

Tallinna Tehnikaülikooli Tartu Kolledž
Keskkonnakaitse õppetool

**SAASTEAINI SISALDAVA REOVEESETTE
KOMPOSTIMINE KONTROLLITUD TINGIMUSTES,
KASUTADES KAHE PROPORTSIOONIS SAEPURU**

Magistritöö tööstusökoloogia erialal

Päivi Ojala

Juhendajad: MSc Egge Haiba
MSc Sander Kutti

Tartu 2016

Autorideklaratsioon

Deklareerin, et käesolev magistritöö, mis on minu iseseisva töö tulemus, on esitatud Tallinna Tehnikaülikooli magistrikraadi taotlemiseks ja et selle alusel ei ole varem taotletud akadeemilist kraadi.

Kõik töö koostamisel kasutatud teiste autorite tööd, olulised seisukohad, kirjandusallikatest ja mujalt pärinevad andmed on viidatud.

.....
Kuupäev

.....
Allkiri

SISUKORD

SISSEJUHATUS	4
1. REOVEESETTE KOMPOSTIMINE	5
1.1. Reoveesete	5
1.1.1. Reoveesete taaskasutamine	5
1.1.2. Reoveesete kompostimismeetodid	6
1.1.3. Kompostimist mõjutavad tegurid	7
1.1.4. Mikroorganismide tähtsus kompostimisprotsessis	10
1.2. Saasteained reoveesettes	11
1.2.1. Ülevaade	11
1.2.2. Saasteainete mõju mikroorganismidele	15
1.3. Mõju keskkonnale	16
2. MATERJAL JA METOODIKA	18
2.1. Katse kavandamine ja kirjeldus	18
2.2. Proovide võtmine	19
2.3. Üldparameetrite määramine	19
2.3.1. Komposti sisetemperatuur	19
2.3.2. pH	20
2.3.3. Elektrijuhtivus	20
2.3.4. Kuivainesisaldus	20
2.4. Keemiliste parameetrite määramine	20
2.5. Mikrobioloogiliste parameetrite määramine	21
2.5.1. Hingamisaktiivsus	21
2.5.2. Mikroobne biomass	22
2.5.3. Seente ja bakterite suhe	22
3. TULEMUSED	24
3.1. Proovide üldparameetrid	24
3.1.1. Komposti sisetemperatuur	24
3.1.2. pH	26
3.1.3. Elektrijuhtivus	27
3.1.4. Kuivainesisaldus	28
3.2. Proovide keemilised parameetrid	29

3.3. Proovide mikrobioloogia	30
3.3.1. Hingamisaktiivsus	31
3.3.2. Mikroobne biomass	32
3.3.3. Seente ja bakterite biomass	33
4. ARUTELU.....	36
4.1. Tulemuste analüüs ja järeldused.....	36
4.1.1. Üldparameetrid	36
4.1.2. Keemilised parameetrid.....	38
4.1.3. Mikrobioloogilised parameetrid	39
4.2. Soovitused ja ettepanekud.....	42
KOKKUVÕTE.....	43
SUMMARY.....	44
TÄNUSÕNAD	46
KASUTATUD KIRJANDUS.....	47

SISSEJUHATUS

Reoveesette kompostimine on hea võimalus seda toitaineerikast materjali taaskasutada. Ühelt poolt vähendatakse tekkinud jäätmete hulka, teisalt aga toodetak odavat väetist, mida põllumajanduses kasutada. Töötlemata reoveesete võib sisaldada raskmetalle, patogeene ja muid saasteaineid, mis ei pruugi kompostimise käigus hävineda. Seetõttu on oluline leida võimalusi, kuidas muuta kompostimisprotsessi efektiivsemaks.

Hetkel on küllatki vähe teada selle kohta, kuidas pikaajaline reoveesette kasutamine ja seal leiduvad saasteained, eriti nende segud, mulla mikroorganismidele mõjuvad ning seda valdkonda tuleks edaspidi kindlasti veel uurida.

Käesoleva magistritöö eesmärk oli teha kindlaks, milline on saasteaineid sisaldava reoveesette kompostimisel efektiivsuseim sette/saepuru suhe, määrata erinevas proportsioonis tugiaine (1:2 ja 1:3 sette/saepuru) mõju kompostimisprotsessile ja mikrobioloogilistele parameetritele.

Töö eesmärkide täitmiseks püstitati järgmised uurimisülesanded:

1. Uurida, milline on sobivam reoveesette ja tugiaine vahekord kompostimisprotsessile ja mikroobikooslusele.
2. Uurida, kuidas mõjutab saasteainejääkide sisaldus reoveesette kompostimisprotsessi kulgu ning mikroobikoosluse aktiivsust.

Töö hüpoteesideks olid:

1. Suurem saepuru proportsioon võib pärssida orgaanilise aine lagundamist.
2. Erineva saepuru proportsiooniga kompostiaunad käituvad kompostimisprotsessis erinevalt.
3. Saasteained võivad vähendada orgaanilise aine lagundamist ning kompostimisprotsessi stabiilsust.

Käesoleva uuringu läbi viimist on osaliselt finantseerinud SA Keskkonnainvesteeringute Keskus projekti KIK16009 „Saasteainete lagundamise efektiivsus reoveesette kompostis sõltuvalt komposti koostisest (1.12.2015–30.11.2016)” raames, mille vastutav täitja on Lembit Nei ja põhitäitja Egge Haiba.

1. REOVEESETTE KOMPOSTIMINE

1.1. Reoveesete

1.1.1. Reoveesette taaskasutamine

Maailma rahvastiku arvu kasvuga suureneb vajadus toidu ja muude ressursside järele, samas haritava maa hulk inimese kohta väheneb [1]. Intensiivne põllumajandus muudab mullad toitainetevaeseks, seega on vaja leida odavaid ja pidevalt toodetavaid orgaanilisi materjale, millega põlde väetada [2]. Suureneva rahvastikuarvuga kaasnevad paratamatult ka suuremad jäätmete, sealhulgas bioloogiliselt lagunevate jäätmete, kogused. Reoveesette komposti kasutamine on üheks võimaluseks põllumajandusmulla omaduste parandamiseks ning sinna orgaaniliste- ja toitainete viimiseks [3], lisaks aitab see vähendada jäätmete hulka [4].

Hetkel kasutatakse Eestis reoveesetet peamiselt haljastuses (54%), vähem põllumajanduses (16%) ja rekultiveerimisel (13%) [5]. Maal, kus kasvatatakse köögivilju, marju ning ravim- või maitsetaimi, on sette kasutamine keelatud ning maal, kuhu on setet juba laotatud, ei tohi aasta jooksul pärast laotamist toidukultuure kasvatada [6]. Kui kompostimismeetodeid täiendada, et kõik saasteained saaksid eemaldatud või ohutuks muudetud, siis võiks seda rohkem kasutada põllumajandusmaadel mullaomaduste parandamiseks. Kompost ja selles olevad mikroorganismid varustavad taimi uute toitainetega, suurendavad mullas olemasolevate toitainete kättesaadavust, seovad õhulämmastikku, edendavad taimede kasvu, vähendavad otseselt ja kaudselt taimede haigustekitajaid, puhastavad saastunud pinnast ning lagundvad taimejääke ja muud kompostitavat materjali [7].

Euroopa Liidu Nõukogu direktiiviga 1999/31/EÜ tahetakse vähendada biolagunevate jäätmete ladestamist prügilatesse [8] ning reoveesette käitlemist käsitleva direktiiviga 86/278/EMÜ tahetakse soodustada reoveesette nõuetekohast kasutamist põllumajanduses [9]. Reoveesete on kõrge toitainesisaldusega [10], kõikudes kuivaines 50-70% vahel [11], samas on väga oluline mõista, milliseid ohte see endas kätkeada võib [10]. Töötlemata reoveesettes võib leiduda raskmetalle, patogeene ja orgaanilisi saasteaineid, näiteks ravimeid, östrogeene ning puhastusvahendite jääke [12]. Kompostimisega muudetakse biolagunevad jäätmepildid väiksema mahuga hügieeniliseks huumuseks [13], kuid kui kompost ei ole saavutanud piisavat küpsusastet, siis võib see olla fütotoksiline (pärsib seemnete idanemist, takistab taimede kasvu) [14].

Reoveesettes leiduv vask ja tsink põhjustavad Alzheimeri tõbe ja aneemiat [15], kaadmium põhjustab neerupuudulikkust, luumurde ja kõrgvererõhutõbe [16], tina on mutageenne, kantserogeenne ja teratogeenne [17]. Ravimite ja pahastuvahendite jäägid ning fekaalsed bakterid, näiteks soolekepik, võivad tugeva vihma või üleujutuste korral imenduda mullas kuni 2 m sügavusele [18]. Seega on oluline töötada välja tehnoloogiad, millega vähendada reoveesette tekkimist ning suurendada tekkinud sette taaskasutamist [19].

Reoveesette komposti kvaliteedi hindamiseks ja selle ohutuks kasutamiseks põllumajandusmaadel oleks vaja ühtseid regulatsioone [10], hetkel ei ole Euroopa Liidu siseselt ühtset arusaama sellegi kohta, kas kompost on toode või jääde [3]. Segadus on ka toitainete, näiteks fosfori, taaskasutamise kohta. Ühelt poolt loetakse näiteks reoveesettes leiduva fosfori taaskasutamist ülioluliseks, sest fosforit sisaldav fosforiit on kantud kriitilise tähtsusega toorainete nimekirja [20], teiselt poolt vaadatakse fosforit kui reovees olevat saasteainet ning selle kasutamisele ja turustamisele seatakse piiranguid [21].

Eestis on reoveesette põllumajanduses kasutamine reguleeritud keskkonnaministri määrusega "Reoveesette põllumajanduses, haljastuses ja rekultiveerimisel kasutamise nõuded", eesmärgiks vältida reoveesette kahjulikku mõju pinna- ja põhjaveele, mullale, taimedele, loomade ja inimese tervisele [6]. *Eurostati* andmetel tekkis Eestis 2013. aastal 18 800 tonni reoveesetet (kuivaine kaalus)[22] seega tuleks leida viise, kuidas seda toitaineterikast materjali ohutult taaskasutada.

1.1.2. Reoveesette kompostimismeetodid

Kompostimine on kontrollitud tingimustes toimuv orgaanilise aine biolagundamise protsess, mille tulemuseks on bioloogiliselt stabiliseeritud materjal, mille hapnikutarve on väga madal ning mis ei moodusta fütotoksilisi ainevahetussaadusi [3]. Kompostimise käigus vabaneb soojus, lämmastikuühendid, hapnik, fosfor, süsihappegaas ja veeaur ning toodetakse märkimisväärne hulk mikroorganismide biomassi [23]. Lõpptulemus peab olema stabiilne ja küps, mis tähendab, et mikroobse biomassi aktiivsus peab olema madal, humifitseerumiseaste kõrge ning kompost ei tohi sisaldada patogeene ega omada fütotoksilist mõju [3].

Kompostimine jaotatakse temperatuuri alusel kolme faasi: mesofiilne (25-40°C), termofiilne (35-65°C) ja küpsemise faas [24], kusjuures termofiilse ja küpsemise faasi vahel on teine mesofiilne faas ehk jahtumisfaas [25]. Temperatuur ei ole kogu materjal ulatuses ühtne (peal- ja väljaspool on temperatuur madalam), samuti on hapnikuga varustatuse tase erinev

(pealpool on rohkem hapniku, keskel vähem) mistõttu tuleb komposti regulaarselt läbi segada, et kõik osakesed oleksid hapnikuga varustatud ning saavutaksid vajaliku temperatuuri [25].

Peamised tehnoloogiad, mida kompostimisel kasutatakse on vaalkompostimine, aunkompostimine ja reaktorkompostimine [26]. Vaal- ja aunkompostimise puhul ladustatakse reoveesete vastavalt vaaludesse või aunadesse, mida aeroobsena püsimise eesmärgil aeg-ajalt segatakse [27]. Reaktorkompostimine viiakse läbi spetsiaalses kinnises reaktoris, kus materjali segatakse, ühtlustatakse, niisutatakse ja soojendatakse [27]. Reoveesete kompostimisel on populaarseim viis aunkompostimine, kuna see on suhteliselt odav ning kontrollitud tingimustes on võimalik toota kõrge kvaliteediga ning turustamiseks sobilikku komposti [27].

Niiskussisalduse kontrollimiseks ning optimaalse süsiniku ja lämmastiku suhte saavutamiseks lisatakse reoveesetele tugiaineid, mis aitavad alandada ammoniaagi ning muude lenduvate ühendite emissiooni kompostimisprotsessi ajal [28]. Lisaks aitavad tugiained muuta kompostitavat materjali poorsemaks ja koredamaks, mis parandab õhu liikumist, vee imendumist ning toetab mikoobide aktiivsust, samuti suurendab orgaanilise aine stabiilsust ja tõkestab patogeenide elutegevust [14]. Tugiainete biolagunemise määr on väga väike ja nad mõjutavad kompostimise kulgu kogu protsessi jooksul [11], mistõttu on oluline valida sobiv tugiaine, sobivas koguses [14].

1.1.3. Kompostimist mõjutavad tegurid

Kompostimisprotsessi kulgu mõjutavad peamiselt järgmised keskkonnaparameetrid: temperatuur, niiskussisaldus, pH ja aeratsioon ning kompostitava materjali omadused: süsiniku ja lämmastiku suhe, osakeste suurus ning toitainetesisaldus [2,28,29].

Temperatuur

Kompost on protsessi alguses ümbritseva keskkonna temperatuuriga. Temperatuuri tõusu põhjustavad mikroorganismid, kes paljunevad ning hakkavad kättesaadava orgaanilise aine keerulisi molekule lihtsamateks lagundama, vabastades selle käigus soojust [30]. Seetõttu on mikroorganismide aktiivsus ja komposti temperatuur omavahel tugevas seoses [13], mesofiilsete mikroorganismide asendumine termofiilsetega näitab protsessi toimimist vajalikus suunas [23]. Mikroorganismide mitmekesisusele loetakse kõige sobivamaks temperatuurivahemikuks 35-40°C, biolagunemiseks 45-55°C ja patogeenide hävitamiseks üle

55°C [11]. Kui temperatuur tõuseb 85°C-ni, siis toimub üleminek bioloogiliselt oksüdatsioonilt keemilisele, mis võib põhjustada komposti iseeneslikku süttimist ning selle vältimiseks on vaja komposti perioodiliselt segada [31].

Niiskussisaldus

Mikroorganismide kasv sõltub niiskussisaldusest, sest vesi on hüdroolüüsi reagent, liigne niiskus võib aga takistada gaaside (hapnik, süsihappegaas) liikumist kompostis [32]. Lisaks alandab see komposti temperatuuri, mistõttu pikeneb stabiliseerumise ja küpsemise aeg [30]. Niiskussisaldus peaks jääma vahemikku 40-60% [27,30] ja seda saab komposti kokku segamisel reguleerida, lisades vastavalt vett või kuiva tugiainet [32]. Tugiaineks võivad olla näiteks saepuru, paber, köögijäätmed [27], riisi kestad, maisi säsi, maapähkli koored [28]. Liiga madal niiskussisaldus aeglustab protsessi, liiga kõrge võib muuta protsessi anaeroobseks, kuna liigniiske kompost läheb tükki [30] ning poorides olev õhk asendub veega [27]. Kompostimise käigus niiskussisaldus tavaliselt langeb ning vajalik on lisaniisutamine [27], protsessi lõppedes on komposti veesisaldus 20-30% [30].

pH

Parim pH vahemik kompostimisprotsessil on 6,5-7,2 [30], algfaasis toodetud orgaanilised happed muudavad pH liiga madalaks, kuid tugiainete lisamisega saab hoida seda vahemikus 6-8 [28]. Kui pH langeb alla 6, siis biolagunemise kiirus aeglustub ning komposti temperatuur ei tõuse, sest mikroorganismide toitumine ei toimu efektiivselt enne, kui neutraalselähedane pH on saavutatud [30]. Liiga kõrge pH korral hakkab lämmastik erinevate gaasiliste ühenditena, näiteks ammoniaagina, eralduma [27]. Valmiskomposti pH jääb vahemikku 7,5-8,5 [30].

Aeratsioon

Aeroobne kompostimine tarbib suures koguses hapnikku [27], mida on vaja mikroorganismide elutegevuseks [30]. Materjali õhustamine varustab seda hapnikuga, eemaldab süsihappegaasi, liigse niiskuse ja piirab üleliigse soojuse teket [28]. Minimaalne hapniku kontsentratsioon poorides on 5%, alla selle on aeroobsete mikroorganismide elutegevus pärsitud [27]. Komposti õhustamine võib toimuda mehaaniliselt segades (protsessi alguses rohkem, hiljem vähem) või sundõhustusega, kus aunadesse paigaldatakse sissepuhke või väljatõmbetorustik [30].

Liiga suure tugiaine osakaalu korral muutub kompost liiga poorseks ning õhku läbilaskvaks, mis põhjustab soojuskadu ning häirib termofiilsesse faasi jõudmist [33], lisaks mõjub see negatiivselt orgaanilise aine vähenemisele, kuna tugiaine sisaldab tavaliselt raskesti lagundatavaid ühendeid, näiteks tselluloosi ja ligniini [11]. Protsessi lõpuks peaks komposti hapniku kontsentratsioon olema 5-15% [30].

Süsiniku ja lämmastiku suhe

Mikroorganismid vajavad oma elutegevuseks süsinikku ja lämmastikku, parim süsiniku ja lämmastiku suhe (C/N suhe) on vahemikus 20:1 kuni 30:1 [30]. Reoveesette C/N suhe on liiga madal (alla 10:1) [33], mistõttu tuleb sellele kompostimisel lisada süsinikurikkaid tugiaineid [14,28]. Madal C/N suhe tekitab liigselt ammoniaaki ning ebameeldiva lõhna probleemi, liiga kõrge C/N suhe pärsib vähese lämmastikusisalduse tõttu mikroorganismide elutegevust ning kompostmise protsess aeglustub [27].

Optimaalne C/N suhe sõltub osaliselt süsinikuallika lagundatavusest, näiteks koheselt kasutatav süsinikuallikas suhkur vajab madalat C/N suhet, aeglaselt lagundatavad tselluloos ja ligniin aga kõrget [30]. Kompostimise käigus suurem osa lämmastikku salvestatakse mikroorganismidesse, osa lendub ammoniaagi või gaasilise lämmastikuna [30], mistõttu protsessi lõpuks C/N suhe langeb 20:1-lt 13:1-le [31].

Osakeste suurus

Kompostitava materjali, eriti tugiaine, osakeste suurus mõjutab oluliselt õhu läbilaskvust, komposti tihedust [34] ja vaba õhuruumi [28]. Väikesed osakesed kiirendavad aeroobse kompostimisprotsessi [27], kuna sellisel juhul tekib mikroorganismide elutegevuseks vajalik piisavalt suur poorne pind kuhu kinnituda [28], kuid samas võivad liiga väikesed osakesed takistada õhu liikumist kompostiaunas [27]. Väiksemate osakestega tugiaine võimaldab hapnikul paremini materjali sisse pääseda, mistõttu on võimalik kasutada vähemas koguses tuginet [28]. Sobivaimaks suuruseks loetakse kompostimisel 3-5 mm suuruseid osakesi [27].

Toitainetesisaldus

Kompost sisaldab lämmastikku, fosforit ja kaaliumit, mis on taimedele väetiseks [35]. Mikroorganismidele on fosfor protoplasma koostisosa ning kaalium reguleerib osmootselt rõhku bakterirakkudes [30], süsinikku kasutavad mikroorganismid energia saamiseks ja

kasvamiseks, lämmastik on vajalik valkude sünteesiks ning paljunemiseks [27]. Soovitatav C:N:P:K suhe on kompostis 25:1:0,2:0,08 [30].

Orgaanilise aine lagundamisel vabanenud mineraalsoolad ja ammooniumi ioonid tõstavad komposti elektrijuhtivust [13], mis võib põhjustada selle kasutamisel mulla sooldumist [10], lisaks võib taimejuurte ja kasvukeskkonna vaheline osmootne rõhk väheneneda ning taimed ei suuda enam vett omastada [31].

1.1.4. Mikroorganismide tähtsus kompostimisprotsessis

Kompostimisprotsessis on mikroorganismidel võtmeroll [23]. Esimesed uurimused, mis kinnitasid bioloogilise aktiivsuse osalemist komposti soojenemisel, tehti 1930datel [25]. Mikroorganismid tarbivad hapnikku ja lagundavad orgaanilist ainet [27], muutes selle lihtsamateks anorgaanilisteks ühenditeks, mis varustavad neid energiaga ning annavad materjali enda taastootmiseks [24].

Mikrobioloogilised näitajad iseloomustavad kompostimisprotsessi kulgu: mikroobse aktiivsuse suurenemine näitab toimuvat biolagundamist, aktiivsuse vähenemine viitab alanud stabiliseerumisprotsessile [11,14]. Erinevate mikroorganismigruppide vaheldumine kompostitavas materjalis tuleneb toitainete kättesaadavusest ning nende lagundamise keerukusest [36], mida vähem on kompostis rasketilagundatavaid ühendeid, seda suurem on mikroobne aktiivsus [37]. Kompostitava materjali mikrobioloogiliste analüüside läbiviimisel tuleb arvestada asjaoluga, et materjali lagundamine jätkub ka peale proovide võtmist, mistõttu tuleks jälgida, et proovide hoiustamistingimused ei muudaks testi tulemusi [25]. Kui proove on vaja säilitada kauem kui 24 tundi, tuleks seda teha külmikus [25].

Mikroorganismide elutegevust mõjutab suures osas komposti temperatuur, millest tuleneb domineerivate populatsioonide vaheldumine [23]. Mesofiilses faasis lagundavad mesofiilsed bakterid kergesti lagundatavaid ühendeid [27], näiteks suhkruid ja valke [25], tõstes sellega komposti sisetemperatuuri [36]. Mesofiilsete bakterite konkurentsivõime väheneb 40°C juures ning termofiilsed mikroorganismid hakkavad domineerima [27]. Termofiilsetele seentele sobivaim vahemik on 35-55°C juures, kõrgem temperatuur pidurdab nende kasvu [25]. Selles faasis kiireneb orgaaniliste ühendite (süsivesikud, valgud, rasvad) lagundamine [27] kuni saavutatakse temperatuur 65°C, kus suurem osa mikroorganisme hukkub [25]. Mikroorganismide arvukust vähendab lisaks kõrgele temperatuurile ka kergesti lagundatava

orgaanilise aine ammendumine kompostis ning arengut pidurdavate ainevahetusjääkide tekkimine [23].

Termofiilse faasi olulisus seisneb inimestele ja taimedele ohtlike patogeene, umbrohuseemnete ning putukavastsete hävitamises [25]. Patogeene hävitavad lisaks kõrgele temperatuurile ka konkurentsis termofiilsetele mikroorganismidele alla jäämine [30]. Lisaks on mõned mikroorganismid võimelised sünteesima antibiootikume ning ensüüme, mis võimaldavad neil toituda raskesti lagundatavast puiseast materjalist, hävitada patogeene ning saada konkurentsieelis küpsemise faasis [36].

Mikroorganismid on võimelised kompostimise käigus lagundama ka reoveesettes leiduvaid saasteaineid, näiteks ravimijääke [12]. Samas võib see laguproduktidena põhjustada hoopis teiste ühendite tekkimist, mis akumulieruvad mullas ja on veel ohtlikumad kui algne saasteaine oli [12]. Näiteks on leitud, et triklosaan võib muunduda metüültriklosaaniks, kabamasepiini laguained on toksilisemad kui karbamasepiin ise ning diklofenaki lagunemist kompostis peaaegu ei toimu, mistõttu see jõuab tõenäoliselt keskkonda [12]. Tugiaine lisamine aitab hajutada mikroorganismidele toksiliste ainete mõju, kuid see muudab kompostimisprotsessi aeglasemaks, sest tugiaine on raskemini lagundatav, mistõttu mikroorganismide aktiivsus väheneb [11].

1.2. Saasteained reoveesettes

1.2.1. Ülevaade

Reoveesette direktiiviga on määratud raskmetallide (kaadmium, vask, nikkel, plii, tsink, elavhõbe, kroom) kogused, mida on lubatud viia põllumajanduses kasutatavasse pinnasesse [9], määratud on ka piirnormid settes sisalduvatele patogeenele [6]. Lisaks raskemetallidele võib reoveesete sisaldada nii tööstusest kui ka kodusest majapidamisest pärit saasteaineid, näiteks ravimite ja antibakteriaalsete puhastusvahendite jääke [38], mis võivad negatiivselt mõjutada vee- ja mullaelustikku [39]. Uuringud on näidanud, et ravimite ja antibakteriaalsete hügieenitoodete jäägid liiguvad mullast taimedesse, jõudes sealt mööda toiduahelat muuhulgas ka inimeste toidulauale [40,41].

Üks põhjus, miks need tooted keskkonda jõuavad, on hoolimatus: vanu ja üleliigseid ravimeid ei kõrvaldata nõuetekohaselt, vaid pannakse olmejäätmete hulka või lastakse kanalisatsioonist alla [42], kuid ka korrektse kasutamise korral jõuavad ravimijäägid väljaheidetega reovette

[43]. Saasteained võivad imenduda reovees olevasse heljumisse ning sattuda seeläbi ka reoveesettesse [44]. Saasteainete imendumist mõjutavad saasteaine omadused (molekulaarne struktuur, eriti amino- või COOH- gruppide esinemine, jaotustegur n-oktanool/vesi), sette omadused (orgaaniliste ühendite osakaal, katioonivahetuse võime, heljumi suurus) ning keskkonnategurid (pH, reovee viibeaeg) [39].

Käesolevas töös uuritakse reoveesttes esinevate saasteainete mõju kompostimisprotsessile ja mikroobikooslusele. Saasteained, mille mõju jälgiti, olid metformiin, diklofenak, karbamasepiin ja triklosaan.

Metformiin

Metformiini kasutatakse insuliinsõltumatu (II tüüpi) suhkrutõve raviks [45]. Eesti ravimistatistika andmetel müüdi 2014. aastal suukaudselt manustatavat metformiini päevadooside arvuna tuhande elaniku kohta ööpäevas (DPD/1000/ööpäevas) 19,7255 doosi, olles 2014. aastal enimkasutatud toimeainetepõhises edetabelis 10. kohal [46]. Inimorganismis metformiin ei metaboliseeru ning ravim väljub kehast uriini ja väljaheitega [45]. Metformiini on leitud lisaks reoveele ka “hallist veest” ehk pesuveest, kuhu see võis jõuda näiteks duši all urineerimisega, uriini või väljaheitega määrdunud keha, riiete ja voodipesu pesemisel [43].

Reoveesette aeroobsel kompostimisel lagundavad aeroobsed bakterid metformiini ning tekib laguprodukt guanüüluurea [45], mis allub väga halvasti edaspidisele aeroobsele lagundamisele [43].

Metformiin valiti uuringusse, sest seda on leitud nii pinnaveest, reoveest kui ka reoveesetest [45], samas selle ökotoksilisuse kohta on praeguseks veel väga vähe teada [47]. Lisaks on II tüüpi diabeedi näol tegemist aladiagnoositud haigusega (ligi pooled juhud on diagnoosimata) [48], mistõttu tulevikus võib metformiini kasutamine, ja sellest tulenevalt ka reoveesettesse jõudmine, veelgi suurenedada.

Diklofenak

Diklofenak on mittesteroidne valu leevendava ja põletikuvastase toimega ravim [42], mida kasutatakse kas oralselt, rektaalselt, süstides või naha peale määrades [49]. Eesti ravimistatistika andmetel müüdi 2014. aastal suukaudselt manustatavat diklofenaki DPD/1000/ööpäevas 19,7255 doosi, rektaalselt kasutatavat diklofenaki 0,4354 doosi ja

süstitavaat diklofenaki 0,3613 doosi, olles 2014. aastal enimkasutatud toimeainetepõhises edetabelis 18. kohal [46]. Naha peale määrades imendub 6-7% toimeainest, ülejäänud geel eemaldub kehalt või ravimiga kokku puutunud riidetelt pestes ning satub reovette [49]. Kehasiseselt manustatud diklofenaki jäägid väljuvad inimorganismist 65-70% uriiniga ning 20-30% väljaheitega [49].

Diklofenak on bioloogiliselt raskesti lagundatav, mistõttu selle eemaldamine reoveesetest on keeruline [49], kuid seda oleks potentsiaalselt võimalik teha bioremediatsiooni abil [50], näiteks bioaugmentatsiooni kasutades [49]. Selleks oleks vaja teada, millised bakterid on võimelised diklofenaki lagundama ning lisama neid reoveesettesse, kuid praeguseks ei ole nende bakterite osas veel täit selgust [50]. Bioaugmentatsiooni käigus lisatud diklofenaki lagundavad bakterid kipuvad juba olemasolevatele ja paremini kohastunud bakteritele konkurentsias alla jääma, mistõttu tuleks neid protsessi käigus korduvalt lisada [51].

Diklofenak valiti uuringusse, kuna tegemist on väga laialdaselt kasutatava ja osaliselt käsimüügis oleva ravimiga [46], mis on loodusesse sattudes bioakumuleeruv ning ökotoksiline [47]. Diklofenak ja selle laguproduktid on ühed sagedamini leitavad ravimijäägid nii pinnavees, reovees kui ka reoveesettes [49].

Karbamasepiin

Karbamasepiin on krampidevastane ravim, millega epilepsiahooge kontrolli all hoitakse, näopiirkonna närvivalusid leevendatakse ning psüühikahaigusi ravitakse [42]. Eesti ravimistatistika andmetel müüdi 2014. aastal suukaudselt manustatavat karbamasepiini DPD/1000/ööpäevas 2,1989 doosi [46]. Inimorganismis imendub umbes 72% toimeainest (28% eemaldatakse organismist väljaheitega), mille metaboliseerumine toimub maksas ning ainevahetusjäägid väljuvad uriiniga [42]. Karbamasepiini esinemist loetakse veekogudes antropogeenseks markeriks, mis tähendab, et vaatlusalune veekogu on inimtegevuse tõttu mõjutatud [42].

Mullakeskkonnas on karbamasepiinil võime liikuda transpiratsiooni teel mullast taimede juurtesse ja maapealsetesse osadesse [40], lisaks on karbamasepiin mullas ning taimede juurtes ja lehtedes bioakumuleeruv, kuid taimedest toksilise doosi saamiseks peaks täiskasvanud inimene neid tarbima sadades kilodes [41].

Karbamasepiin valiti uuringusse, kuna sarnaselt diklofenakile, on karbamasepiin üks sagedamini leitud ravimijääke pinnavees, reovees ja reoveesettes [42]. Karbamasepiin on keemiliselt püsiv [47] ning on tõenäoliselt võimeline liikuma mullakeskkonnast osaliselt põhjavette [52].

Triklosaan

Triklosaan on laia spektriga antibakteriaalne ühend, mida kasutatakse hügieenivahendites, näiteks seepides ja hambapastas [53], lisaks kasutatakse seda stabiliseeriva aina mitmetes pesuainetes ning kosmeetikas [54], kirglistes õmblusmaterjalides, lõikelaudades, laste mänguasjades, vaipades, toidusäilitusnõudes, erinevates tekstiilides, toidu töötlemisel konveierlintidel, seadmetel, tööpindadel, transpordikonteinerites ja toidu säilitusainena [55]. Triklosaan võib olla ökotoksiline, kuid inimestel on peamine kokkupuuteviis kodus majapidamises kasutamine, mitte saasteainena keskkonnast [56] ning seda on võimalik vähendada, kasutades puhastamisel triklosaani asemel näiteks eeterlikke õlisid [12].

Triklosaan võib aeroobsel lagunemisel muutuda metüül-triklosaaniks, mis on veel püsivam, lipofiilsem ja bioakumuleeruva kui triklosaan [57], samas puuduvad metüül-triklosaanil antibakteriaalsed omadused [53].

Triklosaan valiti uuringusse laia kasutusala tõttu, mis võib põhjustada biotsiididele, ja tõenäoliselt ka antibiootikumidele, resistentsete mikroorganismide tekkimise [55].

Triklosaan, karbamasepiin ja metformiin bioakumuleeruvad taimede juurtes, mistõttu leidub nende jääke söödavates mugulates, näiteks porgandis ja redises [41]. Triklosaanil, karbamasepiinil ja diklofenakil on suur translokatsiooni potentsiaal, läbi mille on neil võime bioakumuleeruda taimede lehtedes ja seetõttu leidub nende jääke lehtsalatis, spinatis ja kapsas, lisaks võivad nad edasi kanduda viljadesse [41]. García-Santiago *et al.* läbi viidud riskianalüüsis leiti, et karbamasepiini ja triklosaani ohuindeks on üle ühe ($HI > 1$) [58], mis tähendab, et potentsiaalne oht inimesele on olemas [59]. Samas Sabourin *et al.* [60] ning Hosseini Koupaie ja Eskicioglu [61] uuringud ei näidanud olulist saasteainete omandamist ühelgi põllukultuuril.

Mitmed uuringud on näidanud, et kompostimise teel on võimalik saasteaineid reoveesetest kas eemaldada või muuta vähemohlikeks [42,50,54,57]. Sellegipoolest tuleks nende

tulemuste tõlgendamisel silmas pidada, et saasteainete keemiline käitumine võib kunstlikult saastatud mullas looduslikust erineda, luues sellega ülemäära optimistlikke ootusi [62].

1.2.2. Saasteainete mõju mikroorganismidele

Kompostitud reoveesetega väetades muutuvad mulla parameetrid, näiteks pH, elektrijuhtivus, lämmastiku- ja süsinikusisaldus ning need mõjutavad mullas olevate mikroorganismide elutegevust [52]. Mikroorganismid osalevad muuhulgas lämmastiku fikseerimisel, nitrifikatsioonil, denitrifikatsioonil ja süsiniku mineraliseerimisel [63]. Keskkonda sattudes pärsvivad saasteained bakterite mitmekesisust [13], kahjustades sellega mullaviljakust ning aineringeid [52], mistõttu võib kannatada kogu ökosüsteemi terviklikkus [64].

Reoveesettes olevad ravimijäägid ei ole mikroorganismidele akuutselt toksilised [52], kuid krooniline kokkupuude väikeste doosidega põhjustab mikroorganismide resistentsust erinevatele ravimitele [56,65] ja antibakteriaalsetele hügieenivahenditele [54,55]. Suur osa antibiootikumidele resistentsetest geenidest liigub reoveepuhastamisel reoveesettesse [66] ning sealt edasi mulda [67]. On oluline teha jõupingutusi, et vähendada antibiootikumidele resistentsete geenide hulka reoveesettes enne selle taaskasutamist [68].

Reoveesetega väetamisel võib esialgu bakterite elutegevus ja biomass suurenedada, varjates nii saasteainete kahjulikku mõju, kuid pikaajalisel kasutamisel saab mulla biomass ja fauna kahjustatud [63]. Mikroorganismid on mullas toimiva toiduahela alustala ning neile kahjulikud mõjustused kanduvad edasi kõrgematele troofilistele tasemetele [69]. Vafa *et al.* uuringus selgus, et reoveesette lisamisega vähenesid mikroorganismidele vihmausside poolt põhjustatud positiivsed mõjud [70]. See võis tuleneda reoveesettes leiduvatest raskmetallidest [71], mis muudeti neile kättesaadavaks, kuna mikroorganismid tarvivad vihmausside seedekulga läbinud orgaanikat [70].

Triklosaan blokeerib bakterite lipiidisünteesi ning takistab seeläbi nende arengut ja paljunemist [57]. Seente ja bakterite suhe kompostis muutub [72], sest seente lipiidisünteesi triklosaan ei mõjuta [73]. Suurtes doosides triklosaan pärsvib mikroobset hingamist, kuid nii palju seda looduskeskkonda tavaliselt ei satu [53]. Karbamasepiinil on leitud aga mikroobset hingamist stimuleeriv toime, mis tulenes tõenäoliselt mikroobse biomassi suurenemisest [52].

Hetkel on küllatki vähe teada selle kohta, kuidas pikaajaline reoveesette kasutamine ja seal leiduvad saasteained, eriti nende segud, mulla mikroorganismidele mõjuvad ning seda valdkonda tuleks edaspidi kindlasti veel uurida.

1.3. Mõju keskkonnale

Reoveesete on käepärane vahend lisamaks mulda vajalikke toitaineid ning selle eeliseks mineraalväetiste ees on toitainete aeglane vabanemine, mistõttu need on taimedele pikemaajaliselt kättesaadavad [74]. Reoveesete parandab mulla poorsust, lasuvustihedust, osakeste stabiilsust ja veesiduvust [75]. Samas settest pärit liigsed toitained põhjustavad veekogudesse sattudes nende eutrofeerumist [74], reoveesete võib sisaldada ebasoovitavaid saasteaineid, näiteks raskmetalle, patogeene või saasteaineid [75] ning reoveesette kõrge elektrijuhtivus vähendab mikroobset aktiivsust ja biomassi ning pärsib taimede kasvu [76].

Raskmetalle sisaldava reoveesette kasutamine põhjustab veereostust ning saagi kahjustamist, probleemi ulatus sõltub reoveesette koostisest, selle mullale laotamise sagedusest, mulla omadustest ja põllumajandusmeetoditest [77]. Raskmetallid kutsuvad toiduna kasutatavates taimedes esile geneetilisi kahjutusi, tekitavad geenimutatsioone ja muutusi kromosoomide ehituses [78].

Mulda sattunud patogeenid ei pruugi olla võimelised seal ellu jääma, sest nad ei ole tõenäoliselt võimelised keskkonnatingimustega paremini kohastunud mullabakteritega toitainetele konkureerima, patogeenid võidakse suuremate mikroorganismide poolt ära süüa, näiteks protistid eelistavad toituda soolebakteritest ning mullas leiduvad bakteriofaagid võivad patogeene kahjustada [79].

Ravimijäägid satuvad keskkonda reoveega ning reoveesette kasutamisel väetisena, mõjutades nii vee- kui maismaaökosüsteeme [80]. Ravimijäägid võivad põhjustada nii inimestel kui loomadel sigimishäireid [65], ning feminiseerumist [43]. Veekeskkonnas on ravimijääkidel kõige suurem mõju, kuna sealne elustik peab saasteainetega kokku puutuma terve oma kehapinnaga ning kogu eluea [47]. Kõige sagedasemad ravimijäägid, mida veekogudest leitakse, on karbamasepiin ja diklofenak [42].

Diklofenak kahjustab kalade maksa, neere ja lõpuseid (1 µg/l kontsentratsiooni juures), juba 10 ng/l juures kahjustab diklofenak krabide osmoregulatsiooni, 1 µg/l juures põhjustab sebrakaladel lipiidide peroksüdatsiooni (embrüote puhul juba 0,003 µg/l), vähendab

Läänemere söödava rannakarbi võimet kinnitada alusmaterjalile ning bioakumuleerub karpides ja kalades [49]. Karbamasepiini akuutne toksilisus on väike, kuid ta on bioakumuleeruv ja kandub seetõttu mööda toiduahelat edasi, kus selle edasised mõjud on ebaselged [42]. Triklosaanil on veekeskkonnas tugev vetikate kasvu pärssiv toime, takistades neil lipiidisünteesi, mis on vajalik rakumembraanide tootmiseks, lisaks häirib see valkude tööd, mis reguleerivad poolläbilaskvaid membraane, põhjustades ionide ja orgaaniliste molekulide väljapääsemise [64].

Reoveesette põllule laotamisel ladestub selles sisalduv metformiin rapsiseemnetes, vähesel määral ka nisus, kaeras, odras, tomatites, suvikõrvitsates, ubades, porgandites ja kartulites [45] ning liigub sealt mööda toiduahelat edasi. Triklosaan bioakumuleerub vihmaussides, olemata neile akuutselt toksiline, kuid võib neid kroonilise kokkupuute korral kahjustada ning vähendada nende kvaliteeti toiduahelas [65]. Diklofenaki esinemist keskkonnas on seostatud raisakotkaste arvukuse järsu langusega [42]. Ravimijääke sisaldavatest saakloomadest toitumine põhjustab raisakotkastel kusihaige kogunemist kehasse, neerupuudulikkust ning lõpuks hukkamist [47]. Lisaks põhjustab diklofenak lindudel munakoorte õhenemist [81].

Saasteainete kroonilistest mõjudest on veel vähe teada, kuid need teadmised oleksid väga olulised muutmaks seadusandlust, et kaitsta inimesi, loomi ja ökosüsteemi ravimijääkide poolt põhjustatud probleemide eest [82].

2. MATERJAL JA METOODIKA

2.1. Katse kavandamine ja kirjeldus

Käesoleva magistritöö eesmärgiks oli uurida, milline on sobivaim reoveesette ja tugimaterjali vahekord kompostimisprotsessile ja mikroobikooslusele. Lisaks uuriti, kuidas mõjutab ravimijääkide sisaldus reoveesette komposti mikroobikoosluse aktiivsust ning kompostimisprotsessi kulgu. Katse viidi läbi Tallinna Tehnikaülikooli Tartu Kolledži mullabioloogia laboris vahemikus 20.03.2016-19.04.2016.

Kompostiaunad valmistati kahes korduses, lisaks valmistati nullkompostid, kuhu ravimite lahuseid ei lisatud. Sete segati tugiainega vahekorras 1:2 ja 1:3 mahu järgi. Vahekorrad valiti tuginedes kirjandusele ja eelnevalt tehtud uurimustele [2,11,83,84,85]. Kokku valmistati kuus aunkomposti, mida piisava hapnikutaseme tagamiseks segati perioodiliselt. Kompostiaunade niiskusesisaldus hoiti 60-70% kogu katse jooksul, seda mõõdeti 3-4 korda nädalas ning vajadusel lisati vett. Kompostiaunade koostis on välja toodud Tabelis 1.

Tabel 1. Katses kasutatud kompostiaunade koostis.

	E1	E2	E3	E4	E5	E6
Reoveesette ja saepuru vahekord	1:2	1:2	1:2	1:3	1:3	1:3
Lisatud ravimite lahus	jah	jah	ei	jah	jah	ei

Kompostimise materjalidena kasutati metaankääritatud ja tsentrifuugitud reoveesetet, mis toodi Tallinna Vesi AS-st ning tugiainehaava saepuru, mis pärines Ralgetor OÜ-st (Jõevamaa, Saare vald, Nautrasi küla). Kompostiaunad olid 30 liitrised, plastikust, õhuavadega ning soojuskao vältimiseks külgedelt ja põhja alt 5 cm paksuse klaasvillaga soojustatud.

Ruumi temperatuuri reguleerimiseks ja mõõtmiseks kasutati *Oventrop R-tronic TFC* ja klapiajamit *Aktor MH CON B*, mis reguleeris seinal asuvat radiaatorit. Ruumi temperatuur hoiti vahemikus 23-26°C, kasutades selleks *NetAtmo* keskmoodulit.

Kompostimise käigus lisatud ravimid olid diklofenak, karbamasepiin, metformiin ja triklosaan. Ravimite kogused arvutati kuivainesisalduse järgi, ühe kilogrammi kuivaine kohta lisati 2 mg ainet. Ravimid lahustati 100 ml etanoolis, seejärel lisati 400 ml destilleeritud vett, lahuse kogumaht oli 500 ml.

2.2. Proovide võtmine

Katse käigus uuriti komposti üldparameetreid (sisetemperatuuri, pH-d, elektrijuhtivust, kuivainesisaldust) ning keemilisi parameetreid (orgaanilise aine, süsiniku-, lämmastiku-, kaaliumi- ja fosforisisaldust). Lisaks analüüsiti komposti mikrobioloogilisi parameetreid (hingamisaktiivsust, mikroobset biomassi ning seente ja bakterite biomassi suhet).

Komposti sisetemperatuuri jälgiti igapäevaselt, pH-d ja elektijuhtivust mõõdeti iganädalaselt ning kuivainesisaldust 3-4 korda nädalas. Keemiliste parameetrite proovid võeti kolmel korral: kompostiaunade kokkusegamisel, ühe nädala möödumisel ja ühe kuu möödumisel, mikrobioloogiliste parameetrite proovid võeti neljal korral: kompostiaunade kokkusegamisel, ühe nädala möödumisel, kahe nädala möödumisel ja ühe kuu möödumisel katse algusest.

Enne proovide võtmist komposti segati, et materjal ühtlustuks ja õhustuks, seejärel koguti mitmest erinevast kohast ja kõrguselt vajalik kogus materjali. Mikrobioloogiliste parameetrite, pH ja elektri juhtivuse analüüsimine toimus Tallinna Tehnikaülikooli mikrobioloogia laboris. Orgaanilise aine, süsiniku-, lämmastiku-, kaaliumi- ja fosforisisaldust analüüsiti Eesti Maülikooli Mullateaduse ja agrookeemia osakonna laboris. Andmete analüüsiks kasutati *Microsoft Office Excel* programmi.

2.3. Üldparameetrite määramine

2.3.1. Komposti sisetemperatuur

Komposti sisetemperatuuri mõõdeti elavhõbeda termomeetriga ning komposti sisestatud logeritega. Temperatuuri mõõdeti igast kompostiaunast vähemalt kahe erineva vahendiga ning tulemused keskmistati.

Temperatuuri mõõtmiseks kasutati järgmisi vahendeid:

- elavhõbeda termomeeter;
- *NetAtmo* moodulid;
- *HOBO data loggers UX100-023*;
- *Veriner LabQuest* seade koos *Veriner* roosteavabast terasest temperatuuri anduritega.

Kusjuures *NetAtmo* moodulid võimaldasid interneti vahendusel pidevalt komposti sisetemperatuuri muutusi jälgida.

2.3.2. pH

Komposti pH määramiseks kaaluti igast kompostiaunast 5 grammi komposti kolbidesse, lisati 25 ml destilleeritud vett, suleti kolb korgiga ning jäeti 24 tunniks toatemperatuurile seisma. Ööpäeva möödudes asetati kolvid seadmesse, kus tsentrifugaaljõuga suruti tahke osa kolvi põhja. Selginenud vedelikust mõõdeti pH, kasutades selleks pH-meetrit *WTW Multi 340i*, elektrtoodiga *SenTix 41*. Enne analüüside läbi viimist pH-meeter kalibreeriti.

2.3.3. Elektrijuhtivus

Komposti elektrijuhtivuse mõõtmiseks kasutati samu proove, mis pH mõõtmiseks. Selginenud vedelikust mõõdeti elektrijuhtivus, kasutades kontrolleri *WTW Multi 340i* ja elekroodi *TetraCon 325*.

2.3.4. Kuivainesisaldus

Kuivainesisalduse määramisel kasutati massikao meetodit. Selleks kaaluti kõigepealt tühjad tiigid, seejärel võeti igast kompostiaunast mitmest erinevast kohast ja kõrguselt proov, kogukaaluga 50-60 grammi ning kaaluti tiigel koos kompostiga. Tiigid asetati kuivatuskappi *Memmert 100-800*, kus proove kuivatati 105°C juures 24 tundi. Peale seda kaaluti proovid koos tiiglitega uuesti.

Komposti kuivainesisaldus arvutati proovide kaaluvahest enne ja peale kuivatamist, kasutades järgmisi valemeid:

$$N = \frac{p-a}{p} \times 100, \quad (1)$$

$$KA = 100 - N, \text{ kus,} \quad (2)$$

N – proovi niiskusesisaldus, %;

KA – proovi kuivainesisaldus, %;

p – proovi mass enne kuivatamist, g;

a – proovi mass pärast kuivatamist, g.

2.4. Keemiliste parameetrite määramine

Keemiliste parameetrite määramiseks kasutati 100 grammi absoluutkuiva komposti. Selleks võeti eelnevalt kaalutud kaussidesse igast kompostiaunast mitmest erinevast kohast ja

kõrguselt proov, kogukaaluga 350-400 grammi. Proovid asetati kuivatuskappi *Memmert 100-800*, kus neid kuivatati 105°C juures 24 tundi. Ööpäeva möödudes proovid kaaluti koos kaussidega uuesti, jahvatati peeneks ning sõeluti läbi 2 mm avadega sõela. Keemiliste parameetrite määramiseks saadeti ettevalmistatud proovid Eesti Maaülikooli Mullateaduse ja agrokeemia osakonna laborisse.

2.5. Mikrobioloogiliste parameetrite määramine

Mikrobioloogiliste uuringute läbi viimiseks võeti igast kompostiaunast mitmest erinevast kohast ja kõrguselt proov, kogukaaluga 450-500 grammi. Seejärel asetati proovid õhukindlatesse kottidesse ning säilitati analüüside läbi viimiseni külmikus, temperatuuri 4°C juures.

2.5.1. Hingamisaktiivsus

Hapnikutarbe määramiseks kasutati *OxiTop®* manomeetrilist mõõtmisüsteemi (WTW, Weilheim, Saksamaa), mis vastab rahvusvahelistele standardmeetoditele [86].

Analüüs viidi läbi kahes korduses ja selleks kaaluti igast kompostiaunast 100 grammi komposti, mis asetati mõõteanumatesse (maht üks liiter), absorbendina kasutati natroonlupja. Mõõteanumad suleti klambritega, mõõtepead monteeriti külge ning proovid pandi 96 tunniks 25°C juurde. Mõõtepead fikseerisid hapniku tarbimisest tingitud [87] rõhu languse ning *ACHAT OC* tarkvara abil kanti andmed arvutisse.

Hapnikutarve arvutati, kasutades järgmist valemit [88]:

$$BA = \frac{M_{R(O_2)}}{R \times T} \times \frac{V_{\text{õhk}}}{m_{Bt}} \times \Delta p, \quad \text{kus,} \quad (3)$$

BA – hapnikutarve, mg O₂/kg KA;

M_{R(O₂)} – hapniku molaarmass, 32 000 mg/mol;

V_{õhk} – õhu ruumala mõõtmisanumas, liitrites (l);

R – universaalne gaasikonstant, 83,14 L×mbar/mol×K;

T – mõõtmistemperatuur, kelvinites (K);

m_{Bt} – kuivaine mass mõõtmisüsteemis, kg KA;

Δp – rõhu langus mõõtmisüsteemis, mbar (1 mbar = 1hPa).

Mõõtmisanumas oleva õhu ruumala arvutati, kasutades järgmist valemit [88]:

$$V_{\text{õhk}} = V_{\text{üld}} - V_{\text{pinnas}}, \quad \text{kus,} \quad (4)$$

$V_{\text{õhk}}$ – õhu ruumala mõõtmisanumas, l;

$V_{\text{üld}}$ – mõõtmisanuma üldruumala, l;

V_{pinnas} – pinnaseproovi ruumala, l.

2.5.2. Mikroobne biomass

Mikroobide biomassi hinnati substraadi poolt indutseeritud hingamise (SIR) alusel. Selle meetodi puhul eeldatakse, et glükoosi lisamisel on maksimaalne hapniku tarbimine mikroorganismide poolt proportsionaalne nende biomassiga [89].

Analüüs viidi läbi kahes korduses ja selleks kaaluti igast kompostiaunast 50 grammi komposti, mis asetati mõõteanumatesse (maht üks liiter) ning lisati 0,25 grammi glükoosi. Seejärel proovid segati korralikult, mõõteanumad suleti klambritega, mõõtepead monteeriti külge ning proovid pandi 24 tunniks 22°C juurde.

Mikroobide biomassi süsinikusisaldus arvutati, kasutades järgmist seost:

$$1 \text{ mg } O_2 \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1} = 28 \text{ mg biomass C g}^{-1} \quad (5)$$

2.5.3. Seente ja bakterite suhe

Seente ja bakterite biomassi suhte mõõtmiseks kasutati SIR-i selektiivse inhibitsiooni meetodit modifitseeritud kujul.

Analüüs viidi läbi ühes korduses ja selleks kaaluti igast kompostiaunast 50 grammi komposti, mis asetati mõõteanumatesse (maht üks liiter) ning lisati 0,25 grammi glükoosi.

Esimene veerand proove koosnes kompostist ja glükoosist, teisele veerandile proovidest lisati juurde 0,3 grammi streptomütsiinsulfaati, kolmandale veerandile proovidest lisati juurde 0,3 grammi tsükloheksimiidi ning neljandale veerandile proovidest lisati juurde nii streptomütsiinsulfaati kui ka tsükloheksimiidi (mõlemat 0,3 grammi). Seejärel proovid segati korralikult, mõõteanumad suleti klambritega, mõõtepead monteeriti külge ning proovid pandi 24 tunniks 22°C juurde.

Bakterite ja seente biomass arvutati, kasutades järgmisi valemeid [90]:

$$\textit{bakterite osakaal } (A - B)/(A - D) \times 100, \quad (6)$$

$$\textit{seente osakaal } (A - C)/(A - D) \times 100, \quad \textit{kus,} \quad (7)$$

A - rõhu langus glükoosi lisamisel;

B - rõhu langus glükoosi ja streptomütsiinsulfaadi lisamisel;

C - rõhu langus glükoosi ja tsükloheksimiidi lisamisel;

D - rõhu langus glükoosi, streptomütsiinsulfaadi ja tsükloheksimiidi lisamisel.

3. TULEMUSED

Käesoleva peatüki jooniste puhul tuleks tähele panna asjaolu, et graafikute y-teljed ei alga alati nullist. Graafikute x-teljel olevad suurused tähistavad katseperioodi päevade numbreid, millal näidatud parameetreid mõõdeti. Nullpäevaga (0.) on tähistatud kompostiaunade valmistamise päev.

3.1. Proovide üldparameetrid

Sama koostisega kompostiaunade sisetemperatuur, pH ja elektrijuhtivus olid tugevas seoses. Kompostide E1 ja E2 lineaarne korrelatsioonikordaja oli sisetemperatuuril 0,97, pH-l 0,99 ja elektrijuhtivusel 0,95. Kompostide E4 ja E5 lineaarne korrelatsioonikordaja oli sisetemperatuuril 0,96, pH-l 0,98 ja elektrijuhtivusel 0,98. Graafikute parema loetavuse huvides esitatakse need tulemused keskmistatult.

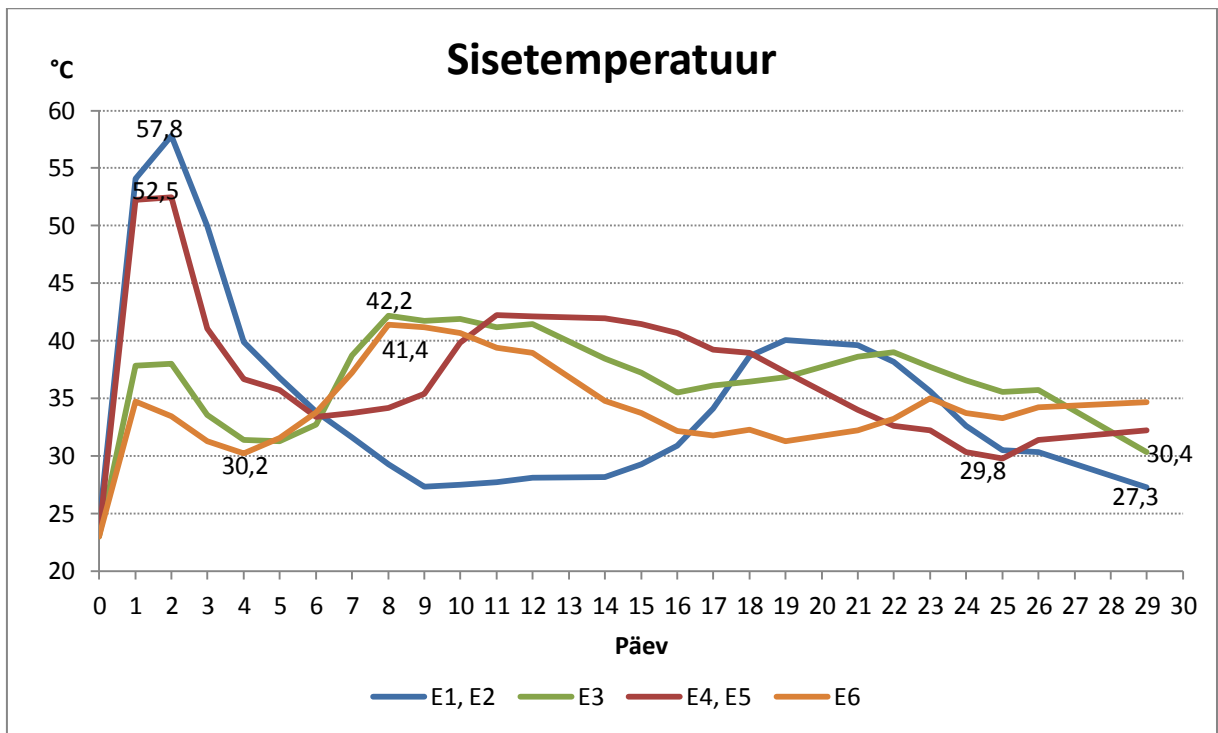
Kuivainesisaldused olid keskmises ja nõrgas seoses (lineaarsed korrelatsioonikordajad vastavalt 0,59 ning 0,26), mistõttu nende puhul tulemusi ei keskmistatud.

3.1.1. Komposti sisetemperatuur

Kompostiaunade sisetemperatuuri mõõdeti katse käigus igapäevaselt, vähemalt kahe erineva seadmega ning saadud suurused keskmistati. Tulemused on esitatud Joonisel 1.

Joonisel 1 on näha, et tegemist ei ole tüüpilise komposti sisetemperatuuri graafikuga, mis algab mesofiilselt faasist (25-40°C), millele järgneb termofiilne faas (35-65°C), siis uuesti mesofiilne ning lõpuks jahtumise ja küpsemise faas. Antud katse käigus toimusid pidevad temperatuurikõikumised ning erinevate omadustega kompostiaunade temperatuur käitus erinevalt.

E1 ja E2 sisetemperatuur tõusis teisel päeval maksimumini, olles $57,8 \pm 0,2^\circ\text{C}$, sealt edasi toimus kiire langemine kuni üheksanda päevani, mil temperatuur oli $27,3 \pm 0,1^\circ\text{C}$. Järgmised viis päeva püsis temperatuur samal tasemel ning hakkas siis uuesti tõusma, jõudes 19. päeval $40,0 \pm 0,2^\circ\text{C}$ -ni ning püsis seal veel neli päeva. Edasi toimus liikumine langevas joones ning miinimumtemperatuur saabus katse lõpuks ($27,25 \pm 0,3^\circ\text{C}$). Keskmise sisetemperatuur oli E1 ja E2 kompostidel katse vältel $34,7 \pm 1,7^\circ\text{C}$.



Joonis 1. Kompostiaunade sisetemperatuur (°C). Numbriliselt on välja toodud iga kompostiauna kõrgeim ja madalaim temperatuur katseperioodi jooksul.

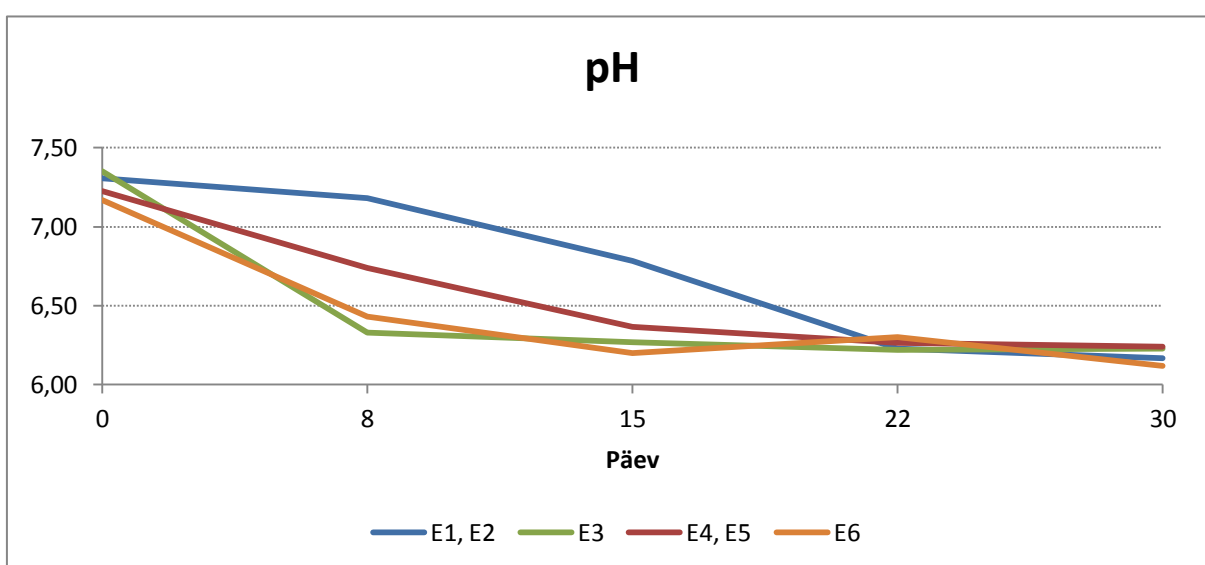
E4 ja E5 sisetemperatuur tõusis samuti teisel päeval maksimumini, olles $52,5 \pm 1,1^{\circ}\text{C}$, ning sealt edasi hakkas temperatuur langema, aga mitte nii madalale kui E1 ja E2. Kuuendaks päevaks oli temperatuur langenud $33,4 \pm 0,1^{\circ}\text{C}$ -ni ning seejärel hakkas uuesti tõusma kuni 11. päeval jõudis $42,2 \pm 1,4^{\circ}\text{C}$ -ni. Järgmine seitse päeva oli temperatuur kergelt langev, kuid siiski püsiv ning seejärel hakkas uuesti langema. Miinimumtemperatuur saavutati 25. päeval ($29,8 \pm 0,8^{\circ}\text{C}$) ning sealt edasi algas jälle temperatuuri tõus. Keskmine sisetemperatuur katse vältel oli $37,1 \pm 1,3^{\circ}\text{C}$.

E3 ja E6 sisetemperatuur käitusid küllaltki sarnaselt. Esimesed neli päeva temperatuurid langesid ning E6 saavutas oma miinimumtemperatuuri ($30,2 \pm 0,8^{\circ}\text{C}$), E3 püsis ühe kraadi võrra kõrgemal. Sealt edasi hakkas mõlemas kompostis temperatuur kasvama ning kaheksandal päeval saavutati maksimumtemperatuurid: $42,2 \pm 0,7^{\circ}\text{C}$ (E3) ja $41,4 \pm 0,4^{\circ}\text{C}$ (E6). Seejärel hakkasid temperatuurid taas langema. 16. päeval hakkas E3 uuesti tõusma ning 19. päeval ka E6. Katse viimasel nädalal E3 temperatuur langes kiiresti, jõudes katse lõpuks miinimumtemperatuurini ($30,4 \pm 0,4^{\circ}\text{C}$). Kompostiaunas E6 aga liikus kasvavas suunas. Keskmesed sisetemperatuurid katse vältel olid $36,5 \pm 0,9^{\circ}\text{C}$ (E3) ja $34,2 \pm 0,8^{\circ}\text{C}$ (E6).

Kuigi keskmine temperatuur oli kõikidel kompostiaunadel küllaltki sarnane, jäädes vahemikku $34,2 \pm 0,8$ kuni $37,1 \pm 1,3^\circ\text{C}$, siis temperatuurikõikumised olid väga erinevad. Kõrgeima ja madalaima temperatuuri vahe alusel järjestusid kompostiaunad järgmiselt (kahanevas järjekorras): E1, E2 (vahe 34°C) > E4, E5 (29°C) > E3 (19°C) > E6 (18°C). Seega ravimitega kompostiaunadel oli suurem temperatuurikõikumine kui ravimiteta aunadel ning 1:2 aunadel oli suurem temperatuurikõikumine kui 1:3 aunadel.

3.1.2. pH

Kompostiaunade pH-d mõõdeti viiel korral: 0., 8., 15., 22. ja 30. katsepäeval. Tulemused on esitatud Joonisel 2.



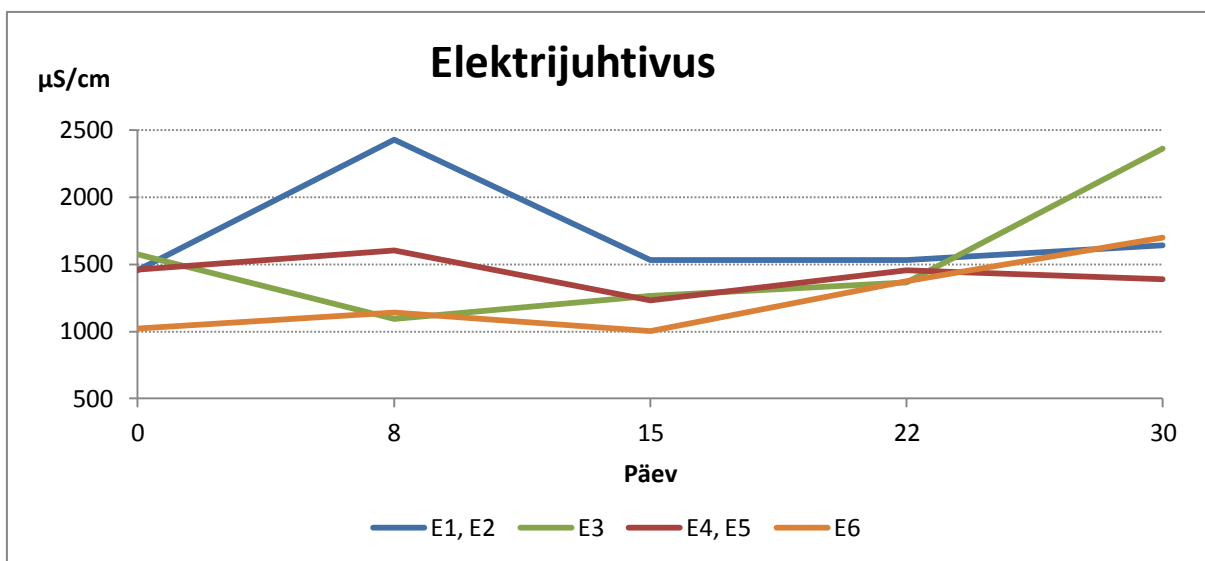
Joonis 2. Kompostiaunade pH.

Jooniselt on näha, et 0. päeval olid kõikide kompostiaunade pH-d küllaltki sarnased, jäädes vahemikku 7,17 (E6) kuni 7,35 (E3). Edasi toimus liikumine langevas trendis. Ilma ravimiteta kompostiaunade pH langes kiiremini ning ühtlustus 8. päeval. Ravimeid sisaldavad aunad püüsid pikemalt kõrgema pH-ga, eriti suurema reoveesette osakaaluga aunad. Suurema saepuru osakaaluga aunade pH lähenes ilma ravimiteta aunade pH-le 15. päeval. Kõikide kompostiaunade pH-d ühtlustusid 22. päeval, jäädes vahemikku 6,22 (E3) kuni 6,3 (E6). Edaspidi suuremaid muutusi ei toimunud.

Keskmise pH alusel järjestusid kompostiaunad järgmiselt (kahanevas järjekorras): E1, E2 > E4, E5 > E3 > E6. Seega ravimeid sisaldanud kompostiaunade pH oli kõrgem kui nullkompostidel ning 1:2 aunade pH oli kõrgem kui 1:3 aunade pH.

3.1.3. Elektri juhtivus

Kompostiaunade elektri juhtivust mõõdeti viiel korral: 0., 8., 15., 22. ja 30. katsepäeval. Tulemused on esitatud Joonisel 3.



Joonis 3. Kompostiaunade elektri juhtivus ($\mu\text{S/cm}$).

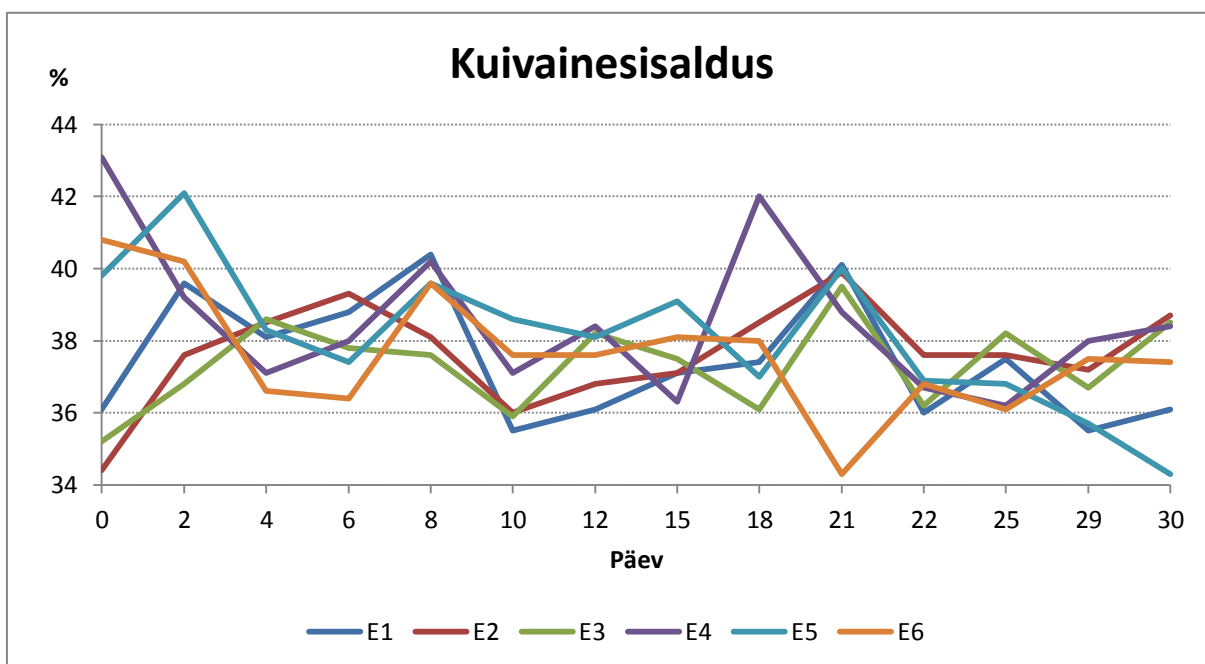
0. päeval olid elektri juhtivuse suurused küllaltki sarnased, jäädes 1500 $\mu\text{S/m}$ (E1-E5) või 1000 $\mu\text{S/m}$ juurde (E6). Edaspidi liikusid kõik kompostiaunad erinevas suunas. Kompostiaunade E1 ja E2 elektri juhtivus tõusis esimese nädala jooksul tuhat ühikut, teise nädala jooksul langes samapalju ning stabiliseerus 1500 $\mu\text{S/m}$ juures. E1 ja E2 keskmine elektri juhtivus oli katse kestvuse vältel 1719 ± 180 $\mu\text{S/m}$. Kompostiaunade E4 ja E5 elektri juhtivus tõusis esimesel nädalal 200 ühikut, teisel nädalal langes 400 ühikut, jõudes 1230 ± 52 $\mu\text{S/m}$ -ni, kolmandal nädalal taaskord tõusis 200 ühikut ning neljandal nädalal langes 1390 ± 311 $\mu\text{S/m}$ -ni. Kompostide E4 ja E5 keskmine elektri juhtivus oli 1429 ± 61 $\mu\text{S/m}$.

E3 elektri juhtivus langes esimesel nädalal 500 ühiku võrra, jõudes 1093 $\mu\text{S/m}$ -ni, edaspidi liikus kompostiauna elektri juhtivus tõusvas joones ning neljandal nädalal kasvas hüppeliselt, jõudes 2360 $\mu\text{S/m}$ -ni. Keskmine E3 elektri juhtivus oli katse vältel 1532 ± 221 $\mu\text{S/m}$. Kompostiaun E6 alustas madalaima elektri juhtivusega ning esimesel kahel nädalal jäi ka selle muutus tagasihoidlikumaks kui teistel, kolmandal ja neljandal nädalal hakkas E6 elektri juhtivus tõusma, jõudes katse lõpuks 1699 $\mu\text{S/m}$ -ni. Katse keskmine elektri juhtivus oli sellel kompostil 1249 ± 130 $\mu\text{S/m}$.

Keskmise elektrijuhtivuse alusel järjestusid kompostiaunad järgmiselt (kahanevas järjekorras): E1, E2 > E3 > E4, E5 > E6. Seega 1:2 kompostides oli kõrgem elektrijuhtivus kui 1:3 kompostides ning sama sette ja saepuru suhte korral oli ravimitega aunade elektrijuhtivus kõrgem.

3.1.4. Kuivainesisaldus

Kompostiaunade kuivainesisaldust mõõdeti 14 korral: 0., 2., 4., 6., 8., 10., 12., 15., 18., 21., 22., 25., 29. ja 30. päeval. Tulemused on esitatud Joonisel 4.



Joonis 4. Kompostiaunade kuivainesisaldus (%).

0. päeval oli suurema reoveesette osakaaluga aunadel madalam kuivainesisaldus kui suurema saepuru osakaaluga aunadel, edaspidi olid tulemused küllaltki sarnased. Kompostiaunade niiskussisaldust sooviti katse käigus hoida vahemikus 30-40%, lisades vajadusel vett. Sellegipoolest tõusis keskmine kuivainesisaldus soovitud vahemikust pisut kõrgemale, jäädes vahemikku $37,3 \pm 0,3\%$ (E3) kuni $38,5 \pm 0,5\%$ (E4). Kõikide kompostiaunade keskmine kuivainesisaldus katseperioodi jooksul oli $37,8 \pm 0,2\%$.

Kuivainesisalduse alusel järjestusid kompostiaunad järgmiselt (kahanevas järjekorras): E4 > E5 > E2 > E6 > E1 > E3. Seega 1:3 aunade kuivainesisaldus oli pisut kõrgem kui 1:2 aunadel, kuid seda erinevust ei lastud liiga suureks minna ning kompostiaunasid niisutati vastavalt vajadusele.

3.2. Proovide keemilised parameetrid

Kompostiaunade keemilisi parameetreid mõõdeti kolmel korral: 0., 8. ja 30. päeval. Kompostiaunade valmistamise päeval võeti keemiliste parameetrite määramiseks proovid enne saasteainete lisamist, mistõttu oli analüüsitavaid proove ainult kaks (1:2 ja 1:3). Analüüsid viidi läbi kolmes korduses ning saadud tulemused keskmistati. Keemiliste parameetrite muutuste tulemused on esitatud Tabelis 2.

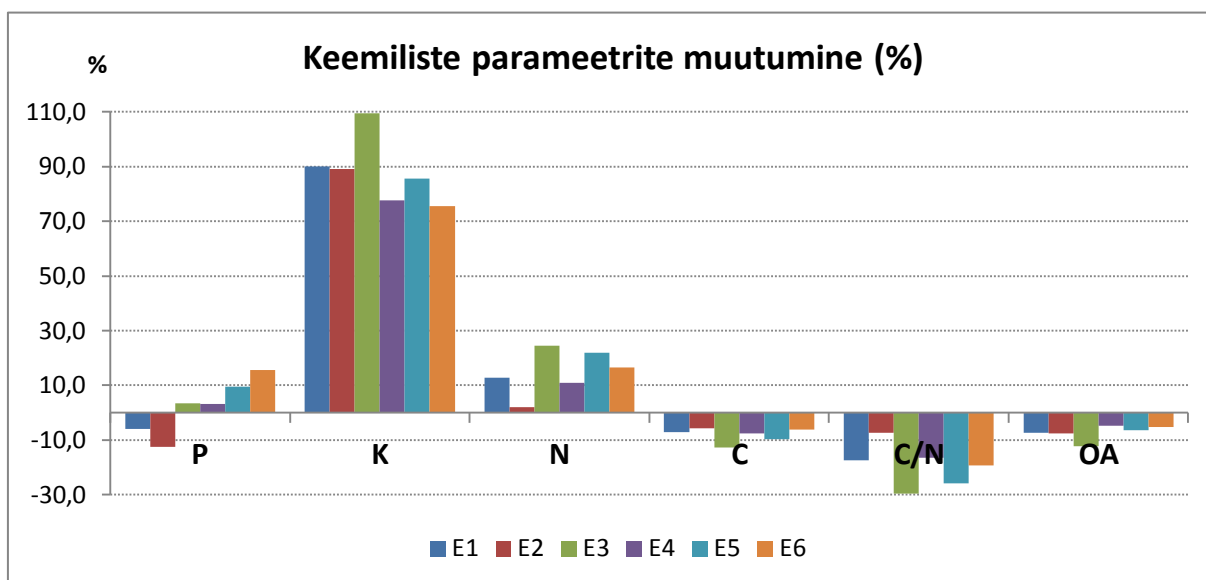
Tabel 2. Kompostiaunade keemilised parameetrid. SA – saasteained.

Kompostiaun		Elementide sisaldused proovis				C/N suhe	Orgaaniline aine (%)
		P (mg/100g)	K (mg/100g)	N (%)	C (%)		
1:2 enne SA lisamist		394,8±20,6	69,8±2,1	1,92±0,04	38,54±0,11	20,00	77,97±0,30
1:3 enne SA lisamist		366,6±15,5	79,2±1,9	1,63±0,01	41,31±0,06	25,30	81,73±0,32
E1	1 nädal	367,2±52,1	57,7±8,9	1,78±0,02	36,85±0,15	20,80	77,79±0,40
	Muutus	-27,6	-12,1	-0,14	-1,69	0,80	-0,18
	1 kuu	371,3±29,4	132,7±0,1	2,16±0,04	35,79±0,32	16,53	72,19±0,51
	Muutus	-23,5	62,9	0,24	-2,75	-3,47	-5,78
E2	1 nädal	399,1±9,7	78,1±7,9	1,75±0,06	36,43±0,70	20,80	76,55±0,51
	Muutus	4,3	8,3	-0,17	-2,11	0,80	-1,42
	1 kuu	345,0±27,2	132,1±2,1	1,96±0,03	36,33±0,10	18,53	72,06±1,42
	Muutus	-49,8	62,3	0,04	-2,21	-1,47	-5,91
E3	1 nädal	345,1±15,0	75,5±1,0	1,95±0,02	37,55±0,09	19,26	75,48±0,02
	Muutus	-49,7	5,7	0,03	-0,99	-0,74	-2,49
	1 kuu	408,6±7,3	146,3±0,7	2,39±0,04	33,64±0,55	14,08	68,44±0,30
	Muutus	13,8	76,5	0,47	-4,90	-5,92	-9,53
E4	1 nädal	372,3±20,0	95,6±6,5	1,34±0,03	40,10±0,27	30,00	82,29±0,58
	Muutus	5,7	16,4	-0,29	-1,22	4,70	0,56
	1 kuu	378,6±20,1	140,6±1,6	1,81±0,04	38,18±0,02	21,12	77,86±0,63
	Muutus	12,0	61,4	0,18	-3,13	-4,18	-3,87
E5	1 nädal	394,3±11,5	109,7±1,2	1,47±0,03	39,85±0,13	27,10	82,04±0,12
	Muutus	27,6	30,5	-0,16	-1,47	1,80	0,31
	1 kuu	401,3±27,1	147,0±0,8	1,99±0,04	37,30±0,29	18,77	76,48±0,47
	Muutus	34,7	67,8	0,36	-4,01	-6,53	-5,25
E6	1 nädal	384,7±25,9	75,9±3,5	1,6±0,02	39,86±0,15	24,74	80,51±0,35
	Muutus	18,0	-3,3	-0,02	-1,45	-0,56	-1,22
	1 kuu	423,9±7,6	139,1±0,2	1,90±0,03	38,76±0,15	20,40	77,45±0,40
	Muutus	57,3	59,9	0,27	-2,55	-4,90	-4,28

Tabelist on näha, et fosforisisaldus on kompostiaunades E1 ja E2 katse lõpuks vähenenud, teistes kompostiaunades aga hoopis tõusnud. Kõige rohkem vähenes fosfor E2-s, kõige rohkem suurenes E6-s. Kaaliumisisaldus suurenes kõikides kompostiaunades, kõige rohkem

E3-s ja kõige vähem E6-s. Ka lämmastikuisaldus suurenes kõikides kompostiaunades, kõige rohkem E3-s ja kõige vähem E2-s. Süsinikuisaldus vähenes kõikides kompostiaunades, kõige rohkem E3-s ja kõige vähem E2-s. Nende muutuste tulemusena kompostiaunades süsiniku ja lämmastiku suhe vähenes, kõige rohkem E5-s, kõige vähem E2-s. Orgaanilise aine sisaldus vähenes kõikides kompostiaunades, kõige rohkem E3-s, kõige vähem E4-s.

Keemiliste parameetrite muutus katse lõpuks on protsentuaalselt välja toodud Joonisel 5.



Joonis 5. Keemiliste parameetrite muutumine katse jooksul (%). OA – orgaaniline aine.

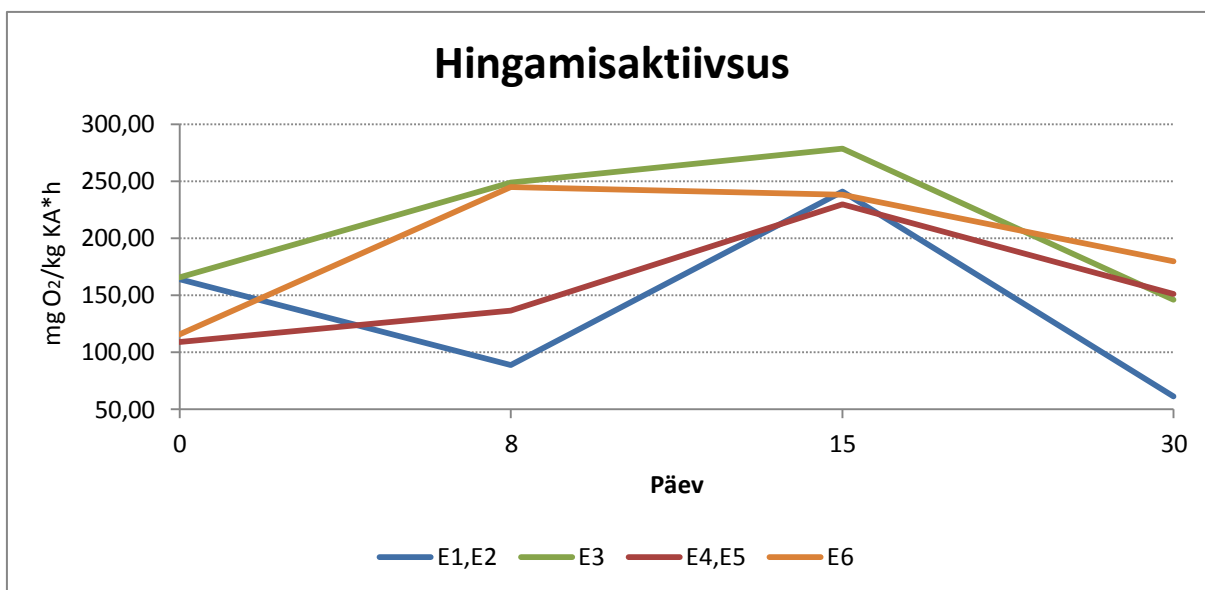
Jooniselt on näha, et kaaliumisisalduse muutus on kordades suurem kui teiste parameetrite muutused. Lisaks on märgata asjaolu, et absoluutväärtustes oli süsiniku ja lämmastiku suhte muutus suurim E5-s (Tabel 2), kuid protsentuaalselt muutus kõige rohkem E3 (Joonis 5).

3.3. Proovide mikrobioloogia

Sama koostisega kompostiaunade hingamisaktiivsus, mikroobne biomass ja seente/bakterite suhe olid tugevas seoses. Kompostide E1 ja E2 lineaarne korrelatsioonikordaja oli hingamisaktiivsusel 0,95, mikroobsel biomassil 0,99 ja seente/bakterite biomassil 0,90. Kompostide E4 ja E5 lineaarne korrelatsioonikordaja oli hingamisaktiivsusel 0,92, mikroobsel biomassil 0,99 ja seente/bakterite biomassil 0,81. Graafikute parema loetavuse huvides esitatakse need tulemused keskmistatult.

3.3.1. Hingamisaktiivsus

Kompostiaunade hingamisaktiivsust mõõdeti neljal korral: 0., 8., 15. ja 30. päeval. Tulemused on esitatud Joonisel 6.



Joonis 6. Kompostiaunade hingamisaktiivsus ($\text{mgO}_2/\text{kgKA}^*\text{h}$).

0. päeval oli sama sette/saepuru suhtega kompostiaunade hingamisaktiivsus sama suur nii saasteainetega kompostides kui nullkompostides, kuid edasine liikumine toimus vastassuunas.

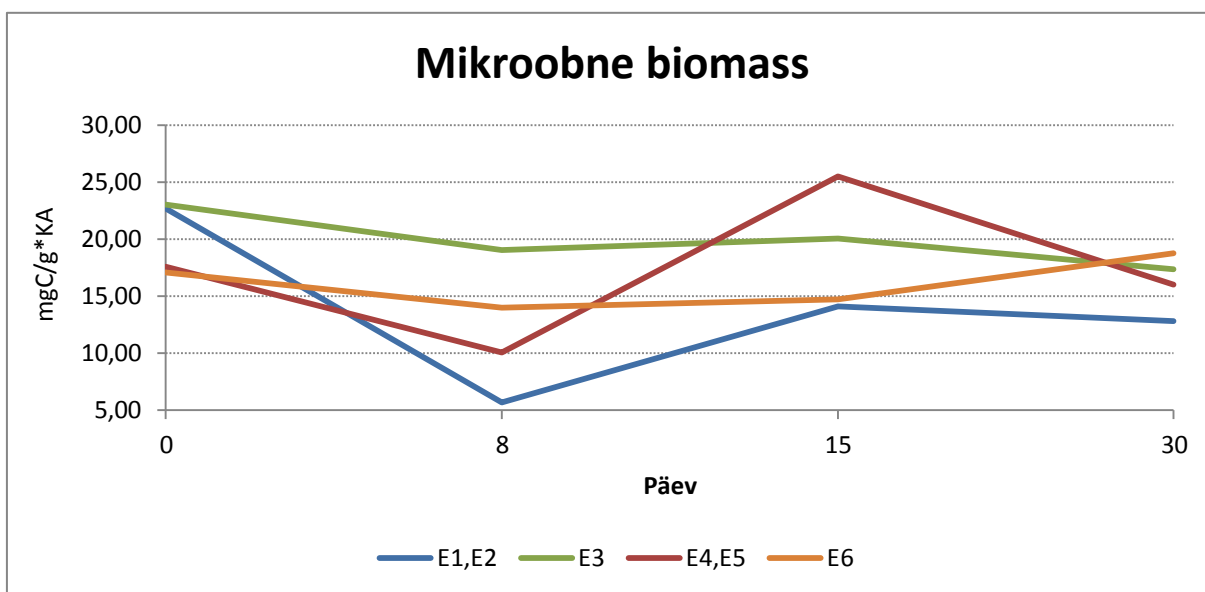
Jooniselt on näha, et nullkompostide hingamisaktiivsus käitub sarnaselt, olles kuni viimase katsenädalani kompostiaunas E3 siiski pisut kõrgem. E3 ja E6 hingamisaktiivsuse graafikud on sujuvad: E3 hingamisaktiivsus tõusis kuni teise katsenädalani ning hakkas seejärel kiiremini vähenema, E6 hingamisaktiivsus tõusis esimesel nädalal ning hakkas siis aeglaselt vähenema. Suurim ja vähim hingamisaktiivsus katse perioodi vältel oli kompostiaunas E3 vastavalt $278,77 \text{ mgO}_2/\text{kgKA}^*\text{h}$ ja $146,34 \text{ mgO}_2/\text{kgKA}^*\text{h}$. Kompostiaunas E6 olid vastavad väärtused $245,18 \text{ mgO}_2/\text{kgKA}^*\text{h}$ ja $115,91 \text{ mgO}_2/\text{kgKA}^*\text{h}$. Keskmise hingamisaktiivsus oli E3 ja E6 puhul vastavalt $210,04 \pm 31,95 \text{ mgO}_2/\text{kgKA}^*\text{h}$ ja $194,85 \pm 30,08 \text{ mgO}_2/\text{kgKA}^*\text{h}$.

E1, E2 hingamisaktiivsus oli kõige hüplikum, kõikudes $241,18 \pm 20,90 \text{ mgO}_2/\text{kgKA}^*\text{h}$ ja $61,17 \pm 32,44 \text{ mgO}_2/\text{kgKA}^*\text{h}$ vahel. Keskmise hingamisaktiivsus katse vältel oli $138,83 \pm 40,44 \text{ mgO}_2/\text{kgKA}^*\text{h}$. Kompostiaunade E4, E5 hingamisaktiivsus liikus esimesed kaks nädalat kasvavalt ning seejärel hakkas vähenema, keskmine väärtus katse vältel oli $156,69 \pm 25,83 \text{ mgO}_2/\text{kgKA}^*\text{h}$.

Hingamisaktiivsuse alusel järjestusid kompostiaunad järgmiselt (kahanevas järjekorras): E3 > E6 > E4, E5 > E1, E2. Seega nullkompostides oli hingamisaktiivsus kõrgem, seejuures nullkompostide puhul oli see kõrgem 1:2 aunas aga saasteainetega kompostide puhul 1:3 sete/saepuru aunades.

3.3.2. Mikroobne biomass

Kompostiaunade mikroobset biomassi mõõdeti neljal korral: 0., 8., 15. ja 30. päeval. Tulemused on esitatud Joonisel 7.



Joonis 7. Kompostiaunade mikroobne biomass (mgC/gKA).

Sarnaselt hingamisaktiivsusele, oli ka mikroobne biomass 0. päeval sama sete/saepuru suhtega kompostiaunadel sama, kuid edasi liikus erinevalt.

Nullkompostide mikroobne biomass kõikus minimaalselt ning E3 ja E6 graafikud olid kuni teise nädalani paralleelsed, sealt edasi hakkas E3 mikroobne biomass vähenema ning E6 biomass kasvama. Katse lõpuks oli E6 mikroobne biomass suurem kui E3 mikroobne biomass, vastavalt 18,75 mgC/gKA ja 14,95 mgC/gKA. Keskmised väärtused katse vältel olid kompostiaunadel E3 ja E6 vastavalt $19,88 \pm 1,19$ mgC/gKA ja $16,15 \pm 1,08$ mgC/gKA.

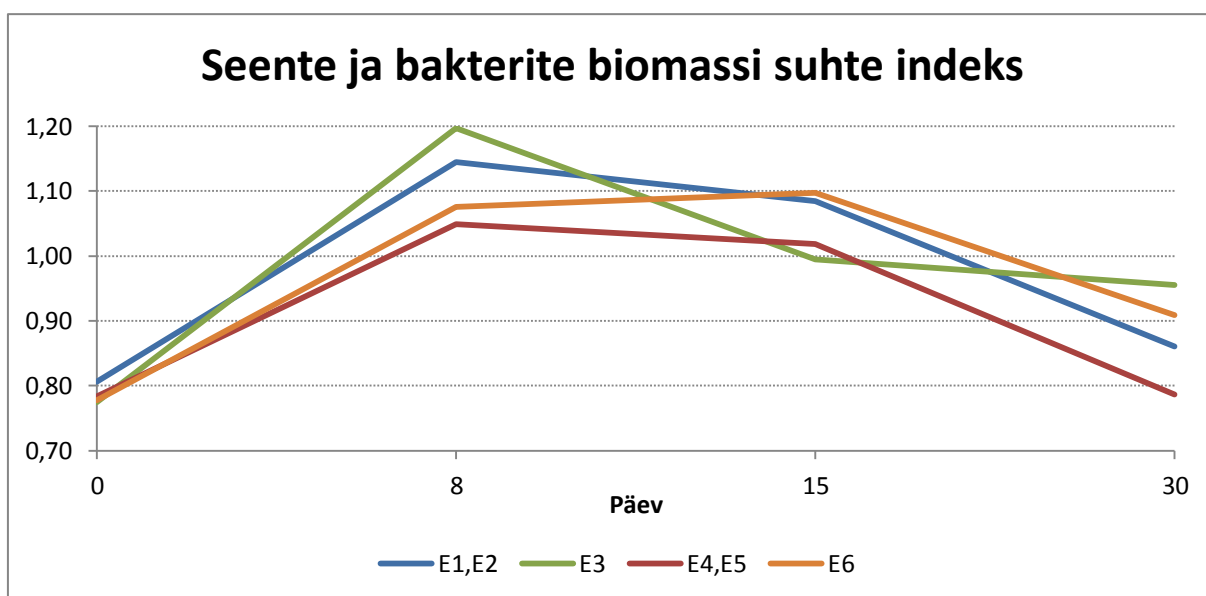
E1, E2 mikroobne biomass esimesel nädalal vähenes, teisel nädalal kasvas ning edasi jäi samale tasemele püsima. E4, E5 mikroobne biomass samuti esimesel nädalal vähenes ja teisel kasvas, kuid edasi hakkas uuesti vähenema. Katseperioodi kestel jäid E1, E2 väärtused vahemikku $22,69 \pm 0,90$ mgC/gKA kuni $5,67 \pm 0,15$ mgC/gKA. Kompostiaunade E4, E5

väärtused olid vahemikus $25,53 \pm 0,01$ mgC/gKA kuni $10,10 \pm 1,43$ mgC/gKA. Mikroobse biomassi väärtuste kõikumine oli saasteainet sisaldavatel kompostiaunadel kolm korda suurem kui nullkompostidel, kusjuures 1:2 sete/saepuru aunade väärtused kõikusid rohkem kui 1:3 aunade väärtused ja seda nii saasteainetega kui nullkompostides. Keskmised mikroobse biomassi väärtused katse vältel olid kompostiaunadel E1, E2 ja E4, E5 vastavalt $13,82 \pm 3,49$ mgC/gKA ja $17,30 \pm 3,18$ mgC/gKA.

Mikroobse biomassi alusel järjestusid kompostiaunad järgmiselt (kahanevas järjekorras): E3 > E4, E5 > E6 > E1, E2. Seega nullkompostide puhul oli mikroobne biomass suurem 1:2 aunas ning saasteainetega kompostide puhul 1:3 aunades, kusjuures 1:3 aunade puhul oli saasteainetega kompostiauna mikroobne biomass kõrgem kui 1:3 nullkompostil.

3.3.3. Seente ja bakterite biomass

Kompostiaunade seente ja bakterite biomassi mõõdeti neljal korral: 0., 8., 15. ja 30. päeval. Tulemused on esitatud Joonisel 8 kuni Joonisel 12.

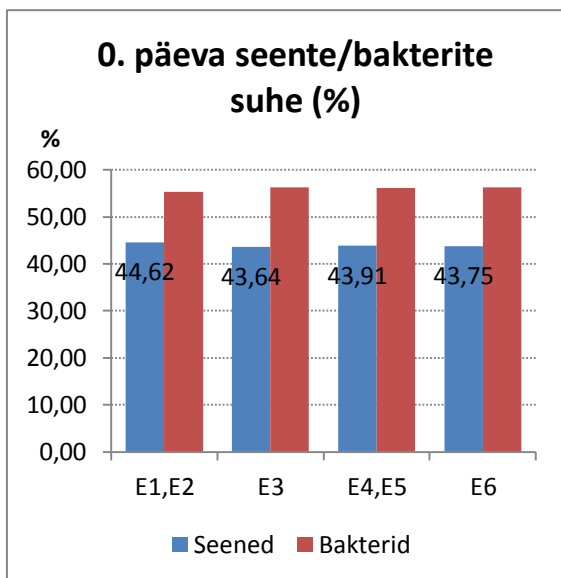


Joonis 8. Seente ja bakterite suhte indeks kompostiaunades (seente biomassi ja bakterite biomassi jagatis).

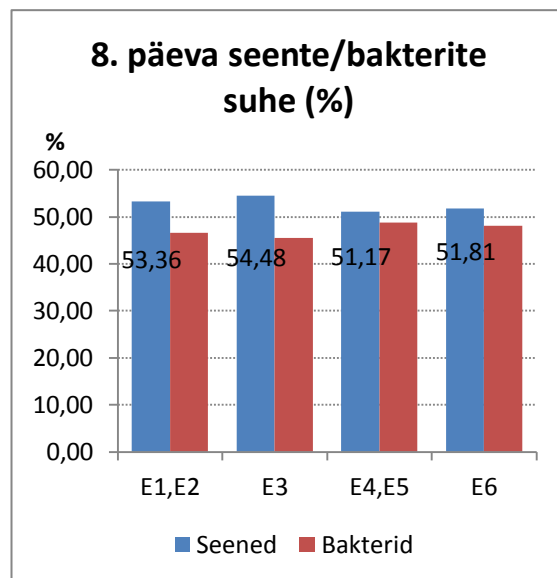
Joonisel 8 on näha, et kõikides kompostiaunades toimusid küllaltki sarnased muutused. Erandiks oli vaid E3, kus toimus teisel nädalal järsk langus ja seejärel seente/bakterite suhte indeks stabiliseerus. Katse lõpuks oli indeks 0,96, mis tähendab, et kompostiaunas oli seeni ja baktereid peaaegu võrdselt, kuid baktereid siiski pisut rohkem. Ülejäänud kompostiaunades esimesel nädalal indeks tõusis, mis tähendab, et seente osakaal hakkas tõusma. Teisel nädalal

püsis seente/bakterite indeks peaaegu muutumatuna ning seejärel hakkas langema, mis tähendab, et bakterite osakaal hakkas taas tõusma.

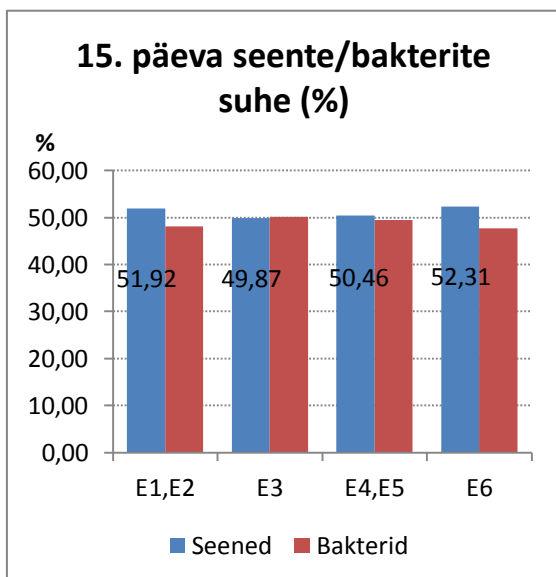
Joonisel 9 kuni Joonisel 12 on näidatud seente ja bakterite osakaalud protsentides. Jooniste parema loetavuse huvides on numbriliselt välja toodud ainult seente osakaalu protsent.



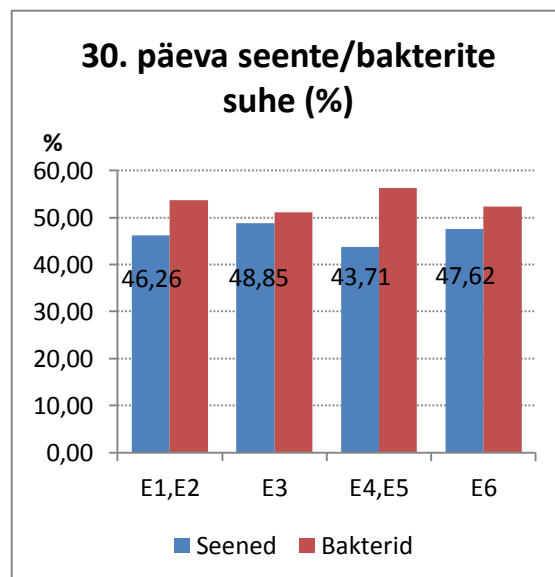
Joonis 9. Seente ja bakterite suhe kompostiaunades 0. päeval (%).



Joonis 10. Seente ja bakterite suhe kompostiaunades 8. päeval (%).



Joonis 11. Seente ja bakterite suhe kompostiaunades 15. päeval (%).



Joonis 12. Seente ja bakterite suhe kompostiaunades 30. päeval (%).

Joonistelt on näha, et kogu katse vältel olid seente ja bakterite osakaalud küllaltki sarnased ja ei saa öelda, et üks või teine oleks märgatavalt domineerinud.

Keskmise seente/bakterite suhte indeksi alusel järjestusid kompostiaunad järgnevalt (kahanevas järjekorras): E3 ($0,98 \pm 0,09$) > E1, E2 ($0,97 \pm 0,08$) > E6 ($0,96 \pm 0,08$) > E4, E5 ($0,91 \pm 0,07$). Seega 1:2 sete/saepuru suhtega kompostiaunades oli bakterite osakaal pisut suurem kui 1:3 suhtega kompostiaunades. Lisaks oli nullkompostides bakterite osakaal suurem kui saasteainetega kompostides.

4. ARUTELU

4.1. Tulemuste analüüs ja järeldused

4.1.1. Üldparameetrid

Temperatuur on peamine parameeter, mis iseloomustab kompostimisprotsessi kulgu ning orgaanilise aine stabiliseerumist [30]. Tulemustest on näha, et saasteaineid sisaldavate kompostiaunade temperatuur saavutas maksimumi juba teisel katsepäeval. Temperatuuri tõus näitab kergestilagundavate orgaaniliste ühendite mineraliseerumist, millega vabaneb suur hulk soojust ning mis on iseloomulik kompostimise algfaasile [91]. Kuna temperatuur tõusis üle 50°C, siis võib oletada, et mesofiilsed mikroorganismid hukkusid, kuid termofiilsed mikroorganismid ei olnud jõudnud veel piisavalt paljuneda, mistõttu orgaanilise aine lagundamise kiirus aeglustus ning temperatuur tegi läbi järsu languse. Kuna 1:2 aunas oli kergestilagundatavat orgaanilist ainet sette näol rohkem, siis tõusis selle auna temperatuur kõrgemale ja mikroobikooslus sai rohkem kannatada. Sellest ka suurem temperatuurilangus ja aeglasem temperatuuri taastumine võrreldes 1:3 aunaga.

Nullkompostide temperatuur kõikus vähem ning mikroobne biomass püsis stabiilsem. 1:2 auna temperatuur oli kõrgem kui 1:3 auna temperatuur, kuna raskestilagundatavate ühendite, näiteks ligniini, suure osakaalu korral jääb kompostimisel temperatuur madalaks. Kulikowska katses ei tõusnud see üle 46°C [91], ka käesolevas katses jäi temperatuur samasse suurusjärku, sest nullkompostide maksimumtemperatuur oli pisut üle 40°C. Samas sõltub temperatuur mitmetest teguritest ning on katsespetsiifiline, näiteks Himaneni ja Hännineni kompost saavutas nii kõrge temperatuuri, et hakkas tekkima oht selle isesüttimiseks [92].

Teine põhjus, miks 1:2 aunades temperatuur kõrgemale tõusis, võib peituda kõrgemas niiskussisalduses. Liiga madal õhustatuse tase võib tõsta temperatuuri kõrgeks, kuna üleliigse soojuste eemaldamiseks on vaja tunduvalt rohkem õhku kui mikroobse aktiivsuse säilitamiseks [93]. Kuna termofiilne faas kestis küllaltki lühikest aega, temperatuuride stabiliseerumist ei toimunud ning keskmised temperatuurid jäid katse käigus mesofiilse ja termofiilse faasi vahepeale, võib arvata, et kummagi faasi mikroorganismidel ei õnnestunud domineerida ning kompost ei saavutanud tõenäoliselt küllaldast küpsusastet. Seda, miks saasteained temperatuuri katse alguses hüppeliselt tõstsid, oleks vaja veel edaspidi uurida.

Komposti kvaliteedi hindamisel on pH väga oluline faktor, kuna see mõjutab mulla füüsikalisi ja mikrobioloogilisi protsesse [11]. Katse alguses oli kompostiaunade pH pisut aluseline (7,17-7,35) ning hakkas edasi liikuma langevas joones, mis on kompostimisprotsessil tavapärane. Seda põhjustab kompostimise algfaasis toimuv kiire orgaaniliste ainete lagundamine, mistõttu orgaanilised happed akumulatsioonid, lisaks sellele kasutavad mikroorganismid oma elutegevuses ammooniumioone, mis samuti muudab pH happelisemaks [94]. Katse lõpuks oli kompostiaunade pH stabiliseerunud 6,2 juures. Taimede kasvuks on sobivaim pH vahemik 5-6, sest siis on toitained taimedele maksimaalselt kättesaadavad [95], samas valmiskomposti pH on kirjanduse andmetel vähemalt 7,5 [30]. Seega käesolevas katses pH stabiliseerumine ei näita lagundamisprotsessi lõppemist ning kompost ei ole valmis.

Katse tulemustest on näha, et kõige kiiremini stabiliseerus nullkompostide pH, saasteaineid sisaldavate kompostiaunade pH püsis pikemalt kõrgemal. Tõenäoliselt kompostile lisatud saasteained pärssisid mikroorganismidel orgaaniliste ainete lagundamist. Kuna 1:3 komposti pH langes kiiremini kui 1:2 komposti pH, siis võib järeldada, et suuremas saepuru koguses mõjutavad saasteained mikroorganisme vähem. Nullkompostide puhul langes 1:2 komposti pH kiiremini kui 1:3 komposti pH. See võib olla põhjustatud asjaolust, et mikroorganismidel on setet lihtsam lagundada kui saepuru, mistõttu väiksema saepuru proportsiooniga aunas toimus pisut kiirem lagunemine.

Komposti elektrijuhtivus on oluline parameeter, kuna see mõjutab taimede kasvu ning seemnete idanemist [11]. Protsessi lõpuks peaks see jääma alla 2,5 mS/cm, kõrgem võib kahjustada taimede võimet mullast vett omandada, kuna liigne soolasisaldus vähendab mulla ja taimejuurte vahelist osmootset rõhku [31]. Katse tulemustest on näha, et kõikide kompostiaunade elektrijuhtivused jäid allapoole taimedele ohtlikku piiri. Tulemustest selgub, et 1:2 aunadel tõusis näit kõrgemale kui 1:3 aunadel. Samas võib tegemist olla mõõtmisveaga, kuna teiste aunade elektrijuhtivus oli tunduvalt madalam ning teiste parameetrite osas nii suuri erinevusi ei olnud.

Elektrijuhtivuse tõusu põhjustavad orgaanilise aine lagunemisel vabanenud soolad ja ammooniumioonid [13], seega võib erinevuse põhjuseks olla 1:2 aunades olev suurem kergestilagundatava orgaanilise aine osakaal ja seega toitainete suurem hulk. Liiga kõrge elektrijuhtivus võib kompostis olevate mikroorganismide elutegevust pärssida [11]. Teisel nädalal elektrijuhtivus langes ning seda võis põhjustada ammooniumi lendumine [13] ning soolade sidumine ainevahetuslikesse ühenditesse.

Veerikaste jäätmete nagu reoveesette kompostimisel on kuivainesisalduse reguleerimine väga oluline. Sobiva niiskussisalduse leidmine on kompromiss, kus ühelt poolt on vaja piisavalt vett toitainete transpordiks ja mikroorganismidele liikumiseks, teiselt poolt on vaja õhku, et hoida aeroobset keskkonda [93]. Käesolevas katses püüti kuivainesisaldust hoida 30-40% juures (60-70% niiskussisaldus), lisades vajadusel vett. Lisaniisutamise vajadus võis olla põhjustatud tihedamast segamisest, millega püüti kompostimisprotsessi kiirendada [96], sest liigsel õhustamisel muutub kompost kuivaks, temperatuur langeb ning mikroobne aktiivsus võib väheneda [97]. Katse käigus muutusid 1:3 aunad kiiremini kuivaks ning neile tuli lisada rohkem vett kui 1:2 aunadele. Põhjus peitus tõenäoliselt suuremas saepuru proportsioonis, sest saepuru on väiksema niiskussisaldusega kui reoveesete. Sobiv niiskussisaldus aunkompostimisel on 40-60% vahel [30], seega käesolevas katses saavutati õige vahemik.

Kuivainesisalduse graafikul suuremaid kokkulangevusi ei leitud ning ei saa öelda, et saasteained oleksid niiskussisaldust oluliselt mõjutanud. Kuna mikroorganismidele on madal niiskussisaldus limiteerivam tegur kui ebasobiv temperatuur [98], siis on kompostimisprotsessi efektiivseks toimimiseks ja orgaanilise aine lagunemiseks väga oluline hoida konkreetsele jäätmeliigile sobivat kuivainesisaldust. Liang andmetel peaks kompostis olema minimaalselt olema 50% niiskust ning parimad lagundamistulemused saavutati 60-70% juures [98]. Makan *et al.* saavutas kõrgeima orgaanilise aine lagunemise 70-75% juures, veel kõrgema niiskussisalduse juures lagunemine juba vähenes [99]. Tuleb mainida, et viimase näite puhul oli tegemist reaktorkompostimisega.

4.1.2. Keemilised parameetrid

Komposti keemiliste parameetrite muutuste alusel saab teha järeldusi kompostimisprotsessi efektiivsuse ja komposti küpsuse kohta. Käesoleva katse tulemustest on näha, et orgaanilise aine vähenemine oli suhteliselt tagasihoidlik. Selle põhjuseks võib olla asjaolu, et tegemist oli metaankääritatud reoveesetega, kus võis juba alguses olla vähe kergestilagundatavaid orgaanilisi ühendeid ning kompostiaunad sisaldasid raskestilagundatavat tugiainet [91]. Lisaks võisid lisatud saasteained pärssida mikroorganismide lagundamisvõimet. Tulemusi vaadates on võimalik neid põhjusi kinnitada, sest 1:2 aunades toimus suurem orgaanilise aine lagundamine kui 1:3 aunades (sete on kergemini lagundatav kui saepuru), kusjuures 1:2 aunade puhul oli nullkompostis lagunemine suurem, kuid 1:3 aunades oli saasteainete mõju vähem märgatav.

Ponsa *et al.* kompostis reoveesetet koos hakkepuuduga ning tulemusena orgaaniline aine vähenes 10,55% (1:2 aunas) ja 15,5% (1:3 aunas) [100]. Hernandez *et al.* sarnases katses vähenes orgaaniline aine 8,45% (1:1 aunas) ja 15,3% (1:3 aunas) [101]. On näha, et käesoleva katse tulemused on neist mõnevõrra väiksemad ning vastupidiselt eelnimetatud katsetele, on käesolevas katses suurem lagunemine olnud 1:2 kompostiaunades. Selle erinevuse võis põhjustada 1:3 aunade madalam niiskustase, mis pärssis lagundamiseefektiivsust. Tulemuste erinevust mõjutas tõenäoliselt ka kompostiauna suurus, mis oli eelnimetatud katsete puhul tunduvalt suurem. Ponsa *et al.* kompostiaunad olid 1,5 m kõrged ja 30 m pikad [100], Hernandez *et al.* aunad olid mahuga 3 m³ [101].

Kuna ühegi mõõdetud parameetri (välja arvatud pH) puhul ei olnud stabiliseerumist märgata, siis võib väita, et 31 päevast ei piisa kompostimisprotsessi läbi viimiseks ning orgaanilise aine lõplikuks lagundamiseks. Samas ei olnudki komposti valmimine käeoleva töö peamine eesmärk.

C/N suhe oli katse alguses optimaalses vahemikus (1:20 ja 1:25). Kui süsinik ja lämmastik on õiges vahekorras, siis on enamasti ka teisi toitaineid õiges koguses [93]. Kompostimise käigus C/N suhe langeb, sest lämmastik seotakse mikroorganismidega, osa lendub ammoniaagina, süsinik on mikroorganismidele energiaallikas, seda kasutatakse rakkude ehitamisel [30] ning suur osa süsinikku lendub süsihappegaasina atmosfääri. Käesolevas katses langes C/N suhe kõikides kompostiaunades. Teistest märgatavalt väiksem oli muutus E2-s ning seda võisid põhjustada reoveesettes olevad madalmolekulaarsed rasvhapped, mis pärssivad mikroorganismide ainevahetust [97].

4.1.3. Mikrobioloogilised parameetrid

Komposti hingamisaktiivsus viitab aeroobsete mikroorganismide aktiivsele tegevusele ning selle abil saab hinnata kompostimisprotsessi kulgu ning komposti valmimist [100]. Kõrge hingamisaktiivsus viitab suurele mikroobsele aktiivsusele ning sellele, et neil on ligipääs kergestilagundatavale materjalile, mida energiaallikana kasutada [102]. Nikaeen *et al.* katses oli hingamisaktiivsus alguses madal, sest mikroorganismid alles kohanesid, seejärel hakkas hingamisaktiivsus tõusma [103]. Sama tulemus oli ka käesoleva töö nullkompostide puhul ning Ponsa *et al.* katses [100]. Hingamisaktiivsuse tõus oli põhjustatud kergestilagundatavate ühendite kättesaadavusest ning oli seetõttu suurema sette osakaaluga 1:2 kompostiaunas

kõrgem kui 1:3 aunas. Kui kergesti kättesaadavad ühendid on lagundatud, siis hingamisaktiivsus langeb [11], mida oli nullkompostide puhul märgata.

Saasteaineid sisaldavate kompostiaunade hingamisaktiivsus oli hüplikum, eriti 1:2 aunades. Sellest võib järeldada, et 1:3 aunades oli suurema saepuru proportsiooni tõttu suurem poorsus, mistõttu oli seal mikroorganismidele sobivam gaasivahetusrežiim kui 1:2 aunades.

Mikroobse biomassi kiire suurenemisega kaasneb kiirem ja ulatuslikum biolagunemine [14]. Katse tulemustest on näha, et nullkompostides oli mikroobse biomassi muutus minimaalne, kusjuures 1:2 aunas oli biomass suurem. Saasteainetega kompostiaunade biomassi näitaja oli sarnaselt hingamisaktiivsusele nullkompostidest hüplikum ning 1:3 kompostiauna mikroobne biomass oli kõrgem kui 1:2 auna biomass. Põhjuseks tõenäoliselt eelpool mainitud gaasivahetusrežiimi erinevus.

Mikroorganismide lagundamisvõimet võis lisaks saasteinetele pärssida ka komposti liiga kõrge elektrijuhtivus [11] ning seda oli käesoleva töö tulemustest märgata. Saasteaineid sisaldavate kompostiaunade mikroobne biomass oli elektrijuhtivusega tugevas negatiivses seoses, mis tähendab seda, et elektrijuhtivuse tõustes mikroobne biomass vähenes. Nende parameetrite vahelised lineaarsed korrelatsioonikordajad olid E1, E2 puhul -0,86 ning E4, E5 puhul -0,96. Nullkompostide puhul nii tugevat seost ei olnud, seega võib arvata, et saasteainete poolt nõrgestatud mikroorganismid olid kõrgele elektrijuhtivusele tundlikumad.

Kirjanduse andmetel toimub kõige aktiivsem mikroorganismide elutegevus 2-4. nädalal ja sealt edasi mikroobne aktiivsus stabiliseerub madalal tasemel [98]. Käesolevas katses võis mikroobse biomassi stabiliseerumist täheldada vaid 1:2 kompostiaunade puhul, 1:3 nullkomposti biomass liikus katse lõpus tõusvalt ning saasteainetega komposti biomass langevalt. Hingamisaktiivsus ei stabiliseerunud ühegi kompostiauna puhul, seega mikroorganismid olid katse lõppedes endiselt aktiivsed.

Seente ja bakterite suhe on laialt kasutatav mõõdik, hindamaks keskkonnamõjusid mulla mikroobikooslusele [104]. Seened vajavad vähem toitaineid kui bakterid ning seetõttu olukorras, kus süsinikku on piisavalt, kuid lämmastikku mitte, domineeriva seened, vastupidises olukorras domineerivad bakterid [105]. Käesolevas katses olid katse alguses ülekaalus bakterid, mis näitab, et toitaineid oli piisavalt. Sellele viitas ka optimaalses vahemikus olev C/N suhe. Bakterikoosluse häirimisel antibakteriaalsete ainetega hakkab seenekooslus vähenenud konkurentsi tingimustes suurenema [106]. Tulemustest on näha, et

esimese nädala lõpuks oli seente osakaal suurem kui bakterite osakaal. Kuna nullkompostide ja saasteaineid sisaldavate kompostiaunade näitajad olid peaaegu võrdsed, siis ei olnud see tõenäoliselt põhjustatud mitte bakterite häirimisest, vaid teistest teguritest, näiteks temperatuurist. Seente osakaal oli suurem 1:2 aunades ning seal oli ka kõrgem temperatuur kui 1:3 aunades. Katse lõpuks olid kompostiaunad mesofiilses temperatuurivahemikus ning bakterite osakaal oli taaskord suurem. Kõrge temperatuuri tõttu hukkunud mikroorganismid vabastavad palju proteiine ning seetõttu suureneb seda lagundavate bakterite hulk [107].

Katse tulemustest on näha, et kuigi alguses ja lõpus oli bakterite osakaal suurem, ei ole märgata ülekaalukat domineerimist seente üle ning saasteinetega kompostiaunades on bakterite osakaal katse lõpuks pisut suurem kui nullkompostides. Selle põhjuseks võis olla saasteainete lahjendamiseks kasutatud etanool, mis võis mikroorganismidele olla kas stressoriks või substraadiks, põhjustades sellega esialgse mikroobikoosluse muutumist [108], lisaks võib etanool olla bakteritele toksilisem kui seentele, mõjutades seega seente ja bakterite suhet [72]. Kuna mikroorganismidel on kompostimisprotsessis võtmeroll, siis võib ka väikseim muutus mikroobikoosluses mõjutada komposti kvaliteeti ning selle stabiliseerumist [109].

Toetudes katse tulemustele, võib teha järgmised **järeldused**:

1. Kontrollitavad muutujad (C/N suhe, kuivainesisaldus, ruumi temperatuur) püsisid katse jooksul planeeritud vahemikus.
2. Kompostiaunade sisetemperatuur jõudis termofiilsesse faasi ($t^{\circ} > 40^{\circ}\text{C}$).
3. Kompostiaunadesse lisatud saasteained muutsid kompostimisprotsessi ebastabiilsemaks, mistõttu vaadeldavad parameetrid kõikusid tunduvalt suurema amplituudiga kui nullkompostidel.
4. Suurem saepuru proportsioon vähendas parameetrite kõikumist ning parandas gaasivahetusrežiimi.
5. Nullkompostides olid mikroobse biomassi ja hingamisaktiivsuse näitajad kõrgemad 1:2 proportsiooniga aunades.
6. Lisatud saasteained ei olnud mikroorganismidele püsivalt kahjulikud, tekitades ainult ajutist stressi, mistõttu hakkasid mikroobse biomassi ja hingamisaktiivsuse näitajad esimese nädala lõpuks kiiresti suurenema.

7. Saasteaineid sisaldavates kompostiaunades olid mikroorganismid kõrgest elektrijuhtivusest rohkem mõjutatud, mikroobne biomass ja elektrijuhtivus olid tugevas negatiivses seoses.
8. Lisatud saasteainete mõju seente ja bakterite biomassi suhtele ei olnud märgatav.
9. Orgaanilise aine vähenemine oli suurem 1:2 kompostiaunades.
10. Orgaanilise aine lõplikuks lagundamiseks oli 31-päevane katseperiood liiga lühike.

4.2. Soovitused ja ettepanekud

Kuigi 31-päevane katseperiood oli orgaanilise aine lagunemiseks ning komposti valmimiseks liiga lühike, oli see siiski piisav, et teha järeldusi saasteainete mõjust kompostimisprotsessile ja komposti mikroobikooslusele. Sellest tulenevalt võiks edaspidiste katsete läbi viimisel arvestada järgmiste soovituste ja ettepanekutega:

1. Viia katse läbi pikema ajaperioodi jooksul, et saada kinnitust erineva saepuru proportsiooni ja saasteainete mõjust kompostimisprotsessile ning mikroobikooslusele.
2. Uurida 1:2 ja 1:3 vahepealseid proportsioone, et leida efektiivseim sette/tugiaine vahekord kompostimiseks.
3. Katsetada erinevaid lahusteid, millega saasteaineid kompostiaunadesse viia ning leida nende mõju kompostimisprotsessile ning mikroobikooslusele.

KOKKUVÕTE

Käesoleva magistritöö eesmärgiks oli välja selgitada, milline on sobivaim reoveesette ja tugiaine vahekord kompostimisprotsessile ja mikroobikooslusele. Lisaks uuriti, kuidas mõjutab saasteainete sisaldus reoveesette kompostimisel mikroobikoosluse aktiivsust ning kompostimisprotsessi kulgu. Katse viidi läbi Tallinna Tehnikaülikooli Tartu Kolledži mullabioloogia laboris vahemikus 20.03.2016-19.04.2016.

Kompostiaunad valmistati kahes korduses, lisaks valmistati nullkompostid, kuhu ravimite lahuseid ei lisatud. Kokku valmistati kuus kompostiauna. Sete segati tugiainega vahekorras 1:2 ja 1:3 mahu järgi. Kompostimise materjalidena kasutati metaankääritatud ja tsentrifuugitud reoveesetet ning haava saepuru. Saasteainetena kasutati diklofenaki, karbamasepiini, metformiini ja triklosaani, mida lisati 2 mg ühe kilogrammi kuivaine kohta.

Katse käigus selgus, et orgaanilise aine lagundamine oli suurem 1:2 proportsiooniga kompostiaunades (nullkompostide puhul oli vahe kahekordne), kuid 1:3 saepuru proportsioon vähendas parameetrite kõikumist, muutis kompostimisprotsessi stabiilsemaks ning lahjendas saasteainete pärssivat mõju mikroorganismidele. Seega said kinnitust hüpoteesid, mis väitsid, et suurem saepuru proportsioon võib pärssida orgaanilise aine lagundamist ning erineva saepuru proportsiooniga kompostiaunad käituvad kompostimisprotsessis erinevalt.

Osaliselt sai kinnitust hüpotees, mis väitis, et saasteained võivad vähendada orgaanilise aine lagundamist ning kompostimisprotsessi stabiilsust. Katse käigus selgus, et saasteained tõepoolest muudavad kompostimisprotsessi ebastabiilsemaks. Kuna saasteained vähendasid nähtavalt orgaanilise aine lagundamist 1:2 proportsiooniga kompostiaunades kuid 1:3 kompostiaunades märkimisväärset erinevust ei olnud, siis ei saa veel väita, et saasteained orgaanilise aine lagundamist pärsiksid.

Muuhulgas selgus, et uurimisalune periood jäi liiga lühikeseks, et teha lõplikke järeldusi selle kohta, millist saepuru proportsiooni eelistama peaks. Katse lõpuks olid kõikide kompostiaunade parameetrid jõudnud peaaegu samale tasemele ja ei olnud võimalik väita, et üks või teine oleks parem. Sellest tulenevalt peaks edaspidiseid katseid läbi viima pikema ajaperioodi vältel ning uurima ka 1:2 ja 1:3 vahepeal olevaid proportsioone. Lisaks võiks katsetada erinevaid lahuseid, millega ravimeid kompostiaunadesse viia ning leida nende mõju kompostimisprotsessile.

SUMMARY

Composting sewage sludge with two proportions of sawdust at the presence of pharmaceutical residue and in a controlled environment

The aim of this Master's thesis was to determine the appropriate ratio of sewage sludge and bulking agent for the composting process and microbial community. In addition, it was examined how the content of pollutants affected the activity of the microbial community and the progress of the composting process. The experiment was carried out in the soil biology laboratory of Tallinn University of Technology (Tartu College) between 20/03/2016–19/04/2016.

Compost piles were prepared in two sets and additional control-composts were prepared, where pollutants were not added. A total of six compost piles were prepared. The sludge was mixed with bulking agent in a ratio of 1:2 and 1:3 by volume. Methane fermented and centrifuged sewage sludge and sawdust were used as compost materials. The included pollutants were diclofenac, carbamazepine, metformin and triclosan. The concentration of each pollutant were 2 mg/kg (dry matter) in a solvent of ethanol.

The results indicated that the decomposition of organic matter was greater in the compost piles with a 1:2 ratio (the difference was twofold in the case of control-composts), however, the 1:3 sawdust ratio decreased the fluctuation of parameters, stabilized the composting process and weakened the inhibiting effect of pollutants on microorganisms. Therefore, the hypotheses claiming that larger proportion of sawdust may inhibit the decomposition of organic matter and compost piles with different proportions of sawdust act differently during the composting process were confirmed.

The hypothesis claiming that pollutants may reduce the decomposition of organic matter and the stability of the composting process were also partly confirmed. The results showed that pollutants made the composting process less stable. Since the pollutants noticeably affected the decomposition of organic matter in compost piles with a 1:2 ratio and there was no considerable variation in the compost piles with a 1:3 ratio, it cannot be claimed that pollutants inhibited the decomposition of organic matter.

Among others, it was shown that the period of the experiment was too short to make finitive conclusions as to which proportion of sawdust should be preferred. By the end of the

experiment, the parameters of all compost piles had reached nearly the same level and claiming that one or the other was better is not possible. Therefore, further experiments should be carried out during a longer time period and proportions between 1:2 and 1:3 should also be studied. Additionally, various solvents with which pollutants could be inserted into the compost piles could be studied further and their impact on the compost process could be determined, especially on the microbial composition.

TÄNUSÕNAD

Kniks ja kummardus kõigile, kes töö valmimisele nõu ja jõuga kaasa aitasid. Aitäh!

KASUTATUD KIRJANDUS

1. **FAO.** 2015. Status of the World's Soil Resources Main report. pp.650
2. **Mollazadeh, N.** 2015. Composting: a new method for reduction of solid waste and wastewater. First National Conference on Agriculture & Environment Sciences
3. **Cesaro, A., Belgiorno, V., Guida, M.** 2015. Compost from organic solid waste: Quality assessment and European regulations for its sustainable use. Resources, Conservation and Recycling. Vol.94. pp.72-79
4. **Lu, Y., Wu, X., Guo, J.** 2009. Characteristics of municipal solid waste and sewage sludge co-composting. Waste Management. Vol.29. pp.1152–1157
5. **OÜ aqua consult baltic.** 2015. Regionaalsete reoveesette käitlemise lahenduste väljatöötamine ja jäätmete lakkamise kriteeriumite väljatöötamine reoveesette kohta. Regionaalsete reoveesette käitlemise lahenduste väljatöötamine I osa aruanne. pp.79
6. **Keskkonnaministri määrus.** 2002. Reoveesette põllumajanduses, haljastuses ja rekultiveerimisel kasutamise nõuded. RT I, 19.12.2015, 8
7. **Bunemann, E.K., Schwenke, G.D., Zwieten, L.** 2006. Impact of agricultural inputs on soil organisms—a review. Australian Journal of Soil Research. Vol.44. pp. 379–406
8. **Euroopa Liidu Nõukogu.** 1999. Nõukogu direktiiv 1999/31/EÜ, prügilate kohta
9. **Euroopa Liidu Nõukogu.** 1986. Nõukogu direktiiv 86/278/EMÜ, keskkonna ja eelkõige pinnase kaitsmise kohta reoveesetet kasutamisel põllumajanduses
10. **Alvarenga, P., Mourinha, C., Farto, M., Santos, T., Palma, P., Sengo, J., Morais, M.-C., Cunha-Queda, C.** 2015. Sewage sludge, compost and other representative organic wastes as agricultural soil amendments: Benefits versus limiting factors. Waste Management. Vol.40. pp.44-52
11. **Banegas, V., Moreno, J.L., Moreno, J.I., Garcia, C., Leon, G., Hernandez, T.** 2007. Composting anaerobic and aerobic sewage sludges using two proportions of sawdust. Waste Management. Vol.27. pp. 1317–1327
12. **Butkovskyi, A., Ni, G., Hernandez Leal, L., Rijnaarts, H.H.M., Zeeman, G.** 2016. Mitigation of micropollutants for black water application in agriculture via composting of anaerobic sludge. Journal of Hazardous Materials. Vol.303. pp.41-47

13. **Yang, L., Zhang, S., Chen, Z., Wen, Q., Wang, Y.** 2016. Maturity and security assessment of pilot-scale aerobic co-composting of penicillin fermentation dregs (PFDs) with sewage sludge. *Bioresource Technology*. Vol.204. pp.185–191
14. **Zhang, L., Sun, X.** 2016. Influence of bulking agents on physical, chemical, and microbiological properties during the two-stage composting of green waste. *Waste Management*. Vol.48. pp.115–126
15. **Khan, K., Lu, Y., Khan, H., Ishtiaq, M., Khan, S., Waqas, M., Wei, L., Wang, T.** 2013. Heavy metals in agricultural soils and crops and their health risks in Swat District, northern Pakistan. *Food and Chemical Toxicology*. Vol.58. pp.449–458
16. **Zhao, H., Xia, B., Fan, C., Zhao, P., Shen, S.** 2012. Human health risk from soil heavy metal contamination under different land uses near Dabaoshan Mine, Southern China. *Science of the Total Environment*. Vol.417-418. pp.45–54
17. **Khan, M.U., Malik, R.N., Muhammad, S.** 2013. Human health risk from Heavy metal via food crops consumption with wastewater irrigation practices in Pakistan. *Chemosphere*. Vol.93. pp.2230–2238
18. **Gottschall, N., Topp, E., Edwards, M., Payne, M., Kleywegt, S., Russell, P., Lapen, D.R.** 2013. Hormones, sterols, and fecal indicator bacteria in groundwater, soil, and subsurface drainage following a high single application of municipal biosolids to a field. *Chemosphere*. Vol.91. pp.275-286
19. **Joo, S.H., Monaco, F.D., Antmann, E., Chorath, P.** 2015. Sustainable approaches for minimizing biosolids production and maximizing reuse options in sludge management: A review. *Journal of Environmental Management*. Vol.158. pp.133-145
20. **Euroopa Komisjon.** 2014. ELi jaoks kriitilise tähtsusega toorainete nimekirja läbivaatamine ja tooraineid käsitleva algatuse rakendamine. Brüssel
21. **Hukari, S., Hermann, L., Nättorp, A.** 2016. From wastewater to fertilisers — Technical overview and critical review of European legislation governing phosphorus recycling. Vol.542. pp.1127-1135
22. **Eurostat.** 2015. Sewage sludge production and disposal from urban wastewater <http://ec.europa.eu/eurostat/tgm/table.do?tab=table&init=1&language=en&pcode=ten00030&plugin=1> (22.04.2016)

23. **Wolna-Maruwka, A., Dach, J., Sawicka, A.** 2009. Effect of temperature on the number of selected microorganism groups and enzymatic activity of sewage sludge composted with different additions in cybernetic bioreactors. *Agronomy Research*. Vol.7(2). pp.875-890
24. **Chen, Y.** 2012. Sewage Sludge Aerobic Composting Technology Research Progress. 2012 AASRI Conference on Computational Intelligence and Bioinformatics. Vol.1. pp.339 – 343
25. **Insam, H., de Bertoldi, M.** 2007. Microbiology of the Composting Process. Waste Management Series. Vol.8. pp.25-48
26. **Nazih, K.S., Wang, L.K.** 2007. Biosolids Composting. Handbook of Environmental Engineering, Biosolids Treatment Processes. Vol.6. pp.654-687
27. **Keskkonnaministeerium.** 2005. Projekt 617539. Biolagunevate jäätmete käitlemine II-etapp
28. **Iqbal, M.K., Shafiq, T., Ahmed, K.** 2010. Characterization of bulking agents and its effects on physical properties of compost. *Bioresource Technology*. Vol.101. pp.1913-1919
29. **Uçaroglu, S., Alkan, U.** 2016. Composting of wastewater treatment sludge with different bulking agents. *Journal of the Air & Waste Management Association*. Vol.66(3). pp.288–295
30. **Sweeten, J.M., Auvermann, B.W.** 2008. E-479 Composting Manure and Sludge. AgriLife Extension Texas A&M System. pp.1-7
31. **Himanen, M., Hänninen, K.** 2011. Composting of bio-waste, aerobic and anaerobic sludges – Effect of feedstock on the process and quality of compost. *Bioresource Technology*. Vol.102. pp.2842–2852
32. **Trémier, A., Teglia, C., Barrington, S.** 2009. Effect of initial physical characteristics on sludge compost performance. *Bioresource Technology*. Vol.100. pp.3751–3758
33. **Malińska, K., Zabochnicka-Swiątek, M.** 2013. Selection of bulking agents for composting of sewage sludge. *Environment Protection Engineering*. Vol.39(2). pp.91-103
34. **Huet, J., Druilhe, C., Trémier, A., Benoist, J.C., Debenest, G.** 2012. The impact of compaction, moisture content, particle size and type of bulking agent on initial physical properties of sludge-bulking agent mixtures before composting. *Bioresource Technology*. Vol.114. pp. 428–436

35. **Szejniuk, B., Wasilewski, P., Budzinska, K., Galezewska, B., Kubisz, L.** 2009. Effect of compost from sewage sludge on plant development. *Sewages and waste materials in environment*. Vol.4. pp.119-128
36. **Rebollido, R., Martínez, J., Aguilera, Y., Melchor, K., Koerner, I., Stegmann, R.** 2008. Microbial populations during composting process of organic fraction of municipal solid waste. *Applied ecology and environmental research*. Vol.6(3). pp.61-67
37. **Mattana, S., Petrovicová, B., Landi, L., Gelsomino, A., Cortés, P., Ortiz, O., Renella, G.** 2014. Sewage sludge processing determines its impact on soil microbial community structure and function. *Applied Soil Ecology*. Vol.75. pp.150–161
38. **Sadef, Y., Poulsen, T. G., Bester, K.** 2015. Impact of compost process conditions on organic micro pollutant degradation during full scale composting. *Waste Management*. Vol.40. pp.31-37
39. **Verlicchi, P., Zambello, E.** 2015. Pharmaceuticals and personal care products in untreated and treated sewage sludge: Occurrence and environmental risk in the case of application on soil — A critical review. *Science of the Total Environment*. Vol.538. pp.750–767
40. **Winker, M., Clemens, J., Reich, M., Gulyas, H., Otterpohl, R.** 2010. Ryegrass uptake of carbamazepine and ibuprofen applied by urine fertilization. *Science of the Total Environment*. Vol.408. pp.1902–1908
41. **Wu, X., Dodgen, L.K., Conkle, J.L., Gan, J.** 2015. Plant uptake of pharmaceutical and personal care products from recycled water and biosolids: a review. *Science of the Total Environment*. Vol.536. pp.655–666
42. **Zhang, Y., Geißen, S-U., Gal, C.** 2008. Carbamazepine and diclofenac: Removal in wastewater treatment plants and occurrence in water bodies. *Chemosphere*. Vol.73. pp.1151–1161
43. **Butkovskiy, A., Hernandez Leal, L., Rijnaarts, H.H.M., Zeeman, G.** 2015. Fate of pharmaceuticals in full-scale source separated sanitation system. *Water Research*. Vol.85. pp.384-392
44. **Malmborg, J., Magner, J.** 2015. Pharmaceutical residues in sewage sludge: Effect of sanitization and anaerobic digestion. *Journal of Environmental Management*. Vol.153. pp.1-10

45. **Eggen, T., Lillo, C.** 2012. Antidiabetic II Drug Metformin in Plants: Uptake and Translocation to Edible Parts of Cereals, Oily Seeds, Beans, Tomato, Squash, Carrots, and Potatoes. *Journal of agricultural and food chemistry*. Vol.60. pp.6929–6935
46. **Ravimiamet.** 2015. Ravimiameti statistika aastaraamat..
47. **Fent, K., Weston, A.A., Caminada, D.** 2006. Ecotoxicology of human pharmaceuticals. *Aquatic Toxicology*. Vol.76. pp.122–159
48. **Ravijuhendite nõukoda.** 2008. Eesti 2. tüüpi diabeedi juhend
49. **Vieno, N., Sillanpää, M.** 2014. Fate of diclofenac in municipal wastewater treatment plant — A review. *Environment International*. Vol.69. pp.28–39
50. **Langenhoff, A., Inderfurth, N., Veuskens, T., Schraa, G., Blokland, M., Kujawa-Roeleveld, K., Rijnaarts, H.** 2013. Microbial Removal of the Pharmaceutical Compounds Ibuprofen and Diclofenac from Wastewater. *BioMed Research International*. Vol.2013. pp.1-9
51. **Semblante, G.U., Hai, F.I., Huang, X., Ball, A.S., Price, W.E., Nghiem, L.D.** 2015. Trace organic contaminants in biosolids: Impact of conventional wastewater and sludge processing technologies and emerging alternatives. *Journal of Hazardous Materials*. Vol.300. pp.1–17
52. **Gielen, G.J.H.P.** 2007. The fate and effects of sewage-derived pharmaceuticals in soil. A thesis submitted in partial fulfilment of the requirements for the Degree of Doctor of Philosophy at the University of Canterbury.
53. **Butler, E., Whelan, M.J., Sakrabani, R., Egmond, R.** 2012. Fate of triclosan in field soils receiving sewage sludge. *Environmental Pollution*. Vol.167. pp.101-109
54. **Lee, D.G., Zhao, F., Rezenom, J.H., Russell, D.H., Chu, K-H.** 2012. Biodegradation of triclosan by a wastewater microorganism. *Water research*. Vol.46. pp.4226-4234
55. **Euroopa Liidu Komisjon.** Triclosan and Antibiotics resistance. Health an Food Safety.
http://ec.europa.eu/health/scientific_committees/opinions_layman/triclosan/en/index.htm#2
 (22.04.2016)

56. **Clarke, B.O., Smith, S.R.** 2011. Review of ‘emerging’ organic contaminants in biosolids and assessment of international research priorities for the agricultural use of biosolids. *Environment International*. Vol.37. pp.226–247
57. **Chen, X., Nielsen, J.L., Furgal, K., Liu, Y., Lolas, I.B., Bester, K.** 2011. Biodegradation of triclosan and formation of methyl-triclosan in activated sludge under aerobic conditions. *Chemosphere*. Vol.84. pp.452–456
58. **García-Santiago, X., Franco-Uría, A., Omil, F., Lema, J.M.** 2016. Risk assessment of persistent pharmaceuticals in biosolids: Dealing with uncertainty. *Journal of Hazardous Materials*. Vol.302. pp.72–81
59. **Põder, T.** 2015. Keskkonnariski hindamine. Hindamiskäik ja ühildamine keskkonnamõju hindamisega. Keskkonnaministeerium
60. **Sabourin, L., Duenk, P., Bonte-Gelok, S., Payne, M., Lapen, D. R., Topp, E.** 2012. Uptake of pharmaceuticals, hormones and parabens into vegetables grown in soil fertilized with municipal biosolids. *Science of the Total Environment*. Vol.431. pp.233–236
61. **Hosseini Koupaie, E., Eskicioglu, C.** 2015. Health risk assessment of heavy metals through the consumption of food crops fertilized by biosolids: A probabilistic-based analysis. *Journal of Hazardous Materials*. Vol.300. pp.855–865
62. **Semple, K.T., Reid, B.J., Fermor, T.R.** 2001. Impact of composting strategies on the treatment of soils contaminated with organic pollutants. Vol.112. pp.269-283
63. **Macdonald, C.A., Clark, I.M., Zhao, F-J., Hirsch, P.R., Singh, B.K., McGrath, S.P.** 2011. Long-term impacts of zinc and copper enriched sewage sludge additions on bacterial, archaeal and fungal communities in arable and grassland soils. *Soil Biology & Biochemistry*. Vol.43. pp.932-941
64. **Ying, G-G., Su, H-C., Stauber, J.J., Binet, M.T.** 2008. Growth-inhibiting effects of twelve antibacterial agents and their mixtures on the freshwater microalga *pseudokirchneriella subcapitata*. *Environmental toxicology and chemistry*. Vol.27(5). pp.1201–1208
65. **Kinney, C., Furlong, E., Kolpin, D., Burkhardt, M., Zaugg, S.** 2008. Bioaccumulation of Pharmaceuticals and Other Anthropogenic Waste Indicators in Earthworms from Agricultural Soil Amended With Biosolid or Swine Manure. *Environmental Science & Technology*. Vol.42(6). pp.1863-1870

66. **Bondarczuk, K., Markowicz, A., Piotrowska-Seget, Z.** 2016. The urgent need for risk assessment on the antibiotic resistance spread via sewage sludge land application. *Environment International*. Vol.87. pp.49-55
67. **Kim, S., Aga, D.S.** 2007. Potential ecological and human health impacts of antibiotics and antibiotic-resistant bacteria from wastewater treatment plants. *Journal of Toxicology and Environmental Health*. Vol.10(8). pp.559-573
68. **Chen, Q., An, X., Li, H., Su, J., Ma, Y., Zhu, Y-G.** 2016. Long-term field application of sewage sludge increases the abundance of antibiotic resistance genes in soil. *Environment International*. Vol.92.93. pp.1-10
69. **Coors, A., Edwards, M., Lorenz, P., Römbke, J., Schmelz, R.M., Topp, E., Waszak, K., Wilkes, G., Lapen, D.R.** 2016. Biosolids applied to agricultural land: Influence on structural and functional endpoints of soil fauna on a short- and long-term scale. *Science of the Total Environment*. Vol.562. pp.312–326
70. **Vafa, H.J., Raiesi, F., Hosseinpour, A.** 2016. Sewage sludge application strongly modifies earthworm impact on microbial and biochemical attributes in a semi-arid calcareous soil from Iran. *Applied Soil Ecology*. Vol.100. pp.45–56
71. **Kızılkaya, R., Hepsen, S.** 2004. Effect of biosolid amendment on enzyme activities in earthworm (*Lumbricus terrestris*) casts. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*. Vol.167. pp.202-208
72. **Butler, E., Whelan, M.J., Ritz, K., Sakrabani, R., Egmond, R.** 2012. The effect of triclosan on microbial community structure in three soils. *Chemosphere*. Vol.89. pp.1-9
73. **Carr, D.L., Morse, A.N., Zak, J.C., Anderson, T.A.** 2011. Microbially mediated degradation of common pharmaceuticals and personal care products in soil under aerobic and reduced oxygen conditions. *Water, Air, and Soil Pollution*. Vol.216. pp. 633–642
74. **O'Connor, G.A., Chinault, S.L.** 2006. Environmental Impacts of Land Applying Biosolids. *Florida water resources journal*. pp.50-54
75. **Singh, R.P., Agrawal, M.** 2008. Potential benefits and risks of land application of sewage sludge. *Waste Management*. Vol.28. pp.347–358
76. **Xue, D., Huang, X.** 2013. The impact of sewage sludge compost on tree peony growth and soil microbiological, and biochemical properties. *Chemosphere*. Vol.93. pp.583–589

77. **Latare, A.M., Kumar, O., Singh, S. K., Gupta, A.** 2014. Direct and residual effect of sewage sludge on yield, heavy metals content and soil fertility under rice–wheat system. *Ecological Engineering*. Vol.69. pp.17–24
78. **Corrêa Martins, M.N., de Souza, V.V., da Silva Souza, T.** 2016. Genotoxic and mutagenic effects of sewage sludge on higher plants. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. Vol.124. pp.489–496
79. **Rogers, M., Smith, S.R.** 2007. Ecological impact of application of wastewater biosolids to agricultural soil. *Water and Environment Journal*. Vol.21. pp.34–40
80. **Martín, J., Camacho-Muñoz, D., Santos, J.L., Aparicio, I., Alonso, E.** 2012. Distribution and temporal evolution of pharmaceutically active compounds alongside sewage sludge treatment. Risk assessment of sludge application onto soils. *Journal of Environmental Management*. Vol.102. pp.18-25
81. **Lundholm, C.E.** 1997. DDE-induced eggshell thinning in birds: effects of p,p'-DDE on the calcium and prostaglandin metabolism of the eggshell gland. *Comparative biochemistry and physiology*. Vol.118(2). pp.113-128
82. **Santos, L.H.M.L.M., Araújo, A.N., Fachini, A., Pena, A., Delerue-Matos, C., Montenegro, M.C.B.S.M.** 2010. Ecotoxicological aspects related to the presence of pharmaceuticals in the aquatic environment. *Journal of Hazardous Materials*. Vol.175. pp.45-95
83. **Matsujeva, I.** 2012. Põlevkivituha mõju reoveesette komposteerimisele. Magistritöö. Tartu. pp.53
84. **Mihkelson, J.** 2014. Termostateeritud reoveesette komposteerimisprotsess kontrollitud tingimustes. Bakalaureusetöö. Tartu. pp.32
85. **Vettik, A.** 2012. Antibiootikumide esinemise mõju mikroobikooslusele kompostitavas materjalis. Bakalaureusetöö. Tartu. pp.30
86. **Reuschenbach, P., Pagga, U., Strotmann, U.** 2003. A critical comparison of respirometric biodegradation tests based on OECD 301 and related test methods. *Water Research*. Vol.37. pp.1571–1582
87. **O'Malley, L.P.** 2006. Evaluation and modification of the oecd 301f respirometry biodegradation test method with regard to test substance concentration and inoculum. *Water, Air, and Soil Pollution*. Vol.177. pp.251–265

- 88. Platen, H., Witz, A.** 1999. Application of analysis no 1: Measurement of the respiration activity of soils using the OxiTop® Control measuring system. Basic principles and process characteristic quantities. pp.1-14. Wissenschaftlich-Technische Werkstätten GmbH & Co. Germany
- 89. Schinner, F., Öhlinger, R., Kandeler, E. Margesin, R.** 1996. Soil Respiration by titration. Methods in soil biology. Springer-Verlag, Berlin
- 90. Lin, Q., Brookes, P.C.** 1999. Comparison of substrate induced respiration, selective inhibition and biovolume measurements of microbial biomass and its community structure in unamended, ryegrass-amended, fumigated and pesticide-treated soils. Soil Biology and Biochemistry. Vol.31. pp.1999-2014
- 91. Kulikowska, D.** 2016. Kinetics of organic matter removal and humification progress during sewage sludge composting. Waste Management. Vol.49. pp.196-203
- 92. Himanen, M., Hänninen, K.** 2009. Effect of commercial mineral-based additives on composting and compost quality. Waste Management. Vol.29. pp.2265-2273
- 93. Kulikowska, D., Gusiatin, Z.M.** 2015. Sewage sludge composting in a two-stage system: Carbon and nitrogen transformations and potential ecological risk assessment. Waste Management. Vol.38. pp.312-320
- 94. Nakasaki, K., Tran, L.T.H., Idemoto, Y., Abe, M., Rollon, A.P.** 2009. Comparison of organic matter degradation and microbial community during thermophilic composting of two different types of anaerobic sludge. Bioresource Technology. Vol.100. pp.676-682
- 95. Johnston, A.E.** 2003. Soil acidity–resilience and thresholds. In: Schjonning, P., Elmholt, S., Christensen, B.T. (Eds.), Managing Soil Quality: Challenges in Modern Agriculture. CABI Publishing. pp.35-46
- 96. Sundberg, C., Jonsson, H.** 2008. Higher pH and faster decomposition in biowaste composting by increased aeration. Waste Management. Vol.28. pp.518-526
- 97. Margesin, M., Cimadam, J., Schinner, F.** 2006. Biological activity during composting of sewage sludge at low temperatures. International Biodeterioration & Biodegradation. Vol.57. pp.88-92
- 98. Liang, C., Das, K.C., McClendon, R.W.** 2003. The influence of temperature and moisture contents regimes on the aerobic microbial activity of a biosolids composting blend. Bioresource Technology. Vol.86. pp.131-137

- 99. Makan, A., Assobhei, O., Mountadar, M.** 2013. Effect of initial moisture content on the in-vessel composting under air pressure of organic fraction of municipal solid waste in Morocco. *Iranian Journal of Environmental Health Science & Engineering*. Vol.10(1). pp.3-10
- 100. Ponsa, S., Pagans, E., Sanchez, A.** 2009. Composting of dewatered wastewater sludge with various ratios of pruning waste used as a bulking agent and monitored by respirometer. *Biosystems Engineering*. Vol.102. pp.433–443
- 101. Hernandez, T., Masciandaro, G., Moreno, J.I., Garcia, C.** 2006. Changes in organic matter composition during composting of two digested sewage sludges. *Waste Management*. Vol.26. pp.1370–1376
- 102. Ayuso, M., Hernandez, T., Garcia, C., Pascual, J.A.** 1996. Evolution of urban wastes for agricultural use. *Soil Science and Plant Nutrition*. Vol.42. pp.105–111
- 103. Nikaeen, M., Nafez, A.H., Bina, B., Nabavi, B.F., Hassanzadeh, A.** 2015. Respiration and enzymatic activities as indicators of stabilization of sewage sludge composting. *Waste Management*. Vol.39. pp.104-110
- 104. Strickland, M.S., Rousk, J.** 2010. Considering fungal:bacterial dominance in soils. Methods, controls, and ecosystem implications. *Soil Biology & Biochemistry*. Vol.42. pp.1385-1395
- 105. Carney, K.M., Hungate, B.A., Drake, B.G., Megonigal, J.P.** 2007. Altered soil microbial community at elevated CO₂ leads to loss of soil carbon. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. Vol.104. pp.4990-4995
- 106. Rousk, J., Aldén Demoling, L., Bahr, A., Bååth, E.** 2008. Examining the fungal and bacterial niche overlap using selective inhibitors in soil. *FEMS Microbiology Ecology*. Vol.63. pp.350-358
- 107. Chroni, C., Kyriacou, A., Georgaki, I., Manios, T., Kotsou, M., Lasaridi, K.** 2009. Microbial characterization during composting of biowaste. *Waste Management*. Vol.29. pp.1520-1525
- 108. Griebel, G.E., Owens, L.D.** 1972. Nature of the transient activation of soil microorganisms by ethanol or acetaldehyde. *Soil Biology and Biochemistry*. Vol.4. pp.1-8

109. Nei, L., Haiba, E., Kutti, S., Kipper, K., Herodes, K., Lillenberg, M. 2014. Sewage sludge compost, microbial activity and pharmaceuticals. *Global Journal on Advances in Pure & Applied Sciences*. Vol.3. pp.30-37