- Benker, K. W. 1995. Removing metals from soil, iš *Civil Engineering*, 65(10): 69-71.
- Boekhold, A. E. *et al.* 1993. Influence of electrolyte composition and pH on cadmium sorption by an acid sandy soil, iš *J. Soil Sci.*, 44: 85-96.
- Bukar, I. L. *et al.* 2012. Study of Vertical Migration of Heavy Metals in Dumpsites Soil, iš *ARPN Journal of Science and Technology*, 2(2): 50-55.

- Brazauskienė, D. M.; Paulauskas, V.; Sabienė, N. 2008. Speciation of Zn, Cu and Pb in the soil depending on soil texture and fertilization with sewage sludge compost, iš *Journal of Soils and Sediments*, 8(3): 184-192.
- Carrasquero, D. A.; Flores, I.; Perozo, C.; Pernalet, Z. 2006. Immobilization of lead by a vermicompost and its effect on white bean (*Vigna Sinensis* var. *Apure*) uptake, iš *Int. J. Environ. Sci. Tech.*, 3(3): 203-212.
- Carrasquero, D. A.; Flores, I. 2009. Evaluation of lead (II) immobilization by a vermicompost using adsorption isotherms and IR spectroscopy, iš *Journal of Bioresource Technology* 100, 1691-1694.
- Camobreco, V. *et al.* 1996. Movement of Heavy Metals Through Undisturbed and Homogenized Soil Columns, in *Soil Science* 161: 740-750.
- Chaudhary, D. R.; Bhandary, S. C.; Shukla, L. M. 2004. Role of Vermicompost in Sustainable Agriculture – A Review, iš *Agriculture Review*, 25(1): 29-39.
- Chen, K. F.; Yeh, T. Y.; Lin, C. F. 2012. Phytoextraction of Cu, Zn, and Pb enhanced by chelators with vetiver (*Vetiveria zizanioides*): hydroponic and pot experiments, iš *Journal of International Scholarly Research Notices*, 159(5): 2012-2024.
- Chhotu, D. J.; Madhusudan, H. F. 2008. Phytoremediation: the application of vermicompost to remove zinc, cadmium, copper, nickel and lead by sunflower plant, iš *Journal of Environmental Engineering and Management*, 7(5): 547-558.
- Chlopek, A. A. *et al.* 1997. Forms of cadmium, lead and zinc in contaminated soils from south west Poland, iš *Journal of Environmental Quality*, 25: 69-79.
- Ciccu, R. *et al.* 2003. Heavy metal immobilization in the mining-contaminated soils using various industrial wastes, iš *Minerals Engineering*, 16(3): 187-192.
- Dominguez, J.; Velando, A.; Ferreira, A. 2004. Are *Eisenia fetida* and *Eisenia andrei* Bouche' different biological species?, iš *Pedobiologija*, 49: 81-87.
- Dominguez, J.; Edwards, C. A. 2004. Vermicomposting organic wastes: a review, iš *Soil Zoology for Sustainable Development in the 21st century*, 17: 369-395.
- Dube, A. *et al.* 2001. Adsorption and Migration of Heavy Metals in Soil, iš *Polish Journal of Environmental Studies*, 10(1): 1-10.
- Eitminavičiūtė, I. *et al.* 2009. Ecotoxicological assessment of arable field soils fertilized with sewage sludge, iš *Ekologija*, 55(2): 142-152.
- Gardea-Torresdey, L. J. *et al.* 2005. Flow Rate and Interference Studies for Copper Binding to a Silica-Immobilized Humin Polymer Matrix: Column and Batch Experiments, iš *Bioinorganic Chemistry and Applications*, 3(1-2): 1-14.
- Gupta, R.; Garg, V. K. 2008. Stabilization of Primary sewage Sludge During Vermicomposting, iš *Journal of Hazardous Materials*, 153(3): 1023-1030.

- Haghiri, F. 1974. Plant uptake of cadmium as influenced by cation exchange capacity, organic matter, zinc and soil temperatures, iš *J. Environ. Qual.*, 3: 180-183.
- Hait, S.; Tare, V. 2012. Transformation and availability of nutrients and heavy metals during integrated composting-vermicomposting of sewage sludges, iš *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 79: 214-24.
- HN 60:2004. Pavojingų cheminių medžiagų didžiausios leidžiamos koncentracijos dirvožemyje, *Valstybės žinios* 41-1357.
- Ibenake, S.; Takenaka, C. 2005. Effects of dissolved organic matter on toxicity and bioavailability of copper from lettuce sprouts, iš *Environ. Int.*, 31: 603-608.
- Ismail, S. B. et al. 2005. Bioaccumulation of Heavy Metals in Vegetables from Selected Agricultural Areas, iš *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 74(2): 320-327.
- Jakubus M.; Czekala J. 2001. Heavy Metal Speciation in Sewage Sludge, iš *Polish Journal of Environmental Studies*, 10(4): 245-250.
- Jamaludin, A. A.; Mahmood, N. Z. 2010. Effects of Vermicomposting Duration to Macronutrient Elements and Heavy Metals Concentrations in Vermicompost, iš *Sains Malaysiana*, 39(5): 711-715.
- Jankaitė, A.; Vasarevičius, S. 2005. Remediation technologies for soils contaminated with heavy metals, iš *Journal of Environmental Engineering and Landscape Management*, 13(2): 109-113.
- Jankauskas, B. 1996. Dirvožemio erozija. Vilnius. 168 p.
- Januškaitienė, I. 2009. Aplinkos duomenų analizės ir modeliavimo laboratoriniai darbai: metodinė priemonė. Kaunas: Vytauto Didžiojo universitetas. 43-59 p.
- Kabata-Pendias, A. 2001. Trace Elements in Soils and Plants, 3rd ed. CRC Press LLC, Boca Raton.
- Salt DE, Smith RD, Raskin I (1998) Phytoremediation. Annual Rev. Plant Physiol. Plant Mol. Biol. 49, 643-668.
- Kadūnas, V. ir kt. 1998. Technogeninė geochemija: mokomoji knyga. Vilnius. 145 p.
- Kowalkowski, T.; Buszewski, B. 2002. Sorption and Migration of Selected Heavy Metals in Different Soil Matrices, iš *Polish Journal of Environmental Studies*, 11(2): 135-139.
- Kumar, A. 2005. Vermis & vermitechnology. New Delhi: A. P. H. Publishing Corporation; ISBN 81-7648-938-7.
- LAND 20-2005. Nuotekų dumblo naudojimo tręšimui bei rekultyvavimui reikalavimai, *Valstybės žinios* 61-2196.
- Martinėnas, B. 2004. Eksperimento duomenų statistinė analizė: mokomoji knyga. Vilnius: Technika. 88 p.

- Mažvila, J. 2001. *Sunkieji metalai Lietuvos dirvožemiuose ir augaluose*: monografija. Kaunas: Petro ofsetas. 195 p.
- Mažvila, J. 1998. Lietuvos dirvožemių agrocheminės savybės ir jų kaita: monografija. Kaunas: Kitos spalvos. 343 p.
- Marchioretto, M. M. 2003. Heavy Metals Removal from Anaerobically Digested sludge. Thesis Wageningen University, ISBN: 90-5808-908-8.
- McGhee, T. J.; Steel, E. W. 1991. *Water supply and sewerage*. New York: McGraw Hill Companies, 602.
- Morera, M. T.; Echeverria, J.; Garrido, J. 2001. Bioavailability of heavy metals in soils amended with sewage sludge, iš *Canadian Journal of Soil Science*, 2(3): 433-439.
- Narancikova, G.; Markovnikova, J. 2003. The influence of humic acid quality on the sorption and mobility of heavy metals, iš *Plant, Soil, Environ.*, 12: 565-571.
- Ottaviani, M.; Santarsiero, A.; de Fulvio, S. 1989. Heavy Metals in Sewage Sludge Utilized in Agriculture, iš *Institution Super Sanita*, 25(3): 525-530.
- Pattnaik, S.; Reddy, W. 2011. Heavy metals remediation from urban wastes using three species of earthworm (*Eudrilus eugeniae*, *Eisenia fetida* and *Perionyx excavatus*), iš *Journal of Environmental Chemistry and Ecotoxicology*, 3(14): 345-356.
- Petrošiūtė, J. 2010. Nuotekų dumblas žemės ūkyje: galimybė ar grėsmė? [inetraktyvus]. [žiūrėta 2014 gruodžio 29 d.]. Prieiga per internetą: < <http://www.manoukis.lt/mano-ukis-zurnalas/aplinkosauga/2533-nuoteku-dumblas-zemes-ukyje-galimybe-ar-gresme->>.
- Pereira, G. M.; Arruda, Z. A. M. 2003. Vermicompost as a Natural Adsorbent Material: Characterization and Potentialities for Cadmium Adsorption, iš *Journal of Braz. Chem. Soc.*, 14(1): 39-47.
- Prušinskienė, S. 2012. Smėlio gruntų ypatumai ir jų tyrimo metodai: mokomoji knyga. Vilnius: Technika. 24-33 p.
- Radžiūtė, M.; Matusevičiūtė, A. 2010. Nuotekų dumblo kompostu tręštų dirvožemių fizikinė – cheminė charakteristika. Iš *Aplinkos apsaugos inžinerija*: Lietuvos jaunųjų mokslininkų konferencijos „Mokslas – Lietuvos ateitis“, įvykusios 2010 kovo 25 d., pranešimų medžiaga. Vilnius: Technika.
- Rieuwerts J. S. et al. 1998. Factors influencing metal bioavailability in soils: preliminary investigations for the development of a critical loads approach for metals, iš *Chem. Spec. Bioavailab.*, 10: 61–75.
- Rutkovienė, M. V.; Sabienė, N. 2008. Aplinkos tarša: mokomoji knyga. Kaunas: Lietuvos žemės ūkio universitetas. 200 p.

Sargsyan, G. Zh. 2013. *Report on Performance of Experiments on Biohumus Received from Organic Waste and Biohumus Based Organic Fertilizer: Organomix* [Ataskaita apie biohumuso, gauto iš organinių atliekų, ir biohumuso pagrindu pagamintų trąšų eksperimentą]. Armenia, 8 p.

Singh, B. R.; Oste, L. 2001. *In situ* immobilization of metals in contaminated or naturally metal-rich soils, iš *Environmental Reviews*, 9: 81-97.

Sipos, P. 2004. Geochemical factors controlling the migration and immobilization of heavy metals as reflected by the study of soil profiles from the Cserhát Mts., NE Hungary. *Acta Geologica Hungarica* 47: 411-429.

Shaymaa, M. *et al.* Removal of Aluminium, Lead and Nickel from Industrial Sludge via Vermicomposting Process, iš *World Applied Science Journal*, 10(11): 1296-1305.

Smical, I. A. *et al.* 2008. Studies on transfer and bioaccumulation of heavy metals from soil into lettuce, iš *Environmental Engineering and Management Journal*, 7(5): 609-615.

Taraškevičius, R.; Radzevičius, A. 1998/9. *Sunkiųjų metalų žemėlapiai-miestų savivaldybėse*.

Tchobanoglous, G.; Burton, L. F.; Stensel, D. H. 2003. *Metcalf & Eddy, Inc.'s Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, and Reuse*, 4th Edition. McGraw-Hill, Inc., New York. 1819 pp.

Urbienė, S.; Kemežienė, K. 2011. Sunkieji metalai: švino ir kadmio toksiškumas. [interaktyvus]. [žiūrėta 2015 sausio 12 d.]. Prieiga per internetą: <http://www.manoukis.lt/print_forms/print_st_z.php?s=2509&z=111>.

Urbienė, S.; Kemežienė, K. 2011. Sunkieji gyvsidabris ir jo toksiškumas. [interaktyvus]. [žiūrėta 2015 sausio 12 d.]. Prieiga per internetą: <http://www.manoukis.lt/print_forms/print_st_z.php?s=2534&z=112>.

Vulkan, R. *et al.* 2002. Copper speciation and impacts on bacterial biosensors in the pore water of copper-contaminated soils, iš *Environmental Science and Technology*, 34(5): 115-121.

Zuokaitė, E.; Zigmonitienė, A. 2009. Amoniako ir metano dujų, išsiskiriančių kompostuojant nuotekų dumblą, tyrimai. Iš *Aplinkos apsaugos inžinerija: Lietuvos jaunųjų mokslininkų konferencijos „Mokslas – Lietuvos ateitis“*, įvykusios 2009 balandžio 2 d., pranešimų medžiaga. Vilnius: Technika.

Walker, D. J.; Clemente, R.; Roig, A., Bernal, M. P. 2003. The effect of soil amendments on heavy metal bioavailability in two contaminated Mediterranean soils, iš *Environ Pollution*, 2: 303-312.

PRIEDAI

1 PRIEDAS. Publikuotas ir atiduotas spaudai straipsnis

1. Zigmontienė, A., Laurinaitis, D. **Vermikomposto įtakos sunkiųjų metalų (Pb, Cd, Cu) bioakumulacijai pievinėje miglėje (*Poa pratensis* L.) eksperimentiniai tyrimai ir analizė.** Aplinkos apsaugos inžinerija. 19-oji Lietuvos jaunųjų mokslininkų konferencija „Mokslas – Lietuvos ateitis“. Vilnius, Technika, 2016

2 PRIEDAS. Skaityti pranešimai

1. Zigmontienė, A., Laurinaitis, D. **Vermikomposto panaudojimo dirvožemio savybių gerinimui analizė.** Aplinkos apsaugos inžinerija, 18 – oje Lietuvos jaunųjų mokslininkų konferencijoje „Mokslas – Lietuvos ateitis“, vykusioje Vilniuje, 2015 metų balandžio 09 dieną.
2. Zigmontienė, A., Laurinaitis, D. **Vermikomposto įtakos sunkiųjų metalų (Pb, Cd, Cu) bioakumulacijai pievinėje miglėje (*Poa pratensis* L.) eksperimentiniai tyrimai ir analizė.** Aplinkos apsaugos inžinerija, 19 – oje Lietuvos jaunųjų mokslininkų konferencijoje „Mokslas – Lietuvos ateitis“, vykusioje Vilniuje, 2015 metų balandžio 07 dieną.