



VILNIAUS GEDIMINO TECHNIKOS UNIVERSITETAS

APLINKOS INŽINERIJOS FAKULTETAS

APLINKOS APSAUGOS KATEDRA

Gintarė Gasytė

**AZOTO JUNGINIŲ TRANSFORMACIJOS PROCESŲ NUOTEKŲ
DUMBLO VERMIKONVERSIJOJE EKSPERIMENTINIAI TYRIMAI**

**EXPERIMENTAL RESEARCH OF NITROGEN COMPOUND
PROCESSES IN SEWAGE SLUDGE VERMICONVERSION**

Baigiamasis magistro darbas

Aplinkos apsaugos inžinerijos studijų programa, valstybinis kodas 621H17004

Aplinkos apsaugos inžinerijos specializacija

Bendrosios inžinerijos studijų kryptis

Vilnius, 2015

VILNIAUS GEDIMINO TECHNIKOS UNIVERSITETAS

APLINKOS INŽINERIJOS FAKULTETAS

APLINKOS APSAUGOS KATEDRA

TVIRTINU
Katedros vedėjas

(Parašas)

(Vardas, pavardė)

(Data)

Gintarė Gasytė

**AZOTO JUNGINIŲ TRANSFORMACIJOS PROCESŲ NUOTEKŲ
DUMBLO VERMIKONVERSIJOJE EKSPERIMENTINIAI TYRIMAI**

**EXPERIMENTAL RESEARCH OF NITROGEN COMPOUND
PROCESSES IN SEWAGE SLUDGE VERMICONVERSION**

Baigiamasis magistro darbas

Aplinkos apsaugos inžinerijos studijų programa, valstybinis kodas 621H17004

Aplinkos apsaugos inžinerijos specializacija

Bendrosios inžinerijos studijų kryptis

Vadovas

(Moksl. laipsnis/pedag. vardas, vardas, pavardė)

(Parašas)

(Data)

Konsultantas

(Moksl. laipsnis/pedag. vardas, vardas, pavardė)

(Parašas)

(Data)

Konsultantas

(Moksl. laipsnis/pedag. vardas, vardas, pavardė)

(Parašas)

(Data)

Lietuvių kalbos konsultantas

(Moksl. laipsnis/pedag. vardas, vardas, pavardė)

(Parašas)

(Data)

Vilnius, 2015

Vilniaus Gedimino technikos universitetas

Aplinkos inžinerijos fakultetas

Aplinkos apsaugos katedra

ISBN ISSN

Egz. sk.

Data-....-....

Aplinkos apsaugos inžinerijos studijų programos baigiamasis bakalauro darbas

Pavadinimas: **Azoto junginių transformacijos procesų nuotekų dumblo vermikonversijoje eksperimentiniai tyrimai**

Autorius **Gintarė Gasytė**

Vadovas doc. dr. **Aušra Zigmontienė**

Kalba

☒ X

lietuvių

☐

užsienio

Anotacija

Baigiamajame magistro darbe yra nagrinėjami kompleksiniai dujiniai ir mineraliniai azoto junginiai, susidarantys vermikompostuojant ir kompostuojant nuotekų dumblą, analizuojami gauti rezultatai ir užsienio šalių mokslininkų atlikti tyrimai. Išnagrinėti ir ištirti pagrindiniai parametrai, kuriais remiantis turi būti atliekamas vermikompostavimo procesas. Atlikus azoto koncentracijos matematinį modeliavimą rasta tiesinės regresijos lygtis, aprašanti azoto junginių kitimą nuotekų dumble. Nustatytas kovariančių reikšmingumas bei jų įtaka vermikompostavimo procesui. Išnagrinėjus teorinius vermikompostavimo aspektus ir atlikus eksperimentinius tyrimus, pateikiamos baigiamojo darbo išvados ir rekomendacijos.

Darbą sudaro 8 dalys: įvadas, „Nuotekų dumblo susidarymas ir vermikompostavimo proceso dėsningumų analizė“, „Eksperimentinių tyrimų metodika“, „Eksperimentinių tyrimų rezultatai ir jų analizė“, „Azoto koncentracijos nuotekų dumble matematinis modeliavimas“, išvados, rekomendacijos ir literatūros sąrašas.

Darbo apimtis – 84 p. teksto be priedų, 38 iliustr., 12 lent., 79 bibliografiniai šaltiniai.

Atskirai pridedami darbo priedai.

Prasminiai žodžiai: nuotekų dumblas, vermikompostavimas, kompostavimas, Kjeldalio azotas, amoniakas, drėgmės kiekis, pH, bendroji anglis, C/N santykis

Vilnius Gediminas Technical University

..... faculty

..... department

ISBN ISSN

Copies No.

Date-....-....

..... study programme bachelor thesis.

Title: **Experimental research of nitrogen compound processes in sewage
sludge vermicomversion**

Author **Gintarė Gasytė**

Academic supervisor doc. dr. **Aušra Zigmontienė**

Thesis language

☐

Lithuanian

☒

Foreign (English)

Annotation

In this master thesis complex gas and mineral nitrogen compounds that result from vermicomposting and composting sewage sludge are examined, obtained results and academic researches of scientists from foreign countries are analyzed. Main parameters on which vermicomposting process has to be carried out have been investigated and analyzed. After conducting mathematical modeling of nitrogen concentration, a linear regression equation has been established that describes the dynamics of nitrogen compounds in sewage sludge. Significance of covariance and its impact on vermicomposting process have been found. After analyzing theoretical vermicomposting aspects and conducting experimental researches, conclusions and recommendations of this thesis are provided.

This master thesis consists of 8 parts: introduction, „Formation of sewage sludge and analysis of vermicomposting process’ patterns“, „Methodology of experimental researches“, „Results of experimental researches and their analysis“, „Mathematical modeling of nitrogen concentration in sewage sludge“, conclusions, suggestions, references.

Thesis consist of: 84 p. text without appendixes, 38 pictures, 12 tables, 79 bibliographical entries.

Appendixes included.

Keywords: sewage sludge, vermicomposting, composting, Kjeldahl nitrogen, ammonia, moisture content, pH, total carbon, C/N ratio

TURINYS

IVADAS	11
1. NUOTEKŲ DUMBLO SUSIDARYMAS IR VERMIKOMPOSTAVIMO PROCESO DĖSNINGUMŲ ANALIZĖ	13
1.1. Nuotekų dumblas ir jo charakteristikos	13
1.2. Nuotekų dumblo panaudojimo galimybės	15
1.2.1. Nuotekų dumblo panaudojimo biodujų gamyboje galimybės	15
1.2.2. Nuotekų dumblo panaudojimo biokuro gamyboje galimybės	18
1.2.3. Nuotekų dumblo kompostavimas	19
1.2.4. Nuotekų dumblo panaudojimo žemės ūkyje galimybės	21
1.3. Nuotekų dumblo vermikompostavimo proceso analizė	22
1.3.1. Vermikompostavimui naudojami sliekai	24
1.3.2. Vermikompostavimo proceso reikalavimai	27
1.4. Azoto junginių transformacijos procesai nuotekų dumble	28
1.4.1. Azoto junginių transformacijos procesai kompostuojant ir vermikompostuojant nuotekų dumblą	34
1.5. Azoto junginių sklaidos dirvožemyje modeliavimo programų apžvalga	39
1.6. Pirmojo skyriaus išvados	41
2. EKSPERIMENTINIŲ TYRIMŲ METODIKA	43
2.1. Tyrimo atlikimo eiga	43
2.1.1. Tiriamo objekto paruošimas	43
2.1.2. Temperatūros nustatymas	45
2.1.3. Drėgmės kiekio nustatymas	45
2.1.4. pH nustatymas	46
2.1.5. Organinės ir neorganinės anglies nustatymas	46
2.1.6. Fotometrinis amoniako nustatymas	47
2.1.7. Kjeldalio azoto nustatymas	49
2.2. Eksperimentinių tyrimų statistinis įvertinimas	50
2.3. Antrojo skyriaus išvados	51
3. EKSPERIMENTINIŲ TYRIMŲ REZULTATAI IR JŲ ANALIZĖ	53
3.1. Dumblo stabilizavimo rodiklių tyrimai ir analizė	53
3.2. Nuotekų dumblo vermikompostavimo metu išsiskiriančio amoniako tyrimai ir analizė	58
3.3. Kjeldalio azoto nuotekų dumble tyrimai ir analizė	60

3.4. Trečiojo skyriaus išvados	61
4. AZOTO KONCENTRACIJOS NUOTEKŲ DUMBLE MATEMATINIS MODELIAVIMAS	63
4.1. Matematinė modeliavimo programa „R“	63
4.2. Regresiniai modeliai	64
4.2.1. Tiesinė regresija.....	64
4.3. Ketvirtąjo skyriaus išvados	69
IŠVADOS	71
REKOMENDACIJOS	73
LITERATŪROS SĄRAŠAS.....	74
PRIEDAI	82

PAVEIKSLŲ SĄRAŠAS

1.1 pav. 2008–2011 m. sutvarkyto dumblo kiekio pasiskirstymo pagal tvarkymo būdus kitimas (Visuomenės informavimo... 2012).....	17
1.2 pav. Biodujų išeiga iš skirtingų Lietuvos regionų nuotekų dumblo: B_w – biodujų išeiga iš nuotekų dumblo biomasės vieneto, l/kg; b_w – dumblo sausosios medžiagos koncentracija, l/kg (Navickas <i>et al.</i> 2012).....	18
1.3 pav. Energijos sąnaudos biodujų jėgainėje (Venslauskas <i>et al.</i> 2013).....	19
1.4 pav. Biodujų gamybos iš nuotekų dumblo energijos balansas (Venslauskas <i>et al.</i> 2013).....	20
1.5 pav. Nuotekų dumblo kompostavimo įrenginys (Zuokaitė ir Zigmontienė 2009).....	23
1.6 pav. Kompostiniai sliekai (LUMBRICUS – biohumuso... 2014).....	26
1.7 pav. Kompostavimas (azoto ciklas) (Bioskaidžių atliekų... 2011).....	31
1.8 pav. Azoto ciklas (Barnstable County... 2012).....	33
1.9 pav. Denitrifikacija (Barnstable County... 2012).....	34
1.10 pav. Nuotekų dumblo poveikis neorganinio azoto transformacijai dirvožemyje, ○ – amonio azotas ($NH_4^+ N$); ● – nitratų azotas ($NO_3^- N$); Δ – nitritų azotas ($NO_2^- N$) (Yoneyama and Yoshida 1978).....	35
1.11 pav. Neorganinio azoto kiekis dirvožemyje, sumaišyto su 5 % nuotekų dumblo ir vandeniu, po trijų savaičių (Yoneyama and Yoshida 1978).....	36
1.12 pav. Sukaupto azoto mineralizacija dirvožemyje, praturtinto kompostu (K) ir vermikompostu (V) (Tognetti <i>et al.</i> 2005).....	37
1.13 pav. Sukauptas azoto kiekis nuotekų dumble (ND) ir vermikomposte (V) (Ludibeth <i>et al.</i> 2012).....	38
1.14 pav. Amoniako išsiskyrimas vermikompostavimo metu (Velasco <i>et al.</i> 2011).....	38
1.15 pav. Išsiskiriančio amoniako dujų kiekis kompostuojant nuotekų dumblą (Zuokaitė ir Zigmontienė 2009).....	39
1.16 pav. Priklausomybė tarp azoto oksidų ir sliekų tankumo (Frederickson and Howell 2003).....	40
1.17 pav. Kompostavimo metu išsiskiriantys azoto oksidų kiekiai (Tsutsui <i>et al.</i> 2013).....	41
1.18 pav. Dirvožemio taršos iš taškinio šaltinio modeliavimas programa „VS2TDI“.....	42
1.19 pav. Dirvožemio taršos modeliavimas programos „ChemFlux3D“ (SoilVision... 2014).....	43
2.1 pav. Vermikompostavimo dėžė.....	45

2.2 pav. Vermikompostavimui paruoštas dumblas ir jo talpinimo dėžė su dviem sekcijomis.....	46
2.3 pav. Nuotekų dumblo temperatūros matavimas: 1 – vermikompostavimo dėžė; 2 – nuotekų dumbas; 3 – skylės, skirtos dumblo skysčiui nutekėti; 4 – termometras.....	47
2.4 pav. Anglies analizatorius „TOC-VCSN/TNM-1“	48
2.5 pav. Amoniako kalibracinė kreivė.....	50
2.6 pav. „VELP Scientifica“ mineralizavimo blokas (a) ir automatinio distiliavimo ir titravimo įranga (b) (Clarkson Laboratory... 2014; VELP Scientifica... 2014).....	51
3.1 pav. Nuotekų dumblo drėgnis, %.....	55
3.2 pav. Nuotekų dumblo temperatūra tyrimo metu.....	56
3.3 pav. Nuotekų dumblo pH vertės tyrimo metu.....	57
3.4 pav. Bendrosios anglies kiekis nuotekų dumble.....	58
3.5 pav. Bendrosios anglies kiekio, %, priklausomybė nuo nuotekų dumblo pH.....	59
3.6 pav. C/N santykis.....	59
3.7 pav. Amoniako koncentracija ore tyrimo metu.....	60
3.8 pav. Amoniako koncentracijos priklausomybė nuo bendrosios anglies kiekio.....	61
3.9 pav. Kjeldalio azoto nustatymas.....	62
4.1 pav. Duomenų vaizdavimo pavydžiai (The R... 2015).....	65
4.2 pav. Sklaidos diagrama.....	67
4.3 pav. Tiesinės regresijos modelis.....	70
4.4 pav. Tiesinės regresijos paklaidų grafikas. Normališkumo hipotezė neatmetama (p-reikšmė 0,1768).....	71

LENTELIŲ SĄRAŠAS

1.1 lentelė. Cheminiai neapdoroto ir pūdyto dumblo parametrai (Fytily and Zabaniotou 2008).....	16
1.2 lentelė. Skirtingų Lietuvos regionų nuotekų dumblo energinė vertė (Navickas <i>et al.</i> 2012).....	19
1.3 lentelė. Dumblo šilumingumas ir sudėtis (ECN 2007).....	21
1.4 lentelė. Dumblo komposto, pagaminto panaudojus sliekus, agrocheminiai-fizikiniai rodikliai po 3 kompostavimo mėnesių (Eitminavičiūtė <i>et al.</i> 2001).....	27
1.5 lentelė. Organinių medžiagų cheminė sudėtis (Gondek and Filipek-Mazur 2001).....	28
1.6 lentelė. Komposto (K) ir vermikomposto (V) cheminių ir fizinių-cheminių savybių palyginimas (Tognetti <i>et al.</i> 2005).....	37
1.7 lentelė. Azoto mineralizacija dirvožemyje su kompostu (K) ir vermikompostu (V) (Tognetti <i>et al.</i> 2005).....	37
1.8 lentelė. Laisvasis azotas ($N-NH_4^+$, $N-NO_3^-$) pradiniam mišinijje ir vermikomposte (Hanc and Chadimova 2014).....	39
1.9 lentelė. Azoto oksidų emisija per 60 ir 80 savaičių vermikompostavimo procesų metu (Frederickson and Howell 2003).....	40
2.1 lentelė. Skalė kalibracinei kreivei sudaryti.....	49
2.2 lentelė. Statistinių parametrų dydžių skaičiavimo pavyzdys.....	53
4.1 lentelė. Statistiškai reikšmingi parametrai.....	68

SANTRUMPŲ SĄRAŠAS

DLK – didžiausia leistina koncentracija

ES – Europos Sąjunga

SM – sausos medžiagos

BDS – biocheminis deguonies suvartojimas

EEB – Europos ekonominė bendrija

RNR – ribonukleino rūgštis

DNR – deoksiribonukleorūgštis

BSDK – bendras suspenduotų dalelių kiekis

IVADAS

Problema

Gerėjant valomų nuotekų kokybei, nuotekų valyklose susidaro vis didesni dumblo kiekiai, kurių didžioji dalis sandėliuojama nuotekų valyklų dumblo aikštelėse ir tik nedidelė dalis panaudojama žemės ūkyje, biodujų gamyboje ir kt. Kyla poreikis diegti modernesnes, našesnes ir aplinkai palankesnes dumblo tvarkymo ir apdorojimo technologijas, leidžiančias saugiai sutvarkyti didelius dumblo kiekius, o apdorotą dumblą panaudoti kaip atsinaujinantį energijos šaltinį. Tuo pačiu reikia ieškoti efektyvių būdų, leidžiančių panaudoti per daugelį metų dumblo saugojimo aikštelėse sukauptą dumblą.

Nuotekų dumblo tvarkymas yra aktualus ne tik Lietuvoje, bet ir daugelyje pasaulio šalių. Šiuo metu Lietuvoje kuriama dumblo tvarkymo sistema, apimanti dumblo apdorojimą bei galutinį jo panaudojimą. Siekiant įgyvendinti ES direktyvų reikalavimus atliekų tvarkymo srityje, numatoma palaipsniui apriboti biologiškai skaidžių atliekų šalinimą sąvartynuose. Be aplinkos kokybės problemų sprendimo, tai sudarys galimybes esamas dumblo sankaupas ir naujai susidarantį dumblą panaudoti energetinėms reikmėms.

Nuotekų dumblui yrant ir jam biodegraduojant, susidaro šiltnamio efektą sukeliančios dujos ir išsiskiria nemalonūs kvapai. Dideli amoniako ir šiltnamio efektą sukeliančių dujų kiekiai gali būti skleidžiami ir dumblo saugojimo metu. Tinkamas biologiškai skaidžių atliekų tvarkymas pastaruoju metu ypač svarbus, nes jų irimo produktai daro didžiulį poveikį klimato kaitai (Composting Council 2008; Jackel *et al.* 2005).

Šiuo metu vis labiau ryškėja dirvožemio savybes gerinančių organinių medžiagų ir nuotekų dumblo lygius išsaugančių dirvožemio organinių medžiagų svarba. Nuotekų dumblas yra vertinga medžiaga, kurioje yra susikaupę dideli azoto ir fosforo kiekiai, galintys prisidėti prie dirvožemio kokybės gerinimo. Apdorojant jį svarbu išsaugoti šias maistines medžiagas, kad būtų galima panaudoti žemės ūkyje, energetinių kultūrų auginime.

Darbo aktualumas

Didėjant dumblo kiekiams, jo vis daugiau yra laikoma sandėliavimo aikštelėse, kuriose dėl dumblo puvimo susidaro aplinkos oro, dirvožemio ir kitų aplinkos komponentų tarša. Kompostavimas ir komposto naudojimas mažina šiltnamio efektą sukeliančių dujų kiekį, tiesiogiai izoliuoja anglies dioksidą bei netiesiogiai gerina dirvožemio savybes ir sudėtį (Brown *et al.* 2008; Composting Council 2008). Norint praplėsti nuotekų dumblo panaudojimo galimybes, svarbu išsaugoti azoto junginius komposte ir neleisti jų prarasti dujinių medžiagų (NH_3 , NO_2) susidarymo metu.

Darbo naujumas

Kompleksiniai dujinių ir mineralinių azoto junginių, susidarančių vermikompostuojant nuotekų dumblą, eksperimentiniai tyrimai ir vertinimas.

Darbo tikslas – įvertinti nuotekų dumblo vermikompostavimo proceso metu vykstančių azoto junginių transformaciją.

Darbo uždaviniai:

1. Išanalizuoti ir įvertinti nuotekų dumblo panaudojimo galimybes ir vermikompostavimo proceso pagrindinius parametrus ir dėsningumus;
2. Iširti dujinių azoto junginių susidarymą, perdirbant nuotekų dumblą sliekais;
3. Eksperimentinių tyrimų metu nustatyti organinių azoto junginių transformaciją į mineralinius ir dujinius azoto junginius;
4. Atlikti azoto koncentracijos nuotekų dumble matematinį modeliavimą.

Darbo praktinė vertė

Tyrimų metu gauti rezultatai parodys, kokia nuotekų dumble esanti azoto junginių dalis išsiskirs į aplinką amoniako arba azoto oksido pavidalu, o kokia dalis liks, nes komposte esantis azoto ir fosforo kiekis yra labai vertinga medžiaga, reikalinga dirvožemio savybėms pagerinti.

1. NUOTEKŲ DUMBLO SUSIDARYMAS IR VERMIKOMPOSTAVIMO PROCESO DĖSNINGUMŲ ANALIZĖ

1.1. Nuotekų dumblas ir jo charakteristikos

Nuotekų dumblas yra organinis, kietas, pusiau kietas arba skystas šalutinis nuotekų valymo proceso produktas. Apdorotas dumblas – dumblas, kuris yra biologiškai, chemiškai ar termiškai paveiktas, ilgai laikytas arba kitokiu procesu paveiktas taip, kad jo savybė fermentuotis ir keliamas sveikatai pavojus jį naudojant yra sumažintas.

Nuotekų valyklose dumblas susidaro mechaninio valymo įrenginiuose – pirminiuose nusodintuvuose ir biologinio valymo įrenginiuose – įrenginiuose su aktyviuoju dumbliu (Matuzevičius 1996).

Nuotekų valymo dumblas sandėliuojamas nuotekų valyklose, įrengtose dumblo saugojimo aikštelėse. Tam reikalingos didelės teritorijos. Dumblo skaidymo produktais teršiamas oras, dirvožemis, vanduo. Lietuvoje kasmet susidaro apie 6,5 mln. m³ dumblo, kuriame yra 65 700 t sausųjų medžiagų. Dar apie 1,6 mln. m³ dumblo susidaro pramonės įmonių ir mažųjų gyvenviečių nuotekų valyklose (Zuokaitė ir Zigmontienė 2009).

Nuotekų dumbliui yrant ir biodegraduojant, susiduriama su šiltnamio efektą sukeliančių dujų ir nemalonių kvapų problema. Dideli amoniako (NH₃) ir šiltnamio efektą sukeliančių dujų (CH₄, CO₂) kiekiai gali būti skleidžiami ir dumblo saugojimo metu. Tinkamas biologiškai skaidžių atliekų tvarkymas pastaruoju metu ypač svarbus, nes jų irimo produktai daro didžiulį poveikį klimato kaitai (Zuokaitė ir Zigmontienė 2009).

Techniniu požiūriu fizikinės-cheminės nuotekų dumblo savybės turi labai didelę įtaką jo panaudojimui. Pagrindinė problema – labai didelė nuotekų dumblo drėgmė, kuri gali siekti iki 99 %. Atlikus mechaninį sausinimą drėgmės kiekis dumble sumažėja iki 65–80 %. Taip pat dumblo sudėtyje labai daug biologiškai aktyvių medžiagų, kurios sukelia labai nemalonių kvapų apylinkėse šalia nuotekų valymo įrenginių. Organinių medžiagų kiekis, esantis nuotekų dumble leidžia jį panaudoti kaip kurą. Nustatyta, kad pirminis dumblas turi apie 3–5 % sausos medžiagos, kurioje yra 55–70 % organinių junginių. Po fermentacijos (anaerobinio dujinimo) organinės medžiagos kiekis dumble sumažėja iki 40–55 % (sausos medžiagos) (Stasta *et al.* 2006). Sumažėjus organinių medžiagų kiekiui dumble, sumažėja ir jo kaloringumas. Literatūroje (Wetle and Wilk 2010) teigiama, kad po fermentacijos sauso dumblo kaloringumas sumažėja iki 6,7–12 MJ/kg, kai nefermentuoto dumblo kaloringumas siekia 13,3–17,5 MJ/kg.

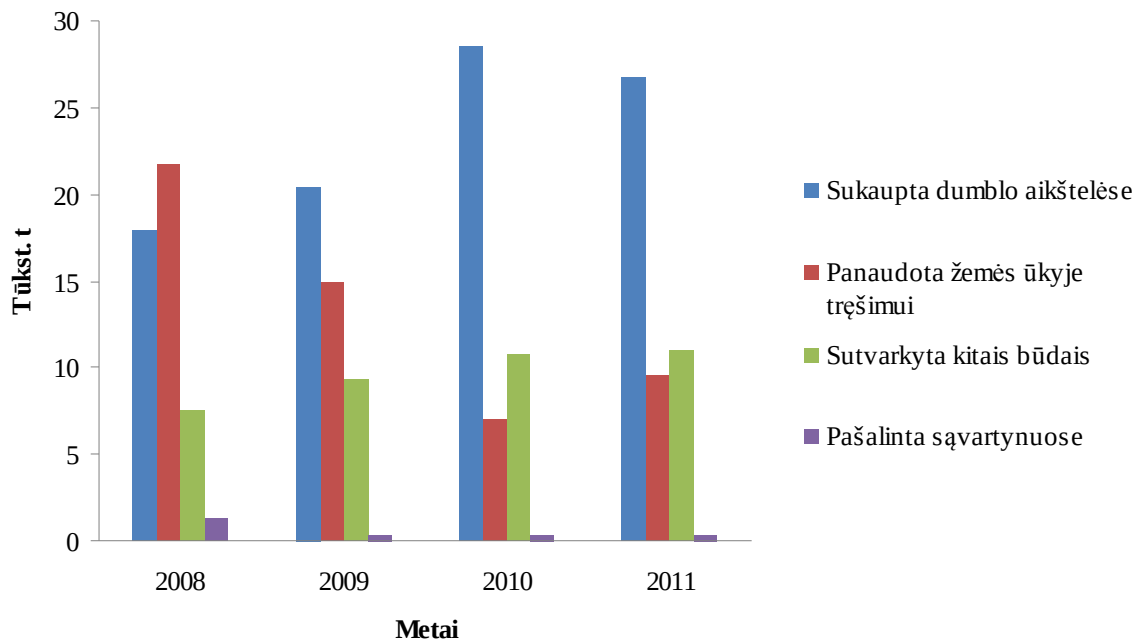
Norint panaudoti nuotekų dumblą labai svarbu žinoti jo charakteristikas, nes nuo dumblo charakteristikų priklauso kokia linkme jį efektyviausiai panaudoti. Tipinės neapdoroto (žalio) ir pūdyto dumblo charakteristikos pateiktos 1.1 lentelėje

1.1 lentelė. Cheminiai neapdoroto ir pūdyto dumblo parametrai (Fytili and Zabaniotou 2008)

Dumblo kriterijai	Neapdorotas		Pūdytas		Aktyvuotas
	Ribos	Dažniausiai nustatomos	Ribos	Dažniausiai nustatomos	
Bendras sausos medžiagos kiekis (SM), %	2–8	5	6–12	10	0,83–1,16
Lakiųjų dalelių kiekis (% nuo SM)	60–80	65	30–60	40	59–88
Tirpūs eteriai	6–30	–	5–20	18	–
Atskiri eteriai	7–35	–	–	–	5–12
Baltymai (% nuo SM)	20–30	25	15–20	18	32–41
Azotas (N, % nuo SM)	1,5–4	2,5	1,6–6	3	2,4–5
Fosforas (P ₂ O ₅ , % nuo SM)	0,8–2,8	1,6	1,5–4	2,5	2,8–11
Kalio karbonatas (K ₂ O % nuo SM)	0–1	0,4	0–3	1	0,5–0,7
Celiuliozė (% nuo SM)	8–15	10	8–15	10	–
Geležis (nesulfidinė)	2–4	2,5	3–8	5	–
Silicis (SiO ₂ , % nuo SM)	15–20	–	10–20	–	–
Šarmingumas (mg/l)	500–1500	600	2500–3500	3000	580–1100
Organinės rūgštys (mg/l)	200–2000	500	100–600	200	1100–1700
Kaloringumas	10000–12500	11000	4000–6000	–	8000–10000
pH	5–8	6	6,5–7,5	7	6,5–8,0

Valant nuotekas kaip šalutinis produktas (atlieka) susidaro nuotekų dumblas. Plečiant miestuose ir kitose urbanizuotose teritorijose susidarančių nuotekų surinkimo sistemas ir didinant nuotekų valymo efektyvumą, nuotekų valymo metu susidarančio dumblo palaipsniui daugėja. Lietuvoje 2011 m. susidarė virš 51307 t nuotekų dumblo (2009 m. – nepilnai 49261 t). 2011 m. vienam Lietuvos gyventojui teko beveik 17 kg nuotekų dumblo, kai tuo tarpu 2009 m. – apie 15 kg (paskaičiuota sausomis medžiagomis). 2008–2011 m. sutvarkyto dumblo kiekio pasiskirstymas pagal tvarkymo būdus pavaizduotas 1.1 paveiksle.

Pasaulinėje praktikoje nėra kokių nors vyraujančių nuotekų dumblo utilizavimo būdų: vienur jis deginamas, kitur sandėliuojamas sąvartynuose, kompostuojamas, taip pat naudojamas biokuro gamybai, žemės ūkyje, energetinių kultūrų auginimui bei pažeistų teritorijų rekultivavimui. Todėl, pasirenkant dumblo tvarkymo būdus, atsižvelgiama į šalies ekologinę – ekonominę padėtį (Visuomenės informavimo... 2012).



1.1 pav. 2008–2011 m. sutvarkyto dumblo kiekio pasiskirstymo pagal tvarkymo būdus kitimas
(Visuomenės informavimo... 2012)

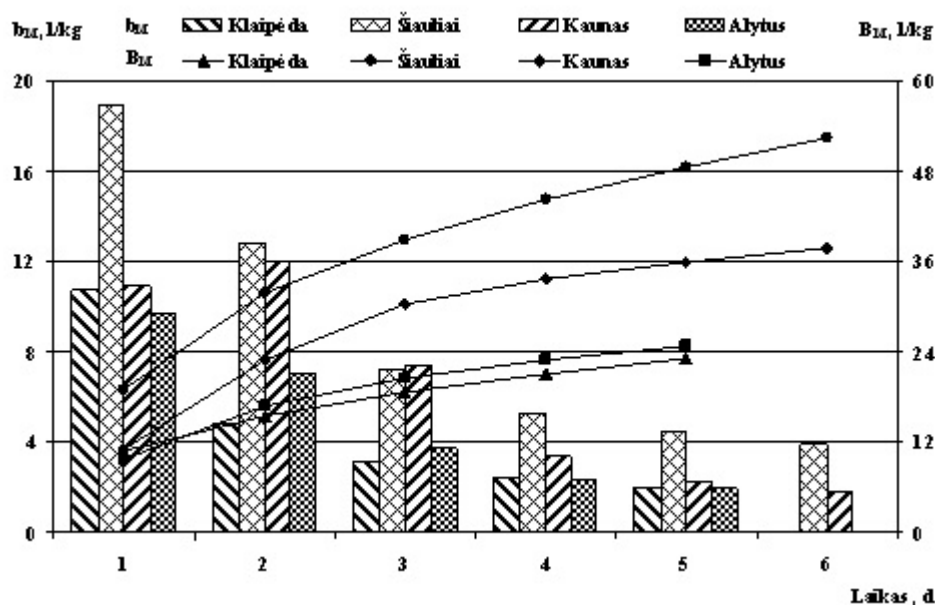
Nuotekų dumblo tvarkymas – tarptautinė problema, kurios sprendimo būdai remiasi Europos Sąjungos Sanglaudos fondo ir šalies biudžeto lėšomis ir skinasi kelių Lietuvoje. Valstybiniame strateginiame atliekų tvarkymo plane, patvirtintame Lietuvos Respublikos Vyriausybės 2007 m. spalio 31 d. nutarimu Nr. 1224 (Žin., 2002, Nr. 40-1499; Žin., 2007, Nr. 122-5003), akcentuota, kad siekiant sukurti ekonomiškai efektyvią komunalinių nuotekų valymo metu susidarančio dumblo tvarkymo sistemą, vienas iš strateginių atliekų tvarkymo tikslų – Lietuvoje sukurti reikiamus komunalinių nuotekų dumblo tvarkymo pajėgumus. Įgyvendinant Valstybinio strateginio atliekų tvarkymo plano tikslus, Lietuvoje kuriami regioniniai dumblo tvarkymo centrai, kurių našumo pakaktų apskrityje susidarančiam dumbliui tvarkyti ir kuriuose dumblas būtų tvarkomas pūdymo, džiovinimo ir kompostavimo įrenginiuose (Visuomenės informavimo... 2012).

1.2. Nuotekų dumblo panaudojimo galimybės

1.2.1. Nuotekų dumblo panaudojimo biodujų gamyboje galimybės

Šiuo metu Lietuvoje, vadovaujantis ES direktyvomis, statomos nuotekų valyklos kartu su veikiančiomis biodujų jėgainėmis. Anaerobinis nuotekų dumblo perdirbimas sumažina šiltnamio efektą sukeliančių dujų išsiskyrimą. Be to, gaunama papildoma ekonominė nauda, nes anaerobinio proceso metu susidariusios biodujos naudojamos elektros ir šiluminės

energijos gamybai. Nors Lietuvoje biodujų energetika plėtojama daugiau kaip 15 metų, per šį laikotarpį buvo pastatytos tik devynios jėgainės. Šiuo metu Lietuvoje veikia tik septynios jėgainės, anaerobiniu būdu perdirbančios biodegraduojančias organinės kilmės atliekas ir gaminančios šiluminę ir elektros energiją. Skirtingų regionų nuotekų dumblas gali turėti savitas chemines ir fizines savybes, kurios nuspėdžia jo tinkamumą anaerobiniam perdirbimui. Kauno technologijos universiteto mokslinėje konferencijoje „Šilumos energetika ir technologijos 2012“ buvo pristatomas mokslinis darbas „Skirtingų regionų nuotekų dumblo perdirbimo į biodujas energinis įvertinimas“. Mokslininkai K. Navickas, K. Venslauskas ir V. Župerka atliko nuotekų dumblo perdirbimo į biodujas galimybių tyrimus. Tyrimų rezultatai pateikti 1.2 paveiksle.



1.2 pav. Biodujų išeiga iš skirtingų Lietuvos regionų nuotekų dumblo: B_w – biodujų išeiga iš nuotekų dumblo biomasės vieneto, l/kg; b_w – dumblo sausosios medžiagos koncentracija, l/kg (Navickas *et al.* 2012)

Iš 1.2 paveikslo matyti, kad didžiausia biodujų išeiga gauta iš Šiaulių miesto nuotekų dumblo tiriamos biomasės vieneto 52,2–52,6 l/kg, o mažiausia (22,8–23,2 l/kg) iš Klaipėdos miesto nuotekų dumblo biomasės. Didesniąją išeigą iš biomasės vieneto lėmė didesnė dumblo sausosios medžiagos koncentracija (Navickas *et al.* 2012).

Nuotekų dumblo energinės vertės skirtinguose Lietuvos regionuose pateiktos 1.2 lentelėje.

1.2 lentelė. Skirtingų Lietuvos regionų nuotekų dumblo energinė vertė (Navickas *et al.* 2012)

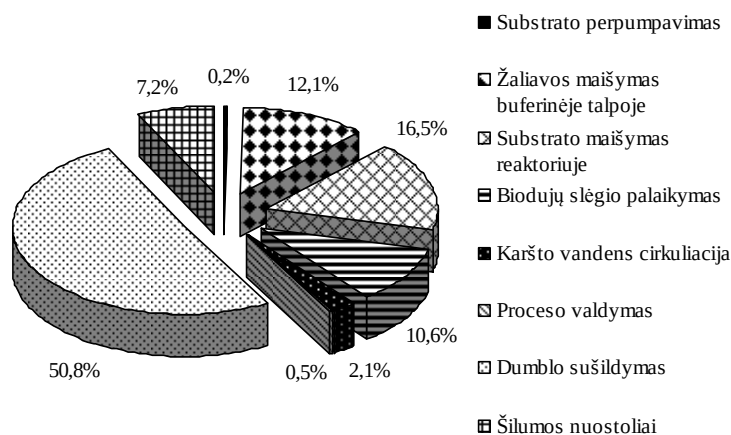
Lietuvos regionas	CH ₄ , %	Biodujų energinė vertė, MJ/m ³	Energinės konversijos faktorius, MJ/kg		
			Sausosios medžiagos	Sausosios organinės medžiagos	Biomasės
Klaipėda	70,2	24,78	9,42–9,57	12,02–12,21	0,56–0,57
Šiauliai	63,9–66,3	22,56–23,40	6,56–7,13	9,28–10,08	1,08–1,18
Kaunas	64,8–64,9	22,87–22,91	13,47–13,86	16,43–16,90	0,84–0,86
Alytus	66,9–67,4	23,62–23,79	10,60–10,92	17,09–17,59	0,58–0,60

Iš 1.2 lentelės matyti, kad didžiausia metano koncentracija (70,2 %) nustatyta iš Klaipėdos nuotekų dumblo išgautose biodujose, o mažiausia – iš Kauno nuotekų valyklos dumblo (64,8–64,9). Iš visų tiriamų pavyzdžių išgautose dujose yra pakankama metano koncentracija, tokios sudėties biodujos yra tinkamos energetinėms reikmėms (Navickas *et al.* 2012).

Nuotekų dumblas anaerobinėmis sąlygomis (bedeguoinėje aplinkoje) dėl metaną gaminančių mikroorganizmų yra suskaidomas ir gaunama pagrindinė sudedamoji gamtinių dujų dalis – metanas. Šis procesas yra lengvai valdomas, automatizuotas. Biodujų išeiga yra nemaža ir dar gana svarbu yra tai, kad, išgaunant biodujas, metano procentinė dalis yra virš 60 %. Dėl to galima gaminti ir elektros energiją, ir šilumą, ir karštą vandenį, ir t.t.

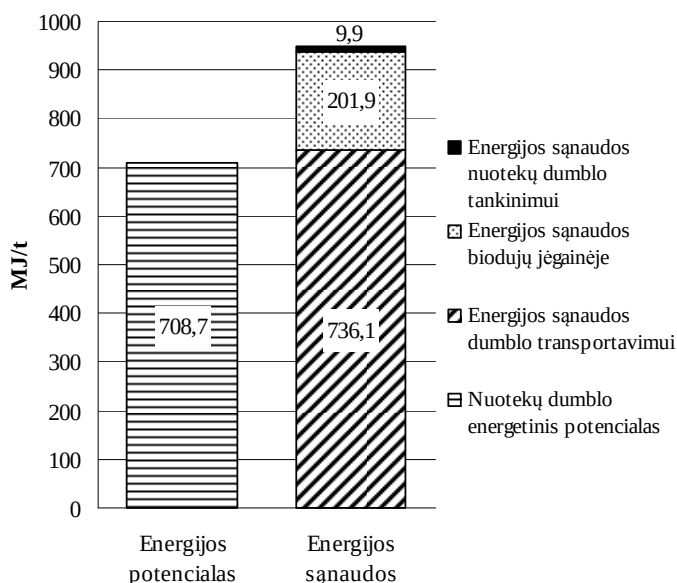
Procesui reikalinga tam tikra temperatūra, maždaug 35–36 laipsnių, kurioje prasideda metaną gaminančių bakterijų gyvybinis šuolis, ir toje temperatūroje jos labai lengvai organines medžiagas suskaido iki metano.

Aleksandro Stulginskio universiteto mokslininkai K. Venslauskas, K. Navickas, V. Župerka, P. Mirklys ir A. Petrauskas (2013) tyrė galimybę perdirbti į biodujas nuotekų dumblą (1.3 pav.).



1.3 pav. Energijos sąnaudos biodujų jėgainėje (Venslauskas *et al.* 2013)

Iš 1.3 paveikslo matyti, kad didžiąją dalį energijos sąnaudų (102,5 MJ/t arba 50,8 %) sudaro žaliavos pašildymo energijos sąnaudos, o mažiausiai – substrato perpumpavimas, jis sudaro 0,2 % visų energijos sąnaudų biodujų jėgainėje.



1.4 pav. Biodujų gamybos iš nuotekų dumblo energijos balansas (Venslauskas *et al.* 2013)

Iš 1.4 paveikslo matyti, kad energijos sąnaudos reikalingos nuotekų dumblo tankinimui siekia 9,9 MJ/t. Energijos sąnaudos perdirbant nuotekų dumblą biodujų jėgainėje sudaro 201,9 MJ/t. Nustatyta, kad iš dumblo išgautas energijos potencialas siekia 708,7 MJ/t, o energijos sąnaudos – 947,8 MJ/t. Didžiausios energijos sąnaudos patiriamos transportuojant nuotekų dumblą į centralizuotą biodujų jėgainę. Gyvenviečių nuotekų dumblą perdirbti centralizuotoje biodujų jėgainėje yra energetiškai neefektyvu (Venslauskas *et al.* 2013).

1.2.2. Nuotekų dumblo panaudojimo biokuro gamyboje galimybės

Nuotekų dumblas gali būti deginamas vienas ar maišant su kitu kuru: anglimi, šiaudais, žliaugtu, medienos apdirbimo, komunalinėmis atliekomis ir kt. Gali būti formuojami briketai arba granulės, jas patogiau saugoti, transportuoti neprarandant efektyvumo (Cartmell *et al.* 2006).

S. Stelmachas ir R. Wasilewskis (2008) padarė išvadą, kad bendrai deginant 1 % dumblo bendroje masėje katiluose nereikalingi struktūriniai pokyčiai. Be to, šis procesas neturi jokios įtakos katilo naudingumui.

Nuotekų dumblo degimo specifinė šiluma yra 16–21 MJ/kg SM, kuri prilyginama medienai (Murakami *et al.* 2009). Tačiau energijos kiekis, kuris yra gaunamas deginant

dumblą, yra apytikriai lygus energijos kiekiui, kuris sunaudojamas dumblui paruošti (išdžiovinti) ir sudeginti. Taigi balansas maždaug lygus nuliui. Mineralizuotas dumblas turi mažiau organinių medžiagų negu nemineralizuotas. Todėl jo degimo šiluma yra mažesnė (9–12 MJ/kg SM) lyginant su nemineralizuotu dumblu (12–14 MJ/kg SM).

Nuotekų dumblo šilumingumo rodikliai pateikti 1.3 lentelėje.

1.3 lentelė. Dumblo šilumingumas ir sudėtis (ECN 2007)

Kuras	Šilumingumas, kJ/kg	Anglies kiekis, %	Vandenilio kiekis, %	Deguonies kiekis, %	Sieros kiekis, %	Drėgnis, %
Nuotekų dumblas	13605	30,6	4,4	18	1,17	9,9
Nuotekų dumblas aerobiškai apdorotas	2906	6,6	1	6,5	0,2	80,4
Nuotekų dumblas anaerobiškai apdorotas	3399	7,9	1,3	9,7	0,27	72,8
Nuotekų dumblas nusausintas	11491	29,7	4,4	25,4	1,06	4
Nuotekų dumblas termiškai apdorotas	12226	25	4,5	13,6	1,4	10

Neapdoroto po džiovavimo dumblo šilumingumas priylgsta rudajai angliai, apie 23000–29000 kJ/kg sausos masės, o apdoroto dumblo (po metatankų) šilumingumas 9000–14000 kJ/kg. Nuotekų dumblo deginimas yra naudingas tada, kai nereikia naudoti papildomo kuro, vadinasi, kai jo šilumingumas yra didesnis nei 8000 kJ/kg.

Deginant dumblą įmonėse žymiai padidėtų pelenų srautai, be to lyginant su mediena, anglimi ar kitu kuru, nuotekų dumblo degimo pelenai yra kibesni (Leckner *et al.* 2003).

1.2.3. Nuotekų dumblo kompostavimas

Kompostavimas – tai sudėtingas kompleksinis kontroliuojamas mikrobiologinis – biocheminis – fizikinis procesas, kurį galima nusakyti tokia bendra formule:



čia: O_2 – deguonis; CO_2 – anglies dvideginis; H_2O – vanduo.

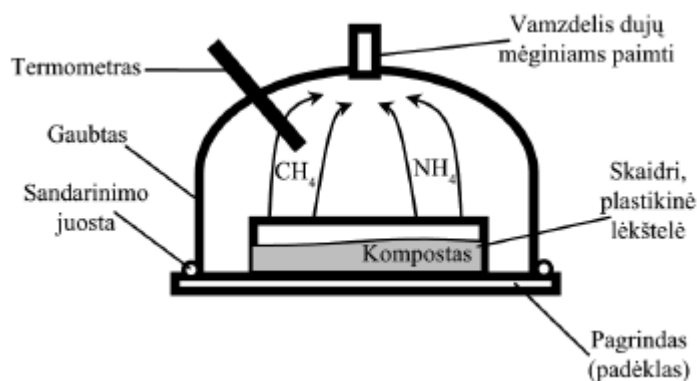
Kompostavimas – tai prižiūrimas natūralus, o kartu ir valdomas procesas, kai organinės atliekos paverčiamos dirvožemiui bei augalams lengvai pasisavinamu maistiniu medžiagų šaltiniu, vadinamu kompostu. Šis procesas natūraliai vyksta dėl užaugusių mikroorganizmų. Procesas nuolat vyksta gamtoje: negrębti lapai pūva, maistinės medžiagos vėl grįžta į žemę ir taip pamaitina medžius. Smėlėtoje dirvoje kompostas veikia kaip kempinė, padėdamas vandeniui išsilaikyti dirvoje ir pasiekti augalo šaknis, tokiu būdu apsaugo šaknis nuo perdziūvimo. Molingoje dirvoje kompostas suteikia žemei purumo ir laidumo, padidina jos galimybes absorbuoti orą ir vandenį, mažina eroziją. Dirvožemis, tręštas kompostu, yra atsparesnis vėjo ir vandens erozijai. Be to, žemė, kartu su kompostu gauna ir naudingų mikroorganizmų, kurie sugeba pasisavinti maistingąsias medžiagas iš mineralinės dirvos dalies ir perduoti jas augalams, todėl mažėja neorganinių trąšų poreikis. Taip netiesiogiai mažina šiltnamio efektą sukeliančių dujų emisijas dėl trąšų gamybai nesuvaldytos energijos (Zuokaitė ir Zigmontienė 2009).

Kompostuojant bioskaidžias atliekas vyksta biologiniai, biocheminiai ir fiziniai procesai, kurių metu, dalyvaujant mikroorganizmams ir zoocenozėms bei jų išskiriamiems fermentams, vyksta sudėtingi organinių atliekų mineralizacijos, biogeninių elementų išlaisvinimo ir humuso formavimo procesai. Skaidymo funkciją atlieka bakterijos, mikromicetai (pelėsiniai grybai), įvairūs pirmuonys, bestuburiai, smulkūs gyvūnai, kurie minta organinėmis medžiagomis ir jas ardo (Zuokaitė ir Zigmontienė 2010).

Kompostavimo metu susidaręs produktas išvaizda ir savybėmis būna panašus į tamsią, humusingą žemę. Jis pagerina dirvožemio struktūrą, padidina jo gebėjimą absorbuoti orą ir vandenį, mažina eroziją bei leidžia atsisakyti sintetinių papildomų maistinių medžiagų naudojimo (Zuokaitė ir Zigmontienė 2010).

Anglies dioksidas (CO_2), metanas (CH_4) ir azoto oksidai (NO_x) yra šalutiniai kompostavimo proceso produktai. Šios trys šiltnamio efektą sukeliančios dujos prisideda prie visuotinio atšilimo, absorbuodami skleidžiamą spinduliuotę į žemę (Zuokaitė ir Zigmontienė 2009).

Tiriant dujiniu teršalu (CH_4 , NH_3) išsiskyrimą kompostuojant, naudojamas perteklinis nuotekų dumblas, nusaustas centrifugomis, ceolitas, durpės. Kompostuojama kompostavimo aikštele imituojančiuose „įrenginiuose“ (1.5 pav.).



1.5 pav. Nuotekų dumblo kompostavimo įrenginys (Zuokaitė ir Zigmontienė 2009)

Dumblo kompostavimo įrenginį sudaro: pagrindas, gaubtas, sandarinimo juosta, skaidri plastikinė lėkštelė, vamzdelis dujų mėginiams paimti, termometras (Zuokaitė ir Zigmontienė 2009).

Reikalavimai nuotekų dumblo kompostavimui:

1. Biologiškai skaidžių atliekų kompostavimo sąlygos, kompostuojamų atliekų rūšys, reikalavimai komposto kokybei ir naudojimui nustatyti Biologiškai skaidžių atliekų kompostavimo aplinkosauginiuose reikalavimuose, patvirtintuose Lietuvos Respublikos aplinkos ministro 2007 m. sausio 25 d. įsakymu Nr. D1-57 „Dėl Biologiškai skaidžių atliekų kompostavimo aplinkosauginių reikalavimų patvirtinimo“ (Žin., 2007, Nr. 23-902) : „Dumblo kompostavimo proceso metu dumblo temperatūra turi būti išlaikoma ne žemesnė kaip 70 °C, išlaikant šią temperatūrą ne trumpiau kaip 1 savaitę“ (16 punktas);

2. LAND 20-2005 „Nuotekų dumblo naudojimo tręšimui bei rekultivavimui reikalavimai“, patvirtintą aplinkos ministro 2001 m. birželio 29 d. įsakymu Nr. 349 (Žin., 2001, Nr. 61-2196; 2005, Nr. 142-5135): „Mikrobiologinių-parazitologinių rodiklių nustatymas nebūtinai, kai dumblas kompostuojamas, komposto temperatūrą palaikant aukščiau 55 °C ne trumpiau kaip 2 savaites“ (18.6 punktas).

1.2.4. Nuotekų dumblo panaudojimo žemės ūkyje galimybės

Problemos, kurias sukelia susidarantys vis didesni nuotekų dumblo kiekiai, paskatino pradėti studijas, susijusias su jų biologiniu panaudojimu žemės ūkyje. Nuotekų dumblas žemės ūkyje gali būti taikomas tol, kol bus laikomasi keturių taisyklių: žemės ūkis tinkamai naudojamas, ilgalaikis dirvožemio našumas yra išsaugotas, eliminuotas viešosios tvarkos trikdymas dėl dumblo tvarkymo, ir paskutinė, bet ne mažiau svarbi taisyklė, tai turi būti laikomasi visų reglamentų susijusių su požeminio vandens, dirvožemio apsauga bei sauga

žmonių ir gyvūnų sveikatai. Prieš taikant nuotekų dumblą žemės ūkyje, dumblas turi būti apdorotas biologiškai, chemiškai arba termiškai, ar būti veikiamas kitų procesų, mažinančių patogeninių mikroorganizmų skaičių (Gondek and Filipek-Mazur 2001).

Dumblo panaudojimas tręšimui išsprendžia dvi problemas: grąžina į dirvožemį iš jo su derliumi paimamą organiką ir sunaudoja besikaupiančias miestuose nuotekų dumblas. ES valstybėse, naudojant dumblą tręšimui, sutaupoma azoto trąšų – 1,9; fosforinių – 5,3; kalio 1,7 % reikiamo kiekio. Naudojamo nuotekų dumblo žemės ūkyje neorganinė frakcija išliks dirvožemyje šiek tiek paveikta biologinių procesų, o organinė frakcija bus visiškai suardyta (Sruogys ir Jaskėlevičius 2000). Tačiau dumblo panaudojimą riboja du veiksniai: užterštumas patogeniniais mikroorganizmais ir dideli skendinčių medžiagų kiekiai. Dėl šių priežasčių neleidžiama dumblo naudoti apsauginėse vandens telkinių zonose, daržininkystės ūkiuose.

Dumblo panaudojimą žemės ūkyje nusako Europos komisijos direktyva 86/278/EEB „dėl aplinkos, ypač dirvožemio, apsaugos naudojant žemės ūkyje nuotekų dumblą“, kuri reglamentuoja dirvožemio ir žmonių apsaugą nuo nepageidaujamų medžiagų. Naudojant dumblą žemės ūkyje remiantis šia direktyva susiduriama su socialinėmis ir techninėmis kliūtimis. Pagrindinė techninė kliūtis yra ta, jog dumblas susidaro ištisus metus, o direktyva jo naudojimą žemės ūkyje leidžia tik vieną arba du kartus per metus. Lietuvoje auginant energetines kultūras, per metus gali būti paskleidžiama (įterpiama ar pan.) iki 100 t/ha dumblo (sausomis medžiagomis). Dumblo norma gali būti didinama tuo atveju, kai tręšimo plane įrodomas normos didinimo pagrįstumas ir aplinkosauginis saugumas. Bet koku atveju patręštos teritorijos dirvožemio užterštumas sunkiaisiais metalais negali viršyti DLK (didžiausių leistinų koncentracijų), tai turi būti įrodyta skaičiavimais arba eksperimentinių tyrimų rezultatais, pateiktais tręšimo plane (LAND 20-2005).

1.3. Nuotekų dumblo vermikompostavimo proceso analizė

Vermikompostavimas – tai kompostavimas, kai organines atliekas į kompostą didelė dalimi perdirba sliekai kartu su bakterijomis, grybais ir kitais mikroorganizmais. Vermikompostuojant galima perdirbti įvairias organines atliekas: nuotekų dumblą, buitinių-komunalinių atliekų organinę frakciją, maisto perdirbimo įmonių atliekas, celiuliozės, popieriaus, medvilnės pramonės šalutinius produktus. Prieš vermikompostuojant kai kurias atliekas patartina trumpai palaikyti, nes sliekai gali žūti nuo per aukštos fermentacijos temperatūros (60–70 °C) ar besiskiriančių kenksmingų dujinių medžiagų didelės koncentracijos. Kompostuojant rekomenduojama, kad ne mažiau kaip 30 % sudarytų celiuliozės turinčios atliekos (šiaudai, pjuvenos, makulatūra), taip pat patartina įmaišyti

nedidelį kiekį mineralinio dirvožemio. Kaip vermikompostavimo žaliavą tikslingiausia naudoti atliekas, kurios daugiausia teršia aplinką ir yra sunkiai utilizuojamos. Vermikompostavimas yra reikšmingas ekologiniu požiūriu, nes kenksmingos atliekos perdirbamos neteršiant gamtos.

Atliekų perdirbimas, panaudojant sliekus, reikalauja tikslų bei griežtų technologinių parametrų: turi būti užtikrinta optimali kompostuojamos žaliavos temperatūra, kuri yra +20–27 °C. Kad sliekų kiekis komposto žaliavoje būtų pakankamas, jų dauginimuisi turi būti užtikrinama pH 6,5–7,5, o atliekos, kuriose bus laikomi sliekai, drėgmė 65–85 %. Vermikompostavimo savybės labiausiai priklauso kokios atliekos bus naudojamos (Tripolskaja, 2003).

Pasak mokslininkų E. Karbauskienės ir L. Tripolskajos vermikomposto savybės būna geresnės, jeigu komposto masė yra tankesnė, nes tada ji geriau sulaiko drėgmę. Iš nuotekų dumblo ir medienos atliekų pagamintas vermikompostas yra purus, bekvapis ir vientisas. Vermikomposte randama 0,3 % daugiau fosforo ir 0,15 % daugiau kalio nei paprastame komposte.

Vermikompostavimo ypatybės:

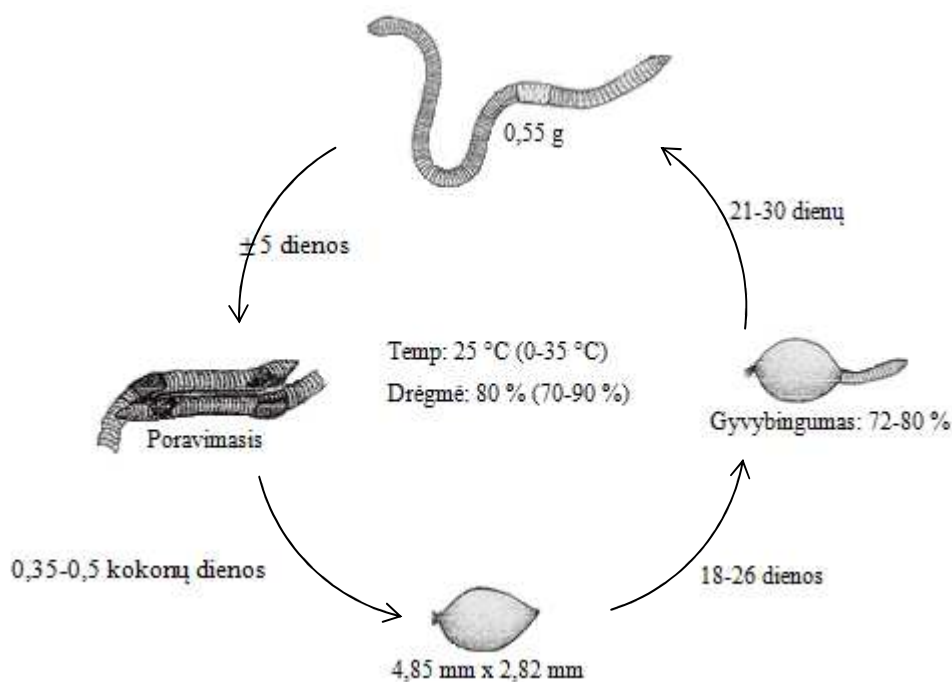
1. Nustoja išsiskirti nemalonūs kvapai. Praktikai teigia, kad bet kokia pūvanti organinė medžiaga sliekų dezodoruojama praėjus 1–2 dienoms;
2. Daug (2–5 kartus) greičiau skaidomos ir mineralizuojamos organinės medžiagos. Pavyzdžiui, gaminant kompostą iš nutekamųjų vandenų nuosėdų ir kitų kenksmingų atliekų, sliekai jas suskaido per 3–4 savaites. Po 3,5 mėnesių atliekos tampa visiškai subrendusiu kompostu;
3. Sumažėja atliekų tūris, pavyzdžiui, buitinių atliekų – 40–60 %, o sliekų biomasė padidėja trigubai.;
4. Naudojant buitines atliekas kaip žaliavą, padidėja komposto išeiga (sliekai gali pasirinkti maistą);
5. Nukenksminamas kompostas. Susidaro palankios sąlygos mikroorganizmų veiklai, kurie neigiamai veikia patogenines bakterijas, ypač salmonelas (Vermikompostai... 2013).

Apibendrinant vermikomposto įtaką dirvožemio savybėms ir augalų derliui, galima konstatuoti, kad vermikompostuose esantys fermentai ir humuso medžiagos suaktyvina dirvožemio mikrobiologinį aktyvumą, praturtina jį tirpiaisiais maisto elementais, pagerina dirvožemio fizikines savybes, kas turi įtakos cheminių elementų išplovimo sumažėjimui, didina augalų derlių ir gerina jo kokybės parametrus (Karbauskienė 2000; Tripolskaja, 2003). Poveikio dydis yra labai nevienodas ir priklauso nuo vermikomposto kokybės, cheminės sudėties, įterpimo būdo, normų ir gamtinių sąlygų.

1.3.1. Vermikompostavimui naudojami sliekai

Tyrimai apie galimybę sliekus panaudoti nuotekų dumblo suskaidymui prasidėjo 1970 m. antroje pusėje, o toks jų panaudojimas buvo apibrėžtas kaip vermikompostavimas ar vermistabilizavimas (Naddafi *et al.* 2006).

Sliekai poravimosi metu išskiria baltymines medžiagas, iš kurių formuojasi kokonas, kuriuo minta embrionai. Kokonas nuslenka nuo slieko ir jame vystosi nauji individai (1.6 pav.). Maitindamiesi organinėmis atliekomis, sliekai gali sumažinti jų kiekį 40–50 %. Kiekvienas sliekas sveria vidutiniškai 0,5–0,6 gramus, o atitinkamai pagal kūno svorį organinių atliekų suvalgo maždaug perpus savo svorio per parą (Nagavallemma 2006).



1.6 pav. Kompostiniai sliekai (LUMBRICUS – biohumuso... 2014)

Sliekai vermikompostavimo metu atlieka fizinius ir biocheminius procesus. Fiziniai procesai – tai substrato vėdinimas, maišymas ir smulkinimas, o biocheminiai procesai apima atliekų ardymą fermentais, esančiais sliekų virškinimo trakte (Sharma 2009).

Nuotekų dumblą, užterštą biologiniais ir mineraliniais teršalais galima paversti į naudingą kietą kompostą, naudojamą žemės ūkio srityje. Pastaruoju metu organinių medžiagų kompostavime daug dėmesio skiriama sliekams, kaip gyviems organizmams, kurie sugeba perdirbti organines atliekas į kompostus (Aleksandro Stulginskio... 2008).

Biohumusas yra lietaus sliekų išskyros arba koprolitai. Jis yra juoda biri ir maloniai kvepianti, tokia kaip žemė masė, panaši į juodžemį. Kadangi sausame biohumuse yra didelis kiekis (iki 32 %) humininių medžiagų: amino rūgščių, fulvo rūgščių ir aminių, jos organinėms trąšoms suteikia aukštų agrocheminių ir augimą skatinančių savybių. Visos maistingosios

medžiagos jame yra subalansuotos ir biologiškai prieinamos augalams. Biohumuse nėra patogeninių mikroorganizmų, helmintų kiaušinių, piktžolių sėklų ir sunkiųjų metalų. Be to, jame yra unikali naudingų dirvai ir augalams mikroorganizmų bendrija, šie organizmai, įdėjus biohumusą į dirvą, joje apsigyvena, išskiria fitohormonus, antibiotikus, fungicidinius ir baktericidinius junginius, dėl to patogeninė mikroflora yra išstumiamą, pašalinamos plačiai paplitusių augalų ligos. Tokiu būdu paruoštas biohumusas yra labai efektyvi ir ekologiškai švari trąša, kurią naudojant pagerėja agrocheminės savybės, kokybė tampa aukštesnė ir padidėja ūkinių produktų derlius. Be to, biohumusas turi išskirtinių fizikocheminių savybių: struktūros vandeningumą (95–97 %) ir pilną drėgmės imlumą (200–250 %). Tai leidžia jį apibūdinti kaip puikų meliorantą ir dirvos gerintoją.

Kalifornijos sliekai yra 6–8 cm ilgio, 3–4 mm skersmens ir sveria apie 0,8–1,0 g. Sliekas būna subrendęs tada, kai atsiranda balnelis (žiedo formos sustorėjimas). Apsivaisina kas 7 dienas. Susidaro kapsulę primenantis kokonas. Jis būna nuo šviesiai rudos iki beveik juodos spalvos, nedidelis (apie 2–3 mm pločio ir 3–4 mm ilgio). Kalifornijos slieko kokone būna apie 2–22 kiaušinėlius, kitų sliekų rūšių – tik 1–3. Skirtingai nuo paprastųjų sliekų, Kalifornijos sliekai gyvena 4 kartus ilgiau, t. y. 16 metų. Per metus laboratorinėmis sąlygomis pasidaugina iki 1500 kartų.

Vermikompostavimui naudojant kompostinius sliekus *Eisenia fetida* temperatūra turi būti 20–25 °C, drėgmė 75–90 %, maistinis substratas reguliariai turi būti papildomas po 2,5–5 cm, bei aerobinių sąlygų palaikymas viršutiniame 15–20 cm sluoksnyje (LUMBRICUS – biohumuso... 2014).

Sliekai iš subrendusio komposto gali būti pašalinami: mechaniškai (pvz., sijojant vibraciniais sietais), naudojant jų reakciją į šviesą ar šilumą, chemiškai (pvz., naudojant formaliną), biologiškai (sliekai palaikomi alkani, po to užpilama šviežių organinių atliekų).

Vilniaus Ekologinio instituto mokslininkės I. Eitminavičiūtė, V. Strazdienė, N. Darulytė ir A. Matusevičiūtė (2001) tyrė natūraliai paplitusių kompostuose *E. fetida* ir *E. fetida „california“* sliekų išgyvenimą ir reprodukciją, auginant juos miestų nuotėkų dumblių kompostuose. Tyrimų rezultatai pateikti 1.4 lentelėje.

1.4 lentelė. Dumblo komposto, pagaminto panaudojus sliekus, agrocheminiai-fizikiniai rodikliai po 3 kompostavimo mėnesių (Eitminavičiūtė *et al.* 2001)

Rodiklis	1 metų mėšlas	1 metų dumblas	Šviežias dumblo mišinys
C/N	15,8	12,2	12,9
C, %	25,97	24,76	26,88
N, %	1,645	2,022	2,086
pH KCl	7,7	7,1	6,9
Drėgmė, %	64,90 ± 3,50	63,57 ± 0,83	66,50 ± 1,30

Iš 1.4 lentelės matyti, kad po trijų kompostavimo mėnesių atlikus agrocheminę analizę, buvo nustatyta, kad komposto reakcija (pH) yra artima neutraliai, C/N santykis 1 metų dumble ir šviežio dumblo mišinyje yra labai panašus: 12,2 ir 12,9. Drėgmė svyravo tarp 63,5 ir 66,5 %, tokia substrato drėgmė yra tinkama sliekų išgyvenimui (Eitminavičiūtė *et al.* 2001).

Biologiniu organinių atliekų apdorojimo metodu, apimančiu *Eisenia fetida* sliekų rūšį, neseniai susidomėjo daugelis mokslininkų. Pagrindinis uždavinys vermikompostiniams sliekams yra transformuoti savo virškinimo sistemoje augalinę masę, arba jos darinius, į amorfinę struktūrą. Nors sliekų poveikis kompostuojamam “žaliam” nuotekų dumblui nėra labai efektyvus, nes yra mažai maistingų medžiagų, tačiau jo veiksmingumas padidėja, kai nuotekų dumblas iš pradžių kompostuojamas kartu su augalų mase arba kitais organiniais komponentais. Šis metodas palengvina veiksmingą komposto savybių pasikeitimą ir suteikia galimybę gauti naudingos trąšos, vadinamas biohumusu (Gondek and Filipek-Mazur 2001).

Mokslininkai K. Gondek ir B. Filipek-Mazur (2001) tyrė nuotekų dumblo panaudojimą žemės ūkyje. Eksperimentinio tyrimo metu buvo naudojamas neapdorotas nuotekų dumblas, sumaišytas su kviečių šiaudais ir vaismedžių lapais. Šiaudai ir lapai sudarė 20 % dumblo sausos masės. Tyrimų metu gautų organinių medžiagų cheminė sudėtis pateikta 1.5 lentelėje.

1.5 lentelė. Organinių medžiagų cheminė sudėtis (Gondek and Filipek-Mazur 2001)

Determinacija	Mėšlas	Neapdorotas dumblas		Vermikompostas*	
		Biologinis	Cheminis	Šiaudai	Lapai
Sausos liekanos masė, %	26,25	34,15	23,17	43,75	46,88
% sausoje masėje					
Organinė anglis	27,30	23,60	16,20	19,00	18,00
Bendrasis azotas	1,79	3,95	4,72	1,79	2,43
C/N	15,20	6,00	3,40	10,60	7,40
P ₂ O ₅	0,93	0,96	0,21	1,22	0,83
K ₂ O	1,37	0,13	0,01	0,45	0,38
Ca	0,93	9,87	4,19	9,38	7,66
Mg	0,39	0,27	0,06	0,35	0,26
Na	0,95	0,44	0,34	0,27	0,23
mg . kg ⁻¹ sausos masės					
Cu	8,38	28,20	4,53	64,50	47,30
Cr	150,00	7121,00	400,00	9584,00	7084,00
Pb	9,24	25,40	18,50	28,80	24,40
Cd	0,55	0,64	0,07	0,78	0,54

Pastaba. *Paruoštas iš biologinių nuosėdų

Iš 1.5 lentelės matyti, kad sausosios medžiagos svoris svyravo nuo 23,17 % iki 46,88 %. Abi vermikomposto rūšys turėjo aukščiausią sausosios medžiagos kiekį; mažiausias rastas cheminės odų išdirbimo dumble. Organinės anglies kiekis buvo didesnis kaip 20 % mėšle ir

biologiniame dumble, tačiau mažesnis – cheminiame dumblo ir vermikomposte. Trąšose naudojamose eksperimente buvo gausu azoto (1,79–4,72 %). Didžiausi kiekiai bendrojo azoto buvo nustatyti chemiškai (4,72 %) ir biologiškai (3,95 %) neapdorotame dumble. Apskaičiuotas C ir N santykis organinėse medžiagose buvo mažas ir svyravo tarp 3,4 ir 10,6, išskyrus mėšlą (15,2). Fosforo kiekis medžiagose buvo įvairus, jo kiekis mėšle buvo aukštesnis nei nustatyta, t.y. 0,93 % P_2O_5 . Neapdorotame biologiniame dumble buvo nustatyta 0,96 % P_2O_5 , o šiaudų vermikomposte – 1,22 % P_2O_5 . Mažiausias fosforo kiekis buvo rastas chemijos dumble (0,21 % P_2O_5) (Gondek and Filipek-Mazur 2001).

1.3.2. Vermikompostavimo proceso reikalavimai

Pagrindiniai reikalavimai vermikompostavimo proceso metu yra tokie: tinkama paklotė (gyvavimo terpė), maisto šaltinis, tinkama drėgmė, aeracija, temperatūra, pH (Garg 2006).

Munroe (2010) siūlo paklotės sliekams veistis ir gyvuoti tinkamumą vertinti pagal tokius kriterijus:

- Aukštas absorbcijos lygis. Sliekai kvėpuoja per savo odą, todėl turi būti palaikoma tam tikra paklotės drėgmė, nes jei sliekų oda ims džiūti, jie žus;
- Gero išmaišymo galimybė. Jei žaliava per tanki, tai oro tėkmė joje yra sumažėjusi ar iš vis jos nėra. Sliekams deguonis yra būtinas išgyventi. Skirtingos medžiagos ir savybės lemia terpės poringumą – dalelių dydis, forma, kiekis, tvirtumas;
- Žemas C/N rodiklis. Didelis anglies ir azoto junginių santykis gali sukelti staigią degradaciją ir su ja susijusias aukštos temperatūros, netinkamų, kartais mirtinų sąlygų atsiradimą.

Kad vermikompostuojant nuotekų dumblą ar kitas organines medžiagas būtų pasiektas kuo aukštesnis naudingumas, labai svarbu parinkti optimalias sąlygas tokiam dumblo apdorojimui. Vienas iš svarbiausių vermikompostavimo reikalavimų yra optimalus drėgnis. N. B. Singh ir kt. (2004) nustatė, kad organinėms atliekoms esant 90 % drėgnumo, jau dvyliktą eksperimento dieną prasideda aerobinis procesas. Galima šito priežastis, autoriaus nuomone, gali būti perteklinis vanduo, kuris apribojo oro judėjimą substrato porose. Vadinas, sulėtėjo ir vermikompostavimas. Esant 40 % ir 50 % drėgnumui, atliekų skaidymas taip pat nebuvo greitas. Tyrimo metu nustatyta, kad vermikompostavimui naudojant *Perionyx excavatus* sliekus, optimalus drėgnis, prie kurio skaidymas vyko sparčiausiai, buvo 80 %.

Optimali temperatūra vermikompostavimui priklauso nuo naudojamų sliekų. Sliekų *Eisenia fetida* rūšiai tinkamiausia darbo temperatūra yra 20–25 °C. Jie gali toleruoti temperatūrą 4–29 °C intervale. 29 °C temperatūra sliekams yra stresinė, o esant 32 °C – miršta.

Dar vienas rodiklis, kuris lemia sliekų veiklą, o kartu ir vermikompostavimo naudingumą, yra terpės druskingumas. Pagrindinis druskingumą lemiantis veiksnys yra amonio koncentracija. Esant 5 mg/g ir didesniai terpės druskingumui, sliekams yra sunku išgyventi, todėl jei pradinėje medžiagoje (žaliavoje) yra mažai druskos, sliekų veiklos rezultatai yra geresni. Amonis sliekų audiniuose yra nitrifikuojamas per dvi savaites (Chaoui 2010).

Vermikomposto kokybė priklauso nuo žaliavos apdorojimo šiuo būdu trukmės. Jamaludin (2010) atliko tyrimą, kaip vermikompostavimo trukmė daro įtaką produkto kokybei. Paaiškėjo, kad komposto kokybė praėjus ilgesniam laikui (kokybė buvo tikrinama po 10 ir 30 savaičių) buvo geresnė: nustatytas naudingų makroelementų kiekio padidėjimas bei sunkiųjų metalų kiekio ir C/N santykio vertės sumažėjimas. Taigi galima daryti išvadą, kad kuo ilgiau žaliavos (organinės atliekos) yra vermikompostuojamos, tuo produkto kokybė tampa geresnė.

Gargas (2005), atlikdamas *Eisenia fetida* augimo ir dauginimosi įvairių gyvūnų atliekų vermikompostavimo metu tyrimą, nustatė, kad šių sliekų didelis mirtingumas išvengiamas, jei žaliava yra 2 savaites kompostuojama prieš įvedant į ją sliekus. Šio išankstinio kompostavimo metu, anot Gargo, pašalinama didelė dalis toksiškų dujų.

1.4. Azoto junginių transformacijos procesai nuotekų dumble

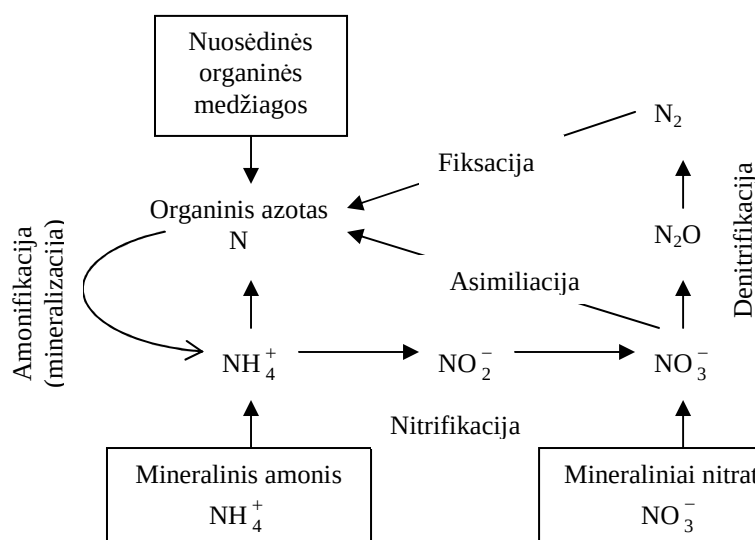
Svarbiausios medžiagos užtikrinančios mikroorganizmų veiklą kompostavimo metu yra anglis, azotas, fosforas ir kalis. Taigi nuo jų kiekio priklauso komposto vertė. Tačiau labiausiai kompostavimo eigą veikia anglies ir azoto perteklius arba trūkumas. Mikroorganizmai sunaudoja anglį energijai gauti ir augti, o azotas yra svarbiausia baltymų sintezės ir reprodukcijos medžiaga. Dėl to kompostuojamame substrate turi būti tinkama anglies ir azoto proporcija (C/N). Tinkamiausios sąlygos gyventi mikroorganizmams susidaro tada, kai šis santykis yra nuo 15/1 iki 30/1 (Haug 1993). Jei C/N santykis yra mažesnis nei 20/1, tai visą anglį suvartoja mikroorganizmai ir azotas lieka laisvas (Eklind 2007; Zuokaitė 2009). Tuomet azoto perteklius pasišalina į atmosferą amoniako arba azoto oksido pavidalu, atsiranda kvapo problema, azoto nuostoliai. Kai kompostuojamo mišinio C/N santykis yra

didesnis nei 40/1, reikia ilgesnio kompostavimo laiko, nes substrate yra per daug anglies ir trūksta azoto.

Azotas yra svarbiausia baltymų sintezės ir reprodukcijos medžiaga. Organinis azotas yra pagrindinė maisto medžiaga gyviesiems organizmams, įeinanti į amino rūgščių, proteinų, baltymų, vitaminų, RNR ir DNR sudėtį, dalyvaujanti jų sintezėje (Kašėtaitė 2007).

Nuotekų dumble esantis bendrasis azotas susideda iš kelių azoto formų. Tai visų pirma bendrasis azotas, taip pat nitritai ir nitratai, amonis ir amoniakas, ištirpęs dujinis organinis azotas, suspenduotas lengvai degraduojantis azotas ir suspenduotas dujinis (organinis) azotas (Henze *et al.* 2002).

Kompostavimo metu vyksta nitrifikacija ir denitrifikacija (1.7 pav.). Nitrifikacija yra amoniakinio (NH_4^+) azoto virsmas į nitratinį (NO_3^-) azotą. Pirmiausia amonis oksiduojasi iki nitrito jono (NO_2^-), kuris po to greitai oksiduojamas iki nitratų (NO_3^-).



1.7 pav. Kompostavimas (azoto ciklas) (Bioskaidžių atliekų... 2011)

Vykstant denitrifikacijai nitratai yra paverciami nitritais, o po to azoto dujomis. Denitrifikacijos metu yra prarandamas azotas, nes jis dujų pavidale išgaruoja iš komposto.

Azoto pasisavinimą iš oro – azoto fiksaciją, vykdo bakterijos. Augalai lengvai pasisavina nitratus, o kai kurie augalai ir mikroorganizmai ir amonį – vyksta amino rūgščių sintezė – azoto imobilizacija (ar asimiliacija), atvirkščias amonifikacijai procesas.

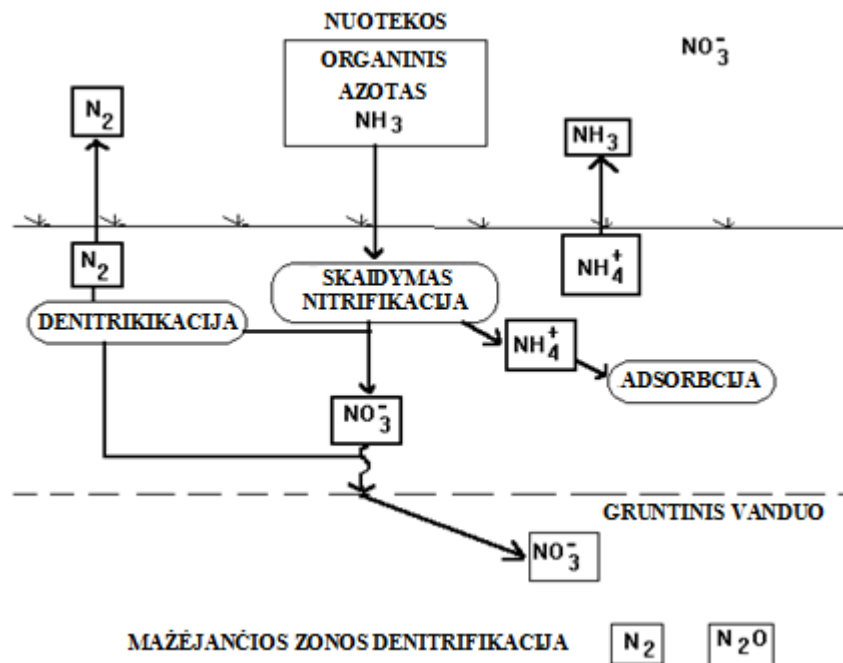
Atliekų sudėtis turi įtakos proceso greičiui. Kai kurios atliekos yra lengviau yrančios: augalai, mėšlas, nuotekų dumblas. Masės struktūra daro įtaką procesui dėl kintamo paviršiaus ploto, kaip mikroorganizmų terpės, ir jų sugebėjimo sulaikyti drėgmę bei deguonį. Kompostuojamose medžiagose esantis organinis azotas beveik visas atsipalaiduoja amoniako pavidalu. Pagrindiniai šio proceso vykdytojai yra mikroorganizmai. Jie skaido sudėtingus

organinius azoto darinius į paprastus junginius, kad išgautų azoto savoms naujoms ląstelėms gaminti. Kadangi mikroorganizmai suvartoja azotą proporcingai anglies kiekiui, padidinus C/N santykį sumažėja amoniako nuostoliai. Labai šarminga aplinka taip pat skatina amoniaką garuoti iš substrato. Komposto eigoje, bręstant kompostui, po truputį mažėja C/N santykis. Kompostavimo metu paprastai anglies prarandama daugiau nei azoto. Dėl to C/N santykis substrate sumažėja iki 15/1 ir daugiau.

Kai kurie tyrinėtojai pateikia duomenų, kad biohumuse padaugėja azoto, nes sliekų kaprolituose atsiranda daugiau azotą fiksuojančių bakterijų. Kitų mokslininkų tyrimais nustatyta, kad sliekų (*Eudrilus eugeniae*) kaprolituose azoto buvo 45 % daugiau nei pradiniam substrate. Dar kiti teigia, kad augalų pasisavinamas azotas biohumuse sudaro 70 %. Dalis mokslininkų yra tokios nuomonės, kad kompostuojant biologinės kilmės medžiagas neišvengiamai vyksta azoto junginių mineralizacija, lydima nitrifikacijos-denitrifikacijos ir išsiplovimo procesų sukeliama azoto nuostoliais. Kompostuose azoto junginiai įgauna savybes ir trūkumus, būdingus mineralinėms azoto trąšoms: azotas išsiplauna iš dirvos, nitrifikacijos ir denitrifikacijos procesai lemia jo nuostolius į atmosferą, augalai užteršiami padidintais nitratų kiekiais. Tačiau egzistuoja ir kitokia nuomonė, remiama daugiausiai radikalios krypties biodinaminės žemdirbystės atstovų, kurie kompostavimo alternatyvoje mato pagrindinę biologinės žemdirbystės kryptį. Jų duomenimis, azoto nuostoliai kompostuojant yra minimalūs. Nustatyta, kad vermikompostuojant padaugėja augalų pasisavinamų fosforo ir azoto junginių, hidrolizuojamų azoto amino rūgščių taip pat nitratinio ir nitritinio azoto (Alternatyvus verslas... 2014).

Buitinės nuotekas dažniausiai sudaro dideli kiekiai organinių ir neorganinių suspenduotų kietųjų dalelių. Šios kietosios dalelės matuojamos kaip bendras suspenduotų dalelių kiekis (BSDK), kuris yra išreiškiamas mg BSDK/litre vandens. Šios suspenduotos medžiagos yra nepageidautinos, kadangi su nuotekomis patenka į filtracijos laukus. Kadangi dauguma suspenduotų kietųjų dalelių yra mažos dalelės, jos gali užkimšti smulkius porų tarpus tarp dirvožemio grūdelių filtravimo įrenginyje (Barnstable County... 2012).

Nuotekų valymo sistemoje randamas daugelio formų azotas (1.8 pav.). Didžioji dalis žmonių išskiriamo azoto yra organinės kilmės (negyvos ląstelės, baltymai, amino rūgštys) ir šlapalas. Mikroorganizmai organinį azotą greitai ir visiškai suskaldo į amoniaką (NH_3). Amoniakas - tai pirminė azoto forma. Deguoninėje aplinkoje bakterijos suskaldo amoniaką į nitratą (NO_3). Standartinėje nuotekų valymo sistemoje, kurioje yra gerai ventiliuojama filtravimo įranga, didžioji dalis amoniako skyla į nitratų žemiau filtravimo lauko (Barnstable County... 2012).

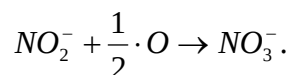
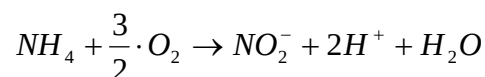


1.8 pav. Azoto ciklas (Barnstable County... 2012)

Patekę į geriamą vandenį ir organizmą, nitratai neigiamai daro neigiamą poveikį sveikatai. Taip pat nitratai ir kitos azoto formos daro žalingą poveikį aplinkai, ypač pakrančių srityse, kur per didelis azoto kiekis skatina eutrofikacijos procesą. Dėl šios priežasties daugelis alternatyvių technologijų yra sukurtos, siekiant pašalinti iš nuotekų visą azotą. Šios technologijos naudoja bakterijas, paverčiančias amoniaką ir nitratus į dujinį azotą (N_2). Tokios formos azotas yra inertiškas ir pašalinamas į orą (Barnstable County... 2012).

Biologinis amoniako virtimas į azotą yra dviejų pakopų procesas. Pirmiausia amoniakas oksiduojamas ir virsta nitratu; tada nitratas redukuojamas į azoto dujas. Šioms reakcijos reikalingos skirtingos sąlygos ir dažniausiai jos vykdomos atskiruose nuotekų apdorojimo sistemos vietose.

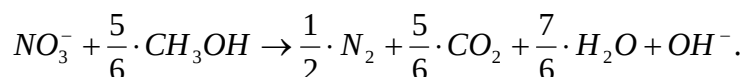
Pirmoji proceso pakopa, amoniako oksidavimas iki nitritų, o tada iki nitratų, vadinamas nitrifikacija ($NH_3 \rightarrow NO_2 + NO_3$). Procesas apibendrinamas šiomis lygtimis:



Nitrifikacijos procesas

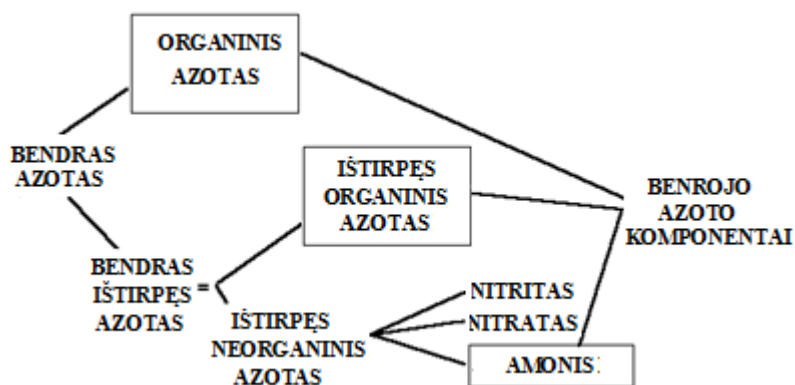
Svarbu atkreipti dėmesį, kad šiam procesui reikalingas ir vartojamas deguonis. Tai prisideda prie nuotekų biocheminio deguonies poreikio. Taigi, nitrifikacijos procesas turi vykti aerobinėmis sąlygomis.

Antra proceso pakopa, nitratų virtimas dujiniu azotu, vadinamas denitrifikacija. Šis procesas apibendrinamas:



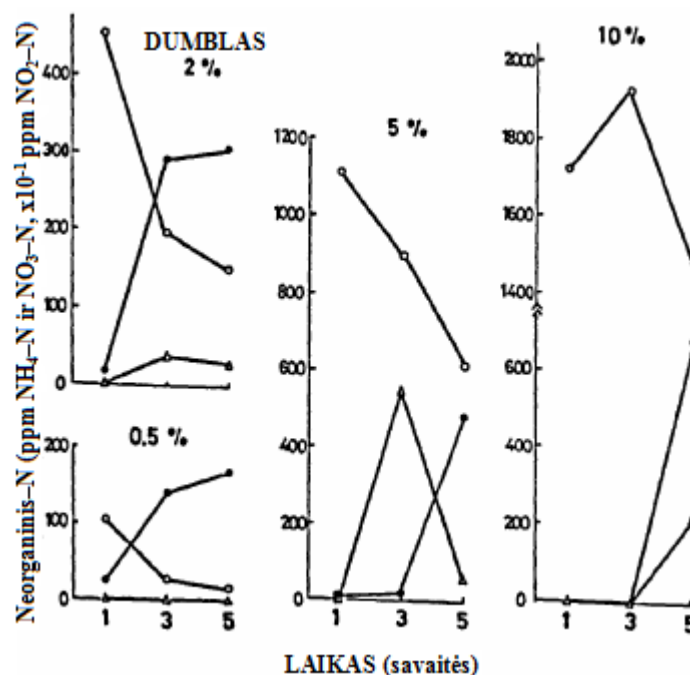
Denitrifikacijos procesas

Šiame procese taip pat dalyvauja bakterijos. Kad nitratai redukuotųsi į dujinį azotą, ištirpusio deguonies kiekis turi būti lygus nuliui; denitrifikacijos procesas turi vykti anaerobinėse sąlygose. Taip pat bakterijoms reikia anglies, kaip maitinimosi ir energijos, reikalingos skaldyti azotą, šaltinio. Bakterijos asimiliuoja iš nuotekų medžiagas, kuriose yra anglies, ar biocheminio deguonies suvartojimo (BDS), paversdamos jas anglies dvideginiu (Barnstable County... 2012).



1.9 pav. Denitrifikacija (Barnstable County... 2012)

Japonijos nacionalinių aplinkos tyrimų instituto mokslininkai T. Yoneyama ir T. Yoshida (1978) tyrė azoto mineralizaciją kelių rūšių dumble, sumaišytame su dirvožemiu. Eksperimentinių tyrimų metu gauta azoto mineralizacija, kai į 10 g dirvožemį buvo įpilti 5 ml vandens, pateikti 1.10 paveiksle.

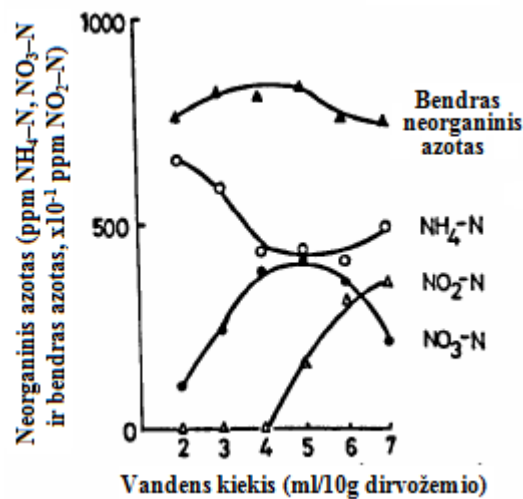


1.10 pav. Nuotekų dumblo poveikis neorganinio azoto transformacijai dirvožemyje,

○ – amonio azotas (NH₄⁺-N); ● – nitratų azotas (NO₃⁻-N); Δ – nitritų azotas (NO₂⁻-N) (Yoneyama and Yoshida 1978)

Iš 1.10 paveikslo matyti, kad nežymus nitritų kaupimasis buvo pastebėtas, pridėjus į dirvožemį mažiau nei 2 % nuotekų dumblo. Tačiau pridėjus nuo 5 iki 10 % nuotekų dumblo, nitritų kaupimasis pagreitėjo. Ankstyvame bandymo laikotarpyje pridėjus į dirvožemį 10 % nuotekų dumblo nebuvo pastebėto gausaus nitritų kaupimosi. Pasirodo, kad didelis amoniako kiekis, lėtina amoniako oksidaciją į nitritus, o mažesnis amoniako kiekis gali silpninti nitritų oksidaciją į nitratus; taip skatindamas nitritų kaupimąsi dirvožemyje (Yoneyama and Yoshida 1978).

Azoto virsmas į amoniaką nepriklauso nuo vandens kiekio dirvožemyje, bet nuo jo labai priklauso nitrifikacijos procesas (1.11 pav.). Didelis vandens kiekis dirvožemyje sulėtino nitritų oksidaciją iki nitratų, o tai lėmė nitritų kaupimąsi dirvožemyje.



1.11 pav. Neorganinio azoto kiekis dirvožemyje, sumaišyto su 5 % nuotekų dumblo ir vandeniu, po trijų savaičių (Yoneyama and Yoshida 1978)

Lengva nuosėdų azoto mineralizacija dirvožemyje nulemia amoniako ir nitritų kaupimąsi. Didelė amoniako ir nitritų koncentracija gali slopinti augalų augimą. Taip pat, didelė nitratų koncentracija gali užteršti požeminius vandenis. Kaip buvo ištirta šiame straipsnyje, tai gali įvykti dėl didelio nuosėdų kiekio dirvožemyje. Kartu su nuosėdomis naudojant organines medžiagas, kuriose yra mažas azoto kiekis, pvz. ryžių šiaudus, gali sumažėti neorganinio azoto kaupimasis, organinei medžiagai imobilizuojant azotą (Yoneyama and Yoshida 1978).

1.4.1. Azoto junginių transformacijos procesai kompostuojant ir vermikompostuojant nuotekų dumblą

Bendras azoto ir fosforo kiekis vermikompose yra didesnis, nei paprastame komposte, o tuo pačiu sukaupiamas didesnis maistinių medžiagų kiekis (1.6 lentelė). Palyginti su kompostavimu, vermikompostavimo metu yra gaunamas produktas, praturtintas didesniu maistinių medžiagų kiekiu, kuriam gauti reikia mažiau nuotekų dumblą skaidančių mikroorganizmų (Tognetti *et al.* 2005).

1.6 lentelė. Komposto (K) ir vermikomposto (V) cheminių ir fizinių-cheminių savybių palyginimas (Tognetti *et al.* 2005)

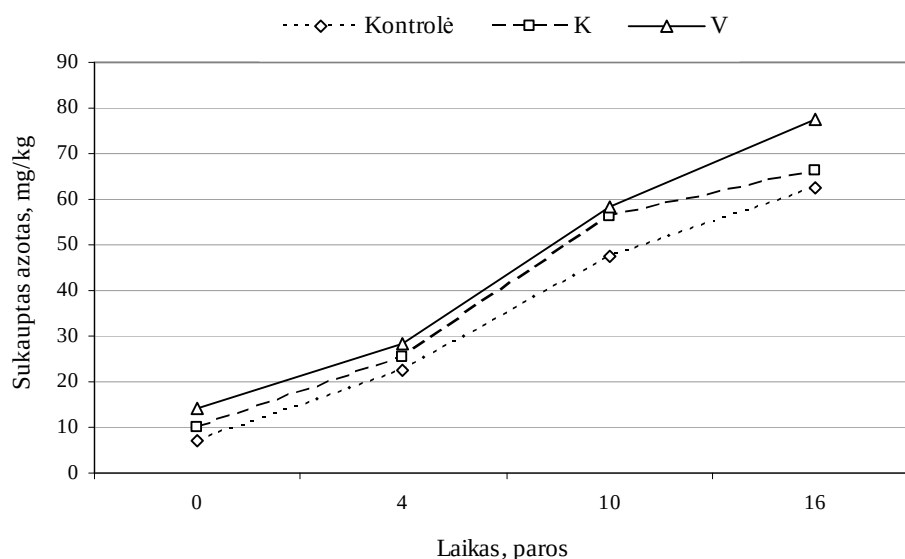
	K	V
pH	9,2	8,7
Drėgmė (%)	44,0	51,0
Organinės medžiagos (%)	20,0	24,0
Bendras maistinių medžiagų kiekis ($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$):		
N	8,6	10,8
P	4,8	7,0
Esamas maistinių medžiagų kiekis ($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$):		
$\text{NH}_4^+ \text{-N}$	7,3	25,2
$\text{NO}_3^- \text{-N}$	90,0	203,0
C/N	11,7	11,1

Kai kompostas ir vermikompostas yra sumaišomi su dirvožemiu, vyksta lėtas azoto įsisavinimas į dirvą. Nitrifikacija vyrauja mineralizacijos procese visose dirvožemio derlingumą atstatančiuose etapuose (Tognetti *et al.* 2005).

1.7 lentelė. Azoto mineralizacija dirvožemyje su kompostu (K) ir vermikompostu (V) (Tognetti *et al.* 2005)

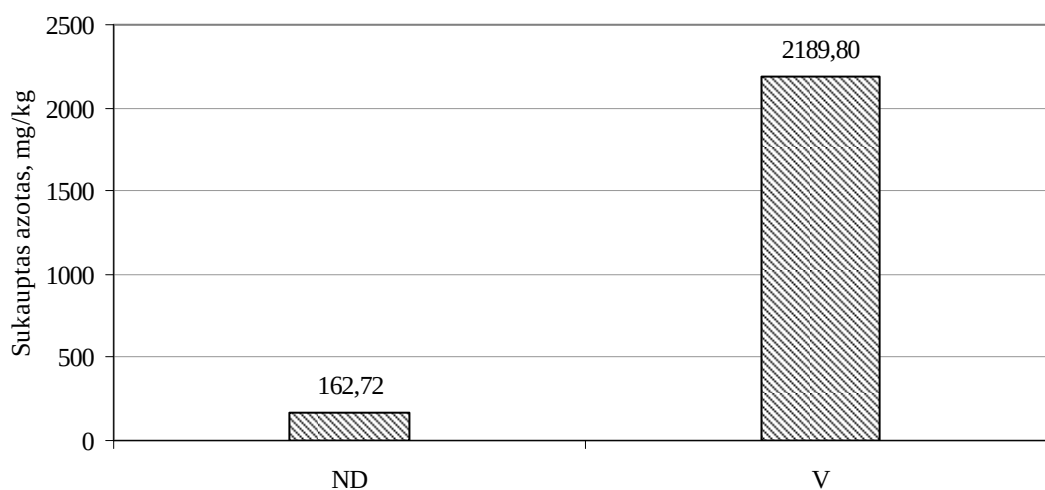
	K	V	Kontrolė
Mineralizuotas azotas ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	62	65	55
Mineralizuotas azotas / bendras azotas (%)	2	3	-

Vermikompostavimo proceso metu organinės atliekos į kompostą yra suskaidomos per 30 parų, sumažinamas C/N santykis ir išlaikomas didesnis azoto kiekis, nei tradiciniu būdu gaminant kompostą (Gandhi *et al.* 1997).



1.12 pav. Sukaupto azoto mineralizacija dirvožemyje, praturtinto kompostu (K) ir vermikompostu (V) (Tognetti *et al.* 2005)

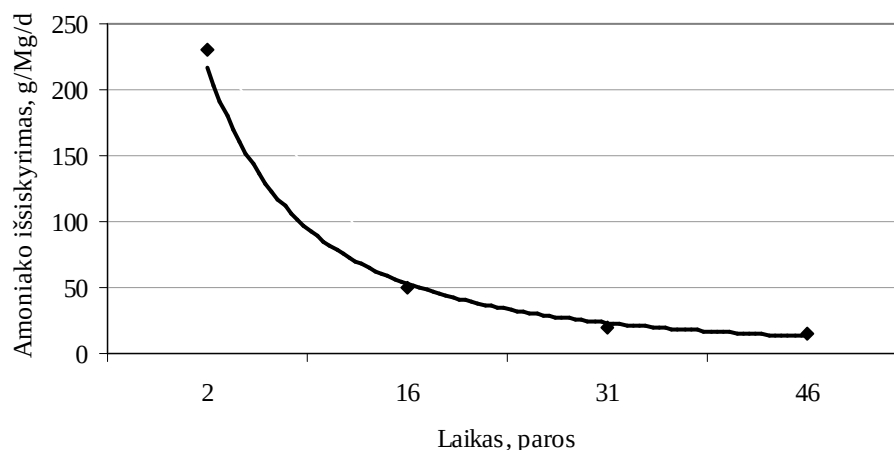
Iš 1.12 paveikslą matyti, kad visuose dirvožemio derlingumą atstatančiuose etapuose azoto mineralizacija auga ir vermikompostu praturtintame dirvožemyje yra didesnis sukaupto azoto kiekis, nei paprastame komposte.



1.13 pav. Sukauptas azoto kiekis nuotekų dumble (ND) ir vermikomposte (V) (Ludibeth *et al.* 2012)

Vermikomposte yra žymiai didesnis azoto kiekis ($2189,80 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) nei nuotekų dumble ($162,72 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) (1.13 pav.). Sliekai su mikroorganizmais padidina organinių medžiagų irimą ir paspartina organinio azoto vartimą laisvu azotu, tokiu būdu yra gerinamos nuotekų dumblo savybės (Ludibeth *et al.* 2012).

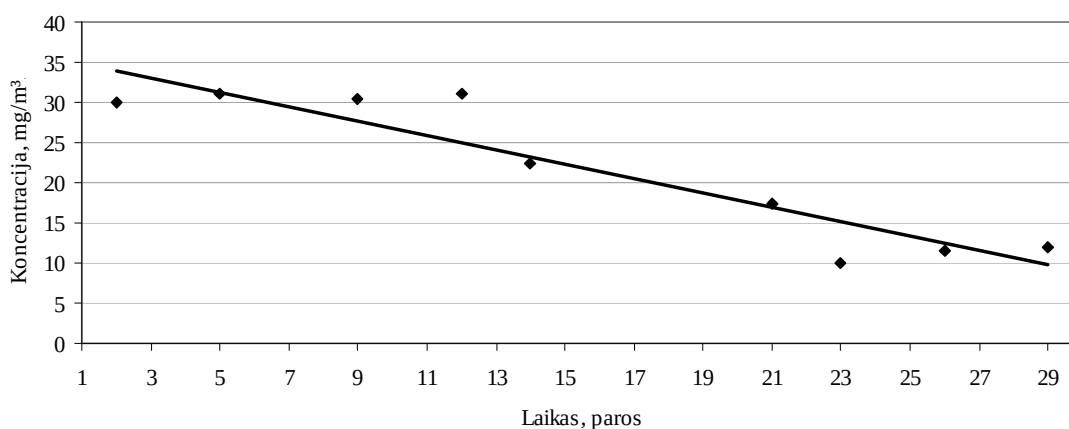
Vienas pagrindinių dujinių teršalų, išsiskiriančių kompostuojant nuotekų dumblą, sukeliančių nemalonų kvapą, yra amoniakas (1.14 pav.).



1.14 pav. Amoniaką išsiskyrimas vermikompostavimo metu (Velasco *et al.* 2011)

Amoniaką išgarinimas yra intensyvus komposte (ir dirvožemiuose) su dideliu pH, tada kai aukšta temperatūra. Taigi, jis ypač pasireiškia termofilinėje kompostavimo fazėje. Vėliau,

mezofilinėje komposto mineralizacijos ir brandinimo fazėje, kai pH ir temperatūra sumažėja bei kai pradeda susidaryti humuso koloidai – amoniako išgaravimas dėl adsorbcijos ir nitrifikacijos stipriai sumažėja ir beveik nebevyksta (1.15 pav.) (Brazas 2012).



1.15 pav. Išsiskiriančio amoniako dujų kiekis kompostuojant nuotekų dumblą (Zuokaitė ir Zigmontienė 2009)

Mineralinis azotas yra svarbus kalbant apie tręšimą. Vermikompostavimo pabaigoje N-NH_4^+ padidėja, nes amoniakas yra šalutinis produktas, išsiskiriantis sliekams skaidant organines atliekas, kuris laikinai sumažina H^+ jonų koncentraciją. Sliekams nedalyvaujant kompostavimo procese, komposte esantis N-NH_4^+ išlieka toks pats kaip ir pradiniam mišinyje, o vermikomposte padidėja kartu su N-NO_3^- , nes sliekai pagreitina nitrifikacijos procesą (1.8 lentelė). Vermikomposte yra 23 kartus daugiau N-NO_3^- nei komposte (Hanc and Chadimova 2014).

1.8 lentelė. Laisvasis azotas (N-NH_4^+ , N-NO_3^-) pradiniam mišinyje ir vermikomposte (Hanc and Chadimova 2014)

Elementas	Pradinis mišinys	Vermikompostas
N-NH_4^+	$44 \pm 8,4$	$76 \pm 20,4$
N-NO_3^-	$28 \pm 3,7$	$1543 \pm 150,7$

Pastaba. Vermikompostuojant buvo naudojamos obuolių išspaudos (75 %) ir šiaudai (25 %).

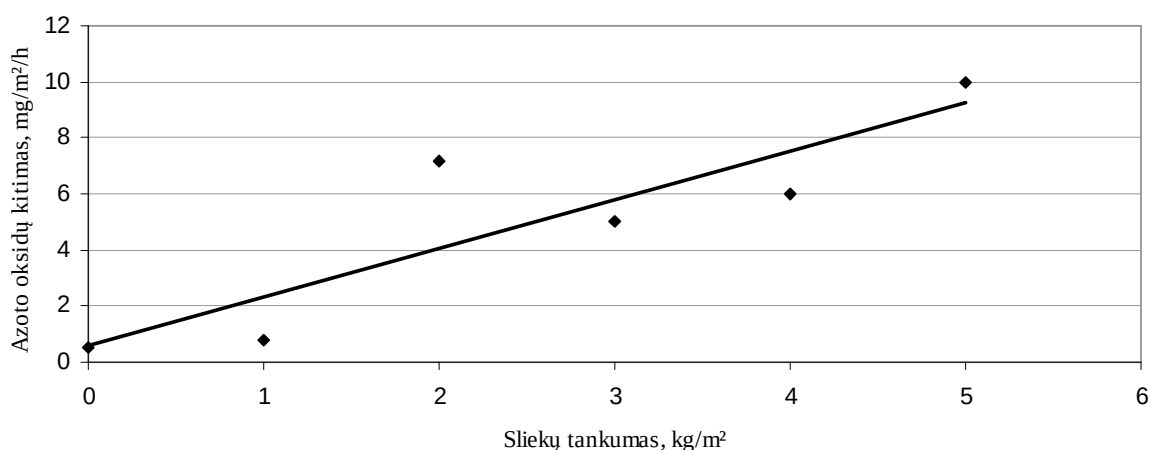
He ir kt. (2000) ištyrė, kad azoto oksido ir metano emisijos į atmosferą atsiranda termofiliniame kompostavimo etape. Nors vermikompostavimo procesų metu savaiminės azoto junginių išlakos į orą nebuvo išstudijuotos, tačiau Matthies ir kt. (1999) nustatė, kad sliekai 33 % prisideda prie azoto oksidų išsiskyrimo iš dirvožemio.

Karsten ir Drake (1997) ištyrė, kad sliekai išskiria azoto oksidus, bet ne metaną. Dirvožemio išmetamų azoto oksidų kiekis gali būti paaiškintas temperatūros priklausomybe nuo nitrifikacijos ir denitrifikacijos procesų (Matthies *et al.* 1999).

1.9 lentelė. Azoto oksidų emisija per 60 ir 80 savaitių vermikompostavimo procesų metu (Frederickson and Howell 2003)

Savaičių skaičius	Sąlygos	Sliekų tankumas (g·m ⁻²)	Azoto oksidų emisija (mg N ₂ O m ⁻² h ⁻¹)
60	Nešildoma (6,3±2,3 °C)	760	20,1±3,0
	Šildoma (13,7±0,8 °C)	1280	21,3±2,8
	Kontrolinė	nedidelis	3,9±1,7
80	Nešildoma (6,3±2,3 °C)	805	3,2±0,3
	Šildoma (13,7±0,8 °C)	2893	1,8±0,3
	Kontrolinė	nedidelis	0,1±0,0

1.9 lentelėje matyti, kad azoto oksidų emisija yra didelė visose vermikompostavimo sistemose, kuriose dalyvauja sliekai. Frederickson ir Howell (2003) nustatė, kad žiemą (80 sav.) azoto oksidų emisija buvo 3,2±0,3 mg N₂O m⁻² h⁻¹, kai vermikompostavimo sistema nešildoma, kai šildoma – 1,8±0,3 mg N₂O m⁻² h⁻¹, šie rezultatai gerokai skyrėsi nuo kontrolinių – 0,1±0,0 mg N₂O m⁻² h⁻¹. Labai didelis azoto oksidų kitimas buvo vasarą (60 sav.), kai vermikompostavimo sistema nešildoma buvo 20,1±3,0 mg N₂O m⁻² h⁻¹, kai šildoma – 21,3±2,8 mg N₂O m⁻² h⁻¹, šie rezultatai taip pat skyrėsi nuo kontrolinių rezultatų, kurie buvo 3,9±1,7 mg N₂O m⁻² h⁻¹. Eksperimentiniu būdu buvo gauta, kad tarp azoto oksidų išmetimo į atmosferą ir sliekų tankumo yra teigiamas koreliacinis ryšys ($R^2 = 0,76$) (1.16 pav.) (Frederickson and Howell 2003).



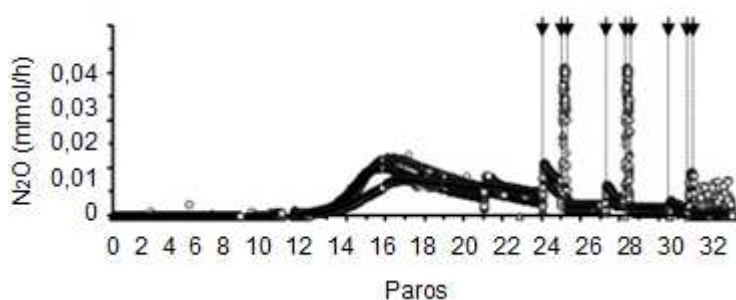
1.16 pav. Priklausomybė tarp azoto oksidų ir sliekų tankumo (Frederickson and Howell 2003)

Karsten ir Drake (1997) ištyrė, kad sliekų virškinimo traktas turi aukštą lygį denitrifikuojančios bakterijos ir aprašė azoto oksidų emisijas iš sliekų, esant aerobinėms

sąlygoms ir sliekų virškinimo trakto turinį, esant anaerobinėms sąlygoms (Frederickson and Howell 2003).

Manoma, kad sliekų virškinimo trakte yra mikrobieta, kurioje vyksta tiek aerobiniai, tiek anaerobiniai procesai. Kad neišsiskirtų dideli N_2 ir N_2O kiekiai, pirmiausiai reikia vermikompostavimo metu sumažinti nitratų kiekį anaerobinių bakterijų dėka (Frederickson and Howell 2003).

Kompostavimo metu didžiausią įtaką azoto oksidų išsiskyrimui turi nitrifikacijos ir denitrifikacijos procesai. Tinkamas nenutrūkstančios aeracijos palaikymas kompostavimo metu yra reikalingas norint sušvelninti azoto oksidų emisijas į aplinką (1.17 pav.).



1.17 pav. Kompostavimo metu išsiskiriantys azoto oksidų kiekiai (Tsutsui *et al.* 2013)

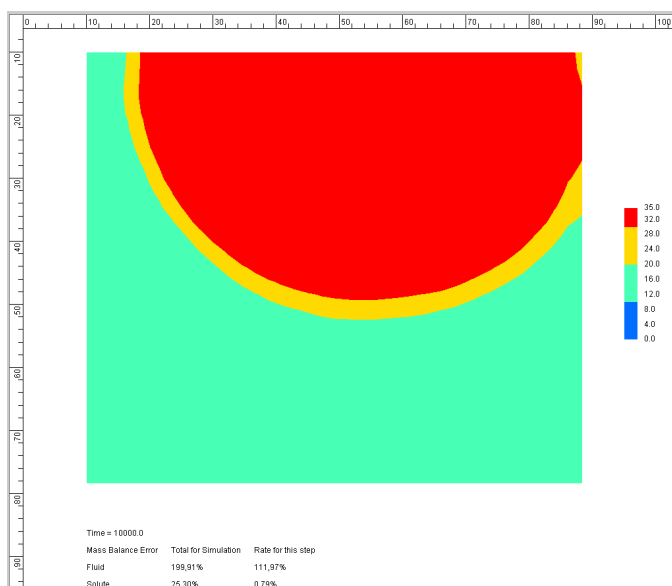
Vermikompostavimas, kaip ir kitos nuotekų dumblą tvarkančios sistemos, gali turėti didelį poveikį aplinkai dėl azoto oksidų išsiskyrimo į atmosferą (Frederickson and Howell 2003).

1.5. Azoto junginių sklaidos dirvožemyje modeliavimo programų apžvalga

Kompiuterinis aplinkos fizikos procesų modeliavimas sudaro galimybę atpiginti aplinkos procesų tyrimą bei jų tolimesnio plitimo analizę. Didelio kiekio mėginių paėmimas ir analizė brangiai kainuoja, o pritaikius kompiuterinius modelius galima gauti gana patikimus duomenis su žymiai mažesniu bandinių kiekiu. Kompiuterinis procesų modeliavimas ypač naudingas, kai reikia įvertinti tolimesnę taršos sklaidą. Tai gali žymiai atpiginti aplinkosauginio optimizavimo kaštus. Modeliavimo programos sudaro teršalo judėjimą poringose medžiagose (konkrečiai priesmėlyje) matematinį modelį (Mažvila 2001).

Kompiuterine programa „VS2TDI“ nagrinėjamos laisvai pasirinktos koncentracijos teršalų sklaida pasirinkto dirvožemio tipo modelyje. Programa susideda iš dviejų atskirų paprogramių: preprocesoriaus ir postprocesoriaus. Preprocesoriuje yra talpinama informacija apie uždavinio sąlygas: pagrindinis kontūras, dirvožemio savybės, koncentracija, apribojimai,

foninis užterštumas, o postprocesoriuje yra talpinama informacija skirta grafiniam duomenų vaizdavimui (1.18 pav.) (Petraitis 2010).

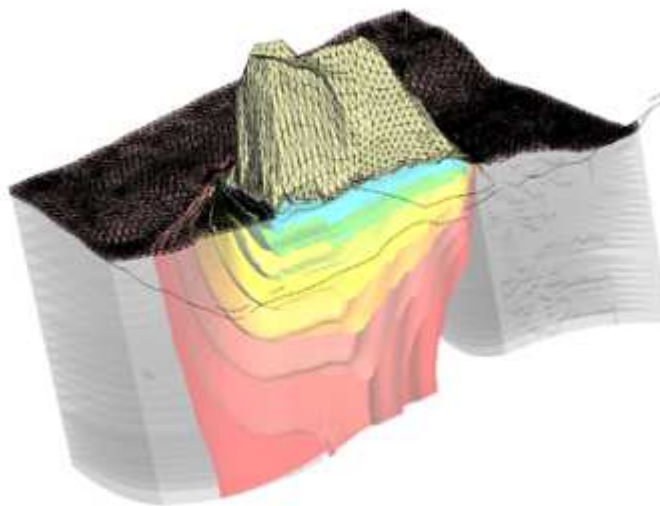


1.18 pav. Dirvožemio taršos iš taškinio šaltinio modeliavimas programa „VS2TDI“

„VS2TDI“ programos privalumai: galimybė atpiginti aplinkos procesų tyrimą, gaunami patikimesi rezultatai su mažesniu bandinių kiekiu, galimybė numatyti ir įvertinti tolimesnę taršos sklaidą, patogiu tuo pačiu metu keisti kelis parametrus ir stebėti pokyčius (Petraitis 2010).

Įvairius fizikinius ir cheminius reiškinius, kurie aprašo masės pernešimus gruntuose ir gruntiniuose vandenyse, reikia sumodeliuoti, kad juos būtų lengviau apdoroti ir suprasti. Matematinis modelius galima suskirstyti į tris rūšis (juodoji dėžė, pilkoji dėžė, pilnosios struktūros modeliai), atsižvelgiant į pradinis duomenis gruntinių horizontų sandarą (Baltrėnas *et al.* 2008).

Programa „ChemFlux2D–3D“ galima modeliuoti teršalų pernašą dirvožemyje (1.19 pav.). Šioje programoje integruota 6000 tipų dirvožemio duomenų bazė. Programoje sukaupia įvairių modelių, vartotojui sudaroma galimybė sudaryti savo modelių bazę. „ChemFlux2D“ gali būti patobulinamas į „ChemFlux2D–3D“, pakeičiant į modelio vaizdą iš dvimatės į trimatę erdvę (SoilVision... 2014).



1.19 pav. Dirvožemio taršos modeliavimas programos „ChemFlux2D–3D“ (SoilVision... 2014)

„SESOIL“ programa galima modeliuoti ilgalaikį teršalų sklaidimą ir migraciją neprisotintoje dirvožemio zonoje. Šioje programoje įvertinamas hidrogeocheminis modelis, daugiafaziai srautai, tirpalo pernašos modelis, garų pernaša ir kt. Modeliavimo metu vartotojas gali stebėti teršalų koncentracijas vandenyje, dirvožemyje ir ore, teršalų pernašą į gruntinį vandenį ir pan. Šių komponentų kitimą galima nagrinėti nuo mėnesio ar iki 999 metų laikotarpio. Dirvožemio stulpelis gali būti sudarytas iš keturių sluoksnių su skirtingomis dirvožemio savybėmis. Be to, kiekvienas iš šių sluoksnių gali būti padalintas į daugiausiai 10 sluoksnių, leidžiančių dar tiksliau įvertinti teršalų sklaidą. Programoje įvertinami teršalų garavimas, adsorbcija, jonų mainai, biodegradavimas, hidrolizė ir savybės sudaryti junginius (Scientific Software... 1998).

1.6. Pirmojo skyriaus išvados

1. Nuotekų dumblui yrant ir jam biodegraduojant, susidaro šiltnamio efektą sukeliančios dujos ir išsiskiria nemalonūs kvapai. Dideli amoniako (NH_3) ir šiltnamio efektą sukeliančių dujų (CH_4 , CO_2) kiekiai gali būti skleidžiami ir dumblo saugojimo metu. Tinkamas biologiškai skaidžių atliekų tvarkymas pastaruoju metu ypač svarbus, nes jų irimo produktai daro didžiulį poveikį klimato kaitai.

2. Nuotekų valyklose susidariusį nuotekų dumblą galima panaudoti biodujų ir biokuro gamyboje, žemės ūkyje bei kompostavimo metu gautą kompostą, panaudoti dirvožemio tręšimui, energetinių kultūrų auginimui.

3. Vermikompostuose esantys fermentai ir humuso medžiagos suaktyvina dirvožemio mikrobiologinį aktyvumą, praturtina jį tirpiaisiais maisto elementais, pagerina dirvožemio

fizikines savybes, kas turi įtakos cheminių elementų išplovimo sumažėjimui, didina augalų derlių ir gerina jo kokybės parametrus.

4. Nuotekų dumblo perdirbimas, panaudojant sliekus, reikalauja tikslų bei griežtų technologinių parametrų: turi būti užtikrinta optimali kompostuojamos žaliavos temperatūra, kuri yra +20–27 °C. Kad sliekų kiekis komposto žaliavoje būtų pakankamas, jų dauginimuisi turi būti užtikrinama pH 6,5–7,5, o nuotekų dumblo, kuriame bus laikomi sliekai, drėgmė 65–85 %.

5. Kompostuojant nuotekų dumblą vyksta azoto junginių mineralizacija, lydima nitrifikacijos-denitrifikacijos ir išsiplovimo procesų sukeliama azoto nuostoliais. Kompostuose azoto junginiai įgauna savybes ir trūkumus, būdingus mineralinėms azoto trąšoms: azotas išsiplauna iš dirvos, nitrifikacijos ir denitrifikacijos procesai lemia jo nuostolius į atmosferą, augalai užteršiami padidintais nitratų kiekiais.

2. EKSPERIMENTINIŲ TYRIMŲ METODIKA

Tyrimo objektas – nuotekų dumblas, jo perdirbimas į vermikompostą, naudojant *Eisenia fetida* sliekus.

Vermikompostavimo proceso metu nuotekų dumblas yra paverčiamas maistingų medžiagų turinčiu ir dirvožemiui naudingu substratu. Taikant šį metodą siekiama išsaugoti azoto junginius vermikomposte, bei sumažinti amoniako išsiskyrimą į aplinką.

2.1. Tyrimo atlikimo eiga

2.1.1. Tiriamo objekto paruošimas

Nuotekų dumblo kiekio parinkimas. Tyrimo metu turi būti užtikrintas pakankamas maisto kiekis sliekams gyvuoti. Atliekų tyrimų duomenimis yra žinoma, jog optimalus pašaro ir sliekų tankumas yra 0,75 kg maisto/ kg sliekų/ dieną. Paskaičiuota, jog 300 g sliekų masės per visą tyrimo laiką (3 mėnesius) užtektų 10 kg nuotekų dumblo.

Nuotekų dumblo paruošimas. Tyrimui pasirinktas Vilniaus miesto nuotekų valykloje susidarantis mechaniškai nusaustas dumblas. Komunalinių nuotekų dumblas, kurio drėgnis yra 70 %, patalpinamas į dvi 56x39x28 cm matmenų plastmasines dėžes (2.1 pav.). Vienoje dėžėje laikomas nuotekų dumblas be priedų, o kitoje – nuotekų dumblas, sumaišytas su durpėmis, medžių lapais ir joje vyksta vermikompostavimo procesas.



2.1 pav. Vermikompostavimo dėžė

Konteinerio apačioje pragręžiamos skylės dumblo skysčiui nutekėti, viršuje – kad būtų užtikrinta pakankama aeracija ir deguonies kiekis.

Vermikultūros įterpimas. Į konteinerį su dumblu įvedama vermikultūra – Kalifornijos sliekai. Ši sliekų rūšis pasirinkta dėl lengvo įterpimo į aplinką, efektyvaus ir greito organinių atliekų perdirbimo, mažesnio jautrumo aplinkos svyravimams.

Prieš įterpiant sliekus į tiriamą nuotekų dumblą, jie turi aklimatizuotis, kad nepatirtų streso dėl terpės pakeitimo. Aklimatizacija vykdoma pagal M. Shamyaa (2010) aprašytą metodiką. Aklimatizacija reikalinga, kad sliekai prisitaikytų prie naujos aplinkos – nuotekų dumblo. Vykdomos aklimatizacijos esmė – sliekų migracija iš jų pradinės gyvenamosios terpės į kitą. Procesas buvo vykdomas vermikompostavimo dėžėje padalintoje į dvi sekcijas. Pirmoje sekcijoje buvo sliekų gyvenamoji terpė – kompostas, sudarytas iš karvių mėšlo, šiaudų, organinių atliekų likučių, antroji sekcija – tiriamasis nuotekų dumblas, sumaišytas su durpėmis bei medžių lapais.



2.2 pav. Vermikompostavimui paruoštas dumblas ir jo talpinimo dėžė su dviem sekcijomis

Dėžė uždengta dangčiu, kad nepatektų tiesioginių saulės spindulių. Aklimatizacijos procesas stebimas kiekvieną dieną. Po savaitės buvo pastebėta migracija į nuotekų dumblo sekciją.

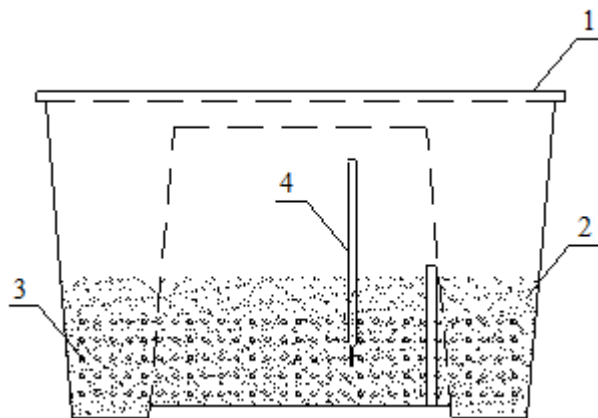
Vermikompostavimo procesui reikalingų sąlygų palaikymas. Viso proceso metu yra stebimos ir palaikomos optimalios aplinkos (dumblo) sąlygos naudingai sliekų veiklai užtikrinti. Visų pirma yra užtikrinamas tinkamas dumblo drėgnumas yra apie 80 %. Drėgmės kiekiui sumažėjus, dumblas yra palaistomas vandeniu. Tikrinamas ir drėgmės perteklius. Esant didesniai kaip 90 % drėgnumui, dalis skysčio pašalinama.

Konteineris laikomas uždengtas dangčiu, saulės neapšviestoje vietoje – dėl per didelio šviesos kiekio, tenkančio sliekų veiklos terpei, galimas produktyvumo sumažėjimas bei temperatūros kilimas.

Kad būtų vykdoma aktyvi ir naudinga sliekų veikla, komposto temperatūra turi būti $\pm 20^{\circ}\text{--}30^{\circ}\text{C}$, o pH – artima neutraliam (6,5–8,5). Esant per rūgščiam dumblui, numatoma jį neutralizuoti $\text{Ca}(\text{OH})_2$ tirpalu.

2.1.2. Temperatūros nustatymas

Temperatūra matuojama kompostavimo ir vermikomposavimo dėžėse, įkišus termometrą į nuotekų dumblą. Jame laikoma ± 10 min.



2.3 pav. Nuotekų dumblo temperatūros matavimas: 1 – vermikompostavimo dėžė; 2 – nuotekų dumbas; 3 – skylės, skirtos dumblo skysčiui nutekėti; 4 – termometras

Periodiškai, kas 7 paras, termometru matuojama dumblo temperatūra ir fiksuojami jos pokyčiai.

2.1.3. Drėgmės kiekio nustatymas

Drėgmės kiekio nustatymas itin svarbus tyrimo pradžioje, vertinant sliekų gyvavimo terpės palankias sąlygas. Dumblo drėgnumui nustatyti taikomas svorinis metodas. Visų pirma pasveriami tuščia porcelianinė lėkštelė. Į ją supilamas 50 ml dumblo mėginys ir vėl pasveriamas. Lėkštelė su mėginiu dedama į džiovinimo spintą ir džiovinama esant $105 \pm 2^{\circ}\text{C}$ temperatūrai iki kol nuotekų dumblo mėginio masė nebesikeis. Išėmus iš džiovinimo spintos lėkštelė su mėginiu dar kartą pasveriamas 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.

2.1.4. pH nustatymas

pH įvertinamas pH-metru „MultiCal 538 WTW“ su stiklo elektrodu. Tinkamai nustatyti nuotekų dumblo rūgštingumą reikalingas laboratorijos džiovinimo spintoje 105 ± 2 °C temperatūroje išdžiovintas dumblas.

Tuomet yra pasveriamas 5,0 g išdžiovinto nuotekų dumblo, kurio dalelės ne didesnės kaip 2 mm. Sausas nuotekų dumblas, 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.

2.1.5. Organinės ir neorganinės anglies nustatymas

Bendram anglies kiekiui nustatyti yra naudojamas „SSM-5000A“ kieto mėginio modulio „Shimadzu TOC-V“ serijos bendrosios anglies analizatorius (2.4 pav.).



2.4 pav. Anglies analizatorius „TOC-VCSN/TNM-1“

Mėginys šiam matavimui turi būti ruošiamas taip: visų pirma į porcelianinę lėkštutę įdedamas dumblo mėginys. Tuomet ji su mėginiu dedama į džiovinimo spintą ir džiovinama esant 105 ± 2 °C temperatūrai mažiausiai valandą. Išdžiovintus mėginį, jis turi būti homogenizuotas grūstuvu. Išdžiovintas ir susmulkintas dumblas yra paruoštas anglies kiekio analizei bendrosios anglies analizatoriumi „Shimadzu TOC-V“. Į porcelianinius lovelius yra

įberiama 0,035 g džiovinto ir susmulkinto dumblo, o vermikomposto – 0,055 g. Anglies analizatorius pateikia rezultatus anglies kiekiu mg mėginyje.

2.1.6. Fotometrinis amoniako nustatymas

Metodas paremtas amoniako ir Neslerio reagento reakcijos metu susidarančiu geltonai rusvos spalvos junginiu (amonio gyvsidabrio jodatu). Nuo amoniako koncentracijos priklauso reakcijos metu susidariusios spalvos intensyvumas.

Reagentai ir tirpalai:

1. Amonio chloridas (NH_4Cl). Standartinis tirpalas Nr. 1: atsveriamo 0,314 g amonio chlorido ir ištirpiname vandenyje, 100 cm^3 talpos matavimo kolboje. Tirpalo koncentracija $1000\text{ }\mu\text{g/ml}$;

2. Darbinis tirpalas Nr. 2 gaunamas skiedžiant standartinį tirpalą Nr. 1 100 kartų dejonizuotu vandeniu. Tirpalo koncentracija $10\text{ }\mu\text{g/ml}$;

3. HCl , 0,01 N tirpalas gaminamas iš 0,1 N HCl fiksalo, jį skiedžiant;

4. Neslerio reagentas;

5. Dejonizuotas vanduo.

Matavimo priemonės: dejonizatorius „Demiwa 3 Roi“, aspiratorius (mod. 822), aspiracinis psichrometras MV-4M, barometras aneroidas BMM-1, elektroninės svarstyklės, svareliai, fotokolorimetras KFK-3, sekundmatis, sugertuvai su poringa plokšte, kolorimetriniai mėgintuvėliai, stikliniai kaištukai, silikoninės žarnelės, graduotos pipetės, matavimo kolbos (1000 cm^3 ir 100 cm^3 tūrio), laikiklis.

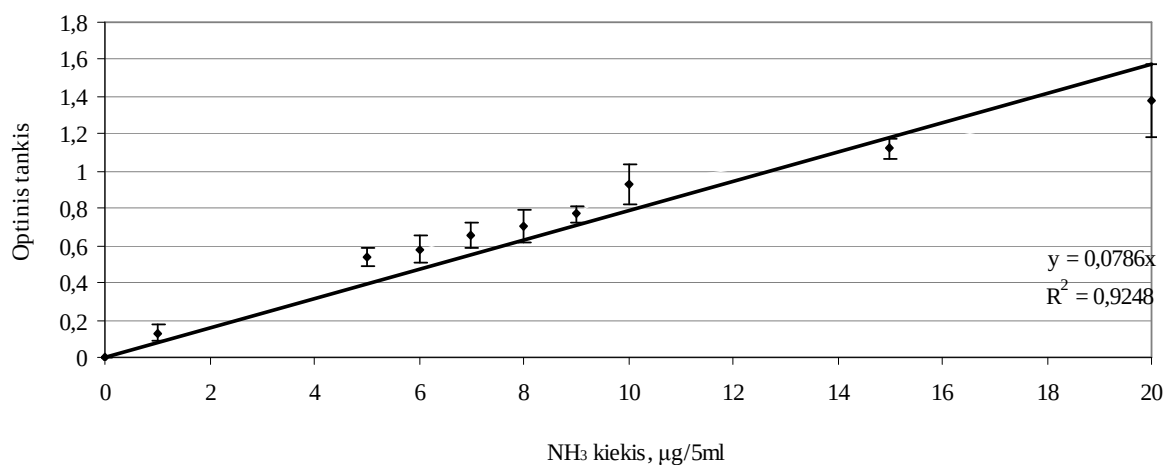
Kalibracinės kreivės sudarymas. Prieš pradėdant nustatinėti išsiskiriančio amoniako kiekį kompostuojant ir vermikompostuojant nuotekų dumblą, buvo sudaryta amoniako kalibracinė kreivė, kuri parodo tirpalo optinio tankio priklausomybę nuo amoniako kiekio analizuojamame bandinio tūryje.

2.1 lentelė. Skalė kalibracinei kreivei sudaryti

Tirpalo Nr.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Darbinis tirpalas Nr. 2, ml	0,0	0,1	0,3	0,5	0,6	0,7	0,8	0,9	1,0	1,5	2,0
HCl 0,01 N tirpalas, ml	5,0	4,9	4,7	4,5	4,4	4,3	4,2	4,1	4,0	3,5	3,0
NH_3 kiekis, $\mu\text{g}/5\text{ ml}$	0	1	3	5	6	7	8	9	10	15	20

Kalibracinei kreivei sudaryti į mėgintuvėlius pilami tirpalai pagal 2.1 lentelę, įpilama po 0,5 ml Neslerio reagento ir suplakama. Po 5 minučių išmatuojamas tirpalų optinis tankis 10 mm kiuvetėse esant 450 nm bangos ilgiui. Palyginimui naudojamas tuščias mėginys.

Brėžiamas grafikas, parodantis optinio tankio priklausomybę nuo amoniako koncentracijos (2.5 pav.).



2.5 pav. Amoniako kalibracinė kreivė

Iš 2.5 paveikslo matyti, kad tarp optinio tankio ir amoniako kiekio analizuojamame bandinio tūryje yra tiesinė priklausomybė, t.y. didėjant optiniam tankiui didėja ir amoniako kiekis.

Bandinių paėmimas. Amoniaku užterštas oras siurbiamas per sugėrėją, užpildytu 6 ml 0,01N HCl tirpalu. Vienas silikoninių žarnelių galas prijungiamas prie aspiratoriaus rotometro kanalų, o kitas – prie sugertuvo. Įjungus aspiratorių, užfiksuojamas traukimo laikas (20 min.). Iš sugertuvo į tuščią mėgintuvėlį analizei imama po 5 ml mėginio. Į gautą tirpalą įpilama po 0,5 ml Neslerio reagento ir suplakama. Po 5 min. išmatuojamas tirpalų optinis tankis 10 mm kiuvetėse esant 450 nm bangos ilgiui. Palyginimui naudojamas tuščias mėginys (5 ml 0,01 N HCL), įpilant 0,5 ml Neslerio reagento.

Amoniako koncentracija apskaičiuojama pagal formulę:

$$C = \frac{1,2 \cdot m}{V_0}, \text{ mg/m}^3, \quad (2.2)$$

čia: m – amoniako kiekis sugertuve, µg; V_0 – analizei pratrauktas oro tūris, l.

Oro tūris, perskaičiuotas normaliomis sąlygomis, apskaičiuojamas pagal formulę (Zubkaitienė 2005):

$$V_0 = V_1 \cdot \frac{273 \cdot p}{760 \cdot (t + 273)}, \text{ l}, \quad (2.3)$$

čia: V_1 – dujų tūrio siurbimo aspiratoriumi greitis, $V_1 = 5 \text{ l/min.}$; t – oro temperatūra, °C.

2.1.7. Kjeldalio azoto nustatymas

Kjeldalio azotas – organinio azoto ir amoniakinio azoto kiekis mėginyje, nustatytas po mineralizavimo. Šiuo metodu galima nustatyti tik neigiamą trivalentį azotą. Organinis azotas – azidų, avinų, hidrazinų, azo, nitro, nitrozo junginių, nitritų, oksidų arba semikarbazonų formoje kiekybiškai nenustatomas.

Mineralizuojant mėginį, susidaro amonio sulfatas, iš kurio išskiriamas ir po to nudistiliuojamas amoniakas, kuris nustatomas titrimetriškai. Azoto junginiai mineralizuojami sieros rūgštimi, sumaišyta su dideliu kalio sulfato kiekiu (reikalingu mišinio virimo temperatūrai pakelti), kaip katalizatorių naudojant seleną. Taip azoto junginiai paverčiami amonio sulfatu. Po mineralizacijos amoniakas išskiriamas iš amonio sulfato pridėdant šarmo ir nudistiliuojant į boro rūgšties indikatorinį tirpalą. Amonio jonai distiliate nustatomi titruojant su standartiniu rūgšties tirpalu.

Kjeldalio azotas nustatomas „VELP Scientifica“ mineralizavimo ir automatinio distiliavimo ir titravimo įranga (2.6 pav.).



a



b

2.6 pav. „VELP Scientifica“ mineralizavimo blokas (a) ir automatinio distiliavimo ir titravimo įranga (b) (Clarkson Laboratory... 2014; VELP Scientifica... 2014)

Naudojami cheminiai reagentai, indai, medžiagos, prietaisai:

1. Boro rūgšties indikatorinis tirpalas:

1) Į 1 l 4% boro rūgšties (H_3BO_3) įdėti šiuos indikatorius:

- 10 ml bromkrezolio žaliujo;
- 7 ml raudonojo metilo.

2) Indikatorių paruošimas:

- Į 50 ml etanolį ištirpinti 0,05 g bromkrezolio žaliojo;
- Į 50 ml etanolį ištirpinti 0,05 g raudonojo metilo.

2. Natrio hidroksidas (NaOH): naudojamas 30–35 % natrio hidroksidas.

3. Druskos rūgšties standartinis titravimo tirpalas (HCl) 0,2 N.

4. Distiliuotas vanduo.

5. Kjeldalio kolbos.

Darbo eiga

1) Mėginio paruošimas: pasverama 5 g išdžiovinto 105 ± 2 °C temperatūroje nuotekų dumblo.

2) Reagentai skirti mineralizacijai:

- 7 g kalio sulfato (K_2SO_4);
- 5 mg seleno (Se);
- 7 ml koncentruotos sieros rūgšties (H_2SO_4).

3) Mineralizacija: mišinio kaitinimas 420 °C temperatūroje, 60 min. Į Kjeldalio kolbas supilami 5 g išdžiovinto nuotekų dumblo, įberiamos virimą užtikrinančios granulės ir mišinys užvirinamas traukos spintoje. Vandeniui garuojant, kolbos turinio tūris mažėja ir pradeda skirtis balti dūmai.

4) Vėsinimas: kolbas atvėsinti iki 50–60 °C.

5) Distiliavimas-titravimas.

2.2. Eksperimentinių tyrimų statistinis įvertinimas

Norint tinkamai atlikti tyrimo rezultatų analizę ir gauti matematiškai patikimas analitines priklausomybes, turi būti tenkinamos tam tikros sąlygos. Pirmoji sąlyga yra tyrimo rezultatų stochastinis statistinis nepriklausomumas. Antroji sąlyga yra tyrimo rezultatų pasiskirstymas pagal normalųjį dėsnį. Jei ši hipotezė nepriimama, būtina nustatyti, pagal kokį dėsnį yra pasiskirstę tyrimo rezultatai, ir, jei tai įmanoma, pertvarkyti gautą pasiskirstymą į normalųjį. Šių sąlygų tenkinimas leidžia taikyti matematinės statistikos metodus uždaviniams spręsti ir garantuoja koreliacinės regresinės analizės metodų teorinį pagrįstumą.

Tyrimo metu nustatomas azoto kiekis nuotekų dumble, amoniako kiekis ore, temperatūra, drėgmė, pH ir bendrosios anglies kiekis. Apskaičiuojami gautų rezultatų

vidurkiai, kurie priimami kaip matuojamo dydžio gautosios vertės. Šių dydžių tikslumas yra įvertinamas statistiniais paklaidų skaičiavimo metodais.

Išmatuotų dydžių paklaidoms nustatyti skaičiuojami statistiniai parametrai: vidutinė parametro vertė, standartinis nuokrypis. Kaip artimiausias tikrajai parametro vertei, yra vertinamas visų matavimo duomenų aritmetinis vidurkis:

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

čia: x_i – i-tojo matavimo rezultatas; n – matavimų skaičius.

Matavimo duomenų aritmetinio vidurkio standartinis nuokrypis apskaičiuojamas pagal formulę:

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

2.2 lentelė. Statistinių parametų dydžių skaičiavimo pavyzdys

Kjeldalio azotas, mg/kg	Aritmetinis vidurkis, $\bar{x}$	Aritmetinio vidurkio standartinis nuokrypis, $\sigma_{\bar{x}}$	Matuojamo dydžio reikšmė, X
7407,50	7403,64	5,37	7403,64 ± 5,37
7405,90			
7397,51			

Kiti eksperimento metu pamatuotų dydžių statistiniai parametrai yra apskaičiuojami analogiškai, tik įstatomos atitinkamos reikšmės į formules.

2.3. Antrojo skyriaus išvados

1. Tyrimams buvo naudotas Vilniaus miesto nuotekų valykloje susidarantis nusausias nuotekų dumblas, kuris yra patalpintas į dvi dėžes. Vienoje dėžėje laikomas nuotekų dumblas be priedų, o kitoje – nuotekų dumblas, sumaišytas su durpėmis, medžių lapais ir joje vyksta vermikompostavimo procesas.

2. Tyrimo metu nustatomas ir lyginimas nuotekų dumble ir vermikomposte esantis bendrosios anglies kiekis, temperatūra, drėgmė, pH, azoto kiekis, bei amoniako koncentracija.

3. Bendrosios anglies kiekis nustatomas „SSM-5000A“ kieto mėginio modulio „Shimadzu TOC-V“ serijos analizatoriumi, kuris yra skirtas matuoti dirvožemį, suspensijas ir skysčius.

4. Amoniako koncentracija ore nustatoma fotometriniu metodu, kuris yra paremtas amoniako ir Neslerio reagento reakcijos metu susidarančiu geltonai rusvos spalvos junginiu.

5. Kjeldalio azotas nustatomas „VELP Scientifica“ mineralizavimo ir automatinio distiliavimo ir titravimo įranga, kai organinio azoto ir amoniakinio azoto kiekis mėginyje, nustatomas po mineralizavimo.

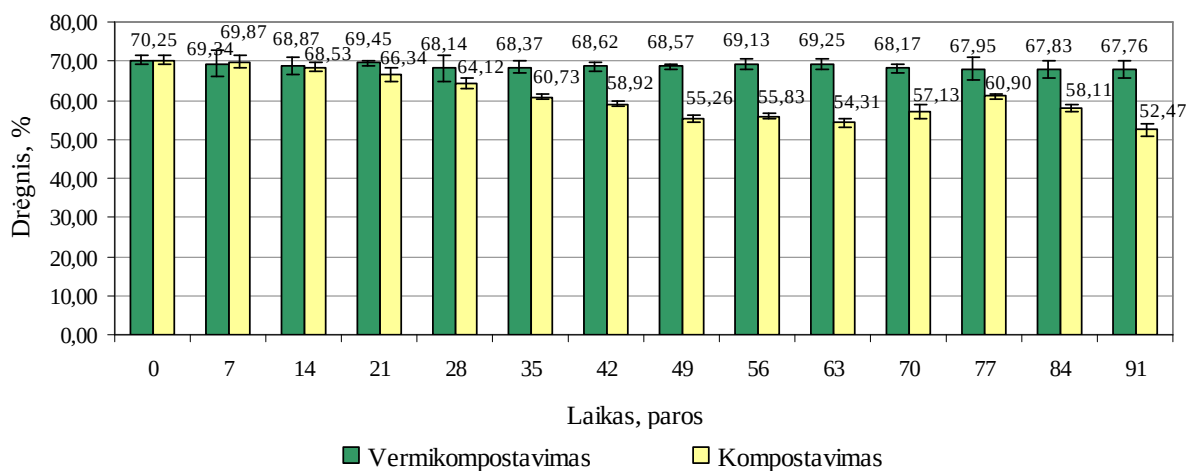
3. EKSPERIMENTINIŲ TYRIMŲ REZULTATAI IR JŲ ANALIZĖ

Šiame skyriuje pateikiami nuotekų dumblo kompostavimo ir vermikompostavimo procesų eksperimentinių tyrimų rezultatai. Eksperimentas truko 91 parą, kas 7 paras buvo imami nuotekų dumblo mėginiai. Tirti šie parametrai: komposto drėgnis, temperatūra, pH, bendrosios anglies kiekis, Kjeldalio azoto kiekis, išsiskirianti amoniako koncentracija. Tyrimo metu gauti rezultatai pateikti lentelių ir grafikų forma.

3.1. Dumblo stabilizavimo rodiklių tyrimai ir analizė

Efektyviam vermikompostavimo procesui ir geram biohumuso gavimui labai svarbu parinkti optimalias proceso sąlygas. Vienas iš svarbiausių vermikompostavimo proceso reikalavimų – optimalus drėgnis.

Eksperimentinio tyrimo metu nustatytas nuotekų dumblo drėgnis yra pateiktas 3.1 paveiksle.



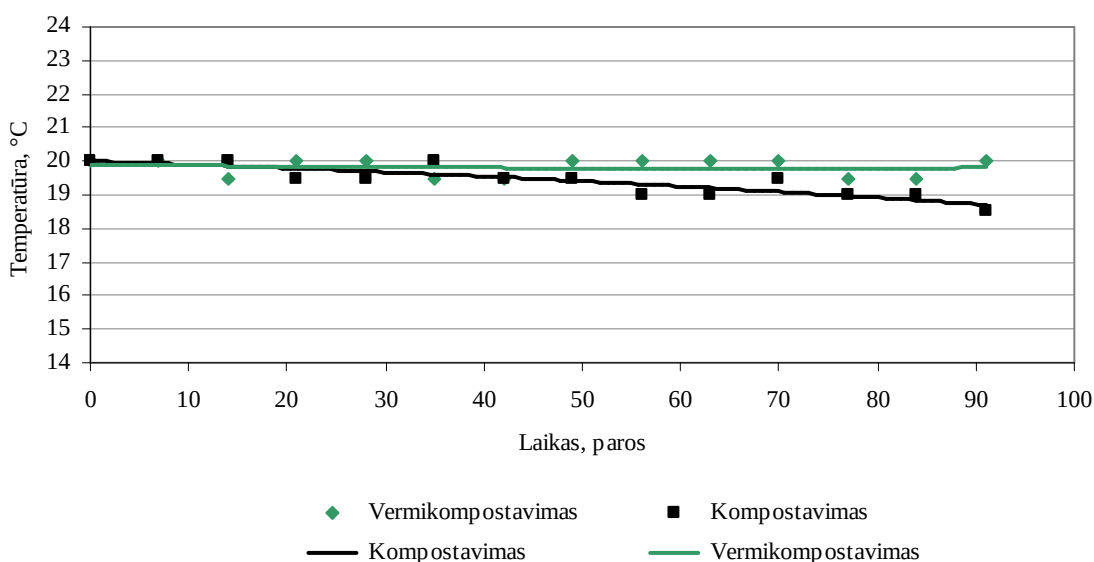
3.1 pav. Nuotekų dumblo drėgnis, %

Viso tyrimo metu buvo palaikomas optimalus vermikomposto drėgnis, kuris turi būti 60–80 % ribose. Iš 3.1 paveikslo matyti, kad vermikompostavimo proceso metu drėgnis buvo gana stabilus, jis svyravo tarp 67,76 % ir 70,25 %, o vidutinis drėgnis siekė 68,69 %. Kompostuojamo nuotekų dumblo drėgnis varijavo tarp 52,47 % ir 70,25 %, tačiau per visą tiriamąjį laikotarpį vidutinis 60,91 % drėgnis atitiko optimalias kompostavimo sąlygas.

Nustatyta, kad idealus drėgnis tradicinėse kompostavimo sistemose turi būti apie 45–60 % (Rink ir kt. 1992). Tuo tarpu vermikompostavimo procesuose turi siekti apie 65–85 %.

Dominguez ir Edwards (1997) nustatė, jog optimaliausios vermikompostavimo proceso sąlygos yra esant drėgniui apie 80–90 %, tuo tarpu Nova Scotia mokslininkai nustatė, jog 75–80 % drėgmingumas skatina geriausią augimą ir reproduktyvumą (GEORG 2004).

Viso eksperimento metu buvo stebima tiek vermikompostuojamo tiek ir kompostuojamo nuotekų dumblo temperatūra. Stebėjimo duomenys yra pateikti 3.2 paveiksle.



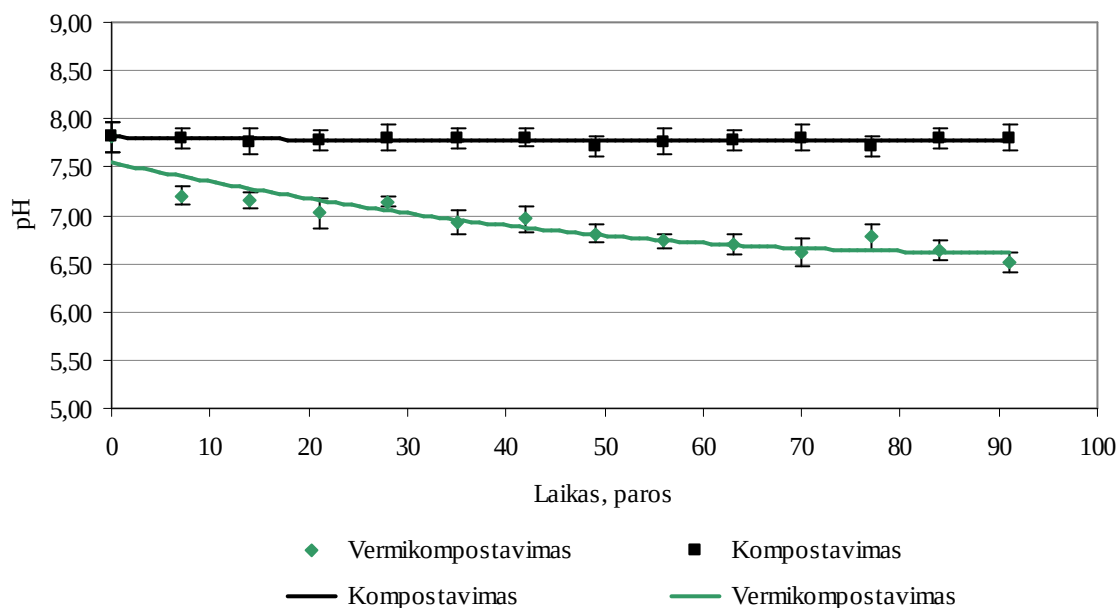
3.2 pav. Nuotekų dumblo temperatūra tyrimo metu

Iš 3.2 paveikslo matyti, kad temperatūra išliko stabili per visą tiriamąjį laikotarpį kompostuojant ir vermikompostuojant nuotekų dumblą. Vermikomposto temperatūra buvo optimali apie 20 °C ir tik kartais nukrisdavo iki 19,5 °C. Komposto temperatūra nuo 50 paros šiek tiek sumažėjo ir siekė 19–18,5 °C temperatūrą, tačiau viso tiriamojo laikotarpio metu vidutinė temperatūra buvo 19,43 °C, kuri ne žymiai skyrėsi nuo vermikompostuojamo nuotekų dumblo vidutinės temperatūros.

Sukontroliuoti temperatūrą, jog ji būtų tinkama sliekams (nei per aukšta, nei per žema), yra gyvybiškai svarbu tiek vermikompostavimo, tiek ir vermikultūros procesuose (Munroe 2009). Sliekai gali išgyventi net ir tokiose žemose temperatūrose kaip 0 °C, tačiau esant tokiai temperatūrai jie nebeskaido komposte esančių medžiagų ir nebesidaugina. Esant temperatūrai virš 35 °C sliekai palieka kompostą arba miršta. Efektyviam vermikompostavimo proceso užtikrinimui reikalinga 20 °C temperatūra (Munroe 2009).

pH rodiklis yra labai svarbus efektyviai sliekų veiklai užtikrinti. R. Sherman (2003) savo darbe nurodė, jog viso vermikompostavimo proceso metu rekomenduojamas pH dydis

turi būti 6,8–7,2. Kiti mokslininkai nustatė, jog slykai gali išgyventi komposte, kurio pH yra intervale tarp 5–9 (Edwards 1998). Matavimo rezultatai yra pavaizduoti 3.3 paveiksle.

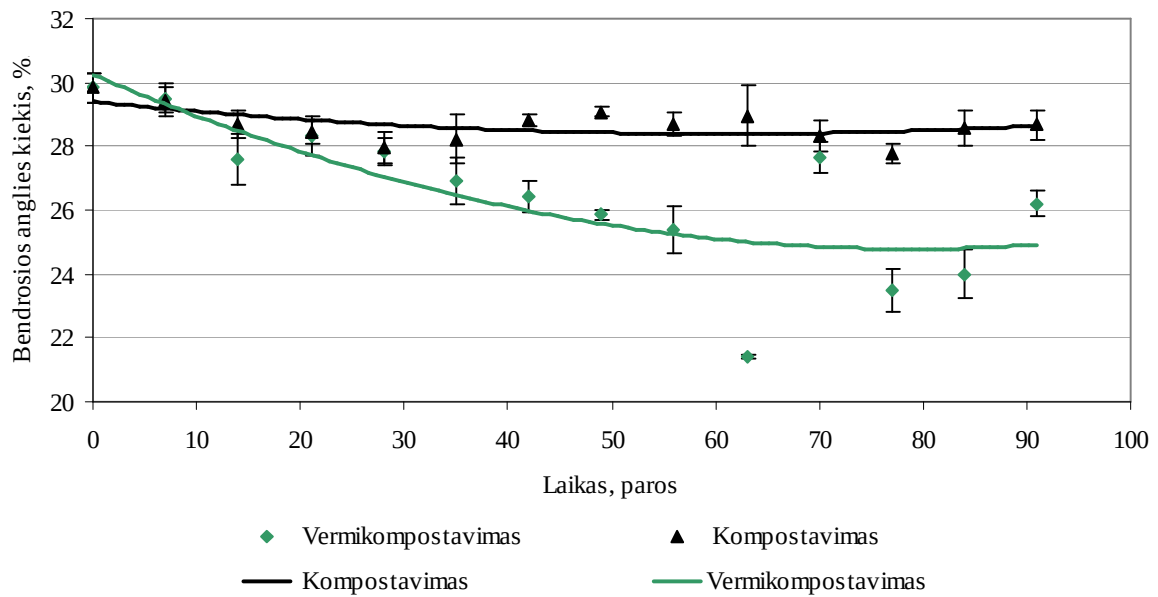


3.3 pav. Nuotekų dumblo pH vertės tyrimo metu

Iš 3.3 paveikslo matyti, kad kompostuojamo nuotekų dumblo pH viso tyrimo metu išliko itin stabilus, varijuodamas tarp 7,71 ir 7,81 pH verčių. Vermikompostavimo proceso metu pH turėjo mažėjimo tendenciją, pH nuo pradinės 7,81 vertės mažėjo iki 6,5. Šis pH intervalas atitinka optimalias vermikompostavimo sąlygas.

Nova Scotia mokslininkai nustatė, kad optimaliausias vermikomposto pH turi būti 7,5–8,0 (GEORG 2004). Šių eksperimentinių tyrimų metu išmatuotos pH vertės patenka į nurodytą intervalą.

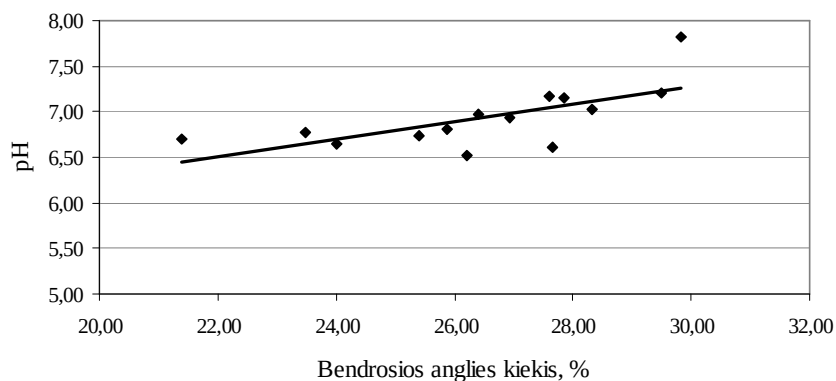
Pagal 2.1 poskyryje aprašytą metodiką buvo nustatytas bendrosios anglies kiekis kompostavimo ir vermikompostavimo procesų metu. Eksperimento metu gauti rezultatai pavaizduoti 3.4 paveiksle.



3.4 pav. Bendrosios anglies kiekis nuotekų dumble

Iš 3.4 paveikslo matyti, jog kompostuojant nuotekų dumblą bendrosios anglies kiekis tiriamuosiuose mėginiuose skyrėsi nežymiai – nuo 27,79 % iki 29,83 %. Vidutinis nustatytas bendrosios anglies kiekis yra 28,67 %. Vermikompostuojant nuotekų dumblą bendrosios anglies kiekis kito labiau nei paprastu kompostavimo būdu, jis svyravo tarp 21,39 % ir 29,83 %, vidutinė reikšmė buvo – 26,45 %. Bendra tendencija vermikompostavimo proceso metu yra ta, kad laikui bėgant bendrosios anglies kiekis nuotekų dumble mažėja, t.y. dėl to, jog sliekai sunaudoja anglį energijai gauti ir augti (Bardauskas 2011).

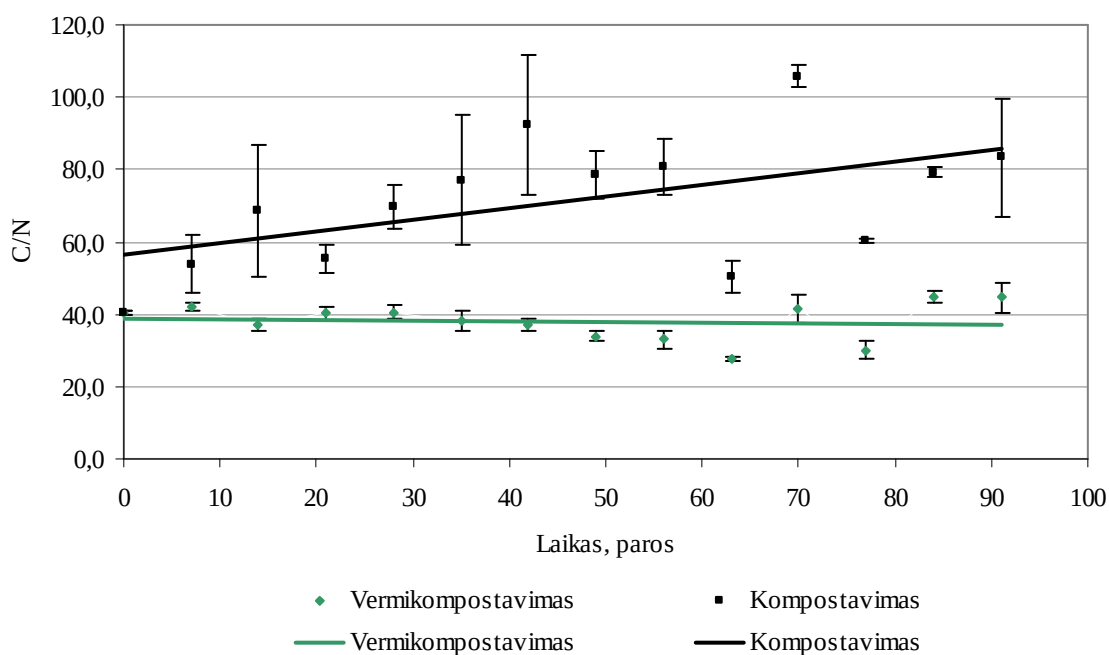
Tyrimo metu gautas bendrosios anglies kiekis nežymiai skiriasi nuo kitų mokslininkų gautų tyrimų. Analizuodamas nuotekų dumblo stabilizavimo procesą vermikompostavimo metu, R. K. Sinha (2009) nustatė, jog vidutiniškai viso proceso metu buvo bendrosios anglies kiekis nuotekų dumble buvo 33 %. S. Hait ir V. Tare (2011) nustatė, kad bendrosios anglies ir bendrosios organinės anglies kiekis vermikomposte yra žymiai mažesnis negu komposte. Vermikompostavimo proceso metu bendrosios anglies yra prarandama nuo 6,1 iki 13,8 %. Kiti mokslininkai (Kaviraj ir Sharma (2003), Suthar ir Singh (2008) ir Khwairakpam ir Bhargava (2009)) nustatė, kad vermikompostavimo proceso metu 10–45 % anglies yra prarandama CO₂ pavidalu. Vermikompostavimo proceso metu sliekai paspartina anglies skaidymą dirvožemyje, kas padidina CO₂ išsiskyrimą (Lubbers *et al.* 2013). Tuo tarpu, kompostuojant aerobinėje aplinkoje 50 % organinės anglies pasišalina iš komposto CO₂ pavidalu (Zuokaitė ir kt. 2010).



3.5 pav. Bendrosios anglies kiekio, %, priklausomybė nuo nuotekų dumblo pH

Iš 3.5 paveikslo matyti, kad statistiniu požiūriu teigiama ir gana stipri koreliacija buvo vermikompostuojamo nuotekų dumblo bendrosios anglies kiekio su nuotekų dumblo pH, t.y. mažėjant nuotekų dumblo pH, bendrosios organinės kiekis taip pat mažėjo ($r = 0,67$; $p < 0,05$).

Svarbiausios medžiagos užtikrinančios mikroorganizmų veiklą kompostavimo metu yra anglis ir azotas, nuo šių medžiagų pertekliaus arba trūkumo priklauso komposto vertė. Tyrimo metu gauto C/N santykio rezultatai pateikti 3.6 paveiksle.



3.6 pav. C/N santykis

Iš 3.6 paveikslo matyti, kad viso tyrimo metu vermikompostuojamame nuotekų dumble C/N santykis buvo gana stabilus, vidutinė reikšmė buvo 38/1. Priešingai nei vermikompostavimo proceso metu, kompostuojant nuotekų dumblą C/N santykis kito ir nuo

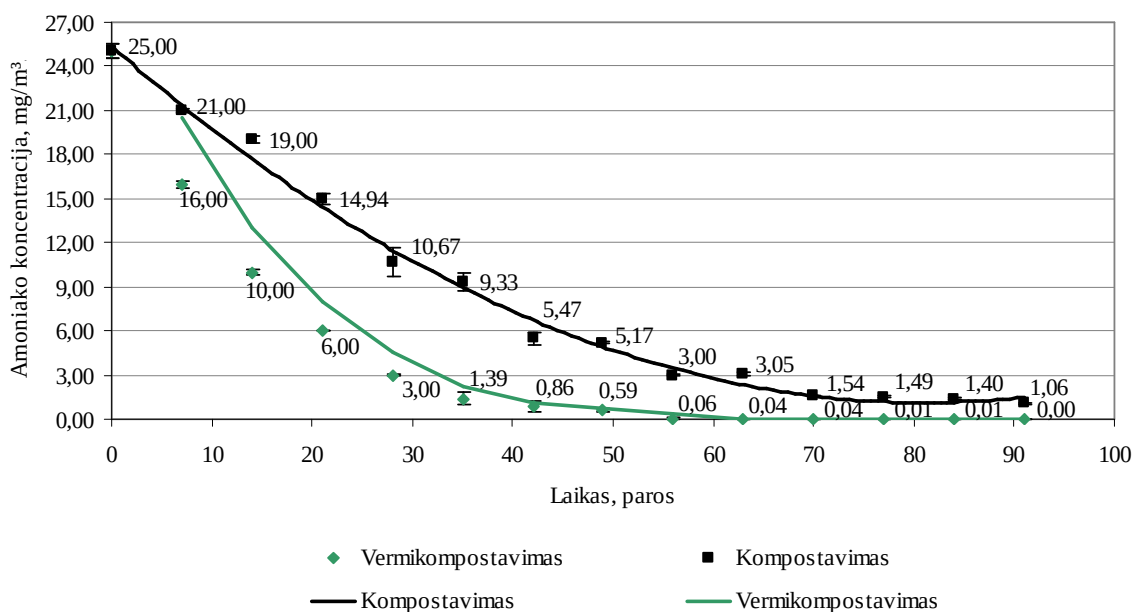
pradinės reikšmės 40/1 padidėjo iki 83/1. Haug (1993) nustatė, kad tinkamiausios sąlygos gyventi mikroorganizmams susidaro tada, kai šis santykis yra nuo 15/1 iki 30/1. Mano tyrimų metu kompostuojamo mišinio C/N santykis buvo didesnis nei 40/1, tai reiškia, kad substrate buvo per daug anglies ir trūko azoto, todėl buvo pasirinktas ilgesnis kompostavimo laikas.

Jamaludin (2010) nustatė, kad vermikompostavimo trukmė daro įtaką produkto kokybei. Paaiškėjo, kad komposto kokybė praėjus ilgesniam laikui (kokybė buvo tikrinama po 10 ir 30 savaičių) buvo geresnė: nustatytas naudingų makroelementų kiekio padidėjimas. Todėl galima daryti išvadą, kad kuo ilgiau žaliavos yra vermikompostuojamos, tuo produkto kokybė tampa geresnė.

Kiti mokslininkai nustatė, kad mikroorganizmai suvartoja azotą proporcingai anglies kiekiui, todėl padidinus C/N santykį galima sumažinti amoniako nuostolius. Kompostavimo metu paprastai anglies prarandama daugiau nei azoto. Dėl to C/N santykis substrate sumažėja iki 15/1 ir daugiau.

3.2. Nuotekų dumblo vermikompostavimo metu išsiskiriančio amoniako tyrimai ir analizė

Eksperimentinio tyrimo metu išmatuotos amoniako koncentracijos rezultatai pateikti 3.7 paveiksle.

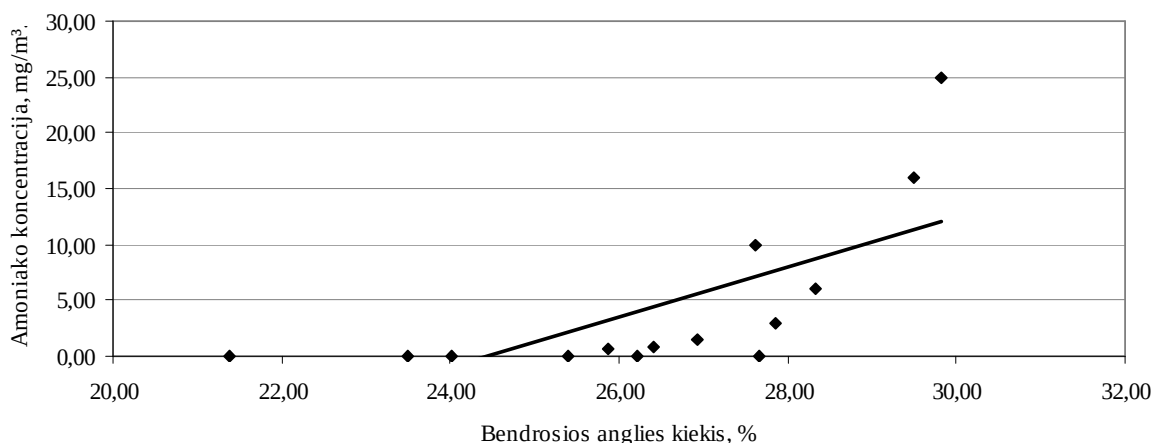


3.7 pav. Amoniako koncentracija ore tyrimo metu

Iš 3.7 paveikslo matyti, kad laikui bėgant amoniako koncentracija ore vis mažėja tiek kompostuojant paprastu būdu tiek ir vermikompostuojant. Vermikompostuojant nuotekų dumblą amoniako išsiskyrimas į aplinką žymiai sparčiau mažėja. Per pirmąjį tyrimų dieną vermikompostuojant nuotekų dumblą išsiskyrė 25 mg/m^3 amoniako, 56 parą amoniako koncentracija ore pasiekia minimalią koncentraciją – $0,061 \text{ mg/m}^3$, o 91 parą, pasibaigus kompostavimo procesui, amoniakas į aplinką nebesiskiria. Reikšmingai amoniako koncentracija sumažėja kompostuojant su sliekais jau per pirmas 28 paras (vidutinė amoniako koncentracija 3 mg/m^3). Tuo tarpu, kompostuojant be sliekų amoniako koncentracija tokį patį lygį pasiekia tik 56 parą, o per tiriamąjį laikotarpį taip ir nenukrenta žemiau vidutinės 1 mg/m^3 ribos.

Gauti tyrimai parodė, kad vermikompostuojant nuotekų dumblą amoniako išsiskyrimas į aplinką yra žymiai mažesnis, nei kompostavimo metu, nes sliekai skaidydami organines atliekas, stabilizuoja azotą nelakių junginių pavidale.

Amoniako išsiskyrimą tyrė ir J. Velasco (2011). Eksperimentinio tyrimo metu nustatė, jog per pirmąsias tyrimo dienas paprastu būdu kompostuojant organines atliekas amoniako emisijos į aplinką siekė net 450 g/Mg/dieną , o vermikompostavimo metu – $253,2 \text{ g/Mg/dieną}$. Po 45 parų amoniako koncentracija vermikompostavimo proceso metu svyravo nuo 0 iki 21 g/Mg/dieną . Iš gautų rezultatų matyti, kad vermikompostavimo proceso metu amoniako išsiskiria daug mažiau, nei kompostavimo metu. Daroma prielaida, kad amoniako emisijų sumažėjimą lemia amoniako virtimas organiniu azotu sliekų veiklos metu.



3.8 pav. Amoniako koncentracijos priklausomybė nuo bendrosios anglies kiekio

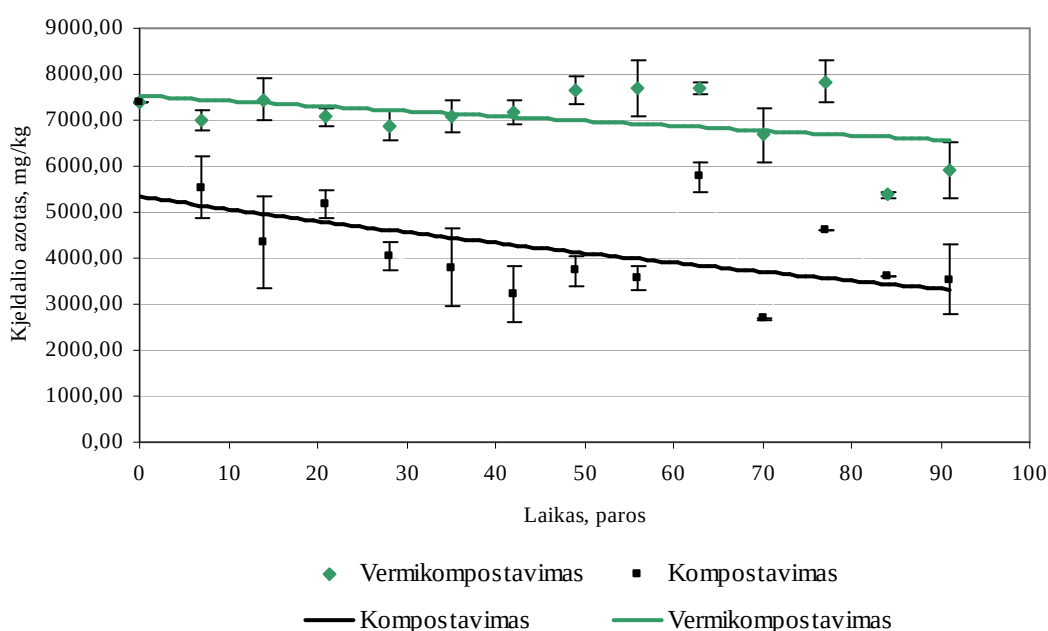
Iš 3.8 paveikslo matyti, kad tarp amoniako koncentracijos ir bendrosios anglies kiekio yra teigiamas koreliacinis ryšys ($r = 0,69$, $p < 0,05$). Vermikompostavimo proceso metu sliekai sunaudoja dalį anglies energijai gauti ir skaidydami nuotekų dumblą pasisavina organinį

azotą, kuris yra pagrindinė maistinė medžiaga gyviesiems organizmams, todėl sumažėja azoto transformacijos procesas į lakų amoniaką.

3.3. Kjeldalio azoto nuotekų dumble tyrimai ir analizė

Azotas buvo matuojamas kaip Kjeldalio azotas, kuris yra organinio azoto ir amonio azoto suma. Nuotekų dumble bendrasis azotas atitinka Kjeldalio azotą (Dauknys 2006).

Eksperimentinio tyrimo metu išmatuoto Kjeldalio azoto rezultatai pateikti 3.9 paveiksle.



3.9 pav. Kjeldalio azoto nustatymas

Iš 3.9 paveikslo matyti, jog kompostuojant nuotekų dumblą Kjeldalio azotas nuotekų dumble laikui bėgant mažėjo: pirmąją kompostavimo dieną bendrojo azoto kiekis buvo 7403,6 mg/kg, o paskutiniąją (91-ąją) eksperimentinio tyrimo dieną sumažėjo iki 3537,91 mg/kg. Vidutinis nustatytas bendrasis azoto kiekis yra 4356,61 mg/kg. Vermikompostuojant nuotekų dumblą Kjeldalio azotas nežymiai mažėjo: nuo 7403,6 mg/kg sumažėjo iki 5912,15 mg/kg, vidutinė reikšmė buvo – 7066,56 mg/kg, tai lėmė sliekų gebėjimas fiksuoti azotą nelakių junginių pavidale. Vadinasi vermikomposte yra daugiau maistingų medžiagų, kurios yra reikalingos dirvožemio savybėms pagerinti bei suaktyvinti jame vykstantiems mikrobiologiniams procesams.

Vermikompostavimo pabaigoje N-NH_4^+ padidėja, nes amoniakas yra šalutinis produktas, išsiskiriantis sliekams skaidant organines atliekas. Sliekams nedalyvaujant kompostavimo procese, komposte esantis N-NH_4^+ išlieka toks pats kaip ir pradiniam mišinyje, o vermikomposte padidėja kartu su N-NO_3^- , nes sliekai pagreitina nitrifikacijos procesą. Hanc ir Chadimova (2014) ištyrė, kad vermikompose yra 23 kartus daugiau N-NO_3^- nei paprastame komposte.

Ludibeth ir kt. (2012) taip pats nustatė, kad vermikomposte yra žymiai didesnis azoto kiekis (2189,80 mg/kg) nei nuotekų dumble (162,72 mg/kg). Sliekai su mikroorganizmais padidina organinių medžiagų irimą ir paspartina organinio azoto vartimą laisvuju azotu, tokiu būdu yra gerinamos nuotekų dumblo savybės (Ludibeth *et al.* 2012).

3.4. Trečiojo skyriaus išvados

1. Eksperimentinių tyrimų metu buvo palaikomos optimalios sąlygos vermikompostavimo procesui vykti. Vidutinis vermikomposto drėgnis buvo 68,69 %, temperatūra siekė 20 °C, ji sutapo su G. Munroe (2009) nurodyta reikšme. Vermikompostavimo proceso metu pH nuo 7,81 sumažėjo iki 6,5, šis pH intervalas atitinka optimalias vermikompostavimo sąlygas.

2. Nustatytas vidutinis bendrosios anglies kiekis komposte yra 26,45 %, t.y. apie 7 % mažesnis nei buvo nustatytas mokslininko R. K. Sinhos (2009). S. Hait ir V. Tare (2011) nustatė, kad vermikompostavimo proceso metu bendrosios anglies yra prarandama nuo 6,1 iki 13,8 %, todėl jo yra žymiai mažiau nei paprastame komposte, 10–45 % anglies yra prarandama CO_2 pavidalu.

3. Kompostavimo eigą labiausiai veikia anglies ir azoto perteklius arba trūkumas. Atlikus tyrimus nustatyta, kad vermikompostuojamame nuotekų dumble C/N santykis buvo gana stabilus, vidutinė reikšmė buvo 38/1. Kompostuojant nuotekų dumblą C/N santykis kito ir nuo pradinės reikšmės 40/1 padidėjo iki 83/1. Mokslininkų nustatyta, kad tinkamiausios sąlygos gyventi mikroorganizmams susidaro tada, kai šis santykis yra nuo 15/1 iki 30/1. Atlikus tyrimus ir nustačius C/N santykį paaiškėjo, kad substrate buvo per daug anglies ir trūko azoto ($\text{C/N} > 40$), todėl buvo pasirinktas ilgesnis kompostavimo laikas (3 mėnesiai).

4. Nuotekų dumblo vermikompostavimo metu išsiskiriančio amoniako tyrimai parodė, kad vermikompostuojant nuotekų dumblą amoniako išsiskyrimas į aplinką yra žymiai mažesnis, nei jį kompostuojant paprastu būdu. Per eksperimentinių tyrimų laikotarpį vermikompostavimo proceso metu pradinė amoniako koncentracija nuo 25 mg/m³ nukrito iki 0

mg/m³, o paprasto kompostavimo metu taip ir nenukrito žemiau vidutinės 1 mg/m³ ribos, tai lėmė sliekų gebėjimas stabilizuoti azotą nelakių junginių pavidale.

5. Eksperimentinio tyrimo metu buvo nustatyta, kad vermikompostuojant nuotekų dumblą yra išsaugomas didesnis bendrojo azoto kiekis (5912,15 mg/kg), nei paprastu kompostavimo būdu (3537,91 mg/kg). Vadinasi, vermikomposte yra daugiau maistingų medžiagų, kurios yra reikalingos dirvožemio savybėms pagerinti bei suaktyvinti jame vykstantiems mikrobiologiniams procesams.

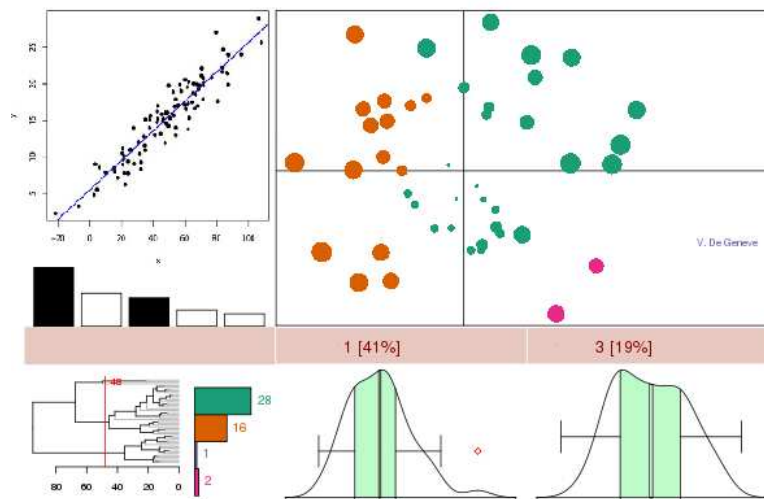
4. AZOTO KONCENTRACIJOS NUOTEKŲ DUMBLE MATEMATINIS MODELIAVIMAS

Informacinių technologijų naudojimas inžinerinių sistemų projektavimui, konstravimui ar valdymui remiasi matematiniais modeliais bei duomenų analize. Matematiname modelyje nagrinėjamas inžinerinis objektas yra vaizduojamas funkcinėmis priklausomybėmis, algebrinėmis arba diferencialinėmis lygtimis bei jų sistemomis ir pan.

Tinkamai parinkti modeliai bei teisingai atlikta duomenų analizė yra svarbus etapas parengiant ir priimant efektyvius konstravimo arba valdymo sprendimus (Dapkūnaitė ir Sakalauskas 2013). Mano darbe buvo pasirinkta modeliavimo ir statistinės duomenų analizės kompiuterinė programa „R“.

4.1. Matematinė modeliavimo programa „R“

Statistinė kompiuterinė sistema „R“ yra skirta statistinei duomenų analizei, bei matematiniam modeliavimui atlikti (4.1 pav.) (Dapkūnaitė ir Sakalauskas 2013).



4.1 pav. Duomenų vaizdavimo pavydžiai (The R... 2015)

Pagrindinės programos „R“ funkcijos:

- 1) aprašomoji statistika ir tikimybinių dėsnių nustatymas;
- 2) duomenų vaizdavimas (dvimatės ir trimatės histogramos, sklaidos diagramos ir pan.);
- 3) atsitiktinių skaičių ir procesų imitavimas;

- 4) koreliacinė ir regresinė analizė;
- 5) tikimybinis – statistinis modeliavimas.

Duomenų rinkinys, kurį sudaro kelių kintamųjų stebėjimai, programoje „R“ dažniausiai talpinamas lentele. Jo stulpeliai dažniausiai būna dviejų klasių – skaitiniai kintamieji arba grupiniai kintamieji (faktoriai).

Programas „R“ įgyvendina plačią statistinės ir grafinės technikos įvairovę, apimdama linijinį ir netiesinį modeliavimą, klasikinius statistinius testus, laiko eilutės analizę, duomenų klasifikaciją ir kitus. Daug standartinių funkcijų yra parašytos pačioje „R“ programoje, kurios leidžia vartotojams naudotis sukurtais algoritmais. Kitas programos „R“ privalumas yra statiška grafika, kuri gali nubrėžti grafus, apimdama matematinius simbolius. Dinamiška ir interaktyvi grafika yra pasiekama per papildomus paketus.

Kaip ir kitos panašios programavimo kalbos, tokios kaip „APL“ ir „MATLAB“, „R“ palaiko matricinę aritmetiką. „R“ duomenų struktūra apima vektorius, matricas, rinkinius, duomenų lenteles. „R“ sistema apima tokius objektus: regresijos modelius, laiko eilutes ir geo-erdvinės koordinatas.

4.2. Regresiniai modeliai

4.2.1. Tiesinė regresija

Regresija – tai vienas pusė statistinė priklausomybė, kuri išreiškiama vadinamąja regresijos funkcija. Regresijos funkcija nustato atitikimą tarp kintamųjų ir įvertina statistinio ryšio formą (Dapkūnaitė ir Sakalauskas 2013).

Regresinė analizė – tai statistiniai metodai, skirti regresijos modeliui sudaryti, patikrinti ar jis tinkamas ir taikyti prognozėms. Regresijos modelis – statistinis modelis, leidžiantis vieno kintamojo reikšmės prognozuoti pagal kito kintamojo reikšmės (Dapkūnaitė ir Sakalauskas 2013).

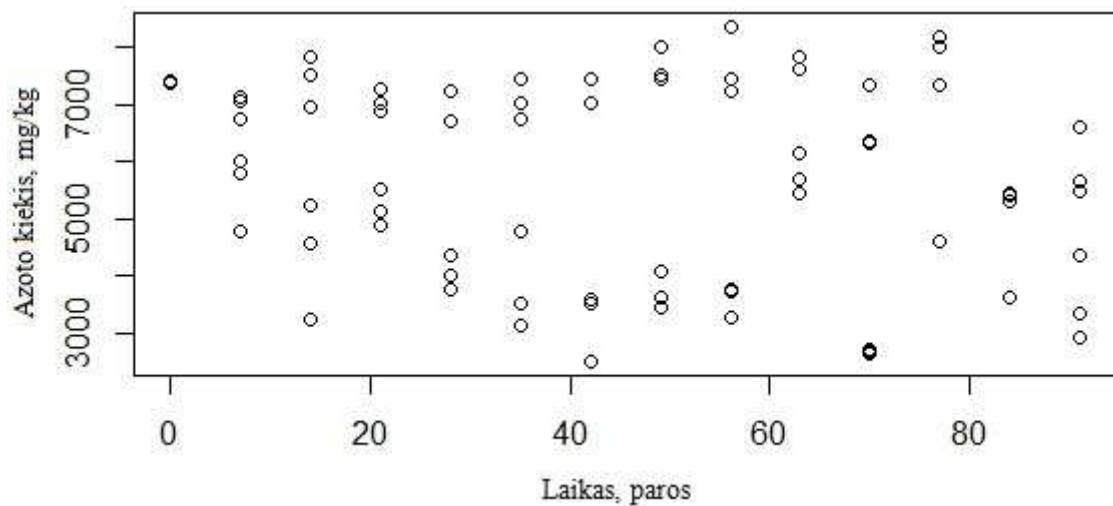
Tarkime, jog bendras azoto kiekis yra Y . Viso tyrimo metu azoto kiekis mažėjo bėgant laikui, todėl gaunama funkcija nuo laiko:

$$Y = T(t); \quad (4.1)$$

čia: T – pradinis azoto kiekis, mg/kg; t – laikas, s.

Brėžiama sklaidos diagrama, parodanti azoto praradimo priklausomybę nuo laiko:

```
> plot(duomenys$Laikas, duomenys$Azotas)
```



4.2 pav. Sklaidos diagrama

Tarkime, kad laikas yra X_1 ir keliame hipotezę, jog azoto kitimas priklauso ir nuo kitų charakteristikų:

- C/N;
- Temperatūros;
- Drėgmės;
- pH.

Šias charakteristikas žymėsime atitinkamai X_2 , X_3 , X_4 ir X_5 . Pagal fizinę prasmę įsivesime dar vieną charakteristiką – indikatorių, kad C/N yra daugiau už 40, tuomet reikia ilgesnio kompostavimo laiko, nes substrate yra per daug anglies ir trūksta azoto – pažymėsime X_6 . Tyrimai buvo atliekami kompostavimo ir vermikompostavimo sąlygomis, todėl įvesiu kovariantę, kuri bus indikatorius, kai tyrimai atliekami kompostavimo sąlygomis ir žymėsiu X_7 .

Gaunama funkcija:

$$Y = f(X_1, X_2, \dots, X_7). \quad (4.2)$$

Tarkime, jog modelis yra pavidalo:

$$Y = \beta_0 + \beta_1 X_1 + \dots + \beta_7 X_7. \quad (4.3)$$

Sudarau pradinį modelį:

```
> m0<- lm(Azotas ~ ., data=data); summary(m0);
```

Call:

```
lm(formula = Azotas ~ ., data = data)
```

Residuals:

Min	1Q	Median	3Q	Max
-632.18	-267.52	-51.35	242.77	1057.57

Coefficients:

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	5063.086	4133.725	1.225	0.224424
Laikas	-6.457	2.795	-2.310	0.023583
Tipas2	-717.484	200.758	-3.574	0.000615
CN	-59.937	3.452	-17.361	< 2e-16
Temperatura	194.017	167.183	1.161	0.249475
Dregme	-18.641	15.205	-1.226	0.223994
Ph	324.926	237.111	1.370	0.174610
TinkamasTRUE	-611.315	114.141	-5.356	8.77e-07

Įvertinus parametrus gavau, jog temperatūra, drėgmė ir pH nėra statistiškai reikšmingi (p-reikšmė > 0,05). Todėl nagrinėjau modelį tik su statistiškai reikšmingais kintamaisiais.

```
m1<- lm(Azotas ~ ., data=data[, -c(5:7)]);summary(m1);hist(m1$residuals);
#normaliskumo testas
shapiro.test(m1$residuals);
# autokoreliacijos testas
library("lmtest")
dwtest(m1$residuals ~ data$Laikas);
> summary(m1);
```

Gauti rezultatai pateikti 4.1 lentelėje.

4.1 lentelė. Statistiškai reikšmingi parametrai

	Koeficientas	Stantartinis nuokrypis	Kritinė reikšmė	p-reikšmė
Laisvasis narys	9849,95	127,7078	77,13	0,0000
Laikas (x_1)	-8,26	1,4943	-5,53	0,0000
Kompostavimas (x_2)	-472,03	132,4383	-3,56	0,0006
C/N (x_3)	-57,02	3,1115	-18,33	0,0000
C/N>40 (x_4)	-606,61	114,7369	-5,29	0,0000

Iš 4.1 lentelės matyti, kad modelio paklaidos tenkina normališkumo sąlygą. Laiko kovariantę taip pat galima naudoti, nes paklaidos nėra autokoreliuotos (Durbano-Vatsonio statistikos reikšmė $D = 1,8082$, p-reikšmė 0,169).

Gautas regresinio modelio determinacijos koeficientas yra 0,9545. Todėl galima teigti, jog tokio tipo modelis yra tinkamas, nes aprašo daugiau nei 95 % duomenų sklaidos.

Iš gautų rezultatų matyti, kad grupinės tiesinės regresijos lygtis gali būti užrašyta taip:

$$Y = 9849,95 - 8,26 \cdot x_1 - 472,03 \cdot x_2 - 57,02 \cdot x_3 - 606,61 \cdot x_4. \quad (4.4)$$

čia: x_1 – laikas, $\text{paros} \in \{0,1,\dots,T\}$; x_2 – kompostavimo koeficientas (1 – jei kompostavimo procesas, 0 – jei vermikompostavimo procesas); x_3 – C/N santykis; x_4 – koeficientas, kuris lygus 1, jei $C/N > 40$; 0, jei $C/N \leq 40$.

Šia lygtimi (4.4) galima naudotis, prognozuojant azoto kitimą nuotekų dumble. Įverčiai prie x_1 , x_2 , x_3 ir x_4 parodo vidutinį priklausomo kintamojo (Y) pokytį, kai nepriklausomi kintamieji (x_1 , x_2 , x_3 , x_4) pasikeičia vienetu vienetu. Ši lygtis apytiksliai atitinka tikrąją, kintamuosius Y, x_1 , x_2 , x_3 , x_4 siejančią, priklausomybę.

Koeficientų interpretacija:

- Laisvasis narys (azoto kiekis) yra 9849,95, esant pradinėms sąlygoms (kai visi kiti parametrai yra lygūs 0).
- Laiko koeficientas (-8,26): kiekvieną dieną buvo prarandama 8,26 mg azoto.
- Koeficientas prie kompostavimo (-472,03): kompostavimo sąlygomis vidutiniškai 472 mg didesnis azoto kritimas.
- Koeficientas prie C/N (-57,02): procentaliai padidinus vienu procentu koncentraciją – azoto kritimas sumažėja 57 mg.
- Koeficientas prie $C/N > 40$ (-606,61): galima tikėtis 606 mg mažesnio azoto kritimo, jei C/N santykis yra didesnis už 40 %.

Grafikų brėžimui „R“ programoje įvedami šie duomenys:

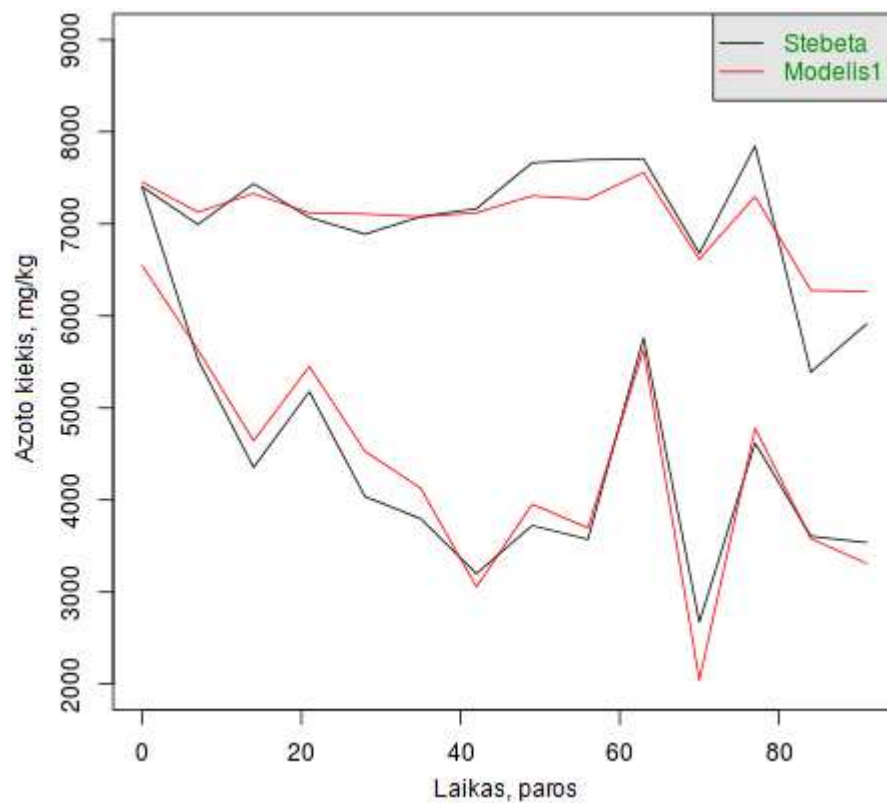
```
## Pavaizduoju vidutinius stebėjimus ir prognozes
```

```
V1<- (duomenys$Azotas[14 - 13:0]+duomenys$Azotas[28 - 13:0]+duomenys$Azotas[42 - 13:0])/3
V2<- (duomenys$Azotas[56 - 13:0]+duomenys$Azotas[70 - 13:0]+duomenys$Azotas[84 - 13:0])/3
M11<- (m1$fitted.values[14 - 13:0]+m1$fitted.values[28 - 13:0]+m1$fitted.values[42 - 13:0])/3
M12<- (m1$fitted.values[56 - 13:0]+m1$fitted.values[70 - 13:0]+m1$fitted.values[84 - 13:0])/3
```

```
#png("modelpre.png")
```

```
plot(duomenys$Laikas[14 - 13:0],duomenys$Azotas[14 - 13:0],
ylim=c(2000,9000), type="n", xlab="Laikas, paros", ylab="Azoto kiekis, mg/kg");
lines(duomenys$Laikas[14 - 13:0],V1);
lines(duomenys$Laikas[14 - 13:0],V2);
lines(duomenys$Laikas[14 - 13:0],M11, col="red");
lines(duomenys$Laikas[14 - 13:0],M12, col="red");
legend("topright", c("Stebeta", "Modelis1"), col = c("black", "red"),
text.col = "green4", lty = c(1, 1),
merge = TRUE, bg = "gray90")
```

```
#dev.off()
```

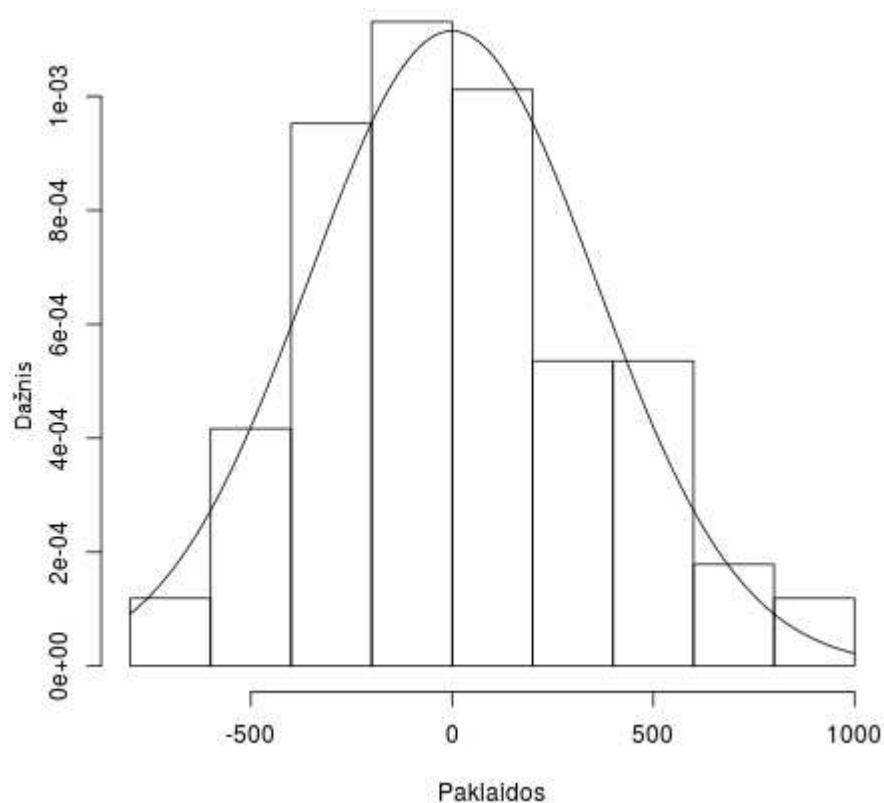


4.3 pav. Tiesinės regresijos modelis

4.3 paveiksle esanti viršutinė juoda kreivė vaizduoja vermikompostavimo proceso metu gautus rezultatus, o apatinė – kompostavimo. Pritaikius tiesinės regresijos modelį gaunama raudona kreivė, parodanti azoto kiekio priklausomybę nuo laiko.

„R” programa galima sudaryti histogramas, naudojant funkciją „hist”. Nustačius „x“ dydžio režius, programa pati parenka „dažnio” režius:

```
#png("model1.png")
x<- seq(-1000, 1000, 1)
hist(m1$residuals, xlab="Paklaidos", ylab="Dažnis", main="Paklaidų
histograma");
curve(dnorm(x, mean=mean(m1$residuals), sd=sd(m1$residuals))*15000,
add=TRUE);
#dev.off()
```



4.4 pav. Tiesinės regresijos paklaidų grafikas. Normališkumo hipotezė neatmetama (p-reikšmė 0,1768)

4.4 paveiksle pavaizduota tiesinės regresijos modelio paklaidų histograma. Iš grafiko matyti, kad gauta kreivė atitinka normalinį (Gauso) pasiskirstymą, todėl galiu daryti išvadą, jog parinktas modelis yra tinkamas prognozuoti, kaip kompostavimo laikas bei C/N santykis lemia azoto sumažėjimą komposte.

4.3. Ketvirtojo skyriaus išvados

1. Atlikus matematinį modeliavimą „R“ programa eksperimentiškai gautiems parametrams nustatyti dėsningumai, pagal kuriuos kinta azoto kiekis vermikompostuojamame ir kompostuojamame nuotekų dumble. Azoto kiekio praradimo modeliavimui buvo naudojamas tiesinės regresijos modelis, atsižvelgiant į kovariančių reikšmingumą ir jų įtaką.

2. Įvertinus visas kovariantes gavau, jog temperatūra, drėgmė ir pH nėra statistiškai reikšmingi (p-reikšmė $> 0,05$), todėl atliekant modeliavimą buvo naudojami statistiškai reikšmingi kintamieji (kompostavimo laikas, C/N santykis).

3. Tiesinės regresijos metodu buvo nustatyti empiriniai koeficientai, reikalingi aprašyti tiesinės regresijos lygtį, iš kurios galima prognozuoti kaip kinta azoto kiekis nuotekų dumble. Sumodeliavus buvo gauta, kad kiekvieną dieną buvo prarandama 8,26 mg azoto, tai reiškia,

jog jis lakiųjų azoto junginių pavidalu (NH_3) išgaravo iš nuotekų dumblo, paprasto kompostavimo metu yra prarandama 472,03 mg daugiau azoto nei vermikompostavimo metu. Esant C/N santykiui didesniam už 40/1 galima tikėtis mažesnio azoto praradimo.

4. Tiesinės regresijos paklaidų grafikas atitinka normalinį pasiskirstymą, gauti rezultatai aprašo daugiau nei 95 % duomenų sklaidos, tai reiškia, jog parinktas modelis yra tinkamas modeliuoti komposte esančio azoto kiekio sumažėjimo priklausomybę nuo laiko ir C/N santykio.

IŠVADOS

1. Nuotekų dumblui biodegraduojant, susidaro šiltnamio efektą sukeliančios dujos ir į aplinką išsiskiria nemalonūs kvapai. Dideli amoniako (NH_3) ir šiltnamio efektą sukeliančių dujų (CH_4 , CO_2) kiekiai gali būti skleidžiami ir dumblo saugojimo metu, todėl tinkamas biologiškai skaidžių atliekų tvarkymas pastaruoju metu ypač svarbus.

2. Nuotekų dumblo perdirbimo procesas, panaudojant sliekus, reikalauja tikslų bei griežtų technologinių parametrų: kompostuojamos žaliavos temperatūra turi būti 20–27 °C, pH – 6,5–7,5, o nuotekų dumblo, kuriame bus laikomi sliekai, drėgmė – 65–85 %.

3. Kompostavimo eigą labiausiai veikia anglies ir azoto perteklius arba trūkumas. Atlikus tyrimus nustatyta, kad vermikompostuojamame nuotekų dumble C/N santykis buvo gana stabilus, vidutinė reikšmė buvo 38/1. Kompostuojant nuotekų dumblą C/N santykis kito ir nuo pradinės reikšmės 40/1 padidėjo iki 83/1. Mokslininkų nustatyta, kad tinkamiausios sąlygos gyventi mikroorganizmams susidaro tada, kai šis santykis yra nuo 15/1 iki 30/1. Atlikus tyrimus ir nustačius C/N santykį paaiškėjo, kad substrate buvo per daug anglies ir trūko azoto ($\text{C/N} > 40$), todėl buvo pasirinktas ilgesnis kompostavimo laikas (3 mėnesiai).

4. Nuotekų dumblo vermikompostavimo metu išsiskiriančio amoniako tyrimai parodė, kad vermikompostuojant nuotekų dumblą amoniako išsiskyrimas į aplinką yra žymiai mažesnis, nei jį kompostuojant paprastu būdu. Eksperimentinių tyrimų laikotarpyje vermikompostavimo proceso metu pradinė amoniako koncentracija nuo 25 mg/m^3 sumažėjo iki minimalios koncentracijos (0 mg/m^3), o paprasto kompostavimo metu išsilaikė iki vidutinės 1 mg/m^3 ribos. Šią tendenciją lėmė sliekų gebėjimas stabilizuoti azotą nelakių junginių pavidale.

5. Eksperimentinio tyrimo metu buvo nustatyta, kad vermikompostuojant nuotekų dumblą yra išsaugomas didesnis bendrojo azoto kiekis (5912,15 mg/kg), nei paprastu kompostavimo būdu (3537,91 mg/kg). Vadinasi, vermikomposte yra daugiau maistingų medžiagų, kurios suaktyvina dirvožemio mikrobiologinį aktyvumą, praturtina jį tirpiaisiais maisto elementais, pagerina dirvožemio fizikines savybes, kas turi įtakos cheminių elementų išplovimo sumažėjimui, didina augalų derlių ir gerina jo kokybės parametrus.

6. Azoto kiekio kitimui komposte modeliuoti buvo taikomas tiesinės regresijos modelis, kuriuo buvo nustatyti empiriniai koeficientai, reikalingi aprašyti tiesinės regresijos lygtį, iš kurios galima prognozuoti kaip kis azoto kiekis nuotekų dumble. Sumodeliavus buvo gauta, kad azoto kitimas priklauso nuo kompostavimo laiko bei C/N santykio nuotekų dumble. Apskaičiuota, kad kiekvieną parą prarandama 8,26 mg azoto, kuris lakiųjų azoto

junginių pavidalu (NH_3) išgaruoja iš nuotekų dumblo. Paprasto kompostavimo metu prarandama 472,03 mg daugiau azoto nei vermikompostavimo metu. Esant C/N santykiui didesniam už 40/1 galima tikėtis mažesnio azoto praradimo.

REKOMENDACIJOS

1. Rekomenduojama nuotekų valyklose susidariusį dumblą vermikompostuoti, taip paverčiant jį maistingomis medžiagomis praturtintu produktu, reikalingu pagerinti dirvožemio savybes, augalų derlių. Tokį vermikompostą rekomenduojama naudoti teritorijų ir pažeistų plotų rekultivacijai bei grunto struktūros atstatymui.

2. Vermikompostuojant nuotekų dumblą rekomenduojama naudoti *Eisenia fetida* sliekus norint išsaugoti azoto kiekį jame ir sumažinti jo išsiskyrimą lakiųjų junginių pavidale.

3. Prognozuojant azoto kitimą nuotekų dumble, rekomenduojama taikyti tiesinės regresijos lygtį: $Y = 9849,95 - 8,26 \cdot x_1 - 472,03 \cdot x_2 - 57,02 \cdot x_3 - 606,61 \cdot x_4$, kur x_1 – laikas, paros; x_2 – kompostavimo koeficientas (1– jei kompostavimo procesas, 0 – jei vermikompostavimo procesas); x_3 – C/N santykis; x_4 – koeficientas: 1, kai $C/N > 40$; 0, kai $C/N \leq 40$.

LITERATŪROS SĄRAŠAS

Aleksandro Stulginskio universitetas [interaktyvus]. 2008. Žiūrėta 2014 m. gruodžio 10 d. Prieiga per internetą: <<http://www.asu.lt>>.

Alternatyvus verslas [interaktyvus]. 2014. Žiūrėta 2013 m. gruodžio 14 d. Prieiga per internetą: <<http://www.alternatyvusverslas.lt/vermikompostas-biohumusas>>.

Aplinkos procesų modeliavimas. Power Point pristatymas. Grubliauskas, R. 2014.

Baltrėnas, P.; Butkus, D.; Oškinis, V.; Vasarevičius, S.; Zigmontienė, A. 2008. Aplinkos apsauga. Vilnius: Technika. 576 p.

Bardauskas, A. 2011. Grūdų valymo atliekų aerobinės biodegradacijos proceso tyrimai. Magistrantūros studijų baigiamasis darbas. Lietuvos žemės ūkio universitetas. 52 p.

Barnstable County Department of Health and Environment [interaktyvus]. 2012. Žiūrėta 2014 m. sausio 15 d. Prieiga per internetą:

<<http://www.barnstablecountyhealth.org/ia-systems/information-center/compendium-of-information-on-alternative-onsite-septic-system-technology/basics-of-wastewater-treatment>>.

Bioskaidžių atliekų biologinis apdorojimas: 4 dalis – procesas ir reikalavimai kompostavimui bei kompostui [interaktyvus]. 2011. Žiūrėta 2013 m. gruodžio 14 d. Prieiga per internetą: <<http://www.am.lt/VI/files/0.433245001350894747.pdf>>.

Brazas, A. 2012. Reikalavimai kompostavimui ir kompostui. Ataskaita. 83 p.

Brown, S.; Kruger, C.; Subler, S. 2008. Greenhouse gas balance for composting operations, *Journal of Environmental Quality* 37(4): 1396–1410.

Cartmell, E.; Gostelow, P.; Riddel-Black, D.; Simms, N.; Oakey, J.; Morris, J.; Jeffrey, P.; Howsam, P.; Pollard, J.S. 2006. Biosolids – a fuel or a waste? An integrated

appraisal of five co-combustion scenarios with policy analysis, *Environmental Science & Technologie* 40: 649–658.

Chaoui, H. 2010. Vermicasting (or Vermicomposting): Processing Organic Wastes Through Earthworms, Order No. 10-009.

Clarkson Laboratory [interaktyvus]. 2014. Žiūrėta 2014 m. birželio 16 d. Prieiga per internetą: <<http://store.clarksonlab.com/F30110188.aspx>>.

Composting Council. 2008. Greenhouse Gases and the Role of Composting: A Primer for Compost Producers [interaktyvus]. Žiūrėta 2014 m. sausio 5 d. Prieiga per internetą: <<http://compostingcouncil.org/admin/wp-content/uploads/2010/09/Greenhouse-Gases-and-the-Role-of-Composting.pdf>>.

Dapkūnaitė, V.; Sakalauskas, L. 2013. Informacinės technologijos inžinerijoje. Paskaitų konspektas. 138 p.

Dauknys, R. 2006. Nuotekų valymas: *laboratorinių darbų metodikos nurodymai*. Vilnius: Technika. 74 p.

Eitminavičiūtė, I.; Strazdienė, V.; Darulytė, N.; Matusevičiūtė, A. 2001. Dviejų sliekų *Eisenia Fetija* populiacijų, auginamų nuotekų dumblo komposte, išgyvenimas ir reprodukcija, *Ekologija*, Vilnius, ISSN 0235-7224.

Eklind, Y.; Sundberg, C.; Smårs, S.; Steger, K.; Sundh, I.; Kirchmann, H.; Jönsson, H. 2007. Carbon turnover and ammonia emissions during composting of biowaste at different temperatures. *J Environ Qual* 36(5):1512-20.

Europos komisijos direktyva 86/278/EEB dėl aplinkos, ypač dirvožemio, apsaugos naudojant žemės ūkyje nuotekų dumblą.

Fytili, D.; Zabaniotou, A. 2008. Utilization of sewage sludge in EU application of old and new methods-a review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 12: 116–40.

Frederickson, J.; Howell, G. 2003. Large-scale vermicomposting: emission of nitrous oxide and effects of temperature on earthworm populations, *Pedobiologia*, 47: 724–730.

Frederickson, J.; Howell, G.; Hobson, A. M. 2007. Effect of pre-composting and vermicomposting on compost characteristics. *Eur. J. Soil Biol.*, 43: S320–S326.

Gandhi, M.; Sangwan, V.; Kapoor, K.K.; Dilbaghi, N. 1997. Composting of household wastes with and without earthworms, *Environment and Ecology* 15(2): 432–434.

Garg, V. K., *et al.* 2005. Growth and reproduction of *Eisenia Foetida* in Various Animal Wastes During Vermicomposting [pdf]. Hisar, Guru Jambheshwar University.

Glenn Munroe, G. 2009. Manual of On-Farm Vermicomposting and Vermiculture, *Organic Agriculture Centre of Canada*. 56 p.

Gondek, K.; Filipek-Mazur, B. 2001. Agricultural usability of sewage sludge and vermicompost of tannery origin, *Electronic Journal of Polish Agricultural Universities* 4(2), ISSN 1505-0297.

Hait, S.; Tare, V. 2011. Optimizing vermistabilization of waste activated sludge using vermicompost as bulking material, *Waste Management*, 31(3), pp. 502–511.

Hanc, A.; Chadimova, Z. 2014. Nutrient recovery from apple pomace waste by vermicomposting technology, *Bioresource Technology*, 129: 165–21.

Haug, R. T. 1993. *The Practical Handbook of Compost Engineering*. Boca Raton, Florida: Lewis Publishers. 719 p.

Henze, M., Harremoës, P., Jansen, J. L. C., Arvin, E. 2002. *Wastewater Treatment—Biological and Chemical Processes*. Third edition. Springer. 430 p.

Yoneyama, T.; Yoshida, T. 1978. Nitrogen mineralization of sewage sludges in soil, *Soil Science and Plant Nutrition*, 24:1, 139–144.

Jamaludin, A. A., Mahmood, N. Z. 2010. Effects of Vermicomposting Duration to Macronutrient Elements and Heavy Metals Concentrations in Vermicompost, in *Sains Malaysiana* 39(5): 711–715.

Karbauskienė, E. 2000. Sliekų biohumuso savybės ir jo naudojimas daržovių auginimui: disertacija daktaro laipsniui įgyti/ LŽŪU. Kaunas: Akademija. 85 p.

Karsten, G. R.; Drake, H. L. 1997. Denitrifying bacteria in the earthworm gastrointestinal tract and in vivo emission of nitrous oxide (N₂O) by earthworms, *Applied and Environmental Microbiology*, 63: 1878–1882.

Kašėtaitė, S. 2007. Nuotekų valymo įrenginių dumblo kompostavimo patirtis užsienyje ir Lietuvoje. 11-osios Lietuvos jaunųjų mokslininkų konferencijos „Mokslas – Lietuvos ateitis“, įvykusios Vilniuje 2007 m. balandžio 3 d., medžiaga.

Kaviraj; Sharma, S. 2003. Municipal solid waste management through vermicomposting employing exotic and local species of earthworms, *Bioresource Technology*, 90 (2), pp. 169–173.

Khawairakpam, M.; Bhargava, R. 2009. Vermitechnology for sewage sludge recycling, *Journal of Hazardous Materials*, 161 (2–3), pp. 948–954.

LAND 20-2005 „Nuotekų dumblo naudojimo tręšimui bei rekultivavimui reikalavimai“, *Valstybės žinios* 61-2196.

Leckner, B.; Amand, L.-E.; Lucke, K.; Werther, J. 2004. Gaseous emissions from co-combustion of sewage sludge and coal/wood in a fluidized bed, *Fuel*. 83: 477–486.

Lietuvos Respublikos aplinkos ministro 2007 m. sausio 25 d. įsakymu Nr. D1-57 „Dėl Biologiškai skaidžių atliekų kompostavimo aplinkosauginių reikalavimų patvirtinimo“, *Valstybės žinios* 23-902).

LST EN 13725:2004+AC:2006 „Oro kokybė. Kvapo koncentracijos nustatymas dinamine Olfaktometrija“.

Lubbers, I.M.; K.J. van Groenigen; Fonte, S.J.; Six, J., Brussaard, L.; J.W. van Groenigen. 2013. Greenhouse-gas emissions from soils increased by earthworms, *Nature Climate Change*, 3 (2013), pp. 187–194.

Ludibeth, S. M.; Marina, I. E.; Vicenta, E. M. 2012. Vermicomposting of Sewage Sludge: Earthworm Population and Agronomic Advantages, *Compost Science & Utilization*, 20(1): 11–17.

LUMBRICUS – biohumuso ir komposto gamyba [interaktyvus]. 2014. Žiūrėta 2013 m. gruodžio 14 d. Prieiga per internetą:

<<http://www.lumbricus.lt/index.php/vermikompostavimas-ir-vermikultyvavimas>>.

Matthies, C.; Griebhammer, A.; Schmittroth, M.; Drake, H. L. 1999. Evidence for involvement of gut-associated denitrifying bacteria in emission of nitrous oxide (N₂O) by earthworms obtained from garden and forest soils, *Applied and Environmental Microbiology*, 65: 3599–3604.

Matuzevicius, B. 1996. Dumblo apdirbimas. Mokymo priemonė. Vilnius.

Mažvila. J. 2001. Sunkieji metalai Lietuvos dirvožemiuose ir augaluose. Monografija. Kaunas: LŽI. 343 p.

Munroe, G. 2010. Manual of On-Farm Vermicomposting and Vermiculture [interaktyvus]. Žiūrėta 2014 m. birželio 16 d. Prieiga per internetą: <http://oacc.info/docs/vermiculture_farmersmanual_gm.pdf>.

Murakami, T.; Suzuki, Y., Nagasawa, H.; Yamamoto, T.; Koseki, T.; Hirose, H.; Okamoto, S. 2009. Combustion characteristics of sewage sludge in an incineration plant for energy recovery, *Fuel processing technology* 90: 778–783.

Naddafi, K., et. al. 2006. Effect of Stocking density on vermistabilization of Waste Activated Sludge, iš *Pakistan Journal of Biological Sciences*; 9(1): 119 – 122; ISSN 1028 – 8880.

Nagavallemma K. P., et. al. 2004. Vermicomposting: Recycling Wastes into Valuable Organic Fertilizer, iš *Global Theme on Agrecosystems Report no. 8*. 17 psl.

Navickas, K.; Venslauskas, K.; Župerka, V. 2012. *Skirtingų regionų nuotekų dumblo perdirbimo į biodujas energinis įvertinimas* // Šilumos energetika ir technologijos. – KTU, Konferencijos pranešimų medžiaga.

Odor and Emissions Research FAQ's [interaktyvus]. 2014. Žiūrėta 2014 m. birželio 16 d. Prieiga per internetą: < <http://www.wtamu.edu/academics/odor-and-emissions-research-faq.aspx>>.

Petraitis, E. 2010. Skaitinis modeliavimas aplinkos apsaugoje: mokomoji knyga. Vilnius: Technika. 162 p.

Pinchin Environmental Ltd [interaktyvus]. 2014. Žiūrėta 2014 m. birželio 16 d. Prieiga per internetą: < <http://www.pinchin.com/lab/lab-olfactometer.htm>>.

Rodríguez-Quiroz, G.; Valenzuela-Quinónez, W.; Nava-Pérez, E. 2011. Vermicomposting as a nitrogen source in germinating kidney bean in trays, *Journal of Plant Nutrition*, 34(10): 1418–1423.

Scientific Software Group [interaktyvus]. 1998. Žiūrėta 2014 m. sausio 20 d. Prieiga per internetą: <http://www.scisoftware.com/products/sesoil_details/sesoil_details.html>.

Shaymaa, M., et. al. 2010. Removal of Aluminium, Lead and Nickel from Industrial Sludge via Vermicomposting Process, iš *World Applied Science Journal*. 10(11): 1296 – 1305. ISSN 1818 – 4952.

Sherman, R. 2003. Raising Earthworms Successfully, *Biological and Agricultural Engineering EBAE* 103-83.

Singh, N. B., et al. 2004. Optimum Moisture Requirement during Vermicomposting Using *Perionyx excavatus*, in *Applied ecology and environmental research* 2(1): 53 – 62.

Sinha, R. K., et. al. 2009a. Vermistabilization of sewage sludge (biosolids) by earthworms: converting a potential biohazard destined for landfill disposal into a pathogen – free, nutritive and safe biofertilizer for farms, iš *Waste management and research*. (10):872-81.

Sinha, R.K., et. al. 2009b. Earthworms Vermicompost: A Powerful Crop Nutrient over the Conventional Compost & Protective Soil Conditioner against the Destructive Chemical Fertilizers for Food Safety and Security, iš *American – Eurasian Journal of Agricultural And Environmental Science*; 5: 14- 22; ISSN 1818-6769

SoilVision systems [interaktyvus]. 2014. Žiūrėta 2014 m. sausio 20 d. Prieiga per internetą: <<http://www.soilvision.com/subdomains/chemflux.com/index.shtml>>.

Sruogys, A.; Jaskėlevičius, B. 2000. Atliekos ir jų tvarkymas. Mokomoji knyga. Vilnius: Technika. 210 p.

Stasta, P.; Boran, J.; Bebar, L.; Stehlik, P.; Oral, J. 2006. Thermal processing of sewage sludge, *Applied Thermal Engineering* 26:1420-1426.

Stelmach, S.; Wasilewski, R. 2008. Co-combustion of dried sewage sludge and coal in a pulverised coal boiler, *Journal of Material Cycles and Waste Management* 10: 110-115.

Suthar, S.; Singh, S. 2008. Feasibility of vermicomposting in biostabilization of sludge from a distillery industry, *Science of The Total Environment*, 394 (2–3), pp. 237–243.

The R Project for Statistical Computing [interaktyvus]. 2015. Žiūrėta 2015 m. gegužės 14 d. Prieiga per internetą: <<http://www.r-project.org/>>.

Tognetti, C.; Laos, F.; Mazzarino, M. J.; Hernandez, M. T. 2005. Composting vs. vermicomposting: a comparison of end product quality, *Compost Science & Utilization* 13:1, 6-13.

Tripolskaja, L. 2003. Organinės trąšos ir jų poveikis aplinkai. Monografija LŽI.

Tsutsui, H.; Fujiwara, T.; Matsukawa, K.; Funamizu, N. 2013. Nitrous oxide emission mechanisms during intermittently aerated composting of cattle manure, *Bioresource Technology*, 141: 205–211.

Velasco, J.; Parkinson, R.; Kuri, V. 2011. Ammonia emissions during vermicomposting of sheep manure, *Bioresource Technology*, 102: 10959–10964.

VELP Scientifica Instruments for AOAC Methods from Brinkmann Instruments [interaktyvus]. 2014. Žiūrėta 2014 m. birželio 16 d. Prieiga per internetą:

<<http://news.thomasnet.com/companystory/VELP-Scientifica-Instruments-for-AOAC-Methods-from-Brinkmann-Instruments-Inc-818138>>.

Venslauskas, K.; Navickas, K.; Župerka, V.; Mirklys, P.; Petrauskas, A. 2013. Centralizuoto nuotekų dumblo surinkimo ir perdirbimo į biodujas energinis balansas, Aleksandro Stulginskio universitetas.

Vermikompostai [interaktyvus]. 2013. Žiūrėta 2013 m. gruodžio 14 d. Prieiga per internetą: <<http://www.asu.lt/nm/l-projektas/ekologinisukis/17.htm>>.

Visuomenės informavimo ataskaita [interaktyvus]. 2012. Žiūrėta 2013 m. gruodžio 14 d. Prieiga per internetą:

<<http://gamta.lt/files/2012%20visuomenes%20informavimo%20ataskaita.pdf>>.

Wetle, S.; Wilk, R. 2010. A review of methods for the thermal utilization of sewage sludge. The Polish perspective, *Renewable Energy* 35: 1914–1919.

Zuokaitė, E.; Zigmontienė, A. 2009. Amoniaکو ir metano dujų, išsiskiriančių kompostuojant nuotekų dumblą, tyrimai, *Mokslas – Lietuvos ateitis* 4: 110–113.

Zuokaitė, E.; Zigmontienė, A. 2010. Organinės anglies tyrimai nuotekų dumble ir komposte, *Mokslas – Lietuvos ateitis*.

Zubkaitienė, V. 2005. Fotometrinis amoniako nustatymas stacionariuose oro taršos šaltiniuose. VGTU aplinkos apsaugos institutas. 8 p.

PRIEDAI

1. Stendinis pranešimas „Nuotekų dumblo vermikomposto procesų tyrimų analizė“ pristatytas 17-oje Lietuvos jaunųjų mokslininkų konferencijoje „Mokslas – Lietuvos ateitis“, vykusioje Vilniuje, 2014 metų balandžio 10 dieną.

2. Gasytė, G.; Zigmontienė, A. 2014. Nuotekų dumblo vermikomposto procesų tyrimų analizė, Aplinkos apsaugos inžinerija: 17-osios Lietuvos jaunųjų mokslininkų konferencijos „Mokslas – Lietuvos ateitis“, įvykusios 2014 balandžio 10 d., pranešimų medžiaga. Vilnius: Technika.

3. G. Gasytė. 2015. Azoto junginių transformacijos procesai vermikompostuojant nuotekų dumblą. Pristatytas 18-oje Lietuvos jaunųjų mokslininkų konferencijoje „Mokslas – Lietuvos ateitis“, vykusioje Vilniuje, 2015 metų balandžio 9 dieną.

4. Gasytė, G.; Zigmontienė, A. 2015. Research on nitrogen loss during sewage sludge vermicomposting, *Environmental Engineering Science*.