



Aalto-yliopisto
Insinööritieteiden
korkeakoulu

Ville Turunen

Lietteenkäsittelymenetelmän vaikutus lietteen hyöty- käyttömahdollisuuksiin ja valinta arvopuuanalyysin avulla

Diplomityö, joka on jätetty opinnäytteenä tarkastettavaksi
diplomi-insinöörin tutkintoa varten.

Espoossa 28.11.2016

Valvoja: Professori Jaana Sorvari

Ohjaaja: TkT Anna Mikola

Tekijä Ville Turunen

Työn nimi Lietteenkäsittelymenetelmän vaikutus lietteen hyötykäyttömahdollisuuksiin ja valinta arvopuuanalyysin avulla

Koulutusohjelma Ympäristö- ja yhdyskuntatekniikka

Pää-/sivuaine Vesi- ja ympäristötekniikka

Koodi R3005

Työn valvoja Professori Jaana Sorvari

Työn ohjaaja(t) TkT Anna Mikola

Päivämäärä 28.11.2016

Sivumäärä 119+ 28

Kieli suomi

Tiivistelmä

Lietteenkäsittely on nykyisin yksi eniten mielipiteitä jakavista jätevedenpuhdistukseen liittyvistä asioista. Liete sisältää huomattavasti ravinteita kuten fosforia ja typpeä sekä orgaanista hiiltä, joiden hyödyntäminen olisi EU:n jätehierarkian mukaista. Nykyisin maatalouden fosforilannoitteena käytetään lähinnä uusiutumaton, ehtyvää neitseellistä fosforia. Puhdistamoliete voisikin tarjota vaihtoehtoisen uusiutuvan fosforin lähteen. Puhdistamolietteen tyyppi voi puolestaan korvata epäorgaanisia typpilannoitteita. Puhdistamolietteen käyttöä haittaavat raskasmetallipitoisuudet ovat Suomessa laskeneet huomattavasti viime vuosina, eikä niistä uskota aiheutuvan merkittävää haittaa puhdistamolietteitä hyödynnettäessä. Näiden sijaan huomio on kiinnittynyt orgaanisiin haitta-aineisiin kuten polysyklisiin aromaattisiin hiilivetyihin, nonyyylifenoleihin ja ftalaatteihin. Monissa Euroopan maissa lietteen maatalouskäyttöön on tämän takia vähentynyt ja poltto yleistynyt. Diplomityön kirjallisuusosa keskittyy puhdistamolietteen sisältämiin resursseihin ja haitallisiin komponentteihin, näiden käyttäytymiseen erilaisissa käsittelymenetelmissä ja maaperässä ja merkitykseen lietteen hyötykäyttömahdollisuuksien kannalta.

Lietteenkäsittelymenetelmän valinta on päätös, jolla on monimuotoisia ympäristöllisiä, taloudellisia ja sosiaalisia vaikutuksia. Tässä diplomityössä luotiin päätösmalli helpottamaan tätä päätöksentekoa. Tätä varten tunnistettiin olennaiset päätöskriteerit keskustelemalla hankkeessa mukana olleiden asiantuntijoiden kanssa ja haastatteleamalla heitä. Lopullinen päätösmalli on hierarkkinen arvopuu, joka sisältää seuraavat päätöskriteerit: ”Kysyntä”, ”Hyödykkeet”, ”Lopputuotteen haitalliset komponentit”, ”Päästöt”, ”Nettokustannukset”, ”Välittömät haitat” ja ”Prosessin varmuus”. Nämä jakaantuvat vielä erikseen alikriteereihin. Kriteereille voidaan antaa painokerroin, joka ilmaisee kriteerin tärkeyttä suhteessa muihin saman tason kriteereihin. Päätösmallin tuloksena saadaan jokaiselle tarkasteltavalle lietteenkäsittelymenetelmälle pistemäärä, joka ilmaisee sen paremmuutta verrattuna muihin vaihtoehtoihin. Päätösmallia testattiin kolmessa (3) eri casekohteessa: Helsingin Viikinmäen, Mikkelin Kenkäveronniemen ja Porvoon Hermanninsaaren jätevedenpuhdistamoissa. Testauksen perusteella arvopuumallin todettiin toimivan hyvin alustavana päätöksentekomenetelmänä lietteenkäsittelymenetelmän valinnassa. Päätösmallin edellyttämässä lähtötiedoissa todettiin kuitenkin useita epävarmuuksia ja tiedonpuutteita. Lisäksi kaikkia olennaisia päätöskriteerejä ei saatu diplomityön puitteissa sisällytettyä arvopuuhun. Näitä olivat muun muassa lietteen lannoitekäytön tuottamat hyödykkeet ja käsittelymenetelmien vaikutus ravinteiden käyttökelpoisuuteen ja orgaanisen aineen laatuun.

Avainsanat puhdistamoliete, fosfori, typpi, orgaaniset haitta-aineet, päätösmalli

Author Ville Turunen

Title of thesis The effects of sludge treatment on the reuse potential of sewage sludge and the selection of the treatment method using a value tree

Degree programme Civil and environmental engineering

Major/minor Water and environmental engineering

Code R3005

Thesis supervisor Professor Jaana Sorvari

Thesis advisor(s) Anna Mikola, D. Sc. (Tech)

Date 28.11.2016

Number of pages 119+ 28

Language Finnish

Abstract

The treatment of sewage sludge is one of the most controversial issues of modern wastewater treatment. Sewage sludge contains significant amounts of resources, such as nutrients and organic matter the reuse of which is encouraged in the waste hierarchy of the EU. The largest amount of phosphorus fertilizer used in agriculture derives from mineral phosphate rock, which is nonrenewable and depletable. On the other hand, sewage sludge could offer an alternative renewable phosphorus source for agriculture. The nitrogen in sewage sludge could also replace some of the use of mineral nitrogen fertilizers. Additionally, the high concentrations of heavy metals in sewage sludge, which have restricted the agricultural use of the sludge in the past, have declined dramatically in Finnish sewage sludges. However, the risks associated with organic pollutants found in sludge, such as polycyclic aromatic hydrocarbons, nonylphenols and phthalates, are of growing concern. Due to this, the agricultural use of sludge has decreased in many European countries and the incineration of sludge has increased. The literature review of this Master's thesis concentrates on the resources and pollutants found in the sewage sludge, their behavior during different sludge treatment methods and in soil, as well as the significance of these matters for the reuse of sewage sludge.

Choosing a suitable sludge treatment method is a decision which has diverse environmental, economic and social effects. This thesis presents a decision model for facilitating this decision. Essential decision criteria were recognized in meetings and interviews with the experts involved in the project. The final decision model is a hierarchic value tree model, which includes the following criteria: "Demand", "Resources", "Pollutants in the sludge product", "Emissions", "Net costs", "Direct adverse effects" and the "Security of the process". These criteria divide in turn into subcriteria. The criteria can be weighted, thus expressing the importance of a criterion relative to the other criteria of the same level. As a result, the decision model assigns each sludge treatment method a score expressing the superiority of the alternative compared to other alternative methods. This study also presents three (3) different case studies for testing the decision model, including wastewater treatment plants in Viikinmäki, Helsinki; Hermanninsaari, Porvoo and Kenkäveronniemi, Mikkeli. The value tree presented in this study works as a preliminary decision-making tool for choosing the sludge treatment method. However, the input data of the model include several uncertainties and shortages. In addition, some important criteria could not be included in the value tree due to the limitations of this study. These criteria include, for instance, the carbon offsets of using sludge as fertilizer, and the effects of treatment methods on the availability of nutrients and quality of organic matter.

Keywords sewage sludge, phosphorus, nitrogen, organic contaminants, decision model

Alkusanat

Tämä diplomityö on tehty yhteistyössä Aalto yliopiston, Vesilaitosyhdistyksen (VVY), Mikkelin Vesilaitoksen, Helsingin seudun ympäristöpalvelut kuntayhtymän (HSY) ja Porvoon Veden kanssa. Diplomityön on ohjannut tutkijatohtori Anna Mikola, joka ohjasi työtä kannustavalla ja asiantuntevalla otteella, jota ilman työn valmiiksi saattaminen olisi tuskin onnistunut. Kiitokset myös valvojana toimineelle prof. Jaana Sorvarille, jonka tuki ja asiantuntemus auttoivat huomattavasti etenkin diplomityön päätösmallin luomisessa. Haluan osoittaa kiitokset myös muulle ohjausryhmälle ja haastateltaville, joiden osallistuminen ohjausryhmän kokouksissa ja haastatteluissa tarjosi arvokkaita näkemyksiä vesihuoltokentän osaajilta.

Työ on toteutettu Aalto yliopiston Tekniikan tukisäätiön tuella ja haluaisin kiittää lahjoittajia, Vesilaitosyhdistystä (VVY), Mikkelin Vesilaitosta, Helsingin Seudun ympäristöpalveluja (HSY) ja Porvoon Vesi Oy:ta mahdollisuudesta diplomityön tekemiseen näinkin ajankohtaisesta ja mielenkiintoisesta aiheesta.

Työn tekeminen ei myöskään olisi ollut mahdollista ilman jatkuvaa tukea taustajoukoilta. Haluaisin kiittää äitiäni Kirsiä ja isääni Harria jatkuvasta kannustuksesta. Erityiset kiitokset erityisesti ystäväilleni Pekalle ja Martille joiden kanssa käydyt keskustelut inspiroivat minua ja auttoivat näkemään ongelmissa mahdollisuuksia. Viimeiseksi haluaisin kiittää Meriä jatkuvasta tuesta ja välittämisestä, joka oli ehdottoman suuri apu ajoittain erittäin stressaavan kirjoitusprosessin aikana.

Helsinki 3.10.2016

Ville Turunen

Ville Turunen

Sisällysluettelo

Tiivistelmä	
Abstract	
Alkusanat	
Sisällysluettelo	1
Merkinnät, lyhenteet ja termien selitykset	4
Johdanto	5
1.1 Tutkimuksen tausta, tutkimuskysymykset ja tutkimuksen tavoitteet	5
1.2 Työn rakenne	5
2 Puhdistamolietteet resurssina	6
2.1 Liette yleisesti	6
2.2 Lietteän hyötykäyttö	6
2.3 Lietteä tyypin lähteenä	7
2.3.1 Typen merkitys	7
2.3.2 Typen esiintymismuodot	7
2.3.3 Puhdistamolietteiden typen määrä ja käyttökelpoisuus	8
2.4 Lietteä fosforin lähteenä	9
2.4.1 Fosforin merkitys	9
2.4.2 Fosforin esiintymismuodot	10
2.4.3 Puhdistamolietteiden fosforin määrä ja käyttökelpoisuus	11
2.5 Puhdistamolietteiden kalium	13
2.6 Puhdistamolietteiden orgaaninen aines	13
2.7 Puhdistamolietteen energialähteenä	14
3 Puhdistamolietteiden haitalliset komponentit	14
3.1 Patogeenit	14
3.2 Raskasmetallit	15
3.3 Orgaaniset haitta-aineet	17
3.3.1 PAH, PCB, PCDD/F	18
3.3.2 Pesuaineet (NP/NPE, LAS) ja ftalaatit	20
3.3.4 Polybromatut difenyylietterit	22
3.3.3 Perfluoratut yhdisteet	23
4 Puhdistamolietteiden käsittely	24
4.1 Esikäsittely	24
4.1.1 Tiivistys	25
4.1.2 Kuivaus	25
4.2 Mädätys	25
4.2.1 Patogeenien tuhoutuminen	26
4.2.2 Orgaanisten haitta-aineiden hajoaminen	27
4.2.3 Vaikutus ravinteiden saatavuuteen	29
4.2.4 Prosessin lopputuote	29
4.3 Kompostointi	30
4.3.1 Patogeenien tuhoutuminen	30
4.3.2 Vaikutus raskasmetalleihin	31
4.3.3 Orgaanisten haitta-aineiden hajoaminen	31
4.3.4 Vaikutus ravinteiden saatavuuteen	32
4.3.5 Prosessin lopputuote	33
4.4 Kalkkistabilointi	33
4.4.1 Vaikutus patogeenien ja haitta-aineiden määrään	34
4.4.2 Vaikutus ravinteiden saatavuuteen	34

4.4.3	Prosessin lopputuote	34
4.5	Kemicond-menetelmä	35
4.5.1	Vaikutus patogeenien ja haitta-aineiden määrään	35
4.5.2	Vaikutus ravinteiden saatavuuteen	35
4.5.3	Prosessin lopputuote	36
4.6	Terminen kuivaus	36
4.6.1	Vaikutus patogeenien ja haitta-aineiden määrään	37
4.6.2	Vaikutus ravinteiden saatavuuteen	37
4.6.3	Prosessin lopputuote	37
4.7	Pyrolyysi	38
4.7.1	Patogeenien tuhoutuminen ja vaikutus raskasmetalleihin	39
4.7.2	Orgaanisten haitta-aineiden hajoaminen	39
4.7.3	PAH-yhdisteiden syntyminen	40
4.7.4	Vaikutus ravinteiden saatavuuteen	40
4.7.5	Prosessin lopputuote	41
4.8	Poltto	42
4.8.1	Vaikutus patogeeneihin ja haitta-aineisiin	42
4.8.2	Vaikutus ravinteiden saatavuuteen	43
4.8.3	Prosessin lopputuote	44
4.9	Käsittelymenetelmien kustannukset	44
4.10	Lopputuotteiden käytön rajoitukset	45
5	Puhdistamolietteiden käytön aiheuttamat riskit maaperässä	46
5.1	Aineiden käyttäytyminen ja käyttäytymistä kuvaavat parametrit	46
5.2	Vaikuttavat tekijät	48
5.3	Patogeenit	49
5.4	Raskasmetallit	50
5.5	Orgaaniset haitta-aineet	51
5.5.1	Kertyminen maaperään	51
5.5.2	Kertyminen kasveihin ja tuotantoeläimiin	51
5.5.3	Huuhtoutuminen pohja- ja pintavesiin	52
5.6	Orgaanisten haitta-aineiden riskinarviointi	52
5.6.1	PAH-yhdisteet	52
5.6.2	Dioksiinit ja furaanit (PCDD/F)	53
5.6.3	PCB	54
5.6.4	Ftalaattitesterit	54
5.6.5	LAS-yhdisteet	55
5.6.6	Nonyylifenolit ja niiden etoksilaatit	55
5.6.7	Polybromatut difenyylieetterit (PBDE)	56
5.6.8	Perfluoratut yhdisteet	57
6	Puhdistamolietteiden ravinteet maaperässä	58
6.1	Fosfori	58
6.1.1	Käyttökelpoisuuteen vaikuttavat tekijät	58
6.1.2	Kestävä fosforilannoitus	59
6.2	Typpi	60
6.2.1	Käyttökelpoisuuteen vaikuttavat tekijät	60
6.2.2	Kestävä typpilannoitus	61
7	Tutkimusmenetelmät	62
7.1	Monitavoitearviointi	62
7.2	Arvopuuanalyysi	62
7.3	Ongelman jäsentely	63
7.3.1	Tavoitteen määrittely	63

7.3.2	Kriteerien ja osakriteerien määrittäminen	63
7.3.3	Kriteerien pisteytys ja painotus	64
7.3.4	Herkkyysanalyysi	64
7.4	Arvopuun testaus	64
7.4.1	Case study: Viikinmäen jätevedenpuhdistamo	65
7.4.2	Case study: Kenkäveronniemen jätevedenpuhdistamo	67
7.4.3	Case study: Hermanninsaaren jätevedenpuhdistamo	69
8	Tulokset ja niiden tarkastelu	70
8.1	Arvopuun hierarkia	70
8.2	Pääkriteerit	71
8.2.1	Kysyntä	71
8.2.2	Hyödykkeet	72
8.2.3	Lopputuotteen haitalliset komponentit	74
8.2.4	Päästöt	78
8.2.5	Välittömät haitat	81
8.2.6	Nettokustannukset	82
8.2.7	Prosessin varmuus	82
8.3	Kriteerien painotus	83
8.4	Case Viikinmäki	85
8.4.1	Päätöskriteerien arvot	85
8.4.2	Kriteerien painotus	87
8.4.3	Vaihtoehtojen pistemäärät	87
8.4.4	Herkkyystarkastelu	88
8.5	Case Kenkäveronniemi	90
8.5.1	Päätöskriteerien arvot	90
8.5.2	Kriteerien painotus	92
8.5.3	Vaihtoehtojen pistemäärät	92
8.5.4	Herkkyysanalyysi	93
8.6	Case Hermanninsaari	95
8.6.1	Päätöskriteerien arvot	95
8.6.2	Kriteerien painotus	97
8.6.3	Vaihtoehtojen pistemäärät	97
8.6.4	Herkkyysanalyysi	98
9	Vaikutusarvioihin ja lähtötietoihin liittyvät epävarmuudet	100
10	Johtopäätökset ja yhteenveto	101
	Lähdeluettelo	104
	Liiteluettelo	119
	Liitteet	

Merkinnät, lyhenteet ja termien selitykset

DBP	Dibutyyliftalaatti
DEHP	Di(2-etyyliheksyyli)ftalaatti
DEP	Dietyyliftalaatti
DMP	Dimetyyliftalaatti
H _c	Henryn vakio
HSY	Helsingin Seudun ympäristöpalvelut- kuntayhtymä
LAS	lineaarinen alkyylibentseenit sulfonaatti
NP	nonyylifenoli
NPE	nonyylifenolietoksilaatti
PAH	polysyklinen aromaattinen hiilivety
PBDE	polybromatut difenyylietterit
PFC	perfluorattu yhdiste
PFOA	perfluoro-oktaanihappo
PFOS	perfluoro-oktaanisulfonaatti
amfiifiilinen	aine, jolla on sekä hydrofiilinen ja lipofiilisen aineen ominaisuuksia
bioP	jätevedenpuhdistamon biologinen fosforinpoisto
hydraulinen viipymä	keskimääräinen aika, minkä aine (esim. liete) viipyy prosessisyksikössä (esim. mädätysreaktori)
hydrofiilinen	aine, joka liukenee veteen tai muuhun pooliseen liuottimeen
hydrofobinen	vettähylkivä aine, jonka vesimassa työntää pois sisältään
immobilisaatio	ravinteen epäorgaanisen muodon muuttuminen orgaaniseksi, mikrobien toiminnan seurauksena
kemP	jätevedenpuhdistamon kemiallinen fosforinpoisto
labiili orgaaninen typpi	ei-pysyvä orgaaninen typpi, joka mineralisoituu helposti
lipofiilinen	aine, joka liukenee rasvoihin
log k _{ow}	oktanoli-vesi jakaantumiskerroin
mineralisaatio	ravinteen orgaanisen muodon muuttuminen epäorgaaniseksi mikrobien toiminnan seurauksena
raakaliete	jätevedenpuhdistuksen esiselkeytyksen jälkeen poistettua lietettä
sekaliete	raaka- ja ylijäämälietteen seos
stabiili orgaaninen typpi	pysyvässä muodossa oleva orgaaninen typpi, joka mineralisoituu heikosti
ylijäämäliete	on biologisesta prosessista, kuten aktiivilieteprosessista, poistettua lietettä

Johdanto

1.1 Tutkimuksen tausta, tutkimuskysymykset ja tutkimuksen tavoitteet

Puhdistamoliete on jätevedenpuhdistuksen yhteydessä syntyvää jätettä, joka sisältää suurimman osan jätevedestä poistetusta aineesta. Vesihuollossa ja jätevedenpuhdistamoilla syntyy Suomessa vuosittain noin 1 000 000 t lietettä. Kuiva-aineena tämä vastaa noin 150 000 tonnia. (Blomberg & Toivikko, 2015) Lietteenkäsittelyn kustannukset muodostavat noin puolet jätevedenpuhdistuksen kustannuksista. Tulevaisuudessa tuotetun liete­määrän odotetaan kasvavan, kun uusia puhdistamoja rakennetaan väestönkasvun myötä ja kun puhdistamojen puhdistustekniikka kehittyy. (Campbell, 2000)

Puhdistamoliete sisältää useita erilaisia haittallisia komponentteja kuten patogeeneja, raskasmetalleja ja erilaisia orgaanisia haitta-aineita. Jätevesiliete sisältää kuitenkin myös huomattavia määriä ravinteita, kuten fosforia ja typpeä ja orgaanista ainesta. Näin ollen lietteellä on hyötykäyttömahdollisuuksia esimerkiksi maanviljelyksessä, mutta haitta-aineiden, etenkin orgaanisten yhdisteiden, aiheuttamat riskit ovat vielä pitkälti epäselviä.

Tässä diplomityössä tavoitteena on kartoittaa lietteen hyötykäyttömahdollisuuksia ja sen käyttöön liittyviä riskejä ja etenkin erilaisten lietteenkäsittelymenetelmien vaikutusta näihin seikkoihin. Lietteenkäsittely muodostaa myös huomattavan osan jätevedenpuhdistuksen kustannuksista, jolloin sen valintaan liittyy taloudellisia motiiveja. Lietteen käsittelymenetelmiä ei ole juurikaan vertailtu kokonaisvaltaisesti, ja useat tutkimukset keskittyvät vain yhteen tai muutamaaan menetelmään. Tässä diplomityössä vertaillaan useita erilaisia käsittelymenetelmiä keskittyen etenkin niiden vaikutukseen orgaanisiin haitta-aineisiin, ja ravinteiden, etenkin fosforin käyttökelpoisuuteen.

Usein käytännön ongelmissa on mukana useita erilaisia tavoitteita, jotka pitää kaikki ottaa huomioon. Lietteenkäsittelymenetelmän valinta on päätös, jolla on paljon ekologisia, taloudellisia ja sosiaalisia vaikutuksia. Näistä useat ovat vuorovaikutuksessa toisiinsa, jolloin päätöksenteko voi olla vaikeaa ilman sopivan työkalun käyttöä. Tässä diplomityössä luotiin monitavoitearviointiin perustuva päätösmalli, jonka on tarkoitus selvittää ja helpottaa päätöksentekoa ja auttaa yksittäistä toimijaa näkemään lietteidenkäsittelyn kokonaiskuva.

1.2 Työn rakenne

Työ koostuu kirjallisuusosuudesta, tutkimusmenetelmien kuvauksesta, tutkimustuloksista ja lopuksi johtopäätöksistä ja yhteenvedosta. Kirjallisuusosuuden aluksi käsitellään puhdistamolietteen sisältämiä resursseja ja haitta-aineita. Tämän jälkeen luodaan katsaus erilaisiin lietteenkäsittelymenetelmiin ja niiden vaikutukseen lietteen ominaisuuksiin. Lopuksi käsitellään puhdistamolietteiden sisältämien haitta-aineiden aiheuttamia riskejä ja ravinteiden käyttökelpoisuuteen vaikuttavia tekijöitä lietteen ja maaperän muodostamassa systeemissä. Tutkimusosuuden aluksi kuvataan tutkimusmenetelmät ja niiden valinta. Seuraavaksi esitellään päätösmallin rakentaminen ja sen toiminta. Tämän jälkeen esitellään kolme case-kohdetta, joissa testattiin päätösmallia. Työn lopuksi tarkastellaan päätösmalliin liittyviä epävarmuustekijöitä ja tehdään tuloksista johtopäätökset ja yhteen­veto.

2 Puhdistamolietteet resurssina

2.1 Liete yleisesti

Jätevedenpuhdistamolla syntyy useita erilaisia lietejakeita. Tärkeimmät lietejakeet ovat primääri- eli raakaliete ja sekundääri eli ylijäämaliete. Raakaliete on jätevedenpuhdistuksen esiselkeytyksen jälkeen poistettua kiintoainesta, joka on tiivistä ja sitkeää. Ylijäämaliete on biologisesta prosessista, kuten aktiivilieteprosessista, poistettua lietettä, joka on erittäin vesipitoista ja juoksevaa. Useimmiten nykyisissä jätevedenpuhdistuslaitoksissa ylijäämaliete johdetaan takaisin esiselkeytysaltaaseen ja raaka- ja ylijäämalietettä käsitellään yhdessä, jolloin lietettä kutsutaan usein sekalietteeksi (RIL 124-2-2004)

Lietteen kuiva-ainepitoisuus vaihtelee voimakkaasti riippuen minkä tyyppisestä lietteestä on kyse. Yleensä lietteen kuiva-ainepitoisuuden vaihteluväli on 0,25 -12 %. Käsittelemättömän primäärilietteen kuiva-aine pitoisuus on noin 5- 9 %, kun taas aktiivilieteprosessista poistetun sekundäärilietteen kuiva-aine pitoisuus on noin 0,8- 1,2 %. Sekalietteen kuiva-aine pitoisuus riippuu näiden jakeiden määrästä lietteessä. (Metcalf & Eddy, 2003)

2.2 Lietteen hyötykäyttö

Puhdistamoliete sisältää typpeä, fosforia, orgaanista ainesta ja mikroravinteita, kuten kuparia ja sinkkiä, jotka ovat peräisin jätevedestä. Nämä resurssit ovat välttämättömiä nykyaikaisessa maanviljelyssä. Lietteen hyödyntämisellä maataloudessa voitaisiinkin lisätä resurssien kierrätystä. Tämä olisi erittäin hyödyllistä etenkin uusiutumattoman fosforin kannalta, jonka käyttökelpoisten varantojen arvioidaan loppuvan suhteellisen pian. (Sternbeck et al., 2011)

Puhdistamolietteen käyttöä aikaisemmin rajoittaneet raskasmetallipitoisuudet ovat laskeutuneet huomattavasti vuosien saatossa. Nykyään kuitenkin uudeksi huolenaiheeksi ovat nousseet puhdistamolietteistä löytyvät orgaaniset haitta-aineet, kuten polysykliset aromaattiset hiilivedyt (PAH-yhdisteet), ftalaatit, ja nonyylifenolit. (Kasurinen et al., 2014) Monilla orgaanisilla haitta-aineilla on todettu olevan haitallisia vaikutuksia eliöihin, ja monet näistä ovat erittäin pysyviä ympäristössä. (Sternbeck et al., 2011) Orgaanisten haitta-aineiden lietteiden maatalouskäytön seurauksena aiheuttamista riskeistä tiedetään nykyään vielä suhteellisen vähän, ja useissa tutkimuksissa tulokset eroavat toisistaan. (Smith, 2009; Kasurinen et al., 2014)

Vaikka tarkkaa informaatiota orgaanisten haitta-aineiden aiheuttamista riskeistä ei ole, kasvava huoli näistä aiheuttanut sen, että monissa Euroopan maissa lietteen maatalouskäyttö on kääntynyt laskuun. (Fyttilä & Zabaniotou, 2008; Smith et al., 2009) Lietteiden kaatopaikkasijoitus on vähentynyt huomattavasti Euroopassa johtuen tiukentuneista säädöksistä ja nousevista kustannuksista. Lietteenkäsittelylle on näin pitänyt etsiä vaihtoehtoisia tapoja ja monet Euroopan maat ovat siksi turvautuneet lietteen polttoon. (Fyttilä & Zabaniotou, 2008)

Orgaanisten haitta-aineiden aiheuttamien mahdollisten riskien vuoksi on mahdollista että tulevaisuudessa tullaan asettamaan lainsäädännöllisiä rajoituksia lietteiden orgaanisten haitta-aineiden pitoisuuksille myös Suomessa. Euroopassa taas monilla mailla, kuten

Saksalla, Ranskalla ja Tanskalla on kansalliset pitoisuusraja-arvot jätevesilietteiden orgaanisille haitta-aineille. Toisaalta maat kuten USA, Kanada ja Iso-Britannia eivät ole nähneet tarvetta säätää rajoitteita lietteiden orgaanisten haitta-aineiden pitoisuuksille, sillä tutkimuksissa ei ole todettu lietteiden orgaanisten haitta-aineiden aiheuttavan ympäristö- tai terveysriskiä tavanomaisissa pitoisuuksissa. (Smith, 2009)

Haitta-aineiden aiheuttamien riskien laajuuteen ja lietteen ravinteiden hyödynnettävyyteen liittyy useita epäselvyyksiä. Näin ollen riskien ja mahdollisuuksien selvittäminen on tarpeellista kestävästi lietteenkäsittelyn kehittämiseksi. Euroopan komission mukaan lietteen hyötykäyttö maataloudessa on ympäristön kannalta paras vaihtoehto, kunhan se ei aiheuta vaaraa ympäristölle, eläimille tai ihmisille. (EC,2003) Myös EU:n jätehierarkia kannustaa kierrättämään puhdistamolietteen polton sijaan. Suurin osa Suomen puhdistamolietteistä käytetään nykyään viherrakentamiseen tai maataloudessa. (Blomberg & Toivikko, 2014) Seuraavissa osioissa keskitytään tarkemmin puhdistamolietteen sisältämiin ravinteisiin ja orgaaniseen aineeseen ja niiden käyttäytymiseen.

2.3 Liette tyypin lähteenä

2.3.1 Typen merkitys

Maapallon ilmakehä koostuu 78 prosenttisesti typestä. Typeä on ilmakehän lisäksi myös kivissä, maaperässä, sedimenteissä, vesistöissä ja kaikissa elävissä organismeissa. Kasvit, eläimet ja mikrobit tarvitsevat jatkuvasti typeä selviytyäkseen. Typpi on välttämätön rakennusaine muun muassa kasvien kudoksessa ja soluseinämässä ja se on välttämätön monien yhdisteiden kuten klorofyllin, monien entsyymien ja aminohappojen, kuten DNA:n ja RNA:n toiminnalle. Suurin osa kasveista ja mikro-organismeista hankkii tarvitsemansa typen ympäröivästä maaperästä tai vedestä. (Sullivan et al., 1999)

Typeä pidetään yhtenä kasvien kannalta tärkeimpänä ravinteena. Usein maaperän typpi on kasveille heikosti käyttökelpoisessa muodossa, jolloin typeä lisätään erilaisilla lannoitteilla. Typpilannoitus parantaa kasvien kasvua ja lisää satoa. (Sullivan et al., 1999) Typpilannoitteiden tuotanto on kuitenkin erittäin energiaintensiivistä Yhden epäorgaanisen typpilannoitekilon valmistus kuluttaa energiaa noin 70 000 kJ. Korvaamalla epäorgaanisia typpilannoitteita orgaanisilla lannoitteilla, kuten lietepohjaisilla tuotteilla, voidaan säästää huomattavasti energiaa ja näin vähentää ympäristökuormitusta. (Gellings & Parmenter, 2009)

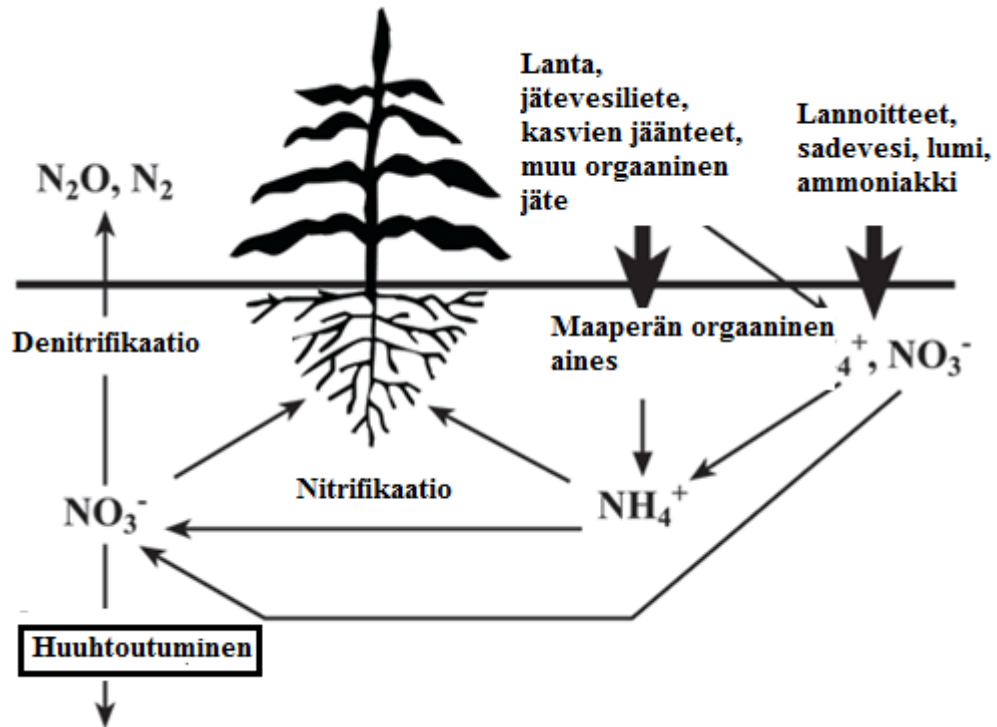
2.3.2 Typen esiintymismuodot

Typpi voi esiintyä ympäristössä useassa eri olomuodossa. Orgaaniset muodot sisältävät yhdisteitä kuten erilaisia proteiineja, aminohappoja ja muita yhdisteitä kuten humusyhdisteet. Epäorgaanisiin typen muotoihin kuuluvat ammoniumtyppi (NH_4^+), nitraattityppi (NO_3^-), nitriittityppi (NO_2^-) ja ammoniakki (NH_3). (Sullivan et al., 1999)

Kasvit ottavat tarvitsemansa typen epäorgaanisessa muodossa eli maaperässä lähinnä ammoniumtyypinä (NH_4^+) ja nitraattityypinä (NO_3^-). Orgaaninen typpi voi mineralisoitua mikrobien vaikutuksesta NH_4 :ksi ja edelleen nitrifikaatiobakteerien vaikutuksesta NO_3 :ksi. NO_3 on herkästi huuhtoutuvaa ja suuri NO_3 pitoisuus voi aiheuttaa riskejä pohja- ja pintavesille. NO_3 voi edelleen denitrifikaation avulla muuttua typpikaasuksi ja poistua

maaperästä ilmakehään. Kasvin kuollessa ja hajotessa sen ottama typpi palautuu maaperään orgaanisina typpiyhdisteinä. (Sullivan et al., 1999)

Maaperässä tapahtuu myös immobilisaatioprosesseja, joissa epäorgaaninen typpi muuttuu orgaaniseen muotoon. Mineralisaation ja immobilisaation erotusta kutsutaan nettomineralisaatioksi ja se määrittää kuinka paljon orgaanista typpiä vapautuu maaperässä kasvien käyttöön. (Cabrera et al., 2005)



Kuva 1. Typpen kierto maaperässä (New England vegetable management guide. 2016)

2.3.3 Puhdistamolietteiden typpen määrä ja käyttökelpoisuus

Puhdistamolietete sisältää merkittävän määrän typpiä, joten se voi toimia erinomaisena typpilannoitteena. Lietteen kokonaistyppipitoisuus on keskimäärin 30 g/kg kuiva-ainetta. (Tontti et al., 2012) Suurin osa kaupallisten mineraalilannoitteiden typeistä on kasveille heti käyttökelpoisessa epäorgaanisessa muodossa (Rigby et al., 2016). Puhdistamolietepohjaisten lannoitetuotteiden typpi on taas suurimmaksi osaksi kasveille käyttökelvottomassa orgaanisessa muodossa, jonka pitää mineralisoitua ollakseen käyttökelpoista kasveille. Orgaanisen typpen määrä lietteen kokonaistyypistä vaihtelee välillä 50 ja 90 %. (Haynes et al., 2009) Epäorgaanisen typpen osuus lietteen kokonaistyypistä vaihtelee välillä 0 ja 50 %. Keskimäärin se on kuitenkin noin 10 % kokonaistyypistä. (Rigby et al., 2016) Yleensä lietteen sisältämä epäorgaaninen typpi on lähinnä NH_4 -muodossa (Smith, 1998).

Puhdistamolietteiden lannoitevaikutuksen määrittely liukoisen epäorgaanisen typpijakeen perusteella aliarvioi lannoitevaikutusta huomattavasti. Suuri osa helposti mineralisoituvasta typeistä eli labiilista orgaanisesta typeistä vapautuu lietteistä ensimmäisen vuoden aikana ja usein myös paljon lyhyemmässä ajassa, jolloin sillä on huomattava osuus lannoitevaikutukseen. (Rigby et al., 2016)

Kokonaistypen kasveille käyttökelpoinen osuus voidaan laskea epäorgaanisen mineraalityypin (yleensä lähinnä NH_4) ja labiilin orgaanisen typen summana. Erilaisilla lietteenkäsittelymenetelmillä on vaikutusta eri tyyppijakeiden määrään. Yleisesti ottaen biologinen hajotustoiminta vähentää orgaanisen typen osuutta ja lisää epäorgaanisen typen osuutta lietteessä. Käsittelemättömän lietteen labiilin orgaanisen typen osuus vaihtelee välillä 19,8 ja 64,1 % lietteen orgaanisesta tyypestä, keskiarvon ollessa noin 42 %. (Rigby et al., 2016)

Cogger et al. (2004) tutkivat peltokasvikokeissa puhdistamolietteiden typen käyttökelpoisuutta. Testatut lietteet sisälsivät ammoniumtyyppiä 1 -24 % kokonaistyypestä, ja lopun oletettiin olevan orgaanista tyyppiä. Kokeissa todettiin, että suhteellisen tuoreiden puhdistamolietteiden kokonaistypen käyttökelpoisuus pellossa oli ensimmäisenä vuonna noin 37 ± 5 % ja toisena vuonna 13 ± 5 %. Kokeissa todettiin myös, että pidempään hajoneiden, kuten pitkään varastoitujen, lietteiden kokonaistypen käyttökelpoisuus oli huomattavasti alhaisempi, ensimmäisenä vuonna noin 8- 25 %

2.4 Liete fosforin lähteenä

2.4.1 Fosforin merkitys

Fosfori on elintärkeä alkuaine kaikille eliöille. Sitä on muun muassa eliöiden DNA:ssa, proteiineissa, entsyymeissä ja energiaa kuljettavassa ATP:ssa. Fosfori on tärkeässä roolissa nykyaikaisessa maanviljelyssä, sillä sitä käytetään ruuantuotannossa lannoitteena suuria määriä. Fosforin määrä kontrolloi usein biologisen tuotannon suuruutta ja tämän takia liian suuret määrät fosforia voivat johtaa rehevöitymiseen. (Urdalen, 2013)

Fosfori on yleensä maaperässä heikosti käyttökelpoisessa muodossa, jolloin optimaalisen kasvien tuotannon saavuttamiseksi on välttämätöntä käyttää fosforilannoitteita. Nykyään maataloudessa pääasiallisena raaka-aineena käytetään fosfaattikiveä, josta valmistetaan epäorgaanisia lannoitteita. (Childers et al., 2011) Kaupallisissa lannoitteissa, kuten superfosfaatissa, fosfori on lähinnä liukoisina ortofosfaatteina, jotka ovat tehokkaasti käyttökelpoisia kasveille (Seyhan & Erdinçler, 2003).

Maatalouden lisääntynyt fosforintarve viimeisen 75 vuoden aikana on lisännyt fosforin liikkuvuutta jopa nelinkertaiseksi. Maatalous kuluttaakin 80- 90 % maapallon fosfaatin tuotannosta. Nykyään fosforilannoitteesta kierrätetään noin neljäsosa takaisin pellolle, loput häviävät kierrosta ja päätyvät suurilta osin vesistöihin, missä ne aiheuttavat rehevöitymistä. (Childers et al., 2011)

Fosforilannoitteen tuottamiseen vaaditaan typpilannoitetta huomattavasti vähemmän energiaa, noin 7700 kJ energiaa lannoitekiloa kohti (Gellings & Parmenter, 2009). Fosfaattikiven uusiutuminen kestää kuitenkin tuhansista miljoonin vuosiin, joten mineraalimuotoinen fosfori on käytännössä uusiutumaton luonnonvara. Lisääntyneen louhinnan takia helposti hyödynnettävät fosfaattiesiintymät alkavat köyhtyä ja joidenkin ennusteiden mukaan helposti hyödynnettävät fosfaattikivivarannot ehtyvät noin seuraavan sadan vuoden aikana. (Childers et al., 2011)

2.4.2 Fosforin esiintymismuodot

Fosforia on usein maaperässä suuria määriä, mutta sen käyttökelpoisuus kasveille on kuitenkin yleisesti heikkoa. Kasveille käyttökelpoisia fosforin muotoja ovat maanesteeseen liuenneet epäorgaaniset ortofosfaatit: HPO_4^{2-} ja H_2PO_4^- . Nämä muodostavat kuitenkin vain 1-3 % maaperän kokonaisfosforista. Suurin osa maaperän fosforista on sitoutuneena joko epäorgaanisina tai orgaanisina yhdisteinä. (Yadav et al., 2012)

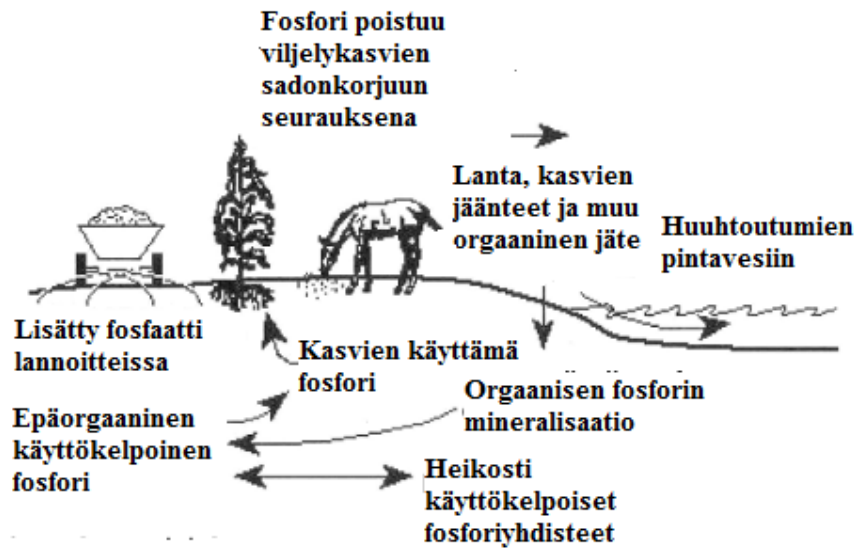
Maaperässä on fosforipitoisia mineraaleja, kuten apatiittia, jotka rapautuvat pitkän ajan kuluessa ja fosfori tulee käyttökelpoiseksi kasveille. Fosfori voi muodostaa mineraaliyhdisteitä myös muiden yhdisteiden kanssa. Happamassa maaperässä rauta, mangaani ja alumiini saostavat fosforia mineraalimuotoon, kun taas emäksisessä maaperässä fosfori saostuu lähinnä kalkin vaikutuksesta. Mineraalimuotoinen fosfori tulee rapautuminen ja biologisten prosessien myötä käyttökelpoiseksi kasveille. (Yadav et al., 2012)

Fosforia on myös orgaanisina yhdisteinä kuolleessa kasvi- tai eläinmateriaalissa. Orgaaninen fosfori vapautuu ortofosfaateiksi mikrobien toiminnan seurauksena. Tätä prosessia kutsutaan mineralisaatioksi. Mikrobien hyödyntäessä ortofosfaatteja ne päätyvät takaisin orgaaniseen fosforijakeeseen. Tätä kutsutaan immobilisaatioksi. Orgaanisessa muodossa oleva fosfori tarjoaa maaperään hitaan fosforilähteen, mistä fosforia vapautuu pikkuhiljaa kasvukauden aikana. (Yadav et al., 2012)

Fosfori voi yhdisteiden muodostamisen lisäksi myös sitoutua eli adsorboitua maapartikkeleihin, jolloin se ei ole kasvien käytettävissä. Tämä eroaa fosforin saostumisesta mineraaleiksi, sillä toisin kuin fosforin muodostaessa epäorgaanisia yhdisteitä, adsorptiossa fosforin kemialliset ominaisuudet eivät muutu. (Yadav et al., 2012)

Maaperässä oleva fosfori voidaan jakaa sen käyttökelpoisuuden mukaan maanesteeseen liuenneisiin käyttökelpoisiin ortofosfaatteihin, labiilissa eli epävakaaassa muodossa olevaan fosforiin ja stabiilissa muodossa olevaan fosforiin. Suuri vaikutus on maaperän labiililla fosforilla, joka on helposti maanesteeseen liukenevaa fosforia, joka toimii täydennyksenä maanesteen fosforin pitoisuuden vähentyessä. Tähän ryhmään kuuluvat heikosti maaperän partikkeleihin kiinnittynyt fosfori, helppoliukoiset epäorgaaniset mineraalifosfaatit ja helposti mineralisoituvat orgaaniset fosfaatit. (Yang & Post, 2011; Yadav et al., 2012)

Maaperän stabiili fosfori on erittäin heikosti liukenevaa fosforia. Siihen kuuluu niin orgaanisia kuin epäorgaanisia fosforiyhdisteitä. Ajan myötä labiili fosfori siirtyy pysyväm-pään muotoon maaperässä tapahtuvien biologisten ja kemiallisten reaktioiden seurauksena. Stabiili fosfori voi siirtyä labiiliin muotoon mikrobien toiminnan ja rapautumisen seurauksena. Tämä on kuitenkin erittäin hidasta. (Yang & Post., 2011; Yadav et al., 2012)



Kuva 2. Fosforin kierto maaperässä (Busman et al., 2002)

2.4.3 Puhdistamolietteiden fosforin määrä ja käyttökelpoisuus

Jätevedenpuhdistamoiden tehokkaiden fosforinpoistomenetelmien takia fosforin pitoisuudet lietteissä ovat merkittäviä noin 2-4 % kuivapainosta, joten lietteiden lannoitekäytöllä voitaisiin edistää fosforin kierrätystä (O'Connor et al., 2004). Kuitenkin vain pieni osa lietteen fosforista on kasveille heti käyttökelpoisessa muodossa. (Seyhan & Erdinler, 2003) Suurin osa puhdistamolietteiden fosforista esiintyy yleensä epäorgaanisessa muodossa (Hossain et al., 2011). Epäorgaanisen ja orgaanisen fosforin määrä riippuu muun muassa käytetyistä menetelmistä jätevedenpuhdistamolla ja puhdistamon jäteveden koostumuksesta (McLaughlin, 1984). Fosfori voidaan poistaa jätevedestä joko biologisesti (bio-P), kemiallisesti saostamalla (kem-P) tai näiden yhdistelmällä. Kemiallinen prosessi perustuu fosforin saostamiseen raudalla, alumiinilla tai kalkilla, kun taas biologisessa prosessissa fosfori sitoutuu bakteerimassaan. (Yeoman et al., 1988)

Kasveille käyttökelpoisen fosforin osuus vaihtelee suuresti riippuen lietteen tyypistä ja sen käsittelymenetelmästä. Fosfori saostetaan suomalaisilla jätevedenpuhdistamoilla yleisesti kemiallisesti rauta- tai alumiinisulfaateilla. Saostusprosessi sitoo fosforin tiukkoihin Fe- tai Al- sidoksiin. (Tontti et al., 2012) Saostuskemikaalien käyttö lisää yleensä lietteen kokonaisfosforin määrää mutta heikentää fosforin käyttökelpoisuutta kasveille (Smith et al., 2002). Kemiallisen saostuksen negatiivinen vaikutus on sitä voimakkaampi, mitä enemmän saostuskemikaaleja prosessissa on käytetty (O'Connor et al., 2004). MTT:n tutkimuksen mukaan fosforin saostus kalkilla ei heikentänyt käyttökelpoisen fosforin määrää yhtä voimakkaasti, kuin saostus rauta- tai alumiinisulfaateilla (Tontti et al., 2012). Saostuskemikaalit voivat myös maaperään päästessään sitoa jo maaperässä olevaa fosforia vaikeasti käytettävään muotoon (Krogstad et al., 2005).

Fosforin käyttökelpoisuuden arvioimiseen voidaan käyttää muun muassa uuttoa vedellä tai muulla uuttoliuoksella, perättäisten uuttojen kemiallista fraktiointia, entsyymattista hajotusta, magneettiresonanssikuvausta (NMR) ja röntgenspektroskopiaa. Vesiuuttojen

avulla voidaan määrittää helppoliukoisen fosforin pitoisuus ja arvioida huuhtoutumisriskiä. Fosforin vesiliukoisuus kuvaakin ennen kaikkea fosforin riskiä huuhtoutua valumavesien mukana eikä kasville käyttökelpoista fosforia. (Salo et al., 2013) Vesiliukoisen fosforin määrä lietteessä on yleensä alle 1 % (Vesilaitosyhdistys, 2013).

Veden lisäksi käyttökelpoisen fosforin määrää voidaan arvioida myös käyttämällä vahvempia uuttoliuoksia. Usein käytettyjä uuttoliuoksia ovat muun muassa natriumbikarbonaatti (NaHCO_3), natriumhydroksidi (NaOH) ja suolahappo (HCl). Vesi ja natriumbikarbonaatti uuttavat helppoliukoisempia fosforiyhdisteitä, jotka ovat kasveille käyttökelpoisia ja liikkuvat maaperässä. Natriumhydroksidi ja suolahappo taas uuttavat heikosti liukenevia fosforiyhdisteitä, jotka ovat heikosti kasveille käyttökelpoisia ja sitoutuvat maaperään tehokkaasti. (Salo et al., 2013)

Smith et al. (2002) tutkivat useiden erilaisten puhdistamolietteiden fosforin käyttökelpoisuutta natriumbikarbonaattiuutolla kahdessa vaiheessa: ennen maahan levitystä ja 56 päivää lietteen peltolevityksen jälkeen. Tutkimuksessa oli mukana niin bioP ja kuin myös kemP lietteitä. Tutkimuksessa lietteiden fosforin käyttökelpoisuus ennen peltolevitystä vaihteli välillä 1 ja yli 10 % kokonaisfosforista. Kun lietteen levityksestä oli kulunut 56 päivää, bikarbonaattiuutolla määritetty käyttökelpoisen fosforin määrä oli kasvanut ja vaihteli välillä 15 ja 30 % lietteen kokonaisfosforista. Fosforin käyttökelpoisuus oli molemmissa tapauksissa huomattavasti parempaa bioP lietteissä verrattuna kemP lietteisiin. Myös saostuskemikaalien käytön määrän todettiin vaikuttavan fosforin käyttökelpoisuuteen: fosforin käyttökelpoisuus oli heikointa kemP lietteissä, jotka sisälsivät paljon saostuskemikaaleja. (Smith et al., 2002)

O'Connor et al. (2004) tutkivat fosforin lietefosforin käyttökelpoisuutta kasvikoikeissa ja havaitsivat myös selkeästi saostuskemikaalien määrän heikentävän vaikutuksen fosforin käyttökelpoisuuteen. Biologisen fosforinpoiston läpikäyneillä lietteillä kokonaisfosforin käyttökelpoisuus oli jopa yli 75 % verrattuna epäorgaanisen superfosfaatin fosforin käyttökelpoisuuteen. Lietteissä joissa saostuskemikaalien käyttö oli suurta, fosforin käyttökelpoisuus oli alle 25 % superfosfaatin käyttökelpoisuudesta. (O'Connor et al., 2004)

Tutkimusten perusteella näyttää siltä, että puhdistamolietteen fosforin käyttökelpoisuus voi olla oletettua parempaa etenkin jos fosfori on poistettu biologisesti. Kuitenkin myös kemiallisen fosforinpoiston läpikäyneen lietteen lannoitusvaikutuksen arviointi pelkän vesiliukoisen fosforijakeen perusteella todennäköisesti aliarvioi kokonaisfosforin käyttökelpoisuutta. Samantapaisten lietteiden fosforin käyttökelpoisuus vaihtelee eri tutkimuksien välillä. Tämä voi selittyä sillä, että fosforin käyttökelpoisuuteen maaperässä vaikuttavat lietteen ominaisuuksien lisäksi paljolti myös maaperän ominaisuudet kuten fosforipitoisuus, pH ja maaperän rakenne. Ei siis voida tarkkailla vain yksinomaan lietteen ominaisuuksia vaan on tärkeää ottaa huomioon myös maaperän ja lietteen vuorovaikutus. (O'Connor et al., 2004) Suomalainen ympäristötukijärjestelmä olettaa puhdistamolietteen kokonaisfosforin käyttökelpoisuudeksi 40 %. (Tontti et al., 2012) Tämä voi olla suhteellisen lähellä todellisuutta, mutta vaihteluväli on todennäköisesti suuri, johon edellä mainituista lietteen ja maaperän ominaisuuksien vaihtelusta.

2.5 Puhdistamolietteiden kalium

Puhdistamolietteiden kaliumpitoisuus on yleisesti melko pieni ja vaihtelee välillä 0,1- 0,6 % (Hossain et al., 2011). Usein lietteiden kaliumista 100 % oletetaan käyttökelpoiseksi kasveille. Kaliumin pienten pitoisuuksien takia se ei kuitenkaan ole merkittävä tekijä lietteen hyötykäyttöä ajatellen. (Haynes et al., 2009) Maataloudessa kasvien kaliumin tarvetta ei pystytä näin ollen tyydyttämään lietelannoituksella vaan kalium pitää lisätä erikseen epäorgaanisena lannoitteena. (Metcalf & Eddy, 2003) Epäorgaanisen kaliumlannoitteen tuotannon energiantarve on noin 6400 kJ/kg. (Gellings & Parmenter, 2009)

2.6 Puhdistamolietteiden orgaaninen aines

Ravinteiden lisäksi lietteessä on runsaasti orgaanista ainesta, joka on peräisin lähinnä ihmisten ulosteista ja bakteerisoluista. Lietteiden kuivapainosta noin 40- 80 % on orgaanista ainetta. (Rogers, 1996) Orgaanista ainesta hajoo huomattavia määriä biologisesti joidenkin lietteiden käsittelymenetelmien kuten kompostoinnin ja mädätyksen seurauksena (Solis et al., 2002; Alvarez et al., 2002).

Orgaaninen aines vaikuttaa positiivisesti maaperän fysikaalis-kemiallisiin ominaisuuksiin. Se parantaa maan rakennetta, ilmavuutta ja vedenpidätyskykyä ja vähentää eroosiota. Lisäksi orgaanisen aineen hajoamisreaktiot voivat vapauttaa maaperän mineraalimuotoisia ravinteita kasvien käyttöön. Lietteiden orgaaninen aines lisää myös maaperän mikrobiologian toimintaa. (Kononova, 1966) Dar et al. (1996) totesivat maaperän mikrobiologisen biomassan lisääntyvän 8 – 28 % kahden kuukauden puhdistamolietteiden käytön seurauksena. Suurin osa lietteiden tyypeistä ja pieni osa fosforista on liittyneenä orgaaniseen aineeseen, joten orgaaninen aines toimii maaperässä myös ravinteiden, etenkin typen, lähteenä (Kononova, 1966).

Lietteiden orgaaninen aines eroaa maaperän luonnollisesta orgaanisesta aineesta. Sen hajoamisprosessi on kestänyt vasta suhteellisen vähän aikaa ja se sisältää kevyempiä ja liukoisempia yhdisteitä. Ajan myötä lietteiden orgaanisen aineen ominaisuudet alkavat muistuttaa enemmän luonnollista maa-ainesta biologisen hajoamisen ja humifikaation seurauksena. Kompostoitu liete muistuttaa huomattavasti enemmän luonnollista maa-ainesta ja se sisältää esimerkiksi mädätettyä lietettä enemmän stabiileja humusyhdisteitä. (Haynes et al., 2009)

Orgaaninen aines vaikuttaa haitta-aineiden ja ravinteiden sitoutumiseen maaperään. Yleisesti ottaen lisääntynyt orgaanisen aineen määrä lisää metallien ja muiden haitta-aineiden pidättymistä maaperään, muun muassa tarjoamalla sorptiopinta-alaa. (Liu et al., 2007) Toisaalta orgaaniset yhdisteet voivat myös kilpailla sorptiopajoista muiden yhdisteiden kanssa, mikä voi johtaa haitta-aineiden suurempaan liikkuvuuteen maaperässä. (Haynes et al., 2009) Orgaaninen aines voi myös muodostaa komplekseja yhdisteiden kanssa. Etenkin raskasmetallit muodostavat helposti komplekseja humusyhdisteiden kanssa. Kompleksit voivat joko lisätä tai vähentää yhdisteen liikkuvuutta, riippuen kompleksoituvan orgaanisen yhdisteen liukoisuudesta. (Huttunen, 2014)

Liete sisältää yleisesti enemmän liukoista orgaanista ainesta, kuin mitä maaperässä luonnollisesti on. Näin ollen on mahdollista, että raskasmetallien liikkuvuus maaperässä kas-

vaa liukoisten kompleksien muodostumisen seurauksena. (Haynes et al., 2009) Orgaanisiin komplekseihin sitoutuneiden metallien on todettu kuitenkin olevan kasveille heikomminkin käyttökelpoisessa muodossa, kuin vapaiden metallien (McBride et al., 1995).

2.7 Puhdistamoliete energialähteenä

Lietteen maanparannuskäytöllä saadaan hyödynnettyä sen sisältämiä resursseja kuten ravinteita ja orgaanista ainesta. Resurssina voidaan toisaalta myös nähdä lietteen energiasisältö, jota voidaan hyödyntää erilaisilla käsittelyprosesseilla.

Lietteen anaerobinen mädätysprosessi tuottaa huomattavia määriä energiarikasta biokaasua, jota voidaan hyödyntää esimerkiksi lämmön- ja sähköntuotannossa tai liikennepolttoaineena. Mädätyksessä tuotetulla biokaasulla voidaan vähentää huomattavasti jätevedenpuhdistamon ja lietteenkäsittelyprosessien ulkoista energiantarvetta. (Metcalf & Eddy, 2003) Sillä voidaan esimerkiksi tuottaa tarvittavaa lämpöä mädätysprosessiin tai termiseen kuivausprosessiin (Pöyry Environment, 2007).

Lietteen energiasisältö voidaan hyödyntää myös polttamalla liete polttolaitoksessa (RIL 124-2-2004). Lietteen poltossa menetetään lietteen sisältämä typpi sen haihtuessa ja lisäksi kaikki lietteen orgaaninen aines palaa (RIL 124-2-2004; Möller & Müller, 2012). Fosfori jää polton seurauksena tuhkaan, mutta tuhkan suurten raskasmetallipitoisuuksien takia sitä ei usein pystytä hyödyntämään lannoitteena ilman erillistä fosforinpoistoa (Urdalen, 2013). Näin lietteen poltossa usein menetetään maanparannuksen kannalta tärkeät resurssit. Lietteen polttoa ei nykyisellään Suomessa juuri harjoiteta, mutta Euroopan maissa, kuten Alankomaissa, Saksassa, Belgiassa ja Tanskassa se on erittäin yleistä (Kangas et al., 2011).

Lietteen pyrolyysissä lietettä kuumennetaan korkeaan lämpötilaan hapettomissa olosuhteissa (Fytli & Zabanioutou, 2008). Pyrolyysissä syntyy prosessin olosuhteista riippuen kaasua ja pyrolyysiöljyä, joita voidaan käyttää energiantuotannossa. Lisäksi prosessissa syntyy kiinteää biohiiltä, jota voidaan käyttää maanparannusaineena. Näin maanparannuskäytön kannalta tärkeitä resursseja ei menetetä, kuten polton yhteydessä. (Fonts et al., 2012). Pyrolyysiprosessin korkeissa lämpötiloissa kuitenkin menetetään suuria määriä lietteen kokonaistypestä ja sen orgaanisesta aineksesta (Hossain et al., 2011).

3 Puhdistamolietteen haitalliset komponentit

3.1 Patogeenit

Yhdyskuntien jätevedessä on paljon erilaisia patogeenisiä eli tauteja aiheuttavia organismeja. Patogeeniset organismit ovat lähinnä peräisin ihmisen ulosteista, jotka päätyvät jäteveten viemäriverkoston kautta. Patogeenit ovat jätevedessä yleensä sitoutuneena kiintoaineeseen. Ne poistuvat jätevedenpuhdistamolla muun muassa selkeytyksen, adsorption ja flokkautumisen seurauksena. Jätevedenpuhdistamon prosesseissa siis suuri osa patogeeneistä päätyy lietteeseen. (Lucero-Ramirez, 2000)

Patogeeniset mikro-organismit voidaan jakaa neljään eri luokkaan: bakteereihin, viruksiin, loismatoihin ja alkueläimiin. Patogeenien pitoisuuksiin lietteessä vaikuttavat sen raaka-aineena olevan jäteveden laatu ja jätevedenpuhdistamon ja lietteenkäsittelyn prosessit. Lietteissä esiintyviä patogeenisiä bakteereita ovat mm. salmonella, *E.colin* patogeeniset lajikkeet ja *Shigella sp.* Lietteissä esiintyy myös yleisesti patogeenisiä viruksia, kuten enteroviruksia ja rotaviruksia ja alkueläimiä kuten *Giardia Lamblia* ja *Entamoeba histolytica*. Nämä voivat aiheuttaa ihmisessä muun muassa maha- ja suolitulehduksia ja muita tauteja. (Lucero-Ramirez, 2000)

Käsittämättömät puhdistamolietteet sisältävät merkittäviä määriä patogeeneja. Monien lietteenkäsittelymenetelmien kuten kalkkistabiloinnin ja kompostoinnin seurauksena patogeenit saadaan kuitenkin tuhottua tehokkaasti. (Meltcalf & Eddy, 2003) Jos puhdistamolietettä käytetään maataloudessa, sillä on asetettu lannoitevalmistelaisissa laatuvaatimukset tiettyjen patogeenien eli indikaattorimikrobien suhteen. Puhdistamolietepohjaisessa lannoitevalmistuksessa *E.colin* pitoisuuden pitää olla alle 1000 pmy/g (pesäketä muodostavaa yksikköä/g). Salmonellaa puolestaan ei saa todeta yhtään 25 gramman näytteessä. (MMM 24/11) Lietteitä ei myöskään saa käyttää lannoitteena pelloilla missä viljellään kasveja, joita käytetään ihmisravinnoksi raakana (MMM 12/12).

3.2 Raskasmetallit

Jätevedenpuhdistamoille päätyy huomattavia määriä raskasmetalleja, jotka jätevedenpuhdistamon prosesseissa pääasiassa lietteeseen (Tiruneh et al., 2014). Raskasmetallit voivat rajoittaa puhdistamolietteen hyötykäyttömahdollisuuksia, koska useat metallit ovat myrkyllisiä jopa hyvin pieninä pitoisuuksina. Ongelmia voivat aiheuttaa etenkin kadmium, lyijy ja elohopea. Jotkin raskasmetallit kuten sinkki ja kupari taas ovat pieninä pitoisuuksina välttämättömiä hivenaineita kasveille. Niiden liian suuret pitoisuudet ovat kuitenkin haitallisia. (Vesilaitosyhdistys, 2013) Raskasmetalleista lyijy, elohopea, kadmium ja nikkelin on yksilöity EU:n vesipuitteidirektiivissä vesiympäristölle haitallisiksi tai vaarallisiksi aineiksi (2000/60/EY).

Raskasmetallit ovat peräisin pääasiassa niitä sisältävien tuotteiden käytöstä ja ihmisten ulosteista (IC Consultants, 2001). Raskasmetalleja päätyy jäteveeseen myös muista lähteistä kuten esimerkiksi kuparikattojen eroosiosta ja kuparin kulkeutumisesta edelleen sadevesien mukana puhdistamolle. Yleisesti teollisuuden jätevesien raskasmetallipitoisuudet ovat yhdyskuntajätevesiä suurempia, ja jos teollisuuden jätevesiä käsitellään jätevedenpuhdistamolla, ne voivat aiheuttaa merkittävän raskasmetallikuorman. (Tiruneh et al., 2014) Nykyään teollisuuden jätevedet käsitellään yleensä erikseen ja säädökset raskasmetallien käytön suhteen ovat tiukentuneet. Tästä johtuen suurin osa yhdyskuntien jätevedenpuhdistamolle päätyvästä raskasmetallikuormasta on peräisin kotitalouksista. (Sörme et al., 2003) Aikaisemmin raskasmetallipitoisuudet ovat olleet ongelma suomalaisten puhdistamolietteiden hyötykäyttöä ajatellen (Tontti et al., 2012). Nykyään lietteiden raskasmetallipitoisuudet ovat kuitenkin laskeneet merkittävästi 1970-luvun pitoisuuksista (Vesilaitosyhdistys, 2013).

Lannoitevalmisteiden haitallisten metallien enimmäispitoisuuksille on asetettu rajoitukset lannoitevalmistelaisissa (MMM 24/11). Lannoitevalmistelaisissa on säädetty myös raja-arvot raskasmetallipitoisuuksille viljelysmaassa, jossa käytetään lietettä lannoitteena. Lisäksi lietteen käytöstä aiheutuva haitallisten metallien kuormitus ei saa ylittää säädettyjä vuotuisia raja-arvoja. (MMM 12/12)

Taulukossa 1. on esitetty lannoitevalmistelaisissa säädetty lannoitevalmisteiden haitallisten metallien enimmäispitoisuudet ja HSY:n Viikinmäen jätevedenpuhdistamon lietteen raskasmetallipitoisuuksien keskiarvoja vuodelta 2014. Viikinmäen mädätetyn ja kuivatun lietteen raskasmetallipitoisuuksien voidaan todeta alittavan selkeästi säädetty enimmäispitoisuudet.

Taulukko 1. HSY:n Viikinmäen jätevedenpuhdistamon vuoden 2014 raskasmetallipitoisuuksien keskiarvot (mädätetty ja kuivattu liete) ja lannoitevalmisteiden haitallisten metallien enimmäispitoisuudet (HSY, 2014; MMMa 24/11)

Raskasmetalli	pitoisuus (mg kg/ka)	
	Viikinmäki (2014)	Sallittu enimmäispitoisuus
Arseeni (As)	4	25
Elohopea (Hg) ⁽¹⁾	0,38	1
Kadmium (Cd)	0,61	1,5 ⁽²⁾
Kromi (Cr)	28	300 ⁽³⁾
Kupari (Cu)	363	600 ⁽⁴⁾
Lyijy (Pb)	15	100
Nikkeli (Ni)	21	100
Sinkki (Zn)	583	1500 ⁽⁴⁾

1) Elohopean määrittäminen EPA 743-menetelmällä

2) 2,5 mg Cd/kg ka maa- ja puutarhataloudessa sekä viherrakentamisessa ja maisemoinnissa käytettävässä tuhkalannoitteissa tai niiden raaka-aineena käytettävässä tuhkassa

3) Sellaisenaan kalkitusaineena käytettävälle sivutuotteelle teräskuona (tyyppinimi 2A2/3) määritetään kromi liukoisena kuuden arvoisena kromina (Cr 6+). Raja-arvo liukoiselle kuuden arvoiselle kromille on 2,0 mg/kg kuiva-ainetta.

4) Enimmäispitoisuuden ylitys lannoitevalmisteissa voidaan sallia, kun maaperäanalyysin perusteella on todettu puutetta kuparista tai sinkistä. Metsätaloudessa enimmäispitoisuuden ylitys lannoitevalmisteena käytettävässä sivutuotteessa on sallittu ainoastaan sinkkiä suomensissa käytettäessä, silloin kun sinkin puute on kasvustosta todettu joko maaperä-, lehti- tai neulasanalyysillä Tällöin maksimimäärä sinkkiä lannoitevalmisteena käytettävässä sivutuotteessa saa olla enintään 6000 mg Zn/kg ka.”

3.3 Orgaaniset haitta-aineet

Patogeenien ja raskasmetallien lisäksi puhdistamolietteiden hyötykäyttöä voivat rajoittaa erilaiset orgaaniset haitta-aineet. Synteettisten orgaanisten kemikaalien käyttö on kasvanut viimeisen 50 vuoden aikana erittäin nopeasti. (Haynes et al., 2009) Jo pelkästään EU:n alueella on rekisteröity noin 100 000 kemikaalia, joista noin 30 000 on päivittäisessä käytössä (Olofsson, 2012). Orgaanisia yhdisteitä voi päätyä jätevedenpuhdistamolle pistelähteistä kuten tehtaista. Suurin osa orgaanisten haitta-aineiden kuormasta on kuitenkin nykyään peräisin kotitalouksista. Osa kuormituksesta aiheutuu myös hulevesistä, sillä etenkin kaupunkialueiden päällystetyiltä pinnoilta huuhtoutuu erilaisia kemikaaleja viemäriverkostoon. Hulevesiin voi päätyä orgaanisia haitta-aineita myös ilmalaskeuman kautta. (Rogers et al., 1996)

Ympäristölle erityisesti haitalliseksi todettuja haitta-aineita on pyritty säätelemään direktiiveillä ja sopimuksilla. EU:n vesipuitedirektiiviin listattuihin prioriteettiaineisiin kuuluvat muun muassa polyklooratut dioksiinit ja furaanit (PCDD/F), polyaromaattiset hiilivedyt (PAH-yhdisteet) ja ftalaatit, kuten di(2-etyyliheksyyli)ftalaatti (DEHP) ja dibutyylifftalaatti (DBP). (2000/60/EY)

Vesipuitedirektiivin lisäksi Tukholman yleissopimuksessa vuodelta 2004 ja UNECE:n kaukokulkeutumissopimuksen POP-pöytäkirjassa vuodelta 2003 on määritelty lista pysyvistä orgaanisista yhdisteistä eli POP (Persistent Organic Pollutants)-yhdisteistä. POP-yhdisteisiin kuuluvat muun muassa polyklooratut bifenyylit (PCB:t) ja polybromatut difenyylieetterit (PBDE). POP-yhdisteet ovat myrkyllisiä, kertyvät eliöihin ravintoketjussa ja voivat kulkeutua kauas ilman, veden tai eliöstön välityksellä. Edellä mainituilla kansainvälisillä sopimuksilla on rajoitettu POP-yhdisteiden käyttömääriä ja käyttökohteita. Sopimuksien takia monien POP-yhdisteiden päästöt ovat vähentyneet huomattavasti, mutta niiden pysyvyyden takia niiden jäämiä löytyy vielä ympäristöstä. (Seppälä et al., 2012)

Erilaiset orgaaniset yhdisteet käyttäytyvät jätevedenpuhdistuksen prosesseissa hyvin eri tavalla. Osa yhdisteistä päätyy puhdistamolla vesifaasiin, mutta monet orgaaniset haitta-aineet päätyvät jätevedenpuhdistamolla lietteeseen. Tämä voi johtaa moninkertaiseen haitta-ainepitoisuuksiin lietteissä verrattuna jäteveteen. (Rogers et al., 1996) Lietteen hyötykäyttöä ajatellen orgaaniset haitta-aineet voivat aiheuttaa haitallisia vaikutuksia maaperässä, eliöstössä ja kasvustossa. Joillakin orgaanisilla haitta-aineilla on todettu olevan esimerkiksi hormonitoimintaa häiritseviä ja karsinogeenisia vaikutuksia. (Haynes et al., 2009) Useimmissa orgaanisia haitta-aineita koskevissa tutkimuksissa on lähinnä analysoitu vain yksittäisiä orgaanisia haitta-aineita. Todellisuudessa lietteessä on kuitenkin sekoitus useita erilaisia haitta-aineita. Näin ollen on erittäin mahdollista, että haitta-aineilla esiintyy jonkinlaisia yhteisvaikutuksia.

Suomessa puhdistamolietteiden orgaanisia haitta-aineita on tutkittu toistaiseksi vain vähän (Vieno, 2015; Kasurinen et al., 2014). Orgaanisten haitta-aineiden ryhmä on erittäin laaja ja niiden pitoisuuksia ei mitata säännöllisesti puhdistamolietteistä. Tällä hetkellä Suomessa ei ole vielä säädetty raja-arvoja lietteiden tai lietepohjaisten lannoitetuotteiden orgaanisten haitta-aineiden pitoisuuksille. On kuitenkin ehdotettu raja-arvoa PAH-yhdisteiden pitoisuudelle lietteessä. Ehdotettu raja-arvo on 6 mg/kg kuiva-ainetta laskettuna 16 PAH-yhdisteen summana. (Vieno, 2015) Myöskään Euroopan tasolla ei vielä ole säädetty sitovia yleisiä raja-arvoja lietteiden orgaanisten haitta-aineiden pitoisuuksille, mutta

muun muassa Tanskassa, Saksassa ja Ranskassa on säädetty raja-arvoja joillekin lietteen orgaanisille haitta-aineille (Smith, 2009)

Seuraavassa osiossa esitellään orgaanisia haitta-aineita ja haitta-aineryhmiä, joita tavaan usein tai suurissa pitoisuuksissa suomalaisissa ja pohjoismaisissa puhdistamolietteisä, tai joiden on todettu aiheuttavan mittavia terveys- ja ympäristöriskejä jo pienissä pitoisuuksissa.

Tarkasteluun on pyritty valitsemaan eri tyyppisiä lietteissä esiintyviä haitta-aineita, kuten vahvasti pysyviä polykloorattujen bifenyyleiden (PCB) ja polykloorattujen dioksiinien ja furaanien ryhmään kuuluvia yhdisteitä ja mutta myös toisaalta helpommin hajoaviin, mutta suuremmissa pitoisuuksissa esiintyviä bulkkikemikaaleja, kuten nonyylibenolit (NP) ja lineaariset alkyylibentseenisulfonaatit (LAS). Lisäksi eräs kriteeri yhdisteiden valinnassa oli se että käsiteltävistä haitta-aineista löytyy riittävästi tutkimustuloksia. Monien orgaanisten haitta-aineiden osalta tutkimustulokset ovat vielä nykyäänkin vähäisiä, jolloin lietteen hyötykäytöstä aiheutuvia riskejä on vaikea arvioida.

Koska orgaanisten haitta-aineiden määrä on erittäin suuri, diplomityössä jouduttiin karsimaan pois joitakin melko olennaisiakin haitta-aineryhmiä, kuten lääkeaineet ja estrogeeniset yhdisteet. Monet lääkeaineet päätyvät lisäksi jätevedenpuhdistamon prosesseissa vesifaasiin lietteen sijaan. (Radjenovic et al., 2009) Estrogeenisten yhdisteiden, kuten luonnollisten ja synteettisten estrogeenien on sen sijaan todettu päätyvän lietteisiin. Toisaalta myös lantalietteen käyttö aiheuttaa suuren estrogeenikuorman, jolloin estrogeenisia vaikutuksia tutkiessa olisi tarpeellista tutkia myös lantalietteen käytöstä peräisin oleva riski. (Smith, 2009)

3.3.1 PAH, PCB, PCDD/F

Erittäin pysyviä orgaanisia aineita kuten PAH-yhdisteitä, PCB:tä ja PCDD/F- yhdisteitä on pitkään pidetty suurimpana ympäristöriskejä aiheuttavana tekijänä puhdistamolietteisä. Monien näiden yhdisteiden käyttöä ja päästöjä on kuitenkin rajoitettu, mikä on johtanut yhdisteiden pitoisuuksien vähentymiseen jätevedenpuhdistamolla ja puhdistamolietteisä. (Smith, 2009)

PCB:itä on käytetty muun muassa kondensaattorien ja muuntajien valmistuksessa. PCB-yhdisteitä vapautuu myös erilaisissa polttoprosesseissa, etenkin jätteenpoltossa. (Kasurinen et al., 2014) Suomessa PCB-pohjaisia saumausaineita on myös käytetty betonielementtitaloissa. Näistä PCB:tä on levinnyt ympäristöön, josta se voi edelleen päätyä jätevedenpuhdistamolle sadevesiviemärien kautta. (Priha et al., 2005)

PCB:illa on todettu olevan vesiympäristössä akuutteja toksisia vaikutuksia ja niiden on todettu kertyvän tehokkaasti ravintoketjussa. PCB:illa on todettu olevan myös hormoni-toimintaa häiritseviä vaikutuksia. Negatiivisten ympäristövaikutusten takia PCB:iden käyttöä on rajoitettu huomattavasti. (Haynes et al., 2009; Kasurinen et al., 2014) PCB-yhdisteiden kiellettiin Suomessa 1990-luvulla, mutta niitä esiintyy edelleen jätevedenpuhdistamojen lietteissä (Kasurinen et al., 2014). PCB-yhdisteiden nykyisestä ympäristökuormituksesta huomattava osa on todennäköisesti peräisin jo ympäristössä olevasta PCB:sta, joka voi päätyä jätevedenpuhdistamolle esimerkiksi ilmalaskeuman ja tätä seuraavan huuhtoutumisen kautta (IC Consultants, 2001).

PCB:iden hydrofobisuus vaihtelee yhdisteen kloorausasteen mukaan. Yleensä raskaamat kongeneerit ovat hydrofobisempia kuin kevyemmät. Ominaisuuksiensa takia useat PCB:t päätyvät jätevedenpuhdistamolla pääasiassa lietteeseen. Osa kevyemmistä PCB yhdisteistä on suhteellisen haihtuvia ja ne voivat haihtua jätevedenpuhdistamon tai lietteenkäsittelyn prosesseissa. (Wild & Jones, 1992) PCB:iden biologinen hajoaminen on erittäin hidasta (puoliintumisaika maaperässä 3 - 38 vuotta) (Kasurinen et al., 2014). Kootun kirjallisuustiedon mukaan PCB:iden tavanomaiset pitoisuudet jätevesilietteissä vaihtelevat välillä 20 – 2000 mg/kg (Haynes et al., 2009.) Pohjoismaisissa puhdistamolietteissä pitoisuudet ovat kuitenkin tätä huomattavasti alhaisempia (Sternbeck et al., 2011; Kasurinen et al., 2014).

Taulukko 2. Polykloorattujen bifenyyliden (PCB) pitoisuuksia puhdistamolietteissä

PCB	Pitoisuus (mg/kg)	Lähde
Tavanomaiset pitoisuudet	20- 2000	Haynes et al., 2009
PCB-7 (Ruotsin ja Norjan keskiarvo)	0,032- 0,04	Sternbeck et al., 2011
PCB-7 (Suomi)	0,03- 0,08	Kasurinen et al., 2014; Sternbeck et al., 2011

PCDD/F- yhdisteitä ei ole suoraan valmistettu tiettyyn tarkoitukseen, mutta niitä syntyy muun muassa polttoprosesseissa ja niitä esiintyy myös joidenkin yhdisteiden epäpuhtauksina. (Kasurinen et al., 2014) Eniten tutkittu ryhmän ja toksisin ryhmän yhdisteistä on 2,3,7,8-TCDD, jota on käytetty muun muassa Yhdysvaltojen armeijan kasvimyrryky Agent Orangessa. PCDD/F pitoisuudet ilmoitetaan yleensä toksisuusekvivalenttina (1-TEQ) suhteessa TCDD:hen. (Haynes et al., 2009) PCDD/F yhdisteitä päätyy puhdistamolle lähinnä yhdyskuntien jätevesistä, mutta ryhmän kevyempien yhdisteiden kuormitukseen vaikuttaa myös ilmalaskeuma. (Kasurinen et al., 2014)

PCDD/F yhdisteet ovat ominaisuuksiltaan vahvasti hydrofobisia ja näin ollen ne sitoutuvat voimakkaasti kiintoaineeseen (Wild & Jones, 1992). Osa ryhmän kevyemmistä yhdisteistä on myös suhteellisen haihtuvia. PCDD/F yhdisteet ovat erittäin pysyviä ja ne kertyvät tehokkaasti eliöiden rasvakudokseen. PCDD/F pitoisuudet jätevesilietteissä ovat laskeneet selkeästi 1990-luvun alun pitoisuuksista niihin kohdistuvien päästörajoitusten takia. (Kasurinen et al., 2014)

Taulukko 3. Polykloorattujen dioksiinien ja furaanien (PCDD/F) pitoisuuksia puhdistamolietteissä

PCDD/F	Pitoisuus (ng/kg 1-TEQ)	Lähde
Tavanomaiset pitoisuudet	20- 200	Haynes et al., 2009
Suomalainen puhdistamoliete	5 - 15	Kasurinen et al., 2014

PAH-yhdisteitä syntyy muun muassa epätäydellisen palamisen seurauksena esimerkiksi teollisuudessa ja liikenteessä, mutta myös esimerkiksi ruuanlaitossa (Smith, 2009). PAH-yhdisteet päätyvät jätevedenpuhdistamolle pääasiassa ilmalaskeuman ja tätä seuraavan

huuhtoutumisen kautta. Monet PAH-yhdisteet ovat myrkyllisiä ja monilla on todettu olevan myös karsinogeenisia ja perimämuutoksia aiheuttavia vaikutuksia (Haynes et al., 2009).

PAH-yhdisteiden ryhmä sisältää satoja yhdisteitä, mutta useimmiten keskitytään USA:n ympäristöviranomaisen EPA:n määrittelemiін haitallisimmiksi määrittelemiін PAH-16 yhdisteisiin. PAH-yhdisteistä kuusi kappaletta on EU:n vesipuitedirektiivissä määritelty vaarallisiksi prioriteettiaineiksi (PAH-6). Osa PAH-yhdisteistä sitoutuu jätevedenpuhdistamolla tehokkaasti lietteeseen. (Kasurinen et al., 2014) PAH-yhdisteiden kemialliset ominaisuudet vaihtelevat huomattavasti ryhmän sisällä. Molekyyli­massaltaan raskaammat yhdisteet ovat huomattavasti hydrofobisempia kuin kevyemmät PAH:t. Kevyemmät PAH-yhdisteet ovat myös suhteellisen haihtuvia, kun taas raskaammat eivät juuri haihdu. (Wild & Jones, 1992) PAH-yhdisteiden pysyvyys ympäristössä johtuu pitkälti niiden taipumuksesta sitoutua tiukasti kiinteään aineeseen, jolloin ne eivät ole alttiita biologisille hajotusprosesseille (Haynes et al., 2009).

Taulukko 4. Polysyklisten aromaattisten hiilivetyjen (PAH) pitoisuuksia puhdistamolietteisä

PAH	Pitoisuus (mg/kg)	Lähde
Tavanomaiset pitoisuudet	1- 100	Haynes et al., 2009
PAH-16(Pohjoismaiden k.a.)	1,4- 3,3	Sternbeck et al., 2011
PAH 16 (Suomi)	0,5- 9,3	Sternbeck et al., 2011
PAH -6 (Suomi)	0,501	Mannio et al., 2011

PAH-yhdisteiden, PCB:n ja dioksiinien ja furaanien (PCDD/F) pitoisuudet puhdistamolietteisä ovat laskeneet niihin kohdistettujen rajoitusten vuoksi. Näiden yhdisteiden määrä tulee todennäköisesti vielä vähentymään lietteissä ja ympäristössä tulevaisuudessa. (Sternbeck et al., 2011) Kuitenkin Kasurinen et al. (2014) mukaan puhdistamolietteen käyttö voi nostaa näiden yhdisteiden pitoisuuksia maaperässä.

3.3.2. Pesuaineet (NP/NPE, LAS) ja ftalaatit

Lineaarisia alkybentseenisulfonaatteja (LAS), alkyylifenoleja ja niiden etoksilaatteja (NP/NPE) ja ftalaattiestereitä (PAE) tavataan puhdistamolietteisä usein melko suurissa pitoisuuksissa. Ne ovat usein määrällisesti suurin orgaanisten haitta-aineiden ryhmä puhdistamolietteisä johtuen niitä sisältävien tuotteiden laajasta käytöstä kotitalouksissa ja teollisuudessa. (Smith, 2009)

LAS-yhdisteitä käytetään muun muassa synteettisissä pesuaineissa ja puhdistusaineissa. LAS-yhdisteiden hydrofobisuus on keskitasoa ja ne eivät juuri haihdu. (Wild & Jones, 1992) Suuri osa LAS-yhdisteistä hajoaa jätevedenpuhdistamolla suhteellisen tehokkaasti (Smith, 2009). LAS-yhdisteiden suuren käyttö­määrän takia osa yhdisteistä jää kuitenkin hajoamatta ja niiden ominaisuuksien takia ne päätyvät suurimmaksi osaksi puhdistamolietteeseen (Kasurinen et al., 2014).

Haynes et al., 2009 raportoivat LAS-yhdisteiden tavanomaiseksi pitoisuudeksi puhdistamolietteisä jopa 5000- 15 000 mg/kg. LAS-yhdisteitä on löydetty suurina pitoisuuksina

myös pohjoismaisista puhdistamolietteistä. Sternbeck et al. (2011) tutkimuksessa LAS-yhdisteet olivat pitoisuuksiltaan suurin orgaanisten haitta-aineiden ryhmä pohjoismaisissa puhdistamolietteissä. Erityisesti Tanskassa todettiin suuria LAS-pitoisuuksia lietteissä (jopa 11800 mg/kg). (Sternbeck et al., 2011)

Taulukko 5. Lineaaristen alkyylibentseenisulfonaattien (LAS) pitoisuuksia puhdistamolietteissä

LAS		Pitoisuus (mg/kg)	Lähde
Tavanomaiset pitoisuudet		5000- 15 000	Haynes et al., 2009
LAS(Pohjoismaiden k.a)		284- 1400	Sternbeck et al., 2011
LAS (Suomi)		360- 1700	Sternbeck et al., 2011

Alkyylifenoleja ja niiden etoksilaatteja on käytetty muun muassa pesuaineissa, kosmetiikkatuotteissa ja tekstiileissä. Alkyylifenolien käyttö on EU:ssa nykyään erittäin rajoitettua muutamia käyttökohteita lukuun ottamatta. (Vieno, 2015) Alkyylifenoleja päätyy jätevesiin nykyään lähinnä erilaisista pesuaineista ja niillä käsiteltyjen tekstiilien pesemisestä. Alkyylifenolien etoksilaatit hajoavat jätevedenpuhdistuksen ja lietteenkäsittelyn prosesseissa alkyylifenoleiksi, kuten nonyylifenoliksi ja oktyylifenoliksi. Nämä hajoamistuotteet ovat lipofiilisempia ja herkemmin kertyviä kuin etoksilaatit. (Kasurinen et al., 2014)

Nonyylifenoli on yksi yleisimpiä alkyylifenoleita. Nonyylifenolien on todettu olevan eliöihin kertyvää ja erittäin myrkyllistä vesieliöstölle. Niillä on myös todettu olevan hormonoimintaa häiritseviä vaikutuksia. (Sternbeck et al., 2011) Nonyylifenolien biohajoamisen on huomattu jätevedenpuhdistamon prosesseissa pieneksi ja sen hydrofobisen luonteen ($\log k_{ow} = 4,1$) takia se on todettu kertyvän lietteisiin. (Vieno, 2015)

Taulukko 6. Nonyylifenolien pitoisuuksia puhdistamolietteissä

Nonyylifenoli		
	Pitoisuus (mg/kg)	Lähde
NP (Pohjoismaiden k.a)	5,6- 32	Sternbeck et al., 2011
NP (Suomi 2008)	2,4- 4,6	Kasurinen et al., 2014

Ftalaattiesterit ovat lähinnä muovituotteiden pehmentämiseen käytettäviä yhdisteitä. Joillakin ftalaattiestereillä on todettu karsinogeenisia ja hormonoimintaa häiritseviä vaikutuksia eliöstössä. (Haynes et al., 2009) Yleisimmin käytetty ftalaattiesteri on di(2-etyyliheksyyli)ftalaatti eli DEHP. Sitä käytetään muun muassa PVC-muovin valmistamisessa. (Smith, 2009) Suuri osa (jopa 70 %) ftalaattien päästöistä on peräisin kotitalouksista (IC Consultants, 2001).

DEHP on voimakkaasti hydrofobinen ($\log k_{ow}$: 7,5) ja sen haihtuvuus on vähäistä (Staples et al., 1997). Se ei hajoa tehokkaasti jätevedenpuhdistamolla ja sitoutuu merkittävästi lietteen kiintoaineeseen. DEHP on luokiteltu EU:n vesipuidedirektiivissä prioriteettiaineeksi. (Kasurinen et al., 2014) Haynes et al. (2009) raportoivat ftalaattiestereiden tavalliseksi

kokonaispitoisuudeksi 12- 200 mg/kg. Pohjoismaiden ja Suomen pitoisuudet ovat yleisesti tätä alhaisempia. Toisaalta DEHP:lle on mitattu Ruotsissa jopa 1000 mg/kg pitoisuusarvo. (Sternbeck et al., 2011)

Taulukko 7. Ftalaattiesterien (PAE) pitoisuuksia puhdistamolietteissä

PAE

	Pitoisuus (mg/kg)	Lähde
PAE (Tavanomaiset pitoisuudet)	12- 200	Haynes et al., 2009
DEHP (Pohjoismaiden k.a)	16- 74	Sternbeck et al., 2011
DEHP (Suomi)	5- 24	Kasurinen et al., 2014

3.3.4 Polybromatut difenyylietterit

Polybromatut difenyylietterit eli PBDE:t ovat ryhmä bromia sisältäviä orgaanisia aineita, joita on käytetty pääasiassa palonestoaineina. PBDE yhdisteillä esiintyy 209 erilaista kongeneeria. Ne ovat erittäin pysyviä ja myrkyllisiä yhdisteitä, joilla on taipumusta kertyä ympäristössä. Tämän vuoksi niillä voi olla pitkäkestoisia haitallisia vaikutuksia. (Sternbeck et al., 2011)

Yleisimpiä PBDE-tuotteita ovat penta-, okta- ja dekaPBDE:t ja tetrabromobisfenoli-A (TBBA) (Sternbeck et al., 2011). Penta- ja oktaPBDE:iden käyttö kiellettiin EU:ssa vuonna 2004 ja myös dekaPBDE:n käyttöä on rajoitettu (Kasurinen et al., 2014). Bromattuja palonestoaineita voi päätyä jätevedenpuhdistamolle niitä sisältävien tuotteiden valmistusprosesseista ja käytöstä. Myös ilmalaskeuma on tärkeä PBDE päästöjen lähde. (Sternbeck et al., 2011)

PBDE yhdisteet ovat erittäin hydrofobisia ja niiden haihtuvuus on vähäistä (USEPA, 2010). Ne eivät juuri hajoa jätevedenpuhdistamolla (vain noin 1 % tulevasta kuormasta hajooa). Yli 90 % PBDE:sta on todettu päätyvän jätevedenpuhdistamolla lietteeseen. (Kasurinen et al., 2014) Eniten pohjoismaisissa lietteissä esiintyy BDE-209 kongeneeria, joka on peräisin dekaPBDE:stä. Muita yleisiä kongeenereja ovat BDE-99 ja BDE-47, jotka ovat peräisin kielletystä pentaPBDE:stä. (Sternbeck et al., 2011) BDE-209 pitoisuudet Suomessa vuosina 2008- 2009 olivat korkeampia kuin Sternbeck et al. 2011 tutkimuksen mitatut keskiarvot ja suuruusluokaltaan samoja kuin ruotsalaisten ja norjalaisten puhdistamolietteiden maksimipitoisuudet (Kasurinen et al., 2014; Sternbeck et al., 2011).

Taulukko 8. Polybromattujen difenyylietterien (PBDE) pitoisuuksia puhdistamolietteisissä

PBDE

	Pitoisuus (mg/kg)	Lähde
Tavanomaiset pitoisuudet	0,1- 1	Haynes et al., 2009
BDE- 209 (Ruotsin ja Norjan k.a)	0,33- 0,39	Sternbeck et al., 2011
BDE-99(Ruotsin ja Norjan k.a)	0,019- 0,046	Sternbeck et al., 2011
BDE- 209 (Suomi 2009- 2009)	0,252- 0,579	Mehtonen et al., 2012

3.3.3 Perfluoratut yhdisteet

Perfluoratut yhdisteet eli PFC-yhdisteet voidaan jakaa niiden rakenteen mukaan perfluoro-oktaanisulfonaattiin (PFOS), perfluoro-oktaanihappoon (PFOA), näiden homologeihin ja fluoritelomeereihin. PFOS ja PFOA ovat näistä eniten tutkittuja. Ne ovat myrkyllisiä yhdisteitä, joiden on todettu kertyvän ravintoketjussa. PFOS ja PFOA on myös todettu hormonitoimintaa häiritseviksi ja mahdollisesti karsinogeenisiksi. (Haavisto & Retkin, 2014) Monet muut perfluoratut yhdisteet ovat PFOS:in ja PFOA:n esiasteita ja ne hajoavat lopulta näiksi yhdisteiksi. (Haavisto & Retkin, 2014) Tässä diplomityössä keskitytään perfluoratuista yhdisteistä erityisesti PFOS:iin.

PFOS:ia on käytetty muun muassa sammutusvaahdoissa, pintakäsittelyaineissa ja valokuvaustuotteissa. PFOA on myös sammutusvaahdoissa käytetty kemikaali, mutta PFOA sisältävien sammutusvaahdojen valmistus lopetettiin jo vuonna 1975. PFOS on määriteltä Euroopan parlamentin ja neuvoston toimesta POP-aineeksi 2004 ja sen käyttöä on rajoitettu vahvasti. (Haavisto & Retkin, 2014) PFOS:ia käytetään nykyään lähinnä pintakäsittelyaineena muun muassa metallien ja tekstiilien käsittelyssä (Vieno, 2015).

PFC-yhdisteiden hiili-fluorisidos on erittäin vahva ja näin ollen ne ovat ympäristössä erittäin pysyviä yhdisteitä. Niiden ei ole todettu juurikaan hajoavan biologisesti aerobisissa tai anaerobisissa olosuhteissa. (Clarke & Smith, 2011) PFOS on amfiifiilinen yhdiste eli sillä vesi- ja rasvaliukoisen yhdisteen ominaisuuksia. Tämän takia sille ei voida määrittellä oktanoli-vesi jakaantumiskertoimen arvoa. (Zhao et al., 2013) PFOS ei elimistössä kerry rasvaan, vaan sen on huomattu kertyvän tiettyihin proteiineihin (Giesy et al., 2010). PFOS:n vesiliukoisuudesta on paljon poikkeavaa tietoa, mutta sen on todettu olevan ainakin jossain määrin vesiliukoinen. PFOS:n on muun muassa huomattu liikkuvan maaperässä sadevesien vaikutuksesta. (Clarke & Smith, 2011)

PFOS:n käyttäytymisestä jätevedenpuhdistamolla on ristiriitaista tietoa. Joissakin tutkimuksissa sen on huomattu jäävän suurimmaksi osaksi vesifaasiin, ja vain noin kolmasosan on todettu päätyvän lietteeseen. (Kasurinen et al., 2014) Toisaalta joissakin tutkimuksissa on todettu PFOS:n ja PFOA:n sitoutuvan tehokkaasti lietteeseen (Beach et al., 2006). PFOS:n tai PFOA:n ei ole todettu hajoavan jätevedenpuhdistamolla (Clarke &

Smith, 2011). Joidenkin PFC-yhdisteiden, kuten PFOS:in pitoisuuksien on todettu lisääntyvän jätevedenpuhdistamolla, johtuen todennäköisesti sen esiasteiden hajoamisesta (Vieno, 2015).

Pidempiketjuisia PFOS- ja PFOA-yhdisteitä on alettu korvaamaan lyhempiketjuisilla PFC-yhdisteillä. Lyhempiketjuiset PFC-yhdisteet liikkuvat maaperässä helpommin, kuin pidempiketjuisen PFOS ja PFOA Lyhyketjuisten yhdisteiden kertyvyys ja myrkyllisyys on kuitenkin todettu pitkäketjuisia yhdisteitä vähäisemmäksi. (Gellrich et al., 2012)

Taulukko 9. Perfluorattujen yhdisteiden (PFC) pitoisuuksia puhdistamolietteissä

PFC- yhdisteet

	Pitoisuus (µg/kg)	Lähde
PFC- summa (Ruotsi) ¹	0,2- 3,8	Kasurinen et al., 2014
PFC- summa (Norja) ¹	1,0- 1,7	Kasurinen et al., 2014
PFC- summa (Suomi) ¹	0,2- 2,5	Kasurinen et al., 2014
PFOS (Suomi) *	0,04- 0,09	Berger, 2004
PFOA (Suomi)	2,7	Vieno, 2015
PFOS (Suomi)	6,5	Vieno, 2015
PFC-summa (Suomi) ²	20,5	Vieno, 2015

1)PFC summa = (PFOSA+ PFHxS+ PFOS+ PFHxA+ PFOA+ PFNA), pitoisuus laskettu märkäpainoon suhteutettuna

2) PFC- summa = PFOS+ PFOA+ PFBA+ PFPeA+ PFHxA+ PFHpA+ PFNA+ PFDA+ PFUnA+ PFDaA+ PFBuS+ PFHxS+ PFHpS+ PFDS

4 Puhdistamolietteen käsittely

Puhdistamolietteitä käsitellään muun muassa niiden massan pienentämiseksi, vesipitoisuuden vähentämiseksi ja saattamiseksi biologisesti hajoamattomaan muotoon. Jotkin lietteenkäsittelymenetelmät vaikuttavat myös lietteessä olevien haitta-aineiden ja ravinteiden määrään. (Smith, 2009)

4.1 Esikäsittely

Tiivistyksen ja kuivauksen tarkoituksena on nostaa lietteen kuiva-ainepitoisuutta poistamalla siitä nestettä. Jätevedenpuhdistamon prosesseista saadun lietteen kuiva-ainepitoisuus vaihtelee välillä 0,25- 12 %. Erilaisilla vedenpoistomenetelmillä saadaan lietteen tilavuutta huomattavasti pienennettyä. Lietteiden tiivistys ja kuivaus voidaan tehdä ennen varsinaisia lietteenkäsittelyprosesseja tai ennen laitokselta pois kuljettamista. Esikäsittely on hyödyllistä tulevia prosesseja varten, sillä näin prosessien kapasiteettia vapautuu käyttöön ja saadaan säästettyä resursseja, kuten kemikaaleja ja energiaa. Lietteiden määrän pienentyessä säästetään myös kuljetuskustannuksissa. (Metcalf & Eddy, 2003)

4.1.1 Tiivistys

Yleensä kaikkia lietteenkäsittelymenetelmiä edeltää lietteen tiivistys. Lietteiden tiivistyksessä eli sakeutuksessa sen kuiva-ainepitoisuus nousee 2-3 kertaiseksi. Yleisiä lietteiden tiivistysmenetelmiä ovat laskeutustiivistys ja flotaatiotiivistys. Laskeutustiivistyksessä lietepartikkelit vajoavat painovoiman vaikutuksesta alaan pohjalle, josta liete pumpataan edelleen jatkokäsittelyyn. Laskeutustiivistys voidaan tehdä erillisessä tiivistämössä tai selkeyttämön lietesäiliössä. Sekalietteiden kiintoainepitoisuus on yleensä 5-9 % laskeutustiivistyksen jälkeen. Flotaatiotiivistyksessä tiivistysyksikköön tulevaan lietteeseen sekoitetaan kierrätysvettä, johon on liuotettu ilmaa paineenalaisena. Kun paine laskee, ilma vapautuu pieninä kuplina, jotka tarttuvat lietehiukkasiin, jolloin hiukkaset nousevat pintaan. Flotaatiotiivistystä käytetään etenkin kevyiden lietejakeiden tiivistämiseen. (RIL 124-2-2004)

4.1.2 Kuivaus

Yleisimpiä lietteiden kuivausmenetelmiä ovat koneelliset kuivausmenetelmät lingolla, suonauhapuristimella tai ruuvikuivaimella. Muita käytettyjä lietteiden kuivausmenetelmiä ovat esimerkiksi lietelavat ja terminen kuivaus. Eri menetelmillä päästään erilaisiin kuiva-ainepitoisuuksiin riippuen tarpeesta. (RIL 124-2-2004)

Lietteiden vesipitoisuuden on huomattu korreloivan sen sisältämän helppoliukoisen fosforin pitoisuuden kanssa. (O'Connor et al., 2004; Seyhan & Erdinler, 2003) Lietteiden kuivaaminen suureen kuiva-ainepitoisuuteen voi näin ollen vähentää sen sisältämän fosforin käyttökelpoisuutta ainakin jossain määrin. Pitkäkestoisten kuivausmenetelmien, kuten lietelavojen käytön on huomattu aiheuttavan typpihäviöitä haihdunnan seurauksena. Typpilannoitevaikutuksen kannalta voi olla siis parempi kuivata liete mekaanisesti tai termisesti. (Rigby et al., 2016)

Tiivistys- ja kuivausprosessit eivät vaikuta merkittävästi lietteiden haitallisten aineiden tai taudinaiheuttajien määrään. Lisäksi lietteiden hajoamistoiminta ei pysähdy niiden seurauksena, ja näin ollen liete jatkaa hajoamista ja muodostaa runsaasti haisevia yhdisteitä. Lietteiden jatkokäsittelyn tarkoituksena on minimoida lietteestä aiheutuva haitta terveydelle ja ympäristölle ja saattaa liete stabiiliin tilaan. (Metcalf & Eddy, 2003) Seuraavassa osiossa esitellään erilaisia lietteiden stabilointi- ja kunnostusmenetelmiä ja niiden vaikutusta lietteiden ominaisuuksiin, kuten haitta-aineiden määrään ja ravinteiden saatavuuteen.

4.2 Mädätys

Mädätys on yksi vanhimpia ja yleisimpiä puhdistamolietteiden stabilointiin käytettyjä menetelmiä. Siinä lietteiden orgaaninen ja epäorgaaninen aines hajoavat hapettomissa (anaerobisissa) olosuhteissa. Mädätysprosessiin kuluu suhteellisen vähän energiaa ja se tuottaa biologisesti stabiilia lietettä. Mädätysprosessissa syntyy sivutuotteena huomattavia määriä kaasuja, erityisesti metaania (CH₄), jota voidaan käyttää energiantuotantoon. (Metcalf & Eddy, 2003)

Mädätys voidaan jakaa kahteen tyyppiin syötettävän lietteen kuiva-ainepitoisuuden perusteella. Märkämädätyksessä kuiva-ainepitoisuus on maksimissaan 15 % kun taas kuivamädätyksessä kiintoainepitoisuus vaihtelee välillä 20 ja 40 %. Märkämädätys on Suomessa yleisempi prosessityyppi. (Pöyry Environment Oy, 2007) Mädätysprosessia kutsutaan joko mesofiiliseksi tai termofiiliseksi, riippuen prosessin lämpötilasta. Mesofiilinen prosessi tapahtuu 30 -35 °C lämpötilassa ja termofiilinen 50 - 57 °C lämpötilassa (Metcalf & Eddy, 2003). Mesofiilinen prosessi on näistä huomattavasti yleisemmin käytössä Suomessa (Pöyry Environment Oy, 2007). On olemassa myös mesofiilisen ja termofiilisen prosessin yhdistäviä vaiheistettuja mädätysprosesseja. Näitä kutsutaan TPAD (Temperature Phased Anaerobic Digestion) -prosesseiksi. (Metcalf & Eddy, 2003)

Mädätys tapahtuu suljetussa reaktorissa, jossa lietettä sekoitetaan ja lämmitetään prosessin kannalta optimaaliseen lämpötilaan. On tärkeää, että liete syötetään tasaisesti reaktoriin ja että prosessin olosuhteet, kuten lämpötila ja kosteus, pysyvät mahdollisimman vakiona. Mädätyksessä käsitellään yleensä raaka- ja ylijäämaliettä samassa prosessissa, joskin joissakin tapauksissa näitä voidaan käsitellä myös erillisissä prosesseissa. (Metcalf & Eddy, 2003)

Mesofiilisen mädätysprosessin hydraulinen viipymä on noin 15 -25 päivää (Lohiniva et al., 2001). Termofiilisen mädätysprosessin korkeammassa lämpötilassa biokemialliset reaktiot tapahtuvat nopeammin ja termofiilinen prosessi onkin noin neljä kertaa mesofiilistä nopeampi. Termofiilinen mädätys myös hajottaa kiintoainetta ja tuhoaa patogeeneja tehokkaammin kuin mesofiilinen prosessi. Huonoja puolia termofiilisessä prosessissa on sen suurempi energiantarve, hajuhaitat ja se, että prosessi on vaikeampi pitää stabiilina. (Metcalf & Eddy, 2003)

Kun mädättämö toimii optimaalisesti noin 50 % orgaanisesta aineesta jää lietteeseen, 40 % muuttuu kaasuksi ja 10 % jää lietevedeen. Kuitenkaan yleensä prosessiolosuhteet eivät ole optimaalisia ja hajoaminen jää vähäisemmäksi. Mädätyksen seurauksena lietteen orgaanisen aineen on todettu vähentyvän 5 - 25 %. (Solis et al., 2002; Alvarez et al., 2002)

Mädätyskaasu sisältää metaania 65- 75 %, hiilidioksidia 25- 30 % ja pieniä määriä typpeä, vetyä, vesihöyryjä ja muita kaasuja. Kaasuntuotanto vaihtelee suuresti jäteveden lietteen orgaanisen aineen määrän ja biokaasutuslaitoksen tehokkuuden mukaan. Kaasuntuotanto väestömäärän mukaan voidaan karkeasti arvioida olevan välillä 15 ja 28 m³/ 1000 ihmistä* vrk. Mädätyskaasun lämpöarvo on noin 22 400 kJ/m³, kun taas maakaasun lämpöarvo on noin 37 300 kJ/m³. Kaasua voidaan käyttää lämmitykseen mädätysprosessissa tai muualla laitoksella. Siitä voidaan tuottaa esimerkiksi sähkö- ja lämpöenergiaa tai vaihtoehtoisesti liikennepolttoainetta. (Metcalf & Eddy, 2003; Pöyry Environment, 2007)

4.2.1 Patogeenien tuhoutuminen

Mesofiilinen mädätysprosessi ei riitä tuhoamaan lietteessä olevia patogeeneja. Mesofiilisesti mädätetyn lietteen patogeenipitoisuudet ovat yleensä huomattavasti suurempia kuin esimerkiksi kompostoidun tai termisesti kuivatun lietteen patogeenipitoisuudet. (Tontti et al., 2012) Termofiilinen mädätysprosessi taas tuhoaa patogeeneja tehokkaasti (Metcalf & Eddy, 2003). Tontti et al. (2012) totesi että termofiilisesti mädätetty puhdistamoliete täytti selkeästi lannoitevalmistelain mukaiset hygieniavaatimukset. Mädätetyn

lietteen patogeenisuutuuksien on joissain tapauksissa todettu nousevan käsittelyä seuraavan varastoinnin seurauksena. Tämä voi johtua tuhoutumattomien patogeeni uudeleenaaktivoitumisesta tai uuden mikrobikannan leviämisestä lietteeseen. (Fu et al., 2014)

4.2.2 Organisten haitta-aineiden hajoaminen

Mädätyksen aikana tapahtuvat biologiset prosessit voivat vaikuttaa joidenkin orgaanisten haitta-aineiden pitoisuuksiin lietteissä. Yleisesti on todettu, että aerobisilla prosesseilla on suurempi merkitys lietteen orgaanisten haitta-aineiden hajottamisessa. Joidenkin yhdisteiden on kuitenkin todettu hajoavan tehokkaammin anaerobisissa olosuhteissa. (Smith, 2009) Taulukossa 10. on esitetty kirjallisuustiedon pohjalta arvoja joidenkin orgaanisten haitta-aineiden vähenemälle mesofiilisessa ja termofiilisessa mädätysprosessissa.

Taulukko 10. Kirjallisuudessa esitetyjä arvoja puhdistamolietteen orgaanisten haitta-aineiden poistumalle mesofiilisessa ja termofiilisessa mädätysprosessissa.

Haitta-aine	Mesofiilinen mädätys	Termofiilinen mädätys	lähde
PCDD/F	0 %	0 %	Haynes et al., 2009
PAH	36- 52 %	51- 65 %	El Hadj et al., 2006; Bernal-Martinez et al., 2009
PCB*	33- 58 %	47- 83 %	El Hadj et al., 2007 ; Dabrowska & Rosińska, 2012
DEHP	21,7- 37,8 %	31,7- 46,7 %	El Hajd et al.,2006
LAS	0- 37 %	0- 37 %	Prats et al., 1997; Garcia et al., 2005
NPE	25 %	30 %	Patureau et al., 2008
NP	< 25 %	< 25 %	Hernandez-Raquet et al., 2007; Patureau et al., 2008
PBDE(Deka-BDE)*	35 %	35 %	Gerecke et al., 2005
PFC	0 %	0 %	Stasinakis, 2012; Vieno, 2015

Anaerobisella mädätysprosessilla on todettu olevan jonkin verran vaikutusta PAH-yhdisteiden ja ftalaattiestereiden, kuten DEHP:n hajoamiseen. Näiden yhdisteiden hajoaminen on hieman tehokkaampaa termofiilisessa kuin mesofiilisessa prosessissa. Joissakin tutkimuksissa jopa 60 % DEHP:sta ja yli 90 % DBP:sta ja dietyyliftalaatista (DEP) on todettu hajoavan mädätysprosessissa. (Stasinakis, 2012)

Nonyylifenolien etoksilaattien (NPE) on huomattu hajoavan mädätyksen seurauksena lyhempiketjuisiksi yhdisteiksi ja edelleen nonyylifenoliksi (NP) (Vieno, 2015; Smith, 2009). NPE:sta hajosi anaerobisen mädätyksen seurauksena parhaimmillaan yli neljäsosa alkuperäisestä pitoisuudesta (Patureau et al., 2008). Etoksilaattien hajoamistuotteina syntyvät nonyylifenolit (NP) eivät juuri hajonneet merkittävästi mädätysprosesseissa (Hernandez-Raquet et al., 2007; Patureau et al., 2008). Näin ollen jos lietteessä on runsaasti

etoksilaatteja, niiden hajoamisen seurauksena lietteen NP pitoisuus voi kasvaa mädätyksessä (Stasinakis, 2012). PBDE:ihin kuuluvan Dekka-BDE:n todettiin hajoavan jonkin verran mädätyksen seurauksena, tosin kirjallisuustieto tästä on vähäistä. Hajoamistuotteet ovat toksisempia ja helpommin kertyviä kuin alkuperäinen Dekka-BDE. (Gerecke et al., 2005)

Kirjallisuustieto LAS-yhdisteiden hajoamisesta mädätyksen seurauksena on vaihtelevaa. Yleisesti ottaen LAS-yhdisteiden vähenemä oletetaan kuitenkin melko pieneksi. (Showanek et al., 2007) Ristiriitaisesti tosin Carballa et al. (2006) totesivat, että jopa 50- 90 % lietteen LAS-yhdisteistä hajosi mädätysprosessissa.

Kirjallisuustieto PCB:n hajoamisesta mädätysreaktorissa on myös hyvin vaihtelevaa. El Hadj et al. (2007) raportoivat PCB:iden vähenemäksi jopa 59 - 83 % termofiilisessä prosessissa ja 33 - 58 % mesofiilisessä prosessissa. Dabrowska & Rosińska (2012) totesivat seitsemän PCB yhdisteen pitoisuuden vähentyvän 47 % termofiilisen mädätyksen seurauksena. Tulosten vaihtelevuus voi johtua eri PCB-yhdisteiden erilaisesta käyttäytymisestä mädätysprosessissa.

Mädätyksellä ei kirjallisuustiedon perusteella ole vaikutusta lietteen PCDD/F pitoisuuksiin. Myöskään PFC yhdisteiden, kuten PFOS:n ja PFOA:n ei ole todettu hajoavan mädätyksen seurauksena. PFOS:in pitoisuuksien on todettu nousevan mädätyksen seurauksena johtuen todennäköisesti niiden esiasteiden hajoamisesta. (Stasinakis, 2012; Vieno, 2015)

Kirjallisuudessa esitetyistä tutkimustuloksista voidaan todeta huomattavan suurta vaihtelua erilaisten orgaanisten haitta-aineiden poistumisissa mädätysprosesseissa. Tämä johtuu pääasiassa kokeiden erilaisista olosuhteista ja lietteiden ominaisuuksista (Semblante et al., 2015). Lämpötilalla ja lietteen viipymällä prosessissa on huomattu olevan vaikutusta joidenkin orgaanisten haitta-aineiden vähentymään. Muun muassa DEHP:n vähentymä oli tehokkaampaa termofiilisessä prosessissa ja kun lietteen viipymä prosessissa oli pidempi. Myös PAH-yhdisteet ja NPE:t näyttivät poistuvan paremmin termofiilisessä prosessissa. (El Hajd et al., 2006; Patureau et al., 2008)

Yleisesti ottaen monien orgaanisten haitta-aineiden hajoaminen mädätyksessä on suhteellisen vähäistä realistisen kokoluokan anaerobisissa prosesseissa, ja suuria poistumia on raportoitu enimmäkseen laboratorio- ja pilottiluokan prosesseissa. Lisäksi on otettava huomioon hajoamistuotteiden toksisuus.. Esimerkiksi NPE:n hajoaminen estrogeenisia vaikutuksia omaavaksi NP:ksi voi lisätä mädätetyn lietteen hormonihäiritsijäpotentiaalia. (Semblante et al., 2015)

Muun muassa PAH- ja NPE-yhdisteiden tuhoutuminen anaerobisissa prosesseissa korreloi selkeästi kiintoaineen vähentymisen kanssa. Voidaankin olettaa että ainakin joidenkin haitta-aineiden hajoamispotentiaalia mädätyksessä rajoittaa niiden saatavuus biologisissa hajoamisprosesseissa, johtuen niiden tiukasta sitoutumisesta kiintoaineeseen. Lietteiden kiintoaineen flokkien hajoaminen voi vapauttaa sitoutuneita yhdisteitä ja näin altistaa ne tehokkaammin hajoamisprosesseille. (Patureau et al., 2008; Bernal-Martinez et al., 2009) Termofiilisen ja mesofiilisen prosessin erilaisten bakteerikantojen ja olosuhteiden takia vaiheistettu TPAD-prosessi saattaa tarjota monimuotoisempia hajoamisreittejä orgaanisille haitta-aineille. Muun muassa bisfenoli-A:n, nonyylifenolien ja triklosaanin poistumien on todettu olevan suurempia TPAD-prosessissa kuin yksivaiheisessa termofiilisessä tai mesofiilisessä prosessissa. (Samaras et al., 2014)

Joidenkin orgaanisten haitta-aineiden on todettu voivan inhiboida mädätysprosessia. Tällaista vaikutusta huomattiin mm. DEHP:n ja LAS-yhdisteiden suurilla pitoisuuksilla. Näiden yhdisteiden suuret pitoisuudet (DEHP: yli 60 mg/l ja LAS: yli 50 mg/l) vähensivät prosessin kiintoaineen hajotustehokkuutta ja biokaasun tuotantoa. (Angelikidaki et al., 2004)

4.2.3 Vaikutus ravinteiden saatavuuteen

Orgaanista typpeä mineralisoituu mädätysprosessissa ammoniumtypeksi, jolloin epäorgaanisen typen osuus kokonaistypestä kasvaa ja mineralisoituvan orgaanisen typen osuus pienenee. Rigby et al. (2016) raportoivat mädätetyn lietteen ammoniumtypen pitoisuudeksi noin 14 % kokonaistypestä ja mineralisoituvan orgaanisen typen osuudeksi noin 29,8 %. Tämän on joissain tutkimuksissa arveltu parantavan typen käyttökelpoisuutta lisäämällä liukoisen typen määrää (Möller & Müller, 2012). Kuitenkin, jos typen mineralisoituminen maaperässä on suhteellisen nopeaa, mädätyksen vaikutus lietteen typpilannoitevaikutukseen ei ole merkittävä (Rigby et al., 2016). Lisääntynyt ammoniumtypen määrä voi jopa aiheuttaa typpihäviöitä lietteen kuivauksen, varastoinnin ja maahan levietyksen yhteydessä (Gilmour et al., 2003).

Kahiluodon et al. (2015) tutkimuksissa anaerobisen mädätyksen vaikutuksen käyttökelpoisen fosforin määrään todettiin olevan epäselvä. Pienillä lietteen levitysmäärillä mädätys huononsi fosforin käyttökelpoisuutta kun taas suurilla lietteen levitysmäärillä fosforin käyttökelpoisuus näytti paranevan. Mädätysprosessien on huomattu vapauttavan biologisesti lietteeseen sidottua fosforia helpoliukoiseen muotoon. Osa tästä fosforista saostuu reaktorissa, mutta noin 20 % vapautuneesta fosforista jää liukoiseen muotoon. Kemiallisesti saostetun fosforin ei ole todettu vapautuvan mädätysprosessien seurauksena. (Jardin & Pöpel, 1994)

4.2.4 Prosessin lopputuote

Mädätetty liete on sitkasta ja muodostaa paakkuja, joten sen levittäminen ilman käsittelyä pellolle on vaikeaa. (Tontti et al., 2012) Usein mädätysjäännös kuivataan ja kompostoidaan. Se voidaan myös kuivata termisesti ja käyttää lannoitteena tai polttoaineena. Mädätyksen aikana lietteen lämpöarvo kuitenkin huononee merkittävästi orgaanisen aineen hajoamisen myötä, joten sen poltto energiantuotannon takia ei ole välttämättä järkevää. (Lohiniva et al., 2001)

Mädätysprosessissa syntyy rejektivesiä lietteen sakeutuksen ja kuivauksen yhteydessä. Tämä jätevesi on konsentroitunutta ja sisältää paljon orgaanista ainesta ja typpeä. Usein rejektivedet johdetaan takaisin jätevedenpuhdistamon prosessiin, jos tämä vain on mahdollista. (Pöry Environment, 2007) Vaikka rejektivesien määrä jätevedenpuhdistamon virtaamasta on erittäin pieni, niiden sisältämä typpikuorma voi olla erittäin merkittävä. Vuonna 2009 Helsingin Viikinmäen jätevedenpuhdistamolla mädätyksen rejektivedet nostivat jätevedenpuhdistamon typpikuormaa keskimäärin noin 20 %. (Hienonen, 2009)

4.3 Kompostointi

Kompostoinnissa lietteen orgaaninen aines hajoaa biologisissa prosesseissa ja lopputuotteena saadaan stabiilia humusmaista massaa. Kompostointi on yleensä (lähes kokonaan) aerobinen prosessi. Kompostoinnissa noin 20 - 30 % haihtuvasta orgaanisesta aineesta muuttuu hiilidioksidiksi ja vedeksi, bakteerien, sädebakteerien ja sienten mikrobiologisen toiminnan seurauksena. (Metcalf & Eddy, 2003) Kompostointi sopii parhaiten massoille, joiden kuiva-ainepitoisuus on yli 30 % (Lohiniva et al., 2001). Ennen kompostointia lietteeseen lisätään tukiainetta, joka voi olla turvetta tai isokokoista puuhaketta. (Pöyry Environment, 2007) Tukiaine lisää kompostimassan kuiva-ainepitoisuutta ja sen ilmavuutta. Kompostoinnin aikana lisätään prosessiin ilmaa esimerkiksi kääntelemällä kompostia. (Metcalf & Eddy, 2003)

Kompostointiprosessi koostuu mesofiilisestä-, termofiilisestä- ja jäähtymisvaiheesta. Prosessi alkaa on mesofiilisenä. Mikro-organismien, erityisesti bakteerien toiminnan ansiosta kompostin lämpötila nousee termofiiliselle alueelle (50 - 70 °C), jossa biologinen hajotustoiminta on tehokkainta. Lämpötilan nousu tuhoaa myös monia patogeeneja. Kompostin jäähtymisvaiheessa mikro-organismien toiminta vähenee ja prosessi siirtyy jälleen mesofiiliselle lämpötila-alueelle. Kompostissa esiintyvien sädebakteerien ja sienten toiminnalla on huomattu olevan vaikutusta orgaanisten yhdisteiden ja selluloosan hajoamiseen. (Metcalf & Eddy, 2003)

Yleisimpiä kompostointimenetelmiä ovat auma- ja reaktorikompostointi, joista Suomessa selvästi yleisempi on aumakompostointi (Blomberg & Toivikko, 2015). Aumakompostoinnissa kompostimassa kerätään aumoihin, jotka ovat noin 1-2 m korkeita ja 2 – 4,5 m leveitä kasoja. Aumoja käännellään ja sekoitetaan, jotta komposti saa ilmaa. Aumoja on kuitenkin vaikea pitää kokonaan aerobisessa tilassa. Aumakomposti voi aiheuttaa etenkin käännettäessä hajuhaittoja. (Metcalf & Eddy, 2003) Aumakompostointia käytetään myös yleisesti muiden käsittelymenetelmien, esimerkiksi mädätyksen, jälkeen. (Pöyry Environment, 2007) Kompostointi voidaan suorittaa myös suljetussa reaktorissa. Tämä mahdollistaa prosessin olosuhteiden paremman kontrolloinnin. Reaktorikompostoinnin hyötyjä ovat esimerkiksi pienempi tilantarve, tehokkaampi prosessi ja hajuhaittojen minimointi. (Metcalf & Eddy, 2003) Kompostointiprosessi koostuu itse kompostointivaiheesta ja jälkikypsytyksestä. Vaikka varsinainen kompostointi tehtäisiin reaktorissa, komposti jälkikypsytetään usein kuitenkin aumoissa. Kompostoinnin haittoja ovat suuri tilantarve (etenkin aumakompostoinnissa), hajuhaitat ja suuri tukiaineen tarve. (Lohiniva et al., 2001)

Kompostointiprosessi hajottaa lietteen orgaanista ainesta tehokkaasti. Prosessin seurauksena lietteen orgaanisen aineen määrä voi laskea jopa 30 - 60 %. Koska kompostoinnissa käytetään kuitenkin useimmiten hitaasti hajoavaa apuainetta, kompostimassojen orgaanisen aineen pitoisuus on yleisesti suuri. Kompostoinnin seurauksena lietteen orgaanisen aineen ominaisuudet muuttuvat ja sen humuspitoisuus lisääntyy. Kompostimassat sisältävät paljon stabiileja, raskasmolekyylisiä humusyhdisteitä. (Haynes et al., 2009)

4.3.1 Patogeenien tuhoutuminen

Kompostoinnin lopputuote on hygieeniseltä laadultaan hyvää, sillä lämpötilan nousun (50 - 70 °C) ja muiden kompostoinnissa tapahtuvien reaktioiden takia patogeenit tuhoutuvat

tai inaktivoituvat (Dumontet et al., 1999). Tontti et al. (2012) tutkivat mädätetyn ja kompostoidun puhdistamolietteen hygieniaindikaattorien määrää ja totesivat, että lietetuote täytti lannoitevalmistelain hygieniavaatimukset. (Tontti et al., 2012)

4.3.2 Vaikutus raskasmetalleihin

Koska lietteen orgaaninen aines hajoaa kompostointiprosessissa, haitallisten metallien, kuten lyijyn, nikkelin ja kadmiumin pitoisuudet nousevat yleensä kompostimassassa 26 - 145 %. Kompostointiprosessissa orgaaniset humusyhdisteet voivat kuitenkin muodostaa stabiileja komplekseja metallien kanssa, ja siten vähentää niiden liikkuvuutta ja saataavuutta kasveille. (Barker & Bryson, 2002)

4.3.3 Orgaanisten haitta-aineiden hajoaminen

Aerobiset prosessit, kuten kompostointi, tuhoavat joitakin orgaanisia yhdisteitä anaerobisia prosesseja paremmin. Tämä johtunee osittain aerobisten prosessien suuremmista lämpötiloista ja näin myös tehokkaammasta mikrobien toiminnasta. Toisaalta myös hapen läsnäolo prosessissa voi tarjota enemmän poistumisteitä suuremmalle määrälle erilaisia orgaanisia yhdisteitä. (Smith, 2009) Haitta-aineiden vähenemään kompostointiprosessissa vaikuttavat muun muassa kompostointiaika, lämpötila, ilmastusaste ja haitta-aineiden ominaisuudet. (Marttinen et al., 2004)

Taulukko 11. Kirjallisuudesta poimittuja arvoja puhdistamolietteen orgaanisten haitta-aineiden poistumalle kompostointiprosessissa

Haitta-aine	Kompostointi	lähde
PCDD/F	0 %	Brändli et al., 2005
PAH	64 - 94 %	Cai et al., 2007
PCB	0 - 11 %	Gibson et al., 2007; Brändli et al., 2007
DEHP	60 % - 97 %	Pakou et al., 2009; Moeller & Reeh., 2003
LAS	78 - 99 %	Pakou et al., 2009; Moeller & Reeh., 2003
NPE ¹	74 - 95 %	Pakou et al., 2009
NP ¹	-90 -70 %	Pakou et al., 2009
PBDE ²	-	Haynes et al., 2009
PFC	0 %	Beach et al., 2006

1 pitoisuus lietteessä vaikuttaa hajoamiseen ks. seuraava osio

2 kirjallisuustieto hajoamisesta heikkoa

Kompostoinnin on todettu hajottavan tehokkaasti ftalaattiestereihin kuuluvaa DEHP:a, PAH-yhdisteitä ja LAS-yhdisteitä (Cai et al., 2007; Pakou et al., 2009; Moeller & Reeh., 2003). Kirjallisuudessa raportoidut vähenemät vaihtelevat kuitenkin jonkin verran johtuen todennäköisesti kompostin vaihtelevista olosuhteista. Cai et al. (2007) totesivat kompostoinnin ilmastusasteen vaikuttavan PAH-yhdisteiden vähenemään positiivisesti. DEHP:n taas huomattiin poistuvan tehokkaammin sen pitoisuuksien ollessa lietteissä suhteellisen pieniä (Pakou et al., 2009).

NPE:n on huomattu hajoavan kompostointiprosessissa NP:ksi. Suurten NPE pitoisuuksien on todettu johtavan NP-pitoisuuksien lisääntymiseen lietteessä kompostoinnin aikana. Lietteellä, joka sisälsi n. 22 mg/kg ka NPE:tä, kompostointi poisti noin 74 % alkuperäisestä NPE pitoisuudesta ja noin 70 % alkuperäisestä NP pitoisuudesta. Suurempi NPE pitoisuus (n. 197 mg/kg ka) taas johti yli 95 % NPE- vähenemään, mutta samalla NP:n pitoisuus lisääntyi yli 90 %. (Pakou et al., 2009)

PCB:n hajoaminen kompostointiprosessissa on kirjallisuustiedon mukaan vähäistä tai olematonta. Kompostoinnin on todettu kuitenkin hajottavan ylemmän kloorausasteen PCB:itä alemman kloorausasteen PCB-yhdisteiksi. (Brändli et al., 2007) On mahdollista, että jotkin PCB:t poistuvat kompostointiprosessissa myös haihtumalla, sillä osa kevyemmistä PCB yhdisteistä on haihtuvia (Gibson et al., 2007). PBDE:n käyttäytymisestä kompostoinnin aikana on heikosti kirjallisuustietoa. Niiden uskotaan hajoavan kuitenkin tehokkaammin anaerobisissa kuin aerobisissa olosuhteissa. (Haynes et al., 2009)

Kompostoinnilla ei ole todettu olevan vaikutusta PFC-yhdisteiden, kuten PFOS:n ja PFOA:n hajoamiseen (Beach et al., 2006). PFOS-pitoisuuksien on huomattu nousevan kompostoinnin seurauksena. Tämä johtuu todennäköisesti PFOS:n esiasteiden hajoamisesta. (Brambilla et al., 2015) Kompostoinnilla ei myöskään ole todettu olevan vaikutusta PCDD/F- yhdisteiden hajoamiseen. PCDD/F pitoisuuksien on usein huomattu nousevan kompostoinnin seurauksena. Tämä liittyy lietteen määrän vähenemiseen prosessissa.. (Brändli et al., 2005)

Muun muassa DEHP:n ja NPE:n on todettu vaikuttavan kompostin mikrobien toimintaan. Ne saattavat suureissa määrissä inhiboida kompostin toimintaa ja näin vaikuttaa negatiivisesti muiden haitta-aineiden, kuten LAS-yhdisteiden hajoamiseen. (Pakou et al., 2009)

4.3.4 Vaikutus ravinteiden saatavuuteen

Kompostointiprosessissa tapahtuu suuria typpihäviöitä ammoniakkikaasun haihtumisen ja kompostin olosuhteissa tapahtuvan nitrifikaatio- denitrifikaatioprosessin vuoksi. Kompostointi vähentää kokonaistypen ja käyttökelpoisen typen määrää lietteissä ja myös todennäköisesti lietteen pitkäaikaisempaa typpilannoitusvaikutusta. (Möller & Müller, 2012) Rigby et al. (2016) raportoivat kompostoidun lietteen kokonaistypen määräksi noin 2,2 %, mikä oli noin puolet verrattuna muilla tavoin stabiloituihin lietteisiin. Rigby et al. (2016) raportoivat kompostoidun puhdistamolietteen epäorgaanisen typen määräksi 4.6–7.2% ja helposti mineralisoituvan orgaanisen typen määräksi keskimäärin 6,7 % kokonaistypestä. Kasveille käyttökelpoisen typen osuus kompostimassoissa on arvioitu olevan noin 20 % kokonaistypestä. (Möller & Müller, 2012; Rigby et al., 2016)

Kompostoinnin on todettu lisäävän lantalietteiden ja yhdyskuntajätteiden käyttökelpoisen ja heppoliukoisien fosforin määrää. Kompostoinnin prosessit mineralisoivat orgaanista fosforia lisäten käyttökelpoisen fosforin määrää. Samaa vaikutusta ei ole kuitenkaan huomattu puhdistamolietteilä kompostoinnin seurauksena. Tämä johtunee siitä, että suurin osa lietteen fosforista on stabiileissa epäorgaanisissa muodoissa ja vain pieni osa on orgaanista fosforia. (He et al., 2001; Wen et al., 1997) Myös Kahiluodon et al. (2015) tutkimuksessa saatiin vastaavia tuloksia. Kompostimassojen sisältämän orgaanisen aineen on todettu heikentävän fosforin sorptiota maaperässä. Kompostimassoissa esiintyvien humusyhdisteiden, kuten humushappojen on huomattu kilpailevan sorptiopaikoista fosforin

kanssa. (Hartono & Tri Indriyati., 2013) Kompostin orgaaninen aines voi näin vähentää fosforin sitoutumista maaperään ja lisätä kasveille käyttökelpoisten muotojen osuutta kokonaisfosforista (Guppy et al., 2005).

4.3.5 Prosessin lopputuote

Kompostoitu puhdistamoliete on rakenteeltaan humusmaista massaa, joka muistuttaa huomattavasti enemmän luonnollisen maaperän rakennetta kuin esimerkiksi mädätetty liete (Haynes et al., 2009). Kompostoitu puhdistamoliete soveltuu käytettäväksi maanparannukseen ja eroosion estoon (MMM 12/07). Kompostituotteen laatu vaihtelee kuitenkin usein merkittävästi. Tähän vaikuttaa lietteen tyyppi, seosaineen käyttö ja vaihtelut kompostointiprosessissa. Tämä haittaa kompostoidun puhdistamolietteen markkinointia ja vaikeuttaa sen käyttöä lannoitteena. (Lohiniva et al., 2001)

Laitoskompostoinnissa syntyy hajukaasuja jotka käsitellään useimmiten kaasupesurilla ja tämän jälkeen biosuotimessa. Kaasupesurien jätevesiä voidaan käyttää esimerkiksi kompostimassan kasteluun. Loput kaasupesurien vedet ja aumakompostoinnissa syntyvät valumavedet johdetaan useimmiten takaisin jätevedenpuhdistamolle käsiteltäväksi. (Pöry Environment, 2007)

4.4 Kalkkistabilointi

Kalkkistabiloinnissa lietteeseen lisätään kalkkia, jolloin sen pH nousee ja olosuhteet muuttuvat epäsuotuisiksi mikrobien toiminnalle. Kalkkia lisäämällä lietteen pH nostetaan yli 12:een, jolloin mikrobien toiminta estyy tai loppuu jopa kokonaan. Tämä estää lietteen myöhempää hajoamista ja hajunmuodostusta ja vähentää lietteestä aiheutuvaa terveyshaittaa. (Metcalf & Eddy, 2003)

Kalkkistabilointiin käytetään joko poltettua kalkkia (CaO) tai sammutettua kalkkia Ca(OH)₂ eli kalsiumhydroksidia. Myös esim. lentotuhkaa, sementtipölyä ja kalsiumkarbidia voidaan joissain tapauksissa käyttää pH:n nostamiseen. Kalkkistabilointi voidaan tehdä joko märälle tai kuivatulle lietteelle. Kuivatun lietteen stabiloinnissa käytetään yleensä poltettua kalkkia, joka reagoi lietteessä olevan veden ja hiilidioksidin kanssa tuottaen lämpöä. Näin voidaan saavuttaa lietteen pastörointi, kun lietettä pidetään 70 °C lämpötilassa yli puoli tuntia. (Metcalf & Eddy, 2003) Lämmöntuotannon vuoksi lietteestä haihtuu myös vettä, jolloin sen kuiva-ainepitoisuus nousee (Pöry Environment, 2007) Kuivatun lietteen stabiloinnissa on tärkeää, että kalkki saadaan sekoitettua lietteeseen tehokkaasti. Märkälietteen stabiloinnissa käytetään sammutettua kalkkia, joka ei nosta lietteen lämpötilaa (Metcalf & Eddy, 2003) Kalkkistabiloinnissa syntyy monia hajuhaittaa aiheuttavia kaasuja, muun muassa ammoniakkia. Näin ollen suurilla lietemäärillä on hyvä varautua ammoniakkin talteenottoon. (Pöry Environment, 2007)

4.4.1 Vaikutus patogeenien ja haitta-aineiden määrään

Kalkkistabilointi tuhoaa tehokkaasti patogeenejä, kuten bakteereja ja viruksia. Lietteen pH:n nosto 12 ja kahden tunnin kontaktiaika on riittävä inaktivoimaan lietteen patogeenit. Poltettua kalkkia käytettäessä myös korkea lämpötila tuhoaa patogeenejä tehokkaasti. (Dumontet et al., 1999)

Yleisesti kalkkistabiloinnin prosesseilla ei ole oletettu olevan merkitystä orgaanisten haitta-aineiden kohtaloon lietteessä. Prosessissa tapahtuva pH:n raju kohoaminen voi kuitenkin heikentää joidenkin haitta-aineiden sorption voimakkuutta lietteen kiintoaineeseen ja siirtää ne vesifaasiin. Näin haitta-aineet voisivat poistua nesteen mukana vedenpoistoprosesseissa. Heikompi sitoutuminen kiintoaineeseen voi altistaa haitta-aineet myös tehokkaammin biologisille hajotusprosesseille, jolloin niiden hajoaminen voi olla tehokkaampaa maaperässä tai kalkkistabilointia seuraavassa biologisessa käsittelyssä. (Semblante et al., 2015)

Kalkkistabiloinnin on todettu heikentävän muun muassa bisfenoli-A:n sorption voimakkuutta lietteen kiintoaineeseen. On mahdollista, että samantapaiset hormonihäiritsijä yhdisteet, kuten nonyylifenoli, 17 β -estradioli, estroni, estrioli ja 17 α -etyyliestradioli käyttäytyvät samalla tavalla. (Ivashechkin et al., 2004) Toisaalta Koulumbos et al. (2008) totesivat ristiriitaisesti että nonyylifenolin siirtyminen nestefaasiin kalkkistabiloinnin ja linkokuivauksen seurauksena oli erittäin minimaalista. Kalkkistabiloinnin vaikutusta orgaanisiin haitta-aineisiin on nykyisen tutkimustiedon perusteella vaikea arvioida. Yleisesti arvioidaan että kunnostusprosesseilla, kuten kalkkistabiloinnilla ja termisellä kuivauksella, ei ole juurikaan vaikutusta orgaanisten haitta-aineiden kohtaloon. (Semblante, 2015)

4.4.2 Vakutus ravinteiden saatavuuteen

Kalkkistabiloinnin on arvioitu huonontavan lietteen fosforin käyttökelpoisuutta johtuen kalkin taipumuksesta sitoa fosforia vahvoihin sidoksiin. (Haynes et al., 2009) On myös arvioitu että kalkkistabiloinnin yhteydessä tapahtuva lietteen kiintoainepitoisuuden nousu heikentää lietteen kokonaisfosforin käyttökelpoisuutta (Seyhan & Erdinler, 2003). Kalkkistabilointi voi kuitenkin lisätä käyttökelpoisen fosforin määrää kun liete levitetään happamaan maahan. Happamassa maaperässä fosfori sitoutuu pääasiassa rauta- ja alumiiniyhdisteisiin. Kun maaperän pH nousee kalkkistabiloidun lietteen lisäämisen vaikutuksesta, heikentyy fosforin sitoutuminen rauta- ja alumiiniyhdisteisiin ja fosforia vapautuu käyttökelpoiseen muotoon. (Khabela & Warman, 2004) Näillä reaktioilla voi olla etenkin merkitys kem-P lietteiden tapauksessa, joissa fosfori on tiukasti sitoutunut raudan tai alumiinin kanssa. Kalkkistabiloinnilla ei ole todettu olevan juurikaan vaikutusta lietteen typilannoitusvaikutukseen (Rigby et al., 2016).

4.4.3 Prosessin lopputuote

Kalkkistabiloitu liete on hygieeniseltä laadultaan hyvää ja sen pH-arvo ja kalsiumpitoisuus ovat suuria (Pöyry Environment, 2007). Tällä tavoin liete sopii erinomaisesti Suomen happamiin peltomaihin. (RIL 124-4-2004) Lietteen määrä lisääntyy kalkin lisäyksen

seurauksena etenkin märkästabiloinnin yhteydessä, mikä aiheuttaa hankaluuksia ja lisäkustannuksia varastoinnin ja kuljetuksen yhteydessä. Riittävän kuivaa lietettä poltetulla kalkilla stabiloitaessa lietemäärän lisääntyminen ei ole niin suuri ongelma, sillä lietteestä poistuu prosessissa merkittävästi vettä. (Metcalf & Eddy, 2003)

4.5 Kemicond-menetelmä

Kemicond on Kemiran kehittämä ja patentoima kemiallinen lietteen stabilointimenetelmä. Sen avulla voidaan käsitellä raakalietettä, tiivistettyä lietettä tai mädätettyä lietettä. (Pöyry Environment, 2007) Kemicond-käsittely koostuu kolmesta vaiheesta. Ensin lietteen pH lasketaan alle viiteen lisäämällä siihen rikkihappoa. Happamissa olosuhteissa epäorgaaniset suolat kuten rautafosfaatit ja -hydroksidit liukenevat ja lietteen geelimäinen rakenne hajoaa. Tämän jälkeen lietteeseen lisätään vetyperoksidia, jonka vaikutuksesta liuennut ferrirauta (II) hapettuu ferriraudaksi (III). Ferrirauta saostaa fosfaatit ferrifosfaattina. (Thunberg, 2010) Lietteen geelimäinen rakenne hajoaa lisää hapettavissa olosuhteissa ja lietteestä vapautuu myös vettä. (Pöyry Environment, 2007) Prosessin jälkeen lietteeseen voidaan lisätä natriumhydroksidia sen pH:n neutraloimiseksi. Lietteeseen voidaan lisätä myös polymeeria lietteen kuivatusominaisuuksien parantamiseksi. (Thunberg, 2010)

Kemicond-menetelmän pääasiallinen tarkoitus on parantaa lietteen kuivattavuutta. Kunnostuksessa pyritään rikkomaan lietteen geelimäinen rakenne, jolloin veden poistaminen siitä on helpompaa. (RIL 124-4-2004) Kemicond-prosessoidun lietteen kuivaamisen rejektivedet eivät aiheuta niin suurta sisäistä ravinnekuormaa puhdistamolle kuin perinteisesti käsitellyn lietteen tapauksessa. Tämä johtuu siitä, että kemiallisessa käsittelyssä saostettu liukoinen fosfori ja orgaaninen aines on hajotettu pienemmiksi partikkeleiksi ja hapetettu. Näin rejektiveden fosforin ja kiintoaineen pitoisuudet ovat pienemmät kuin yleensä. (Pöyry Environment, 2007)

4.5.1 Vaikutus patogeeneiden ja haitta-aineiden määrään

Kemicond-prosessin hapettavat olosuhteet tuhoavat patogeenejä, kuten *E.colia*, muita koliformeja ja salmonellaa. Näin ollen Kemicond-prosessilla saadaan aikaiseksi hygieeninen lietetuote. (Pöyry Environment, 2007) Käsittelyprosessin vaikutuksesta orgaanisiin haitta-aineisiin on heikosti kirjallisuustietoa. VTT:n tekemässä selvityksessä Kemicondin todettiin kuitenkin vaikuttavan joidenkin haitta-aineiden pitoisuuksiin lietteissä. Selvityksessä todettiin Kemicond-käsittelyn vähentävän lietteen LAS-pitoisuuksia 6500 mg:sta 4600 mg:aan ja DEHP pitoisuuksia 24 mg:sta 8 mg:aan. (VTT, 2013)

4.5.2 Vaikutus ravinteiden saatavuuteen

Kemicond-käsittelyllä ei huomattu olevan juurikaan vaikutusta puhdistamolietteen fosforin käyttökelpoisuuteen kasveille (Ylivaino & Kapuinen, 2011). Toisaalta Kahiluodon et al. (2015) tutkimuksessa todettiin, että happo ja vetyperoksidi käsittely paransi mädätetyn

puhdistamolietteen fosforin käyttökelpoisuutta. Kemicond-käsittelyn vaikutuksesta fosforin käyttökelpoisuuteen ei kuitenkaan voida tehdä päätelmiä ilman tarkempia tutkimuksia.

Orgaanista ainetta hajoaa Kemicond- prosessissa, mikä voi johtaa labiilin orgaanisen tyypin vähentymiseen ja epäorgaanisen tyyppijakeen kasvuun. Jos liukoinen epäorgaaninen tyyppi pääsee haihtumaan tai huuhtoutumaan lietteestä typpilannoitusvaikutus huonontuu prosessin seurauksena. Tarvitaan kuitenkin tarkempia tutkimuksia ennen kuin voidaan tehdä päätelmiä Kemicond-käsittelyn vaikutuksesta puhdistamolietteiden lannoitevaikutukseen.

4.5.3 Prosessin lopputuote

Kemicond-käsitelty liete on rakeista ja lähes tarttumaton, joten sen käsittely ja kuljetus on helppoa. Kemicond-stabiloitu liete voidaan jälkikäsitellä esimerkiksi polttamalla tai kompostoimalla. Sen lämpöarvo kasvaa käsittelyn seurauksena, kun vesi- ja tuhkapitoisuus vähenevät. Myös lietteen hajuhaitat vähenevät rikkiyhdisteiden hapettumisen ja biologisen toiminnan estymisen seurauksena. (Pöry Environment, 2007)

4.6 Terminen kuivaus

Termisessä kuivauksessa liete kuivataan johtamalla siihen lämpöä. Näin päästään huomattavasti korkeampiin kiintoainepitoisuuksiin kuin käyttämällä perinteisiä kuivausmenetelmiä. (Metcalf & Eddy, 2003) Termisellä kuivauksella voidaan päästä jopa yli 90 % kuiva-ainepitoisuuteen. (Pöry Environment, 2007) Yleensä liete kuivataan kuitenkin 50-90 % kuiva-ainepitoisuuteen. (Lohiniva et al., 2001)

Termiset kuivausmenetelmät voidaan jakaa lämmönsiirtotavan mukaan konvektio-, konduktio- ja säteilykuivaukseen (Metcalf & Eddy, 2003). Konduktiokuivauksessa (epäsuora) lämpö siirtyy johtamalla kuumasta pinnasta lietteeseen. (Metcalf & Eddy, 2003). Konduktiokuivauksessa lietemateriaali saattaa lämmitä epätasaisesti. Tämä voi haitata esimerkiksi hygienisoinnin onnistumista. Konduktiokuivauksen etuja on sen parempi energiahyötysuhde ja poistokaasujen pieni määrä, kun verrataan sitä konvektiokuivaukseen. (Lohiniva et al., 2001) Konvektiokuivauksessa (suora kuivaus) liete on suoraan kosketuksissa kuumien kaasujen kanssa, jolloin liete lämpenee tasaisemmin. Lietteen kosteus siirtyy kuumaan kaasuvirtaan ja liete kuivuu. (Metcalf & Eddy, 2003) Konvektiokuivauksessa syntyy enemmän poistokaasuja, sen energiahyötysuhde on pienempi, ja se sisältää suuremman lietteen pölyämisen riskin, kuin konduktiokuivaus. (Lohiniva et al., 2001) Säteilykuivauksessa lietettä lämmitetään esimerkiksi infrapunalamppujen avulla, jolloin lietteestä poistuu nestettä. Säteilykuivauksen käyttö on kuitenkin verrattain harvinaista. (Metcalf & Eddy, 2003)

Termisen kuivauksen ongelmia ovat prosessissa muodostuvat hajukaasut ja lietteen pölyämisen riski. Kaasut pitää käsitellä esimerkiksi kaasupesurilla tai polttamalla. Kuivan lietteen pölyäminen aiheuttaa terveystarvehengitettäessä ja toisaalta myös suuren tulipalo-

ja räjähdysriskin. (Metcalf & Eddy, 2003) Lietetuote voidaan rakeistaa tai granuloida termisen kuivauksen yhteydessä. Rakeista lietettä on helpompi käsitellä ja sen pölyämiski on myös huomattavasti pienempi. (Pöyry Environment, 2007)

4.6.1 Vaikutus patogeenien ja haitta-aineiden määrään

Liete steriloituu termisen kuivauksen aikana, joten sen hygieenisen laadun voidaan olettaa olevan hyvää (Lohiniva et al., 2001). Vaikka liete steriloituu, ei se kuitenkaan stabiloidu ja sen hajoamistoiminta voi periaatteessa jatkua, jos siihen leviää uusi mikrobikanta (RIL 124-2-2004).

Jotkin orgaaniset yhdisteet voivat haihtua kuivausprosesseissa, kuten termisessä kuivauksessa. Esimerkiksi kevyet PCB:t ja nonyylifenoli ovat suhteellisen haihtuvia. (Semblante, 2015) Gibson et al. (2007) raportoivat perinteisessä kuivausprosessissa 4-nonylifenolin poistumaksi 39 % ja DEHP:n poistumaksi 22 %. Periaatteessa suuremmassa lämpötilassa tapahtuvassa termisessä kuivausprosessissa haihtuminen voi olla tehokkaampaa. Termisen kuivauksen ei kuitenkaan yleisesti oleteta vähentävän orgaanisten haitta-aineiden määrää lietteissä. (Semblante et al., 2015)

4.6.2 Vaikutus ravinteiden saatavuuteen

Termisen kuivauksen aikana epäorgaanista liukoista typpeä haihtuu lietteestä nitraattitypenä. Näin termisesti kuivatuissa lietteissä epäorgaanisen typen osuus on usein pienempi kuin mekaanisesti kuivatuilla. Termisen prosessin on kuitenkin huomattu lisäävän helposti mineralisoituvan orgaanisen typen määrää lietteessä, jolloin kasveille käyttökelpoisen typen määrä ei termisen kuivauksen seurauksena juurikaan muutu. (Rigby et al., 2016)

Lietteen suuremman kuiva-ainepitoisuuden on todettu huonontavan fosforin käyttökelpoisuutta. Tämä johtuu siitä, että vesiliukoinen fosfori sitoutuu vesipitoisuuden vähentyessä pysyvämpään muotoon. (Seyhan & Erdinler, 2003) Termisen kuivauksen on todettu vähentävän kasveille käyttökelpoisen fosforin määrää lietteessä enemmän kuin perinteiset mekaaniset kuivausmenetelmät. Termisen kuivaus vähensi bikarbonaattiutolla määritetyn fosforin määrää 75 % enemmän kuin perinteiset kuivausmenetelmät, ja sen on huomattu huonontavan etenkin kemiallisesti saostetun lietefosforin käyttökelpoisuutta. Natriumbiokarbonaattiutolla määritettynä käyttökelpoisuus termisesti kuivatun lietteen fosforille vaihteli välillä 0,5 ja 2,5 %. (Smith et al., 2002)

4.6.3 Prosessin lopputuote

Termisesti kuivatun lietteen laatu vaihtelee riippuen sen läpikäymistä prosesseista ja kuiva-ainepitoisuudesta. Kuivattu raakaliete on pölyävää ja kuitumaista, joten sitä on hankala käsitellä ja käyttää. Jos liete on mädätetty ja tämän jälkeen termisesti kuivattu, niin se on huomattavasti helpommin käsiteltävää. Jos lietetuote kuivataan erittäin suureen kuiva-ainepitoisuuteen, on otettava huomioon sen pölyämisestä aiheutuvat tulipalo- ja räjähdysvaarat varastoinnin ja kuljetuksen aikana. (Metcalf & Eddy, 2003) Termisesti kuivattu liete voidaan rakeistaa tai granuloida, jolloin sen tuotteistamiseen ja markkinointiin

on paremmat edellytykset (Pöyry Environment, 2007). Termisesti kuivattua lietettä voidaan käyttää esimerkiksi polttoaineena tai lannoitevalmisteena. (Lohiniva et al., 2001)

Prosessissa kosteutta imenyt ja jäähdytetty ilma imetään pois ja käsitellään esim. kaasupesurilla tai poltetaan. Ilma voidaan johtaa ennen käsittelyä lämmön talteenottoon ja käsitellä vasta tämän jälkeen esimerkiksi kaasupesurilla. (Pöyry Environment, 2007) Kaasupesurin jätevedet tulee käsitellä esimerkiksi johtamalla ne takaisin jätevedenpuhdistamon prosessiin.

4.7 Pyrolyysi

Pyrolyysi on terminen lietteenkäsittelymenetelmä, missä lietettä kuumennetaan hapettomissa olosuhteissa niin, jolloin palamisprosessia ei pääse tapahtumaan Pyrolyysissa lämpötilat vaihtelevat yleensä välillä 300 ja 900 °C. (Fyttilä & Zabaniotou, 2008) Pyrolyysissä syntyy kiinteä hiilipitoinen lopputuote eli biohiili, höyrystyviä kaasuja ja kaasuista kondensoitumalla syntyvä nestejäte eli pyrolyysiöljy (Fonts et al., 2012). Pyrolyysiprosessin olosuhteet, kuten lämpötila, prosessin nopeus ja käytettävän raaka-aineen laatu, vaikuttavat paljolti sen tuottamien jakeiden määrään (Fyttilä & Zabaniotou, 2008). Vaihtelemalla olosuhteita voidaan tuottaa joko pääasiallisesti kaasua, biohiiltä tai pyrolyysiöljyä (Fonts et al., 2012).

Pyrolyysiprosessin lämpötilan noustessa kiinteän jakeen osuus vähenee ja neste- ja kaasu- jakeen osuus kasvaa Erittäin korkeissa lämpötiloissa (yli 650 °C) vain kaasu- jakeen osuus kasvaa ja kiinteän aineen osuus pienenee öljymäärän pysyessä samana. Prosessin lämmitysnopeudella on merkitystä alhaisemmilla lämpötiloilla, jolloin nopeamman prosessin on huomattu tuottavan suhteessa enemmän nestettä verrattuna biohiileen. Hitaasti ja matalassa lämpötilassa toteutetussa pyrolyysireaktiossa saadaan taas lopputuotteeksi enemmän kiinteää hiilipitoista jätettä eli biohiiltä. (Inguanzo et al., 2002) Nopeassa pyrolyysireaktiossa, jossa liete kuumennetaan noin 500 °C nopeasti ja tämän jälkeen jäähdytetään nopeasti, on suurin pyrolyysiöljyn saanto. Pyrolyysiöljyn saantoon vaikuttaa myös haihtuvien aineiden määrä, josta pyrolyysiöljy todennäköisesti koostuu. Tämän vuoksi mädätetyille lietteille öljyn saanto on käsittelemättömiä lietteitä huonompi. Primäärilietteet vaikuttavat myös olevan parempia öljyn tuotantoon kuin sekundäärilietteet. (Fonts et al., 2012)

Pyrolyysiöljyä voidaan käyttää teollisuustuotteiden raaka-aineena tai energiantuotantoon. Pyrolyysikaasua voidaan käyttää energiantuotantoon. Myös kiinteää biohiiltä voidaan käyttää polttoaineena. (Fyttilä & Zabaniotou, 2008) Öljyn ja kaasun lämpöarvot ovat keskimäärin suhteellisen hyviä (öljy 23000 – 28000 kJ/kg ja kaasu 12000 – 25000 kJ/kg), kun taas biohiilen lämpöarvo on melko alhainen. (Inguanzo et al., 2002)

Koska pyrolyysissa lämpötila on alhaisempi kuin lietteen poltto- prosessissa, myös haitallisten aineiden kaasumaiset päästöt ovat vähäisemmät. Hapettomat olosuhteet vaikuttavat myös esimerkiksi siihen, että pyrolyysissä ei synny dioksiinipäästöjä. (Inguanzo et al., 2002) Näin ollen ei tarvita kalliita laitteistoja puhdistamaan savukaasupäästöjä, toisin kuin poltettaessa.

4.7.1 Patogeenien tuhoutuminen ja vaikutus raskasmetalleihin

Pyrolyysissa käytettyjen korkeiden lämpötilojen vuoksi lietteen patogeenit tuhoutuvat, ja saatu biohiili on hygieeniseltä laadultaan hyvää. (Bridle & Pritchard, 2004). Puhdistamolietteen raskasmetallit konsentroituvat pyrolyysissa biohiileen. Tämä voi johtaa suuriin raskasmetallipitoisuuksiin, jos raaka-aineena käytetyn lietteen raskasmetallipitoisuudet ovat merkittäviä. Biohiilessä olevat raskasmetallit eivät kuitenkaan ole yhtä alttiita huuhtoutumiselle kuin esimerkiksi lietteiden polton tuhkan raskasmetallit. (Fyttilä & Zabaniotou, 2008) Pyrolyysin on todettu myös heikentävän raskasmetallien saatavuutta kasveille. Cd, Cr, Ni, Pb ja Se saatavuus oli biohiilestä heikompi kuin alkuperäisestä lietteestä. (Hossain et al., 2011) Tähän vaikuttaa se, että raskasmetallit ovat biohiilessä lähinnä sulfidiyhdisteinä, joiden saatavuus kasveille on erittäin heikko (Bridle & Pritchard, 2004).

4.7.2 Orgaanisten haitta-aineiden hajoaminen

Pyrolyysin vaikutusta lietteiden orgaanisiin haitta-aineisiin on tutkittu vasta suhteellisen vähän. Orgaaniset haitta-aineet voivat pyrolyysissa joko haihtua tai hajota termisesti kokonaan tai osittain. Pyrolyysin seurauksena orgaaninen yhdiste ja sen hajoamistuotteet päätyvät pyrolyysiöljyyn, -kaasuun tai biohiileen. Nykyisen tutkimuksen perusteella suuri osa orgaanisista haitta-aineista hajoaa pyrolyysin korkeissa lämpötiloissa. Ei olla kuitenkaan varmoja hajoavatko ne kokonaan ja mihin jakeeseen hajoamattomat yhdisteet ja hajoamistuotteet lopulta päätyvät. (Ross, 2014)

Taulukko 12. Kirjallisuudesta poimittuja arvoja puhdistamolietteen orgaanisten haitta-aineiden poistumalle pyrolyysiprosessissa

Haitta-aine	Pyrolyysi	lähde
2,3,7,8-TCDD ₁	99,99 %	Freeman & Harris, 1995
PAH ¹	99,77 %	Freeman & Harris, 1995
PCB	99,9 %.	Hu et al., 2007
NP	> 90 %	Ross, 2014
PBDE ²	100 %	Ross, 2014
PFOS	50 %	Kim et al., 2015
PFOA	50 %	Kim et al., 2015
DEHP ³	> 90 %	Ross, 2014
LAS ³	> 90 %	Ross, 2014

¹ pilaantuneen maaperän pyrolyysi

² oletetusti muuttuu kokonaan orgaaniseksi bromiksi

³ DEHP:n ja LAS yhdisteiden on oletettu hajoavan tehokkaasti, koska myös termisesti erittäin stabiilista PCB:stä hajoaa yli 90 %.

Nonyylifenolien ja PCB:n on todettu hajoavan tehokkaasti pyrolyysireaktorissa (Ross, 2014). Pyrolyysireaktorissa on todettu termisesti suhteellisen stabiilien PCB:iden pitoisuuksien vähentyneen jopa 99,9 % (Hu et al., 2007). Näin ollen voidaan pitää todennäköisenä, että myös monet helpommin hajoavat yhdisteet hajoavat pyrolyysin seurauksena. Myös bromattujen palonestoaineiden (PBDE) on huomattu hajoavan haitattomaksi

orgaaniseksi bromiksi pyrolyysin seurauksena (Ross, 2014). Freeman & Harris (1995) tutkivat Saksassa pilaantuneen maaperän haitta-aineiden käyttäytymistä pyrolyysissa. Tulosten perusteella näyttää, että pyrolyysi hajottaa tehokkaasti myös TCDD:a ja PAH-yhdisteitä.

Kim et al., 2015 tutkimuksessa perfluorattujen yhdisteiden, PFOS:n ja PFOA:n kokonaismäärä vähentyi noin 50 % pyrolyysireaktorissa. Lietteen massan vähentymisestä johtuen biohiilen PFC-pitoisuus oli kuitenkin lähellä alkuperäistä. Yhdisteiden määrän vähentymisen oletettiin liittyvän niiden poistumiseen höyryn mukana, sillä PFC-yhdisteet ovat termisesti stabiileja noin 900 °C asti. (Kim et al., 2015) PFC-yhdisteitä on siis todennäköisesti mahdollista löytää biohiilestä vielä suhteellisen korkean lämpötilan pyrolyysiprosessinkin jälkeen.

Biohiilen ominaisuuksiin kuuluu suuri pinta-ala massayksikköä kohden, joten se sitoo tehokkaasti raskasmetalleja ja myös orgaanisia haitta-aineita. Vaikka orgaanisia haitta-aineita tai niiden hajoamistuotteita olisikin jäljellä biohiilessä, on niiden biologinen saatavuus todennäköisesti heikko.. (Zhang et al., 2013)

4.7.3 PAH-yhdisteiden syntyminen

Pyrolyysin termokemiallisissa reaktioissa voi syntyä PAH-yhdisteitä ja joissakin tapauksessa myös dioksiineja. PAH-yhdisteitä syntyy huomattavia määriä termokemiallisissa prosesseissa, missä lämpötila ylittää 700 °C. PAH-yhdisteitä voi kuitenkin muodostua myös alemmissä käytetyissä lämpötiloissa (350- 600 °C). Puhdistamolietteiden pyrolyysin seurauksena saatavan biohiilen PAH- ja PCDD/F-pitoisuuksista on kirjallisuudessa erittäin vähän tietoa. Muista materiaaleista tuotetun biohiilen PAH-pitoisuuksista on kuitenkin jonkin verran kirjallisuustietoa. Hale et al.2012 tutkivat muun muassa karjanlannasta, ruokajätteestä ja puun pyrolyysin tuotteena saatavan biohiilen PAH ja dioksiinipitoisuuksia. PAH-pitoisuudet vaihtelivat välillä 0,07 µg/g ja 45 µg/g Korkea lämpötila ja hitaampi pyrolyysiprosessi tuottivat yleisesti pienempiä PAH-pitoisuuksia. Myös dioksiinien pitoisuudet olivat erittäin vähäisiä, enintään 92 pg/g. (Hale et al., 2012)

4.7.4 Vaikutus ravinteiden saatavuuteen

Pyrolyysin lopputuotteena saatavaa biohiiltä voidaan käyttää maanparannusaineena ja näin edistää resurssien kierrätystä. Biohiilen ominaisuuksiin vaikuttaa merkittävästi pyrolyysiprosessin lämpötila. Prosessissa tuotetun biohiilen määrä pienenee noin 20 % siirryttäessä 300 °C lämpötilasta 700 °C lämpötilaan. (Hossain et al., 2011)

Taulukko 13. Puhdistamolietteestä tuotetun biohiilen massa ja kokonaistypen määrä biohiilessä pyrolyysiprosessin lämpötilan mukaan (Hossain et al., 2011)

	alkuperäinen liete	300° C	400° C	500° C	700° C
Massa (% alkuperäisestä massasta)	100	72,3	63,7	57,9	52,4
Typipitoisuus (%)	3,27	3,32	2,40	2,13	1,20
Typen määrä suhteessa alkuperäiseen massaan (%)	3,27	2,40	1,53	1,23	0,63
Typen määrä alkuperäisestä (%)	100	73,4	46,78	37,7	19,2

Biohiilen epäorgaanisen typen määrä pienenee huomattavasti prosessilämpötilan kasvaessa. Typpi häviää ammonium- ja nitraattitypen haihtumisen myötä ja toisaalta myös orgaaniseen aineeseen sitoutunutta tyyppiä vapautuu orgaanisen aineen hajotessa termisesti. Hossain et al. (2011) raportoivat ammoniumtypen määrän vähentyvän pitoisuudesta 1175 mg/kg pitoisuuteen 143 mg/kg, kun prosessin lämpötilaa nostettiin 300 °C:sta 400 °C:n lämpötilaan. Biohiili ei myöskään todennäköisesti sisällä suuria määriä helposti mineralisoituvaa orgaanista tyyppiä, koska suuri osa orgaanisesta aineesta hajoaa. Biohiilen sisältämän typen käyttökelpoisuus kasveille on siis todennäköisesti alhainen. (Hossain et al., 2011)

Pyrolyysin seurauksena suurin osa lietteen fosforista konsentroituu biohiileen. Kokonaisfosforista 100 % todettiin jäävän biohiilijakeeseen 450 °C lämpötilassa. Pyrolyysiprosessin lämpötilan lisääminen lisäsi fosforin pitoisuuksia biohiilessä jakeen massan pienentyessä. Biohiilen fosforipitoisuus 250 °C lämpötilassa oli 5,6 % kun taas 800 °C:ssa se oli jopa 12,8 %. Kasveille käyttökelpoisen fosforin määrä biohiilessä vaihteli välillä 492,5 mg/kg 300 °C lämpötilassa ja 527,5 mg/kg 700 °C lämpötilassa suoritetussa prosessissa. Biohiili sisältää siis suhteellisen paljon kokonaisfosforia, mutta nopeasti käyttökelpoisten fosforijakeiden määrä näyttäisi olevan suhteellisen pieni. (Hossain et al., 2011) Biohiili voi toimia hidaskaikuteisena fosforin lähteenä ja sen käyttö voi olla kannattavaa alueilla, joilla fosforin huuhtoutuminen voi aiheuttaa riskin. (Bridle & Pritchard, 2004) Biohiilen käytöstä fosforin lähteenä tarvitaan pitkäaikaisempia maaperäkokeita ennen kuin voidaan kunnolla arvioida sen lannoitusvaikutusta.

4.7.5 Prosessin lopputuote

Pyrolyysin lopputuotteena saatava biohiili sisältää hiiltä ja ravinteita, jolloin sen voidaan olettaa olevan sopivaa lannoite- ja maanparannustarkoitukseen. Liete myös hygienisoituu pyrolyysin korkeissa lämpötiloissa. Pyrolyysillä voidaan vähentää lietteen massaa jopa 70 %. (Fonts et al., 2012) Tällä voidaan saada aikaan mittavia säästöjä jatkokäsittely- ja kuljetuskustannuksissa. Biohiilen pH vaihtelee riippuen pyrolyysissa käytetystä lämpötiloista. Matalissa lämpötiloissa tuotettu biohiili on hapanta, kun taas yli 700° C lämpötiloissa tuotettu biohiili on emäksistä. (Hossain et al., 2011) Emäksistä biohiiltä voidaan periaatteessa käyttää happamissa maaperissä pH:n nostamiseen.

Biohiili sitoo tehokkaasti raskasmetalleja ja muita haitta-aineita. Biohiiltä voidaan esimerkiksi lisätä pilaantuneeseen maaperään haitta-aineiden biosaatavuuden ja huuhtoutumisriskin vähentämiseksi. (Zhang et al., 2013) Biohiilen on todettu sitovan nitraattityyppiä ja ammoniumtyyppiä vesiliukoisia muotoja. Näin ollen sen käyttö kompostoinnin apuaineena voisi vähentää lietteen kompostoinnissa syntyviä merkittäviä typpihäviöitä. (Steiner et al., 2010)

Pyrolyysikaasut käsitellään niiden sisältämien epäpuhtauksien takia esimerkiksi kaasupesurilla. Kaasupesurin jätevedet sisältävät haitallisia yhdisteitä ja näin ollen niiden käsittely tulee ottaa huomioon pyrolyysilaitosta suunniteltaessa. (Suzuki & Yakowitz, 1983)

4.8 Poltto

Polttoprosessissa lietteen orgaaninen aines poltetaan kokonaan jolloin muodostuu hiilidioksidia, vettä ja tuhkaa (RIL 124-2-2004). Lietteiden poltto on Suomessa suhteellisen vähäistä, mutta Euroopan maissa kuten Alankomaissa, Belgiassa, Tanskassa ja Saksassa erittäin yleistä (Kangas et al., 2011). Poltossa käytetään yleensä kuivattua, mutta muuten käsittelemätöntä lietettä. Liete voidaan polttaa erillisessä polttolaitoksessa tai yhdessä muiden jätteiden, kuten yhdyskuntajätteen kanssa. Jos liete poltetaan erikseen, voidaan tarvita lisänä muuta polttoainetta, kuten öljyä, helpottamaan lietteen palamista. (RIL 124-2-2004) Apupolttoaineena voidaan käyttää myös esim. maakaasua tai jopa mädätysprosessista saatavaa biokaasua (Metcalf & Eddy, 2003). Yleisiä lietteenpolttomenetelmiä ovat muun muassa arinapoltto ja leijupoltto (Kangas et al., 2011). Erilaisissa polttolaitoksissa on erilaiset vaatimukset poltettavalle lietteelle (Lohiniva et al., 2001).

Lietteiden vesipitoisuus vaikuttaa polttoon tarvittavan lämpöenergian määrään ja myös siihen, pitääkö polttoprosessissa käyttää lietteen lisäksi muuta polttoainetta (Metcalf & Eddy, 2003). Tämän takia liete kannattaa periaatteessa ensin kuivata mahdollisimman suureen kuiva-ainepitoisuuteen. Jotta poltosta olisi taloudellista hyötyä, lietteiden lämpöarvon tulee olla tarpeeksi suuri (Lohiniva et al., 2001). Lietteiden lämpöarvo vaihtelee suuresti lietteiden laadun, kuiva-ainepitoisuuden ja tuhkapitoisuuden mukaan. Stabilointi, kuten mädätys tai kompostointi ennen polttoa ei ole välttämättä järkevää, koska se pienentää orgaanisen aineen määrää ja näin myös lietteiden lämpöarvoa. (Metcalf & Eddy, 2003) Raakalietteiden lämpöarvo vaihtelee välillä 23000 ja 29000 kJ/kg, kun taas mädätetyn lietteiden lämpöarvon vaihteluväli on noin 9000 - 14000 kJ/kg. Raakalietteiden tuhkapitoisuus on noin 10- 20 % kuiva-ainemäärästä, kun taas mädätetyn lietteiden tuhkapitoisuus voi olla jopa 50 % kuiva-ainemäärästä. (Lohiniva et al., 2001). (Metcalf & Eddy, 2003)) Polttoprosessissa syntyvä energia voidaan hyödyntää esimerkiksi lietteiden kuivauksessa, kaukolämpönä tai siitä voidaan tuottaa sähköä (Kangas et al., 2011).

4.8.1 Vaikutus patogeeneihin ja haitta-aineisiin

Polttamalla saadaan lietteiden määrää vähennettyä maksimaalisesti. Poltto tuhoaa lietteiden patogeenejä ja hajottaa tehokkaasti orgaanisia haitta-aineita. (RIL 124-2-2004) Kuitenkin esimerkiksi erittäin stabiilit PFC-yhdisteet eivät välttämättä hajoa edes polttoprosessissa.

PFOS ja PFOA ovat termisesti stabiileja noin 900 °C asti ja tästä alemmassa lämpötilassa tapahtuva polttoprosessi ei välttämättä tuhoa niitä. (Kim et al., 2015)

Poltossa syntyvä tuhka on ongelma, sillä siihen konsentroituvat lietteessä olevat raskasmetallit (Kangas et al., 2011). Lietteiden poltosta syntyvä tuhka voi sisältää huomattavia määriä raskasmetalleja. Taulukossa 14. on esitetty kahden Sveitsiläisen kaupungin Basel ja Winterthurin lietteenpolttolaitosten tuhkien keskimääräiset raskasmetallipitoisuudet vuonna 2003.

Taulukko 14. Lietteidenpolttolaitosten tuhkien keskimääräisiä raskasmetallipitoisuuksia Baselissa ja Winterthurissa (Franz, 2008)

	mg/kg kuiva-ainetta	
	Basel	Winterthur
Pb	109	158
Sb	3,9	29
As	14,6	10,8
Cr	122	102
Cu	417	625
Ni	92,5	49,6
Zn	910	1850
Cd	<0,4	1,9

4.8.2 Vaikutus ravinteiden saatavuuteen

Poltossa kaikki lietteen orgaaninen aines palaa, joten sen maanparannusvaikutusta ei saada hyödynnettyä maataloudessa (RIL 124-4-2004). Myös typpi haihtuu polton korkeissa lämpötiloissa, jolloin typpilannoitevaikutus menetetään kokonaan polton seurauksena (Möller & Müller, 2012). Lietteiden poltossa syntyvä tuhka sisältää runsaasti fosforia. Tyypillinen tuhkan fosforipitoisuus vaihtelee välillä 4 ja 9 %, mutta se voi olla jopa yli 20 %. Tuhkan fosforin käyttökelpoisuus kasveille on toisaalta erittäin heikkoa. (Urdalen, 2013) Tuhkaa ei yleisesti käytetä lannoitteena sen korkeisiin raskasmetallipitoisuuksiin liittyvien riskien takia. (Franz, 2008)

Eräs mahdollisuus hyödyntää lietteidenpolton tuhkan fosfori on sen erillinen talteenotto. Tämä vaatii, että liete on poltettu erillisessä polttolaitoksessa, eikä yhdessä esimerkiksi yhdyskuntajätteen kanssa. Fosforin talteenottoon tuhkasta voidaan käyttää märkäkemiallista prosessia, jossa tuhkaan lisätään happoa ja emästä, jolloin fosfori ja raskasmetallit liukenevat. Tämä parantaa myös fosforin käyttökelpoisuutta. Tämän jälkeen raskasmetallit saostetaan ja fosfori otetaan talteen useimmiten struviittina tai kalsiumfosfaattina. Fosforin talteenottoon voidaan käyttää myös termokemiallista prosessia, jossa korkean lämpötilan ja kemikaalien (magnesium- tai kalsiumkloridi) lisäyksen myötä raskasmetallit saadaan poistettua ja fosforin käyttökelpoisuutta saadaan parannettua. Tämän jälkeen fosfori otetaan tuhkasta talteen tai vaihtoehtoisesti tuhkaa voidaan käyttää lannoitteena. (Urdalen, 2013)

4.8.3 Prosessin lopputuote

Polttamalla liete saadaan sen määrää vähennettyä maksimaalisesti ja lopputuotteeksi saadaan vain poltossa syntyvä tuhka (RIL 124-2-2004). Kuten aikaisemmin mainittiin lietteen polton tuhka sisältää usein merkittäviä määriä raskasmetalleja. Myös jos jätevedenpuhdistamolla on käytetty kemiallista fosforinsaostusta, tuhka sisältää usein suuria määriä rautaa tai alumiinia. (Urdalen, 2013)

Lietteenpoltossa syntyy savukaasuja, jotka voivat aiheuttaa ympäristöriskejä ja hajuhaittoja (Ril 124-4-2004; Metcalf & Eddy, 2003). Lietteessä olevista aineista, kuten orgaanisista haitta-aineista, typestä, rikistä, fosforista, raskasmetalleista ja kloorista voi myös syntyä haitallisia yhdisteitä polttolaitoksen päästöihin (Pöyry Environment, 2007). Lietteenpolton savukaasuissa voi esiintyä esimerkiksi PAH-yhdisteitä, dioksiineja, furaaneja ja haitallisia metalleja (Mininni, 2001).

4.9 Käsittelymenetelmien kustannukset

Lietteen käsittelymenetelmien kustannusarviot vaihtelevat paljon riippuen lähteestä. Esimerkiksi Sitran vuonna 2007 teettämässä raportissa käsittelykustannukset poikkeavat huomattavasti Myllymaan et al. vuonna 2008 esittämistä. Kuten yleisesti markkinataloudessa suuremman tarjonnan ja kilpailun myötä myös käsittelymenetelmien kustannukset laskevat. Taulukossa 15. on esitetty kirjallisuudesta poimittuja arvioita erilaisten lietteenkäsittelymenetelmien investointikustannuksista, käsittelylaitoksen tyyppillisestä koosta ja menetelmän käyttökustannuksista.

Taulukko 15. Lietteenkäsittelymenetelmien kustannusarvioita

Käsittelymenetelmä	Investointi (M€)	laitoksen kapasiteetti (t/a)	Käyttökustannus (€/t)	lähde
Mädätys(termofiilinen)	11	75 000	15	Myllymaa et al., 2008
Tunnelikompostointi	23	56 000	40	Myllymaa et al., 2008
Kaukalokompostointi	2	40 000	40	Myllymaa et al., 2008
Kompostoinnin jä- lkikypsytytys	-	-	5- 21	Myllymaa et al., 2008
Kalkkistabilointi	pieni	pieni	< 40 €	Pöyry Environment, 2007
Kemicond	0,6	8000	38- 58	Myllymaa et al., 2008
Terminen kuivaus ¹	1,3	7500	150	Myllymaa et al., 2008
Lietteen poltto	50- 100	100 000- 250 000	30	Myllymaa et al., 2008
Pyrolyysi ²	kallis	-	kallis	-

¹ Kun lämpö tuotettu polttoöljyllä

² Täysimittaisen pyrolyysilaitoksen kustannuksista on kirjallisuudessa heikosti tietoa

Lietteen käsittelymenetelmän kustannustehokkuuteen vaikuttaa paljolti laitoksella vuosittain käsiteltävä lietemäärä. Esimerkiksi kalkkistabilointia käytetään lähinnä pienillä kunnallisilla puhdistamoilla sen pienen investointikustannuksen takia (RIL 124-4-2004). Suurilla lietemäärillä kemikaalikustannukset nousevat lietemäärän mukana ja jokin muu käsittelyvaihtoehto voi olla kustannustehokkaampi (Lohiniva et al., 2001). Myös Kemicond käsittelymenetelmän alkuinvestointi on suhteellisen pieni, mutta kemikaalikustannukset nostavat sen hintaa (Myllymaa et al., 2008).

Mädätystä ja laitoskompostointia käytetään lähinnä suurilla ja keskisuurilla puhdistamoilla niiden suhteellisen suurten investointikustannusten takia. Toisaalta taas aumakompostointi on investoinniltaan suhteellisen edullinen, jolloin se voi sopia myös pienemmille puhdistamoille. Kompostoinnin kannattavuuteen vaikuttaa tukiaineen käytön määrä. Tukiainetta lisätään yleensä 1 -2 kertaa lietteen määrää. (Lohiniva et al., 2001)

Terminen kuivaus vaatii suhteellisen ison alkuinvestoinnin ja sen käyttökustannukset voivat olla suuria riippuen siitä, miten prosessin tarvitsema lämpö tuotetaan. Lämmön tuotanto polttoöljyllä nostaa käyttökustannukset suuriksi. Toisaalta, jos lämmöntuotantoon voidaan hyödyntää mädätyslaitoksen biokaasua, voi termiini kuivaus olla suhteellisen edullinen käsittelymenetelmä. (Myllymaa et al., 2008)

Lietteen poltto on järkevää lähinnä suurilla laitoksilla, koska polttolaitoksen investointi on suuri. Polttoprosessin kustannuksia nostaa polttoa yleensä edeltävä kuivaus. (Myllymaa et al., 2008) Pienempien puhdistamojen tapauksessa voi olla järkevää rakentaa keskitetty polttolaitos, johon tuodaan lietettä useilta eri puhdistamoilta.

Jos fosfori otetaan talteen lietteen polton tuhkasta, lisääntyvät kustannukset merkittävästi. Etenkin märkämiaallisten prosessien kustannukset ovat suuria kemikaalien käytöstä johtuen. Termokemiallinen prosessi kuluttaa vähemmän kemikaaleja, mutta suurten käytettävien lämpötilojen takia se kuluttaa puolestaan paljon energiaa. (Urdalen, 2013) Mikäli tuhka määritellään jätteeksi, sen sijoittaminen kaatopaikalle aiheuttaa lisäkustannuksia. Jätteestä tulee maksaa myös jätevero, mikä lisää lietteenpolton käsittelyketjun hintaa. (Myllymaa et al., 2008)

Lietteen pyrolyysi on erittäin uusi ja vielä nykyään vähän käytetty tekniikka ja näin ollen täysimittaisen pyrolyysilaitoksen kustannuksista löytyy kirjallisuudesta vain heikosti tietoa. Voidaan kuitenkin olettaa, että vielä tällä hetkellä tekniikka on suhteellisen kallis verrattuna perinteisiin lietteenkäsittelymenetelmiin.

4.10 Lopputuotteiden käytön rajoitukset

Puhdistamolietepohjaiset tuotteet kuuluvat lannoitelainsäädännössä joko orgaanisiin maanparannusaineisiin tai sellaisinaan maanparannusaineina käytettäviin maanparannusaineisiin (539/2006). Edellä kuvattujen käsittelymenetelmien lopputuotteista kompostoitu puhdistamoliete ja termisesti kuivattu puhdistamoliete kuuluvat orgaanisiin maanparannusaineisiin ja kalkkistabiloitu, mädätetty ja Kemicond-käsitelty puhdistamoliete sellaisinaan maanparannusaineina käytettäviin sivutuotteisiin (MMM 12/07). Lietepohjaisilla tuotteilla on asetettu käyttörajoituksia lannoitevalmistelaisissa ja maa- ja maa- ja metsätalousministeriön asetusten 24/11, 12/12 ja 7/13 mukaisesti.

Lietteestä valmistetulle biohiilelle tai lietteen polton tuhkalle ei ole vielä Eviran myöntämää tyyppinimeä. On kuitenkin erittäin todennäköistä, että lietteen pyrolyysin yleistyessä tyyppinimi lisätään Eviran tyyppinimiluetteloon. Tyyppinimiluettelossa on tällä hetkellä jo kasviperäisestä materiaalista pyrolyysilla valmistettu ”kasviperäinen kasvualustahiili (Evira/1220/0733/2010). Alustavan keskustelun perusteella on myös erittäin todennäköistä, että lietteenpolton tuhkalle myönnetään tyyppinimi, kunhan se täyttää lannoitevalmistelain mukaiset vaatimukset muun muassa raskasmetallien suurimpien sallittujen pitoisuuksien suhteen. (MMM, 2016)

Lietepohjaisia lannoitevalmisteita saa käyttää vain viljelymaalla, missä kasvatetaan viljaa, sokerijuurikasta tai öljykasveja taikka sellaisia kasveja, joita ei yleensä käytetä ihmisen ravinnoksi tuoreena, syömällä maanalainen osa tai eläinten rehuksi. Nurmelle puhdistamolietteitä saa levittää vain perustettaessa nurmi suojaviljan kanssa. Lietevalmisteita ei myöskään saa käyttää luomutuotannossa. Juuresten, vihannesten ja juuri- ja yrttimausteiden kasvattaminen on sallittua kun lietteen levittämisestä on kulunut viisi vuotta. Puhdistamolietettä saa käyttää vain sellaisella viljelymaalla, jonka pH on yli 5,8, joskin kalkkistabiloitua lietettä käyttäessä pH on oltava yli 5,5. (MMM 12/12)

5 Puhdistamolietteiden käytön aiheuttamat riskit maaperässä

Puhdistamoliete sisältää merkittävän määrän ravinteita ja orgaanista hiiltä, joten se sopii erinomaisesti maanparannusaineeksi ja lannoitekäyttöön. Puhdistamolietteen sisältämien haitallisten komponenttien, kuten patogeenien ja orgaanisten haitta-aineiden, takia liete-tuotteen lisääminen maaperään voi kuitenkin aiheuttaa riskejä. Seuraavassa osiossa käsitellään lietteen sisältämien haitallisten komponenttien käyttäytymistä maaperässä ja siihen vaikuttavia tekijöitä.

5.1 Aineiden käyttäytyminen ja käyttäytymistä kuvaavat parametrit

Haitta-aineen ominaisuudet vaikuttavat paljolti sen käyttäytymiseen lietteessä ja maaperässä. Haitta-aine voi päätyä nestefaasiin, kiinnittyä kiintoaineeseen tai haihtua kaasufaasiin. Jotkin orgaaniset yhdisteet saattavat myös hajota puhdistamalla tai lietteenkäsittelyn kemiallisissa ja biologisissa prosesseissa. (Rogers et al., 1996) Hajoamiseen vaikuttavat muun muassa prosessin olosuhteet ja yhdisteen molekyyli rakenne. On todettu, että yhdisteet, joiden molekyyli rakenne on haarautunut ja ketjut lyhyitä, eivät hajoa niin tehokkaasti kuin pidempiketjuiset yhdisteet, joiden rakenne ei ole haarautunut. (Haynes et al., 2009) Yhdisteen käyttäytymistä voidaan ennustaa sen fysikaalis-kemiallisten ominaisuuksien perusteella. Niiden perusteella voidaan päätellä muun muassa yhdisteen jakautuminen jätevedenpuhdistamolla lietteen ja vesifaasin välillä, yhdisteen pysyvyys maaperässä ja lietteessä ja myös sen hajoamis- ja haihtumispotentialiaali maaperässä ja jätevedenpuhdistamon ja lietteenkäsittelyn prosesseissa. (Rogers et al., 1996)

Yhdisteen taipumusta hakeutua nestefaasiin tai kiinteään faasiin voidaan arvioida okta-noli-vesi jakaantumiskertoimella, joka ilmaistaan usein logaritmisella asteikolla ($\log k_{ow}$). Mitä suurempi jakaantumiskertoimen arvo sitä hydrofobisempi yhdiste on ja sitä voimakkaampaa on sen kiinnittyminen eli sorptio kiinteään aineeseen. Yhdisteiden sorption voimakkuus voidaan arvioida $\log k_{ow}$ arvon avulla esimerkiksi seuraavasti. (Wild & Jones, 1992)

$\log k_{ow} < 2,5$ sorptio kiintoaineeseen vähäistä

$\log k_{ow} > 2,5$ ja $< 4,0$ sorptio kiintoaineeseen keskitasoa

$\log k_{ow} > 4,0$ sorptio kiintoaineeseen voimakasta

Lietteeseen päätyy lähinnä haitta-aineita, joilla on suhteellisen suuri $\log k_{ow}$, koska nämä yhdisteet hakeutuvat tehokkaasti jätevedenpuhdistamolla lietteen kiintoaineeseen. On kuitenkin huomattava, että usein kokeellisesti määritetyt $\log k_{ow}$ arvot vaihtelevat huomattavan paljon ja näin niiden pohjalta tehdyt arviot yhdisteen hydrofobisuudesta ja sorption voimakkuudesta eri yhdisteille voivat vaihdella. (Wild & Jones, 1992) Taulukossa 16. on esitetty muutamien yleisesti lietteessä todettujen orgaanisten haitta-aineiden $\log k_{ow}$ -arvoja.

Taulukko 16. Muutamien yleisesti lietteistä todettujen orgaanisten haitta-aineiden okta-noli-vesi jakaantumiskertoimia ($\log k_{ow}$)

yhdiste	$\log k_{ow}$	lähde
Nonyylifenoli	4,1	Wild & Jones, 1992
DEHP	7,5	Staples et al., 1997
DecaBDE	6,27	USEPA, 2010
PentaBDE	6,97	USEPA, 2010
Naftaleeni	3,59	Wild & Jones, 1992
Ben-tso(ghi)peryleeni	7,23	Wild & Jones, 1992
LAS	3,716	Wild & Jones, 1992
2,3,7,8-TCDD	6,72	Wild & Jones, 1992
Aroclor 1016	4,38	Wild & Jones, 1992
Aroclor 1260	6,1	Wild & Jones, 1992
PFOS	ei määritelty	Zhao et al., 2013

Henryn vakiota (H_c) kuvaa aineen haihtumispotentialia. Henryn vakio voidaan ilmaista usealla eri tavalla. Tässä diplomityössä käytetään merkintätapaa $\text{atm}\cdot\text{m}^3/\text{mol}$. Haihtumisen voidaan olettaa toimivan tärkeänä poistumisreittinä haitta-aineille, joiden Henryn vakio on välillä 10^{-5} ja 10^{-3} $\text{atm}\cdot\text{m}^3/\text{mol}$. Yhdisteet, joiden H_c on suurempi kuin 10^{-3} ovat hyvin helposti haihtuvia. (USEPA, 2010) Tällaiset yhdisteet voivat haihtua merkittävästi jätevedenpuhdistamolla ja erilaisten lietteenkäsittelymenetelmien seurauksena. (Smith, 2009) Sorptio kiintoaineeseen pienentää yhdisteen mahdollisuutta haihtua, joten haihtumispotentialiaaliin vaikuttaa myös yhdisteen $\log k_{ow}$ arvo (Rogers et al., 1996).

Taulukko 17. Muutamien yleisesti lietteistä todettujen orgaanisten haitta-aineiden Henryn vakioita (H_c)

yhdiste	H_c (atm·m³/mol)	lähde
4-nonyylifenoli	3,4E-5	NCBI, 2016
DEHP	2,7E-7	NCBI, 2016
DecaBDE	1,2E-8 - 3,95E-7	USEPA, 2010
PentaBDE	3,5E-6 - 1,2E-5	USEPA, 2010
Naftaleeni	4,4 E-4	NCBI, 2016
Ben- tso(ghi)peryleeni	2,6 E-7	NCBI, 2016
LAS	6,27E-8	NCBI, 2016
2,3,7,8-TCDD	3,2E-6	NCBI, 2016
Aroclor 1016	3,3E-4	Tang, 2003
Aroclor 1260	7,1E-3	Tang, 2003
PFOS	3,05E-9	USEPA, 2012

5.2 Vaikuttavat tekijät

Puhdistamolietteiden haitallisten komponenttien kohtaloon maaperässä vaikuttavat sen ominaisuuksien lisäksi myös lietteen ja maaperän ominaisuudet. Myös ihmisen toimet kuten viljely ja ojitus ja muut olosuhteet kuten lämpötila vaikuttavat aineiden ja patogeenien kohtaloon. Muun muassa maaperän tyyppi vaikuttaa orgaanisten haitta-aineiden ja raskasmetallien sorptioon maaperässä: savimainen hienojakoinen maaperä, sitoo tehokkaammin orgaanisia haitta-aineita ja raskasmetalleja, kuin hiekkapitoinen maa. (Beck et al., 1996)

Orgaanisen aineen määrä on tärkeä tekijä haitallisten komponenttien käyttäytymisessä. Hydrofobiset yhdisteet sitoutuvat yleensä vahvasti orgaaniseen aineeseen. Yhdisteiden ollessa tällaisessa stabiilissa tilassa maassa niiden mahdollisuus liikkua pohja- tai pintavesiin tai kertyä kasveihin on vähäistä. Toisaalta vahvasti sitoutuneet yhdisteet eivät myöskään ole niin alttiita biologiselle hajoamiselle, jolloin niiden pysyvyys maaperässä kasvaa. (O'Connor, 1990; Fairbanks et al., 1985) Kuten aikaisemmin jo mainittiin, orgaaninen aines voi myös lisätä haitta-aineiden liikkuvuutta muodostamalla niiden kanssa liukoisia komplekseja (Huttunen, 2014). Tämä voi olla ongelma jos lietetuotteessa tai maaperässä on paljon liukoista orgaanista ainesta. Maaperän ja lietteen pH vaikuttaa suoraan monen yhdisteen sitoutumiseen kiintoaineeseen. Raskasmetallien, kuten kadmiumin ja sinkin, on todettu sitoutuvan tehokkaammin maaperään pH:n ollessa korkea. (Krebs et al., 1998) Toisaalta jotkin orgaaniset haitta-aineet käyttäytyvät päinvastoin. Esimerkiksi nonyyylifenolien sorption on huomattu tutkimuksissa heikkenevän nousevan pH:n nostamisen seurauksena (Semblante et al., 2015).

Kasvien on huomattu vaikuttavan joidenkin orgaanisten haitta-aineiden biologiseen hajoamiseen positiivisesti. Tämä johtunee juuriston nopeuttavasta vaikutuksesta orgaanisen aineen hajoamiseen. Muun muassa PAH yhdisteiden ja nonyyylifenolien on todettu hajoavan tehokkaammin maaperässä, jossa oli kasvustoa. (Haynes et al., 2009)

5.3 Patogeenit

Suuri osa jäteveden patogeenisistä mikro-organismeista, kuten bakteereista ja viruksista, päätyy jätevedenpuhdistamolla lietteeseen. Lietteen patogeenit voivat aiheuttaa ympäristö- ja terveysriskejä lietteen levityksen yhteydessä. Riippuen lietteen tyypistä ja levitysmenetelmästä prosessissa voi syntyä pölyämistä tai aerosoleja. Maaperässä patogeenit voivat periaatteessa siirtyä alueen eliöstöön ja kasvistoon. Eräänä riskinä on myös patogeenien huuhtoutuminen sadevesien mukana. Patogeenit voivat huuhtoutua pintamaasta läheisiin vesistöihin tai maaprofilissa alaspäin, jolloin ne aiheuttavat pohjaveden pilaantumisriskin. (Straub et al., 1993)

Patogeenien selviytymiseen vaikuttaa muun muassa ilmasto, maaperän kosteus ja pH, lämpötila ja muut olosuhteet kuten auringonpaiste. Muun muassa suuri kosteuspitoisuus ja hyvä ravinteiden saatavuus voivat lisätä bakteerien kasvua. (Straub et al., 1993; Zaleski et al., 2005) Ulosteperäiset patogeenit, ovat yleisesti sopeutuneet huonosti maaperän tarjoamiin olosuhteisiin. Huonot olosuhteet yhdistettynä kilpailuun maaperän alkuperäisen mikrobikannan kanssa aiheuttavat sen, että patogeenit eivät yleensä pysty selviytymään maaperässä pitkiä aikoja. (Zaleski et al., 2005) Lang et al. (2003) mukaan maaperän patogeenipitoisuudet laskevat luonnolliselle tasolle noin 2-3 kuukauden kuluessa lietteen levityksestä.

Peltokasvikokeissa on todettu patogeenipitoisuuksien selkeästi nousevan lietteen levityksen jälkeen. Estrada et al. (2004) mukaan ulosteperäisten koliformien pitoisuudet olivat suurimmillaan 20 päivää lietteen levityksen jälkeen. Kuitenkin 80 päivän kuluttua pitoisuudet olivat laskeneet alle määritysrajan (Estrada et al., 2004).

Tontti et al. (2012) seurasi peltomaan hygieniaindikaattorien pitoisuuksia puhdistamolietepohjaisilla lannoitevalmisteilla lannoitetussa maassa. Hygieniaindikaattoreita löytyi niin puhdistamolietetuotteilla lannoitetuista, kuin myös epäorgaanisilla lannoitteilla lannoitetuista ja täysin lannoittamattomista pelloista. Huomattavaa on että kaikissa näissä pelloissa *E.coli* määrä ylitti lannoitevalmistelain raja-arvon 1000 pmy/g. Indikaattoribakteerit voivat tässä tapauksessa olla hyvinkin peräisin peltomaan eläimistöä ja muista lähteistä. (Tontti et al. 2012)

Tontti et al. (2012) tekemissä maaperäkokeissa todettiin ensimmäisen neljän viikon aikana peltomaan indikaattorimikrobien pitoisuuksien selkeää nousua. Sadonkorjuun aikaan puhdistamolietetuotteilla lannoitetuilla pelloilla ei kuitenkaan todettu merkittävää eroa hygieniaindikaattorien pitoisuuksissa lannoittamattomaan peltoon verrattuna. Indikaattoreiden määrä ei poikennut merkittävästi edes mesofiilisesti mädätetyllä ja kuiva-tulla lietteellä lannoitetussa peltomaassa. Tämän lietteen hygieeninen laatu oli selkeästi lannoitevalmistelain määräyksiä heikompi (*E.coli* = 87 000 pmy). (Tontti et al., 2012)

Lannoitevalmistelainsäädännön mukaan lietepohjaisen lannoitevalmisteen tyyppinimi hyväksyntä edellyttää hygieenisen laadun omavalvontaa, jolloin lietetuotteen pitäisi olla periaatteessa hygieeniseltä laadultaan hyvää. Valvonnassa otetaan huomioon kuitenkin vain hygieniaindikaattoreina käytetyt *E.coli* ja salmonella. (MMM 12/12) Patogeenien aiheuttama riski puhdistamolietteiden lannoitekäytössä on tuskin kovin suuri, ainakaan indikaattorimikrobien osalta. On kuitenkin otettava huomioon, muiden patogeenisten organismien mahdollisesti pidempi elinaika pellossa, jolloin hygieniaindikaattorit eivät välttämättä kerro koko totuutta.

5.4 Raskasmetallit

Puhdistamolietteiden raskasmetallit voivat pysyvyytensä takia kertyä maaperään. Maaperän raskasmetallipitoisuudet voivat lietteen käytön seurauksena nousta suuriksikin, jos levitysmäärät ovat suuria ja liete sisältää merkittäviä määriä raskasmetalleja. Raskasmetallit ovat suurina pitoisuuksina toksisia ja niiden on todettu vaikuttavan haitallisesti maaperän mikro-organismeihin ja viljelykasvien kasvuun. Eräs riskitekijä on myös metallien kulkeutuminen maaprofiilissa alaspäin sadevesien vaikutuksesta, mikä voi johtaa alueen pohjaveden pilaantumiseen. (McGrath et al., 1995)

Raskasmetallit ovat usein vahvasti sitoutuneena maa-ainekseen, mikä heikentää niiden saatavuutta kasveille ja maaperän eliöstölle. Tämä vähentää niiden riskiä kulkeutua juurien kautta viljelykasveihin, huuhtoutumisriskiä ja toksisia vaikutuksia maaperän eliöstössä. Raskasmetallien sitoutumistaipumukseen vaikuttaa muun muassa maaperän orgaanisen aineen määrä, pH ja maaperän tyyppi. On todettu, että savimaisessa maassa raskasmetallien saatavuus on vähäisempää kuin hiekkapitoisessa maassa. (McGrath, 1995)

Orgaaninen aines tarjoaa raskasmetalleille sitoutumispinta-alaa ja voi muodostaa komplekseja niiden kanssa. Nämä orgaaniset kompleksit voivat joko lisätä tai vähentää raskasmetallien liikkuvuutta maaperässä. Kompleksien, pysyvien tai liukoisten, muodostumisen on kuitenkin yleisesti huomattu huonontavan raskasmetallien saatavuutta kasveille. (McGrath et al., 1995) Pysyviä komplekseja on todettu muodostuvan muun muassa kompostoinnin seurauksena ja kompostointiprosessin on arvioitu heikentävän lietteen raskasmetallien liikkuvuutta ja saatavuutta (Barker & Bryson, 2002). Suuri pH lisää ainakin joidenkin haitallisten metallien, kuten kadmiumin ja sinkin, sitoutumistaipumusta (Krebs et al., 1998). Kalkkistabiloinnin seurauksena lietteen pH nousee, jolloin se voi lisätä joidenkin metallien sitoutumista maaperään.

Raskasmetallit aiheuttavat suurimman riskin maaperässä, jonka orgaanisen aineen pitoisuus on pieni ja jonka pH on alhainen (alle 6) (Krebs et al., 1998). Yleisesti lietepohjaisissa lannoitevalmisteissa orgaanisen aineen määrä on suuri ja pohjoismaisten lietteiden raskasmetallipitoisuudet ovat erittäin pieniä. Tämän takia voidaan arvioida että lietteen käytöstä aiheutuu maaperään vain pieni raskasmetallikuormitus ja metallien saatavuus ja liikkuvuus on erittäin heikko. Suurin riski aiheutuu todennäköisesti raskasmetallien kulkeutumisesta orgaanisina komplekseina tai maapartikkeleihin sitoutuneiden raskasmetallien kulkeutumisesta makrohuokosvalunnan seurauksena. (Haynes et al., 2009; Wild & Jones, 1992)

Suomalaisissa peltokasvikokeissa raskasmetallipitoisuuksien ei todettu nousevan yhden satokauden aikana maaperässä, paitsi joissakin tapauksissa sinkin osalta. (Tontti et al., 2012) On kuitenkin mahdollista, että raskasmetallit rikastuvat useamman satokauden aikana, mikä voi johtaa niiden merkittäviin pitoisuuksiin peltomaassa.

5.5 Orgaaniset haitta-aineet

Osa lietteen orgaanisista haitta-aineista hajoaa lietteenkäsittelyn prosesseissa, mutta lietteet sisältävät kuitenkin lähes aina pieniä pitoisuuksia erilaisia orgaanisia haitta-aineita. Suurimman riskin aiheuttavat orgaaniset yhdisteet, jotka tavanomaisina pitoisuuksina voivat aiheuttaa toksisia vaikutuksia eliöstössä tai kasveissa, kertyä maahan tai ravintoketjuun tai aiheuttaa pohja- tai pintavesien pilaantumista. (Laternus et al., 2007)

5.5.1 Kertyminen maaperään

Haitta-aineiden, jotka ovat haihtuvia, hydrofiilisiä ja joilla on suuri taipumus biohajoamiseen, puoliintumisaika maaperässä on yleensä lyhyt (Beck et al., 1996). Tämän tapaisilla haitta-aineilla tuskin on riskiä kertyä maaperään lietepohjaisten lannoitetuotteiden käytön seurauksena. Helposti haihtuvat orgaaniset haitta-aineet (volatile organic compounds= VOC) yleensä poistuvat jätevedenpuhdistuksen tai lietteenkäsittelyn prosesseissa tai maahan levityksen aikana (Smith, 2009). Puhdistamolietteiden mukana maahan päätyvät orgaaniset haitta-aineet ovat yleensä hydrofobisia ja monien yhdisteiden haihtuvuus on vähäistä. Kun tällaisen haitta-aineen biologinen hajoaminen maaperässä on hidasta, se voi aiheuttaa kertymisriskin lietteen toistuvan käytön seurauksena. (Beck et al., 1996)

5.5.2 Kertyminen kasveihin ja tuotantoeläimiin

Yhtenä suurimpana orgaanisten haitta-aineiden maanparannuskäytön riskinä pidetään haitta-aineiden mahdollista kertymistä ruokakasveihin ja edelleen ravintoketjussa ylöspäin ihmisiin tai eläimiin (Laternus et al., 2007). Orgaaniset haitta-aineet voivat siirtyä kasviin juurten mukana maanesteestä kasvin ottaessa vettä ja ravinteita. Haitta-aineiden haihtuessa maaperästä ne voivat myös siirtyä kaasumuodossa kasviin lehtien pintojen kautta. Jotkin haitta-aineet voivat siirtyä kasviin myös kasvin ollessa suorassa kosketuksessa lietteen kanssa. (O'Connor, 1996)

Edellytyksenä haitta-aineen siirtymiseen juurien kautta on, että haitta-aine on maanesteessä. Suurin osa lietteeseen päätyvistä haitta-aineista on kuitenkin ominaisuuksiltaan vahvasti hydrofobinen ja kiinnittyy vahvasti kiintoaineeseen. Näin niiden pitoisuus maanesteessä oletetaan usein vähäiseksi. (Smith, 2009) Vahvasti hydrofobisten yhdisteiden on huomattu kertyvän tehokkaasti kasvien juurien pintakerrokseen, joiden lipidipitoisuus on usein suuri. Erittäin hydrofobiset yhdisteet eivät kuitenkaan kokeiden perusteella siirry juurista kasvin muihin osiin. (Wild & Jones, 1992). Yhdisteillä, joiden log k_{ow} arvo on 1,8 - 3,0, on arvioitu olevan suurin mahdollisuus siirtyä juurien pinnalta kasvin muihin osiin (Haynes et al., 2009).

Haitta-aineen ominaisuuksien lisäksi kertymispotentiaaliin vaikuttavat myös viljelykasvin ominaisuudet (Laternus et al., 2007). Esimerkiksi kasvien suuri lipidipitoisuus voi edistää lipofiilisten yhdisteiden kertymistä niihin. Joidenkin yhdisteiden on huomattu kertyvän tehokkaammin lipidipitoiseen porkkanaan kuin perunaan (Zohair et al., 2008). Ei ole kuitenkaan pitäviä todisteita siitä, että orgaaniset haitta-aineet siirtyisivät lietteenkäytön seurauksena maaperästä kasvin syötäviin osiin ja tätä kautta kertyisivät eteenpäin ravintoketjussa ihmiseen (Smith, 2009).

Vahvasti hydrofobisten pysyvien haitta-aineiden ominaisuuksien takia niiden siirtyminen maaperästä kasveihin on todennäköisesti vähäistä. Suurempi riski voi tällaisten yhdisteiden kohdalla olla niiden siirtyminen tuotantoeläimiin ja tätä kautta ihmisiin. On huomattu että jopa 6- 18 % karjaeläinten ravinnosta sisältää maa-ainesta. Tätä kautta hydrofobiset haitta-aineet voivat kertyä karjan rasvakudokseen. (Smith & Riddell-Black, 2007) Suurimman riskin aiheuttavat haitta-aineet jotka ovat vahvasti rasvaliukoisia (suuri $\log k_{ow}$) ja joiden biologinen hajoaminen on vähäistä maaperässä ja eläimen elimistössä (Haynes et al., 2009).

5.5.3 Huuhtoutuminen pohja- ja pintavesiin

Lietteen sisältämät haitta-aineet voivat aiheuttaa pohjaveden pilaantumiskeskin, jos ne huuhtoutuvat alaspäin maaprofiilissa (Wild & Jones, 1992). Lietteiden haitta-aineet ovat kuitenkin usein melko hydrofobisia ja näin ollen ne ovat yleensä sitoutuneet vahvasti maaperään (Smith & Riddell-Black, 2007). Maa-aineeseen kiinnittyneet orgaaniset yhdisteet saattavat kuitenkin huuhtoutua pinta-valunnan vaikutuksesta (Haynes et al., 2009). Kulkeutumista voi tapahtua myös maaperän makrohuokosia pitkin. Tämä voi aiheuttaa riskin alueilla missä makrohuokosvalunta on merkittävää (de Jonge et al., 2002).

5.6 *Orgaanisten haitta-aineiden riskinarviointi*

Seuraavassa osiossa arvioidaan kvalitatiivisesti työssä käsiteltyjen orgaanisten haitta-aineiden aiheuttamia riskejä maaperässä, kun puhdistamolietettä käytetään maanparannusaineena tai lannoitteena. On huomattavaa että yhdisteen kemiallisten ominaisuuksien, kuten oktanoli-vesi -jakautumiskertoimen, perusteella voidaan arvioida vain osittain yhdisteen käyttäytymistä maaperässä ja sen kertymispotentiaalia. Todenmukaisempia tuloksia saadaan kasvi- ja maaperäkokeilla.

5.6.1 PAH-yhdisteet

PAH-yhdisteet on laaja ryhmä, jonka yksittäisten yhdisteiden ominaisuudet vaihtelevat huomattavasti molekyyliarakenteen mukaan. Niiden hydrofobisuus ja näin ollen taipumus sorptioon maapartikkeleiden kanssa kasvaa molekyyliarvon mukana. Suhteellisen suuren $\log k_{ow}$ arvon perusteella PAH-yhdisteiden huuhtoutuminen ei todennäköisesti aiheuta riskiä alueen pohja- tai pintavesille. (Wild & Jones, 1992)

PAH-yhdisteiden puoliintumisajat vaihtelevat 100 päivästä jopa kymmeneen vuoteen riippuen yhdisteestä (Wild & Jones, 1992). Niiden hitaaseen hajoamiseen vaikuttaa vahva sitoutuminen maaperän orgaaniseen aineeseen. Kun maaperän orgaaninen aines alkaa hajota, myös PAH-yhdisteiden hajoaminen nopeutuu niiden altistuessa biologisille hajotusprosesseille. (Haynes et al., 2009)

PAH-yhdisteiden kemiallisten ominaisuuksien perusteella niiden siirtyminen juurien mukana kasvien syötäviin osiin on todennäköisesti vähäistä. Periaatteessa haihtuvat kevyemmät PAH-kongeneerit voisivat päätyä kasveihin kaasumuodosta. Peltokasvikokeissa PAH-yhdisteiden ei juuri huomattu siirtyvän ruokakasveihin. Tutkittaessa porkkanoiden

PAH-pitoisuuksia puhdistamolietteellä lannoitetussa maaperässä ei huomattu, että kasvien PAH-pitoisuudella ja lietteen käytöllä olisi ollut merkittävää korrelaatiota. PAH-yhdisteitä todettiin vain porkkanan juuren kuorella ja sen siirtyminen itse pääjuureen oli minimaalista. (Smith & Riddell-Black, 2007) Myös Zohair et al. (2006) totesivat peltokasvikokeiden perusteella että vahvasti hydrofobisten PAH:ien siirtyminen porkkanoihin ja perunoihin oli minimaalista ja rajoittui lähinnä juuresten kuoreen. PAH-yhdisteiden pitoisuudet viljelykasveissa voivat olla myös lähtöisin muista lähteistä, kuten ilmalaskeumasta, ja lietteen käytöllä voi olla vain minimaalinen vaikutus (Smith & Riddell-Black, 2007).

Ominaisuuksiensa takia monilla PAH-yhdisteillä on taipumusta kertyä eliöiden rasvakudokseen (Smith & Riddell-Black, 2007). PAH-yhdisteiden kertymistä kudoksiin ei todettu kuitenkaan PAH-pitoisella rehulla syötetyillä eläimillä. On arvioitu että PAH-yhdisteet hajoavat aineenvaihdunnan seurauksena, jolloin kertymistä ei tapahdu. (Fries, 1996) Toisaalta prosessissa syntyvien hajoamistuotteiden toksisuudesta ei ole juuri tietoa.

5.6.2 Dioksiinit ja furaanit (PCDD/F)

Polyklooratut dioksiinit ja furaanit (PCDD/F) ovat erittäin hydrofobisia yhdisteitä, mistä johtuen ne sitoutuvat tiukasti lietteen orgaaniseen ainekseen (Wild & Jones, 1992.) Tämän perusteella niiden huuhtoutuminen pohjaveteen ei ole todennäköistä lietteen maanparannuskäytön seurauksena.

PCDD/F -yhdisteiden on huomattu hajoavan maaperässä erittäin hitaasti lähinnä biohajoamisen seurauksena ja haihtumisen ei yleisesti oleteta olevan niille tärkeä poistumistie. PCDD/F-yhdisteiden puoliintumisaika vaihtelee yhdestä vuodesta yli kymmeneen vuoteen riippuen yhdisteestä. (Wild & Jones, 1992; Haynes et al., 2009)

Ominaisuuksiensa perusteella PCDD/F yhdisteiden kertyminen ravintokasveihin on todennäköisesti vähäistä. PCDD/F yhdisteiden siirtymistä kasveihin juurien kautta ei ole todettu peltokasvikokeissa. Useissa peltokasvikokeissa kasvien juurien pitoisuudet olivat huomattavasti pienempiä kuin kasvin maan yläpuolisten osien PCDD/F pitoisuudet. Tästä voidaan päätellä, että näiden yhdisteiden tapauksessa muut lähteet, kuten ilmalaskeuma ovat huomattavasti merkittävämpiä kuin lietteiden lannoitekäyttö. (Smith & Riddell-Black, 2007) Yllättävästi PCDD/F yhdisteiden kuitenkin todettiin laboratorioskokeissa siirtyvän kesäkurpitsaan ja kurpitsaan pääasiassa juurien kautta (Hülster et al., 1994).

PCDD/F yhdisteillä on niiden suuren lipofiilisyyden takia mahdollisuus kertyä eläimien rasvakudokseen. Niiden ei ole todettu hajoavan aineenvaihdunnan seurauksena. Rajoitukset lietteiden pintalevitykselle laiturille ja näiden yhdisteiden pienet konsentraatiot yhdistettynä pieniin sallittuihin lietteenlevitysmääriin, tekevät PCDD/F yhdisteiden kertymisriskistä todennäköisesti pienen. PCDD/F yhdisteiden kertymiseen ravintoketjussa vaikuttanevat enemmän päästöt muista päästölähteistä, kuten ilmalaskeuma ja remobilisaatio ympäristöstä. (Smith & Riddell-Black, 2007)

5.6.3 PCB

Myös PCB:t ovat maaperässä erittäin pysyviä ja niiden biohajoaminen on vähäistä. Niiden hydrofobisten ominaisuuksien perusteella voidaan arvioida, että niiden kulkeutuminen huuhtoutumisen seurauksena on todennäköisesti vähäistä. (Wild & Jones, 1992)

Kirjallisuustieto PCB-yhdisteiden hajoamisesta maaperästä vaihtelee jonkin verran, mutta yleisesti niiden hajoamisen maaperässä on todettu olevan erittäin hidasta. Puoliintumisajaksi on arvioitu 2 - 38 vuotta. (Wild & Jones, 1992; Kasurinen, 2014) Lietelannoitetuilta pelloilta on löydetty viisi kertaa normaalia suurempia PCB-pitoisuuksia pelloilta vielä 31 vuotta lietteen viimeisen levityskerran jälkeen. On arvioitu, että PCB-yhdisteiden pääasiallinen poistuminen maaperästä voi liittyä kevyiden PCB-kongeneerien haihtumiseen. (Haynes et al., 2009)

PCB:iden ominaisuuksien takia niiden kertyminen kasvien syötäviin osiin voidaan olettaa vähäiseksi. Peltokasvikokeissa PCB yhdisteiden ei todettu siirtyvän juurikaan heinäkasveihin porkkanoihin ja salaattiin. Yli määritysrajan (20 µg/kg) PCB:tä löytyi vain porkkanoiden kuorista. (O'Connor et al., 1990) Zohair et al. (2006) totesivat peltokasvikokeissa, että vahvasti hydrofobiset PCB:n kongeneerit siirtyivät porkkanoihin ja perunoihin erittäin heikosti.

PCB:t kertyvät eläimien rasvakudoksiin ja niiden ei ole todettu hajoavan aineenvaihdunnan seurauksena. Niiden pitoisuudet puhdistamolietteessä ovat kuitenkin erittäin vähäisiä käyttörajoitusten takia, joten on suhteellisen epätodennäköistä, että lietteiden käyttö aiheuttaisi merkittävän kertymisriskin tuotantoeläimiin. (Smith & Riddell-Black, 2007)

5.6.4 Ftalaattitesterit

Ftalaattitesterit, erityisesti DEHP, ovat hydrofobisia yhdisteitä (DEHP:n $\log K_{ow} = 4,89$), ja ne sitoutuvat tehokkaasti kiintoaineeseen (Smith & Riddell-Black, 2006). Ftalaattitesterien haihtuvuus on pieni, joten ne poistuvat maaperästä lähinnä biologisen hajoamisen seurauksena (Fairbanks et al., 1985). Ftalaattitesterien on kuitenkin huomattu hajoavan maaperässä suhteellisen tehokkaasti, joten niiden kertymisriski lietteen käytön seurauksena voidaan olettaa pieneksi (Staples et al., 1997).

DEHP:n puoliintumisajaksi maaperässä on arvioitu 8 - 72 päivää riippuen suuresti vallitsevista olosuhteista (Fairbanks et al., 1985; Staples et al., 1997; Tran et al., 2015). DEHP:n hajoamisen maaperässä on huomattu hidastuvan ajan kuluessa. Tämä johtunee sen lisääntyneestä sorptiosta maaperän hiukkasiin, jolloin sen saatavuus hajoamisprosesseissa pienenee. (Fairbanks et al., 1985) Lyhyempiketjuisten ftalaattien kuten dimetyyliftalaatin (DMP) ja DBP:n hajoamisen maaperässä on todettu olevan DEHP:tä nopeampaa (Smith & Riddell-Black, 2007).

Erittäin pieniä DEHP pitoisuuksia on todettu lietelannoituksen seurauksena peltokasvikokeissa. Kokeissa todettiin, että DEHP:n siirtyminen heinäkasveihin, porkkanoihin ja salaattiin oli hyvin minimaalista ja siihen vaikutti liukoisen DEHP:n pitoisuus, eikä niinkään yhdisteen kokonaispitoisuus (Aranda et al., 1989). Kirchmann & Tengsved (1991) ovat raportoineet ftalaattien siirtymistä ohran jyviin. Lietteen mukana lisätystä ftalaateista 0,1 – 0,2 % kertyi jyviin.

DEHP:n suuri hydrofobisuus voisi periaatteessa aiheuttaa sen kertymistä tuotantoeläimiin. DEHP hajoaa kuitenkin maaperässä ja tuotantoeläinten aineenvaihdunnasta, joten sen siirtyminen tuotantoeläimiin ja eteenpäin ravintoketjussa tätä kautta ei ole todennäköistä (Smith & Riddell-Black, 2007).

5.6.5 LAS-yhdisteet

LAS-yhdisteitä voi löytyä lietteistä suuria määriä niiden suuren käyttömäärän takia ja koska ne hajoavat minimaalisesti anaerobisessa prosessissa. LAS-yhdisteiden on kuitenkin huomattu hajoavan tehokkaasti aerobisten lietteenkäsittelymenetelmien, kuten kompostoinnin seurauksena ja niiden biologisen hajoamisen maaperän olosuhteissa on huomattu olevan tehokasta. (Smith, 2009) LAS-yhdisteiden puoliintumisaika maaperässä on keskimäärin 10 - 30 päivää (Schowanek et al., 2007; Jensen et al., 2007).

LAS-yhdisteiden hydrofobisuus on keskitasoa ($\log k_{ow}$ n. 3,7), ja näin ollen ne voivat huuhtoutua alaspäin maaprofiilissa. LAS-yhdisteiden nopean biologisen hajoamisen takia niiden leviämiskahva tällä tavoin ei kuitenkaan ole merkittävä. (Wild & Jones, 1992; Smith, 2009)

LAS-yhdisteiden $\log k_{ow}$ luvun perusteella niiden voitaisiin olettaa kertyvän ruokakasvien syötäviin osiin hieman tehokkaammin kuin hydrofobisempien yhdisteiden (Wild & Jones, 1992). Kuitenkin niiden nopean biologisen hajoamisen takia ne häviävät nopeasti ympäristöstä. Mortensen et al. (2001) tutkivat LAS-yhdisteiden siirtymistä ohraan, rapsiin ja porkkanoihin lietteen lisäämisen seurauksena. Määritysrajan ylittäviä LAS-pitoisuuksia ei löydetty mistään näistä kasvista. Tutkimuksessa huomattiin myös, että kasvien läsnäolo nopeutti yhdisteiden hajoamista maaperässä.

Nopean biohajoamisen takia LAS-yhdisteiden kertymisriski tuotantoeläimiin voidaan olettaa merkityksettömäksi. LAS-yhdisteiden on myös huomattu hajoavan elimistössä aineenvaihdunnan seurauksena. (Fries, 1996)

5.6.6 Nonyylifenolit ja niiden etoksilaatit

Nonyylifenolien (NP) on todettu hajoavan melko tehokkaasti maaperässä aerobisissa olosuhteissa. Nonyylifenolien puoliintumisaika maaperässä on noin 20 - 60 päivää. (Smith, 2009) Sjöstrom et al. (2008) totesivat, että nonyyylifenoli hajosi maaperässä aluksi suhteellisen nopeasti, mutta alkuperäisestä pitoisuudesta noin 26- 35 % hajosi huomattavasti hitaammin. Tämä johtunee liukoisessa muodossa olevan tai maapartikkelien pinnalle heikommin sitoutuneen NP:n nopeasta hajoamisesta, kun taas maapartikkelien sisälle ja orgaaniseen aineeseen kiinnittynyt NP ei ole alttiina biologisille hajotusprosesseille (Sjöstrom et al., 2008).

Nonyylifenolien etoksilaatit hajoavat maaperässä nonyyylifenoliksi. Niiden hajoaminen on nopeampaa, kuin nonyyylifenolin. Jos lietteessä on etoksilaatteja, ne voivat aiheuttaa merkittävän NP:n kuormituksen maaperässä. (Sjöstrom et al., 2008) Nonyylifenolin on

todettu huuhtoutuvan alaspäin maaprofiilissa, jolloin se voi aiheuttaa pohjavesien saastumisriskin. Yleisesti tämä riski oletetaan kuitenkin pieneksi NP:n suhteellisen nopean biologisen hajoamisen takia. (Mao et al., 2012)

Nonyylifenolin log k_{ow} arvon perusteella sen kertyminen viljelykasveihin on todennäköisesti vähäistä ja rajoittuu lähinnä kasvin juuriin (Wild & Jones, 1992). Mortensen & Kure (2003) eivät todeneet NP-pitoisen lietteen kerryttävän NP:ta rapsin lehtiin 30 päivän altistuksen aikana, mutta kasvien huomattiin nopeuttavan NP:n hajoamista maaperässä. Myöskään Kirchmann & Tengsved (1991) eivät todeneet yli määritysrajan ylittäviä NP:n pitoisuuksissa ohran jyvissä lietteen käytön seurauksena, vaikka lietteen NP-pitoisuus olivat suuri.

NP hajoaa maaperässä tehokkaasti, mutta pieni osa siitä voi jäädä pysyvään fraktioon maaperässä Näin se voi periaatteessa joutua maa-aineksen mukana karjan ravinnoksi. NP:n on huomattu kuitenkin hajoavan aineenvaihdunnan seurauksena muun muassa rotissa (Zalko et al., 2003).

5.6.7 Polybromatut difenyylieetterit (PBDE)

Lähinnä palonestoaineina käytetyt polybromatut dyfenyylieetterit (PBDE) ovat erittäin hydrofobisia yhdisteitä. Niiden hajoaminen lietteenkäsittelyprosesseissa on vähäistä, joskin anaerobisten prosessien on todettu pienentävän PBDE:iden bromausastetta (Haynes et al., 2009). PBDE:iden biologinen hajoaminen maaperässä on hidasta. Fotolyysin eli valohajoamisen on arveltu olevan tärkeä vaikuttaja PBDE:iden hajoamisessa. (Fang et al., 2008) Pohjoismaisissa lietteissä yleisimmän tavatun kongeneerin, BDE-209:n, puoliintumisajaksi on arvioitu noin 700 vuorokautta. Sen hajoamistuotteena voi syntyä alhaisemman bromausasteen yhdisteitä, jotka ovat alkuperäistä yhdistettä haitallisempia. (Kasurinen et al., 2014)

PBDE:n fysikaalis-kemiallisten ominaisuuksien perusteella se sitoutuu voimakkaasti kiintoaineeseen ja sen liikkuminen maaprofiilissa on todennäköisesti vähäistä. Tämän perusteella PBDE:n tuskin kertyy kasveihin tai kertymisen voisi olettaa rajoittuvan kasvin juurten pinnalle. Suuren hydrofobisuuden perusteella sen huuhtoutumisriski maaperästä on myös todennäköisesti merkityksetön. (USEPA, 2010) Kasvikokeiden perusteella PBDE:n on kuitenkin huomattu siirtyvän kasvien juuriin ja liikkuvan myös kasvin muihin osiin. Vrkoslavová et al. (2010) tutkivat peltokasvikokeissa PBDE:n kertymistä tupakkaan ja mustakoisoon. PBDE-pitoisuuksia todettiin eniten maan yläpuolisissa kasvin osissa, joten PBDE voi todennäköisesti siirtyä juurien kautta kasvien muihin osiin. Myös Mueller et al. (2006) totesi PBDE:n kertyvän pienissä pitoisuuksissa kesäkurpitsan ja retiisin juuriin ja versoihin.

PBDE:n ominaisuuksien perusteella se kertyy tehokkaasti eläimien rasvakudokseen. PBDE:iden ei ole todettu hajoavan aineenvaihdunnan seurauksena. Se voi siis periaatteessa aiheuttaa riskin kertyessään karjaeläimiin ja siirtyä tätä kautta eteenpäin ravintoketjussa. (Siddiqi et al., 2003)

5.6.8 Perfluoratut yhdisteet

PFC-yhdisteiden amfifiilinen rakenne tekee niiden käyttäytymisen mallintamisesta kemiallisten ominaisuuksien perusteella vaikeaa. Niiden erittäin stabiili molekyyli rakenne tekee niistä myös erittäin pysyviä maaperän olosuhteissa. PFOS:n ja PFOA:n ei ole todettu hajoavan biologisesti maaperässä. Yhdisteiden minkäänlaista biologista hajoamista ei todettu 720 päivän aikana sedimenteissä. Kokeessa huomattiin, että näiden yhdisteiden sorptio kiintoaineeseen oli voimakasta koejakson alussa, mutta heikkeni huomattavasti ajan myötä. PFC-yhdisteiden ominaisuuksien takia niiden sorption voimakkuutta on vaikea määrittää. Näyttää kuitenkin siltä, että näiden yhdisteiden liikkuvuus voi lisääntyä maaperässä ajan myötä. (Ferrey et al., 2012) Tämä aiheuttaa mahdollisen pohja- ja pintavesien saastumisriskin. PFOS ja PFOA voivat myös kertyä maaperään niiden pysyvyyden takia.

Zhao et al. (2013) totesivat, että PFOS voi siirtyä kasveihin juurien kautta koeolosuhteissa ja päätyä myös jossain määrin kasvin muihin osiin. Siirtyminen kasviin riippuu paljolti maaperän, kasvin ja yhdisteen ominaisuuksista ja on epäselvää, kuinka suuret PFC-pitoisuudet aiheuttavat riskin sen kertymisestä kasvien syötäviin osiin. Yleisesti kuitenkin PFOS ja PFOA kertyivät tehokkaammin juuriin ja kasvin vihreisiin osiin. Ruokatarvikkeisiin voi joutua PFC-yhdisteitä myös muuta kautta, kuten pakkaus- ja valmistusprosessien aikana, joten ruokatarvikkeista löytyneet PFC pitoisuudet eivät välttämättä ole peräisin maaperästä. (Stahl et al., 2009)

Kuten aikaisemmin mainittiin, PFOS ei ole suoraan lipofiilinen vaan sen on huomattu kertyvän tehokkaasti tiettyihin proteiineihin elimistössä. Tämän takia PFOS:in kertyvyys eläimiin voi olla huomattavasti voimakkaampaa kuin usein oletetaan. (Giesy et al., 2010) Sen kestävä luonteen takia PFOS:n hajoaminen eläinten aineenvaihdunnan seurauksena on todennäköisesti vähäistä (Clarke & Smith, 2011).

6 Puhdistamolietteiden ravinteet maaperässä

Aikaisemmin mainittiin, että puhdistamolietteiden lannoitevaikutukseen vaikuttavat monet tekijät, kuten lietteen ja maaperän ominaisuudet. Seuraavassa osiossa keskitytään tarkemmin puhdistamolietteen fosforin ja typen käyttökelpoisuuteen maaperässä ja tähän vaikuttaviin seikkoihin.

6.1 Fosfori

Puhdistamolietteen fosforin heikkoa käyttökelpoisuutta on usein pidetty lietteen lannoitekäyttöä rajoittavana tekijänä (Kahiluoto et al., 2015). Puhdistamolietteen liukoisesta fosforin osuus onkin pieni verrattuna epäorgaanisiin väkilannoitteisiin. Lyhyellä aikavälillä kaikista tehokkaimpia fosforin lähteitä kasveille ovat paljon liukoista fosforia sisältävät lannoitteet, kuten superfosfaatti. (Seyhan & Erdinler, 2003).

Liukoinen fosfori sitoutuu kuitenkin maaperässä nopeasti käyttökeltottomaan muotoon esimerkiksi maaperän rautaoksidiin ja –hydroksidiin. Puhdistamolietteiden sisältämä fosfori vapautuu maanesteeseen pikkuhiljaa, kasvien fosforintarpeen kannalta oikeaan aikaan, jolloin vähemmän fosforia päätyy stabiileihin muotoihin. Lietteen biologisen hajoamisen seurauksena vapautuu orgaanista fosforia ja toisaalta hajoamisprosessin on arveltu tuottavan yhdisteitä, jotka liuottavat epäorgaanisiin yhdisteisiin sitoutunutta fosforia, kuten rauta- ja alumiinifosfaatteja (Krogstad et al., 2005; Kahiluoto et al., 2015). Kasvien juuret nopeuttavat liettemateriaalin biologista hajoamista, joten fosfori voi vapautua puhdistamolietteistä pikkuhiljaa kasvin juurten läheltä (Haynes et al., 2009; Kahiluoto et al., 2015). Näin ollen kasvi saa fosforia tarpeen mukaan, ja liukoisesta fosforin pitoisuuden maanesteessä ollessa pieni vähenee maaperän fosforin siirtyminen stabiileihin muotoihin. (Kahiluoto et al., 2015; Krogstad et al., 2005)

Kahiluoto et al. (2015) tekemissä kasvikoikeissa todettiin, että orgaanisten lannoitevalmisteiden, kuten lannan ja puhdistamolietteen, fosforin käyttökelpoisuus kasveille oli epäorgaanista NPK lannoitetta parempi, kun kemiallisessa fosforinsaostuksessa oli käytetty maltillista rauta-annostusta (Fe/P suhde: 1,6) tai fosfori oli poistettu biologisesti. Mantovi et al. (2005) totesivat 12 vuoden lannoituskokeen perusteella pitkäaikaisen lietteen käytön lisäävän maaperän käyttökelpoisen fosforin määrää selkeästi. Vaikka tämä onkin kasvien kannalta edullista, käyttökelpoisen fosforin suuret määrät voivat johtaa sen huuhtoutumiseen ja aiheuttaa rehevöitymistä lähialueiden vesistöissä.

6.1.1 Käyttökelpoisuuteen vaikuttavat tekijät

Maaperän fosforipitoisuus vaikuttaa huomattavasti fosforin käyttökelpoisuuteen. Maaperä pystyy sitomaan vain tietyn maksimimäärän fosforia. Kun fosforipitoisuus maaperässä lähestyy tätä kyllästyspistettä, lisääntyy myös liukoisesta fosforin määrä maanesteessä. Tämä on edullista kasvien kannalta, mutta voi aiheuttaa ongelmia, jos liukoinen fosfori pääsee huuhtoutumaan. Jos maanesteen fosforipitoisuus on suurempi kuin maaperän kyky sitoa fosforia, riski sille, että fosfori huuhtoutuu maaprofiilissa alaspäin tai pintavalunnan mukana kasvaa merkittävästi. (Wolf & Slaton, 2007)

Myös maaperän pH:lla on selkeä vaikutus fosforin käyttäytymiseen. Happamassa maaperässä fosfori sitoutuu tiukemmin rautaan ja alumiiniin ja emäksisessä maaperässä taas kalkkiin. Fosforin liukoisuus maaperässä on suurinta, kun maaperän pH on välillä 5,5 ja 7,0. (Khabela & Warman, 2004) Puhdistamolietteen levityksen on todettu laskevan maan pH:ta, joten kalkitseminen tai muu pH:n nostaminen voi olla tärkeässä roolissa etenkin kun lietettä käytetään happamalla viljelysmaalla (Mantovi et al., 2005).

Kemiallisessa fosforinsaostuksessa käytetyt rauta-, alumiini- ja kalkkipohjaiset saostuskemikaalit huonontavat lietteen fosforin käyttökelpoisuutta sitomalla fosforin tiukkoihin sidoksiin. Krogstad et al. (2005) totesivat että biologisesti saostettu fosfori oli kemiallisesti saostettua huomattavasti käyttökelpoisempaa.

Lietteen orgaanisen aineen on huomattu vähentävän heikosti käyttökelpoisten fosforiyhdisteiden muodostumista maassa, johtuen liukoisen orgaanisen aineen, humus- ja fulvohappojen ja fosforin välisestä kilpailusta maaperän sorptiopaikoista. Orgaanisten yhdisteiden tukkiessa sorptiopaikat maaperän fosforinsitomiskyky huononee, ja enemmän fosforia jää liukoiseen muotoon. Vaikka orgaanisen aineen tiedetään vähentävän fosforin sorptiota, mekanismin merkittävyyttä on tutkittu varsin vähän. Näyttää kuitenkin siltä, että orgaaninen aines voi olla hyvinkin merkittävän tekijä fosforin käyttökelpoisuuteen vaikuttava tekijä lietetuotteissa. (Kahiluoto et al., 2015)

Lietteen käsittelymenetelmien vaikutuksesta fosforin kohtaloon maaperässä ja lopulta käyttökelpoisuudesta kasveille on vain heikosti tietoa (Huang & Tang, 2015). Yleisesti kirjallisuudessa ei ole todisteita, että jokin tietty käsittelymenetelmä parantaisi tai huonontaisi merkittävästi fosforin käyttökelpoisuutta. Koska orgaanisella aineella on fosforin sorption kannalta suuri rooli, voivat käsittelymenetelmät, joissa orgaanisen aineen määrä pienenee huomattavasti, vähentää lietteen fosforin käyttökelpoisuutta maaperässä. (Kahiluoto et al., 2015)

6.1.2 Kestävä fosforilannoitus

Puhdistamolietettä käyttäen voidaan saada aikaan tehokas, mineraalilannoitteisiin verrattava lannoitevaikutus (Mantovi et al., 2005). Liete sisältää fosforia hitaasti käyttökelpoisissa muodoissa ja näin sen fosforilannoitevaikutus on pitkäkestoisempi kuin epäorgaanisilla väkilannoitteilla. Puhdistamolietteitä käytettäessä maaperään jää usein ylimäärin fosforia, joka vapautuu seuraavana kasvukautena aiheuttaen jälkivaikutuksen. Jälkivaikutuksen on huomattu olevan tehokkaampi biologisesti saostetulla fosforilla kuin kemiallisesti saostetulla. (Krogstad et al., 2005) Puhdistamolietteiden käytön on todettu kertyvän fosforia maaperään (Hossain et al., 2011). Kertyminen voi aiheuttaa muun muassa haittaa kasveille liian suuren fosforipitoisuuden takia ja lisätä fosforin huuhtoutumista.

Fosforin sitoutumiseen ja käyttökelpoisuuteen voidaan vaikuttaa erilaisilla toimenpiteillä, jolloin fosfori päätyy kasvien käytettäväksi eikä sitoudu pysyviin muotoihin. Muun muassa happaman maaperän pH voidaan säätää optimaaliseksi fosforin käyttökelpoisuuden kannalta, fosforin sorptiota estävien orgaanisten yhdisteiden määrää voidaan lisätä ja puhdistamojen saostuskemikaalien käyttöä voidaan hillitä tai jopa siirtyä kokonaan biologiseen fosforinpoistoon. Myös liukoisen fosforin lisääminen yhdessä lietefosforin kanssa voi olla yksi vaihtoehto, sillä sen on joissain tutkimuksissa todettu parantavan myös lietefosforin käyttökelpoisuutta. (Krogstad et al., 2005)

Pitkääkajaisesten, oikeissa toimintaympäristöissä tehtyjen kasvikoekiden, merkitys tulevaisuudessa on suuri. Näiden tulosten perusteella voidaan päästä kestäväan ja tehokkaan fosforilannoitukseen. (Kahiluoto et al., 2015) On selvää, että lannoitevaikutuksen selvittämisessä ei voida keskittyä vain lietteen ominaisuuksiin vaan myös maaperän ominaisuudet ja erityispiirteet tulee ottaa huomioon.

6.2 Typpi

Puhdistamolietteiden typpi on lähinnä sitoutuneena orgaaniseen aineeseen, jolloin se ei ole kasveille suoraan käyttökelpoista. Orgaanisen typen on kuitenkin todettu mineralisoituvan pellossa suhteellisen nopeasti. (Rigby et al., 2016) Lietelannoitteiden fosforin pitoisuudet ovat kuitenkin ylenmääräisiä verrattuna typpipitoisuuksiin. Kun lietteillä lannoitetaan käyttäen kasvien typen tarpeen mukaan, peltoon päätyy enemmän fosforia, kuin mitä poistuu sadonkorjuun seurauksena. Tämä puolestaan johtaa ylenmääräisiin fosforipitoisuuksiin maaperässä. (Maquire et al., 2001) Puhdistamolietettä ei voida siis käyttää yksin kasvien typpilannoitteena vaan lisäksi tarvitaan typpeä esimerkiksi epäorgaanisen väkilannoitteen muodossa.

6.2.1 Käyttökelpoisuuteen vaikuttavat tekijät

Lietepohjaisten lannoitevalmisteiden typen ollessa suurimmaksi osaksi orgaanisessa muodossa on typen mineralisaatiolla suuri rooli lietetuotteen typpilannoitevaikutuksessa. (Hossain et al., 2011) Huomattavaa on että helposti mineralisoituvan labiilin orgaanisen typen määrän lietteissä on todettu vaihtelevan merkittävästi kansainvälisesti eri alueilla. Esimerkiksi mineralisoituvan orgaanisen typen määrä Iso-Britannian lietteissä on keskimäärin vähäisempi kuin Australiassa ja Yhdysvalloissa. Tämä johtunee eri olosuhteista kuten lämpötilasta, kosteudesta ja maaperän tyypistä. Lämpimässä ilmanalassa bakteeritoiminta on tehokkaampaa, mikä lisää myös mineralisaation nopeutta. (Rigby et al., 2016)

Mineralisaatio on biologinen prosessi, johon vaikuttaa monia ympäristöllisiä tekijöitä, muun muassa lämpötila ja maaperän vesipitoisuus. Suuri lämpötila ja kosteus pitoisuus vaikuttavat positiivisesti mineralisoivan mikrobipopulaation kasvuun. (del Pino Machado, 2005) Hiilen ja typen suhteella (C:N suhde) voidaan myös arvioida typen mineralisaatiopotentiaalia. Kun maaperä sisältää paljon hiilipitoista orgaanista ainesta, kuten viljelykasvien jäänteitä, sitä hajottavat mikrobit käyttävät mineraalimuotoista typpeä, jolloin typpi sitoutuu orgaaniseen biomassaan ja immobilisoituu. Hiili-typpi suhteen ollessa suuri, tapahtuu nettoimmobilisaatiota eli typpeä sitoutuu orgaaniseen aineeseen. Jos taas C:N suhde on pieni, typpeä vapautuu kasvien käyttöön eli tapahtuu netto-mineralisaatiota. (del Pino Machado, 2005) Puhdistamolietteen C:N suhde on usein pieni, joten sen sisältämän orgaanisen typen voidaan olettaa mineralisoituvan melko tehokkaasti (Cabrera et al., 2005). Toisaalta kompostoidun lietteen C:N suhde voi olla suuri, jos kompostointiprosessi on vielä keskeneräinen. Tällaisten lietetuotteiden on huomattu aiheuttavan typen immobilisaatiota viljelysmaassa (Rigby et al., 2016).

Myös orgaanisen aineen hajoamisaste vaikuttaa typen mineralisaatioon. Pitkälle hajonneet orgaaniset yhdisteet ovat stabiilimpia kuin yhdisteet, joiden hajoaminen on kestä-

nyt vasta vähän aikaa. Hajoamisasteen ollessa vähäinen orgaanista typpeä vapautuu tehokkaammin. (del Pino Machado, 2005) Pitkälle hajonneissa lietetuotteissa kuten maanparannuskompostissa typen mineralisaatio on näin ollen yleensä vähäisempää kuin tuoreemmissa lietetuotteissa.

Lietteen käsittelymenetelmällä on todettu olevan vaikutusta typpijakeiden määrään ja laatuun. Kuitenkin Rigby et al. (2016) totesivat, että lietetuotteiden typpilannoitevaikutus on suhteellisen samanlainen riippumatta käsittelymenetelmästä. Typpilannoitevaikutusta huononsivat merkittävästi vain kompostointi ja pitkäaikainen varastointi, mitkä vähentävät lietteen kokonaistyppipitoisuutta. Näissä käsittelymenetelmissä valmiin tuotteen hajoamisaste on korkea ja suuri osa epäorgaanisesta tyypestä menetetään haihdunnan ja valunnan seurauksena. (Rigby et al., 2016)

6.2.2 Kestävä typpilannoitus

Puhdistamolietteitä ei yksinään voida käyttää typpilannoituksessa, niiden suuren fosforipitoisuuden vuoksi, mutta niiden käytöllä voidaan vähentää epäorgaanisten väkilannoitteiden käyttöä. Lietteiden levityksessä on huomioitava myös mahdollinen typen huuhtoutumisesta johtuva rehevöitymisriski. Nitraattityppi huuhtoutuu maaperästä helposti, joten suuret nitraattityppipitoisuudet voivat aiheuttaa rehevöitymisriskin. Nitraattityppeä syntyy ammoniumtyypestä nitrifikaatioprosessissa, jolloin lietetuotteet joiden epäorgaanisen liukoisen typen määrä on suuri voivat aiheuttaa riskejä alueilla, missä huuhtoutuminen on ongelma. (Sullivan et al., 1999)

7 Tutkimusmenetelmät

7.1 Monitavoitearviointi

Monitavoitearviointi on järjestelmällinen lähestymistapa joka tarjoaa työkaluja ongelmien jäsentelyyn ja ongelmiin liittyvien tavoitteiden tunnistamiseen. Sen avulla voidaan punnita vaihtoehtoja useasta eri näkökylmasta. (Mustajoki et al., 2015) Monitavoitearvioinnista voidaan käyttää myös nimeä monitavoitteinen päätösanalyysi (Multicriteria Decision Analysis- MCDA), kuitenkin nimitys monitavoitearviointi (Multicriteria assessment- MCA) painottaa sitä, että päätösmallilla voidaan tukea kaikkea suunnittelua eikä vain varsinaisia päätöksentekotilanteita. (Marttunen et al., 2008) Tässä diplomityössä rakennettiin päätösmalli, jota voidaan käyttää lietteenkäsittelymenetelmän valinnassa. Päätösongelma pilkotaan monitavoitearvioinnissa pienemmiksi, helpommin hallittaviksi palasiksi, jotka lopussa yhdistetään jolloin päätöksentekotilanne hahmotetaan kokonaisuudessaan. (Marttunen et al., 2008)

Monitavoitearviointi soveltuu päätöksentekotilanteeseen joka sisältää erimittaisia vaikutuksia, epävarmuuksia ja erilaisia arvostuksia. Sen avulla ongelma voidaan jäsentellä järjestelmällisesti ja erilaiset vaikutuksia voidaan yhteismitoittaa. Monitavoitearviointi eroaa monesta muusta systeemi- ja operaatiotutkimuksen alasta, sillä siinä otetaan objektiivisen tutkimustiedon lisäksi huomioon myös sidosryhmien henkilökohtaiset arvostukset ja näkemykset ongelmasta. (Mustajoki et al., 2015)

Monitavoitearvioinnin avulla ei välttämättä tuoteta valmista ratkaisua ongelmaan vaan sen avulla voidaan lisätä suunnittelutilanteen ymmärrystä ja päätöksentekijöiden yhteistä käsitystä ongelman luonteesta. Tuloksista voidaan sitten muodostaa erilaisia vaihtoehtoja toimenpiteille ja näiden toteuttamisesta voidaan neuvotella. (Marttunen, 2008)

7.2 Arvopuuanalyysi

Arvopuuanalyysi on menetelmä, jonka avulla erilaisten päätösvaihtoehtojen hyvyttä voidaan arvioida hierarkkisessa jäsentelykehikossa. (Marttunen et al., 2008) Arvopuuanalyysissa saadaan otettua huomioon päätöksentekijöiden arvostukset eli kuinka tärkeinä osapuolet pitävät vaihtoehtojen vaikutuseroja eri tavoitteiden suhteen. Päätöksenteossa voidaan käyttää myös muita päätöksentekomenetelmiä kuten toimenpidetaulukkoja. (Mustajoki et al., 2015) Arvopuun katsottiin kuitenkin olevan tässä tapauksessa sopivin päätöksentekomenetelmä, sillä sen avulla on helppo havainnollistaa päätöksentekoprosessin muodostuminen ja päätöksentekijöiden perimmäiset arvostukset.

Arvopuu koostuu kokonaistavoitteesta johon pyritään yleisesti ja osatavoitteista eli kriteereistä, joiden avulla kokonaistavoitteeseen pyritään. Kriteerit puolestaan voivat jakautua edelleen alikriteereiksi. Vaihtoehtojen hyvyttä mitataan kriteerihierarkian alimmalla tasolla olevien mittareiden avulla. (Mustajoki et al., 2015) Näiden avulla voidaan laskea kullekin vaihtoehdolle sen hyvyttä kuvaava kokonaisarvo. Vaihtoehtojen pistemäärät eri attribuuttien suhteen voidaan antaa esimerkiksi suoraan mittausarvoina tai skaalata mittausarvon pistemäärä esimerkiksi asteikolle 0-1. Skaalaus tehdään usein jotta eri mittareille mitattavat attribuutit voidaan yhdistää. (Marttunen et al., 2008) Olisi myös mah-

dollista käyttää referenssiä, johon mittarin arvo suhteutetaan tai monetarisoida (eli muuttaa rahaksi) mittarien arvot. Monetarisointi ei tässä päätöksentekotilanteessa olisi järkevää, sillä sen avulla on vaikea arvioida ympäristöllisiä ja sosiaalisia vaikutuksia. Tässä diplomityössä päätösmallin kriteerien hyvyysarvot skaalattiin välille 0 ja 1, sillä tämän on yksinkertainen menetelmä ja esimerkiksi referenssinä käytettävän lietteenkäsittelymenetelmän määrittely olisi vaikeaa.

Arvopuuanalyysin tekemiseen on erilaisia lähestymistapoja, mutta useimmiten se koostuu pääpiirteittäin ongelman jäsentelystä, päätösmallin rakentamisesta ja käytöstä ja tämän jälkeen tulosten analysoinnista ja mahdollisesti päätösvaihtoehtojen kehittamisestä. (Marttunen et al., 2008)

7.3 Ongelman jäsentely

Ongelman jäsentely tehdään hyväksikäyttämällä arvoperustaisen jäsentelyn periaatteita. Arvoperustainen ajattelu eroaa ihmisten usein käyttämästä vaihtoehtokeskeisestä ajattelusta. Vaihtoehtokeskeisessä ajattelussa päätös tehdään joidenkin ennalta määrättyjen vaihtoehtojen perusteella. Arvoperustaisessa ajattelussa taas lähdetään liikkeelle osapuolien tärkeinä pitämistä arvoista ja toimenpidevaihtoehdot muotoutuvat näiden mukaan. Tämä tarjoaa mahdollisuuksia uusien vaihtoehtojen huomioonottamiseen ja toisaalta sen avulla voidaan myös välttää ristiriitatilanteita, kun mikään osapuoli ei valmiiksi puolla jo jotain tiettyä vaihtoehtoa. (Marttunen et al., 2008)

7.3.1 Tavoitteen määrittely

Arvoperustainen jäsentely lähtee liikkeelle tavoitteiden määrittelystä. Tavoitteen määrittely voidaan aloittaa ajatuksesta mikä olisi haluttu päätöksenteon lopputulos, jos päätöksentehon rajoituksia ja reunaehtoja ei tarvitsisi ottaa huomioon. (Marttunen et al., 2008) Tämän perusteella arvopuun perimmäisen tavoitteen määrittäminen oli suhteellisen suoraviivaista. Päätösmallin on tarkoitus asettaa hyvyysjärjestykseen eri päätösvaihtoehdot eli tässä tapauksessa lietteenkäsittelymenetelmät. Arvopuun tavoitteeksi asetettiin perimmäinen tavoite mihin arviointiprosessissa pyritään pääsemään. Lietteenkäsittelymenetelmän valinnassa perimmäisenä tavoitteena on tunnistaa **optimaalisin lietteenkäsittelymenetelmä**.

7.3.2 Kriteerien ja osakriteerien määrittely

Perimmäisen tavoitteen määrittelyn jälkeen määriteltiin osatavoitteet eli kriteerit, joiden kautta pyritään pääsemään perimmäiseen tavoitteeseen. Näistä osa jakaantuu vielä alemman tason alikriteereihin. (Marttunen et al., 2008) Osatavoitteiden tunnistaminen tehtiin yhdessä diplomityön ohjausryhmän kanssa. Ensin alustava hahmotelma arvopuusta esiteltiin ohjausryhmän jäsenille, jonka jälkeen keskustelimme päätösmalliin sisällytettävistä kriteereistä.

Arvopuuhun sisällytettäviä kriteereitä ja alikriteereitä tarkennettiin tekemällä yksittäisiä haastatteluja Mikkelin Vesilaitoksella ja HSY:lla. Osa alun perin olennaisina pidetyistä päätöskriteereistä pudotettiin tässä vaiheessa pois ja korvattiin vesilaitosten edustajien

tärkeinä pitämällä kriteereillä. Keskustelun ja haastattelujen perusteella arvopuun perimmäinen tavoite jaettiin seitsemään (7) ylemmän tason osatavoitteeseen eli kriteeriin, jotka myös puolestaan jakaantuvat alikriteereiksi.

7.3.3 Kriteerien pisteytys ja painotus

Kullekin kriteerille määritetään hyvyysarvo suoraan mittausarvon perusteella tai vaihtoehtoisesti laadullisen arvioinnin perusteella. Hyvyysarvot skaalataan tämän jälkeen asteikolle 0-1, jossa 1 edustaa parasta ja 0 huonointa vaihtoehtoa kyseisen kriteerin tai osakriteerin suhteen. Kriteerien ja osakriteerien hyvyysarvojen skaalaukseen käytettiin arvopuussa yksinkertaista normalisointimenetelmää. Skaalattu arvo saadaan hyvyysarvosta kaavalla:

$y_{\text{skaalattu}} = (y - y_{\text{min}}) / (y_{\text{max}} - y_{\text{min}})$, jos suurin kriteerin arvo edustaa parasta vaihtoehtoa

tai

$y_{\text{skaalattu}} = 1 - ((y - y_{\text{min}}) / (y_{\text{max}} - y_{\text{min}}))$, jos pienin kriteeri arvo edustaa parasta vaihtoehtoa

Tässä $y_{\text{skaalattu}}$ on kriteerin skaalattu arvo, y on vaihtoehdon hyvyysarvo kriteerin suhteen ja y_{min} ja y_{max} puolestaan hyvyysarvon minimi ja maksimi koko vaihtoehtojen joukossa.

Kun kriteerien arvot on skaalattu, arvopuun kriteereille ja osakriteereille annetaan painoarvot 0-1. Näin voidaan mallintaa päätöksentekijän tärkeinä pitämiä asioita prosessissa. Painotuksen toiminnasta käytännössä kerrotaan lisää osiossa ”Kriteerien painotus”.

7.3.4 Herkkyysanalyysi

Herkkyysanalyysin avulla voidaan arvioida miten päätösmallin lähtötietojen muuttaminen vaikuttaa vaihtoehtojen paremmuuteen. Herkkyystarkastelulla voidaan myös tutkia miten tekijöiden painotusten muuttaminen vaikuttaa lopputulokseen. Toisaalta voidaan testata miten päätösmallin antama paras vaihtoehto muuttuu, jos vaikutusarvioissa eli kriteerien arvoissa tapahtuu muutoksia. (Rytkönen et al., 2012)

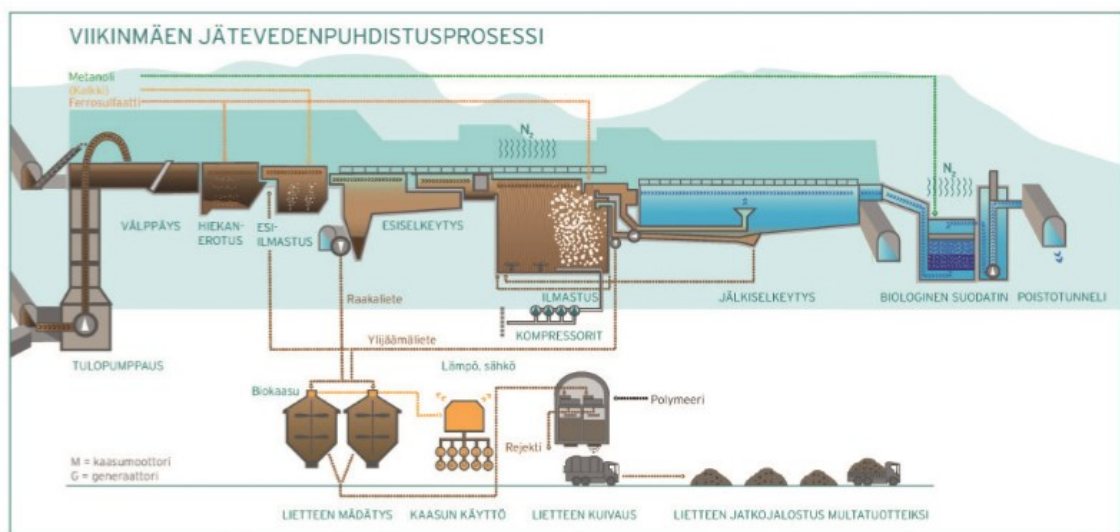
Painoarvojen vaihtelun vaikutusta lopputulokseen testattiin diplomityössä jokaisessa casekohteessa erikseen. Tässä diplomityössä päätösmallin herkkyyttä testattiin vain pääkriteerien osalta. Herkkyystarkastelu tehtiin vaihtelemalla tarkasteltavan kriteerin arvoa välillä 0 ja 1, kun muiden kriteerien suhteelliset painoarvot pidettiin samana.

7.4 Arvopuun testaus

Arvopuun vaihtoehtojen joukko koostuu useista erilaisista lietteenkäsittelyvaihtoehtoista. Työssä kehitettyä arvopuuta testattiin kolmen puhdistamon tiedoilla. Näihin kuuluivat HSY:n Viikinmäen jätevedenpuhdistamo, Mikkelin Vesilaitoksen Kenkäveronniemen jätevedenpuhdistamon ja Porvoon Vesi Oy:n Hermanninsaaren jätevedenpuhdistamo. Vaihtoehtoiksi kuhunkin case-kohteeseen valittiin alustavan tarkastelun, ohjausryhmän kokousten ja Mikkelin Vesilaitoksen ja HSY:n edustajien kanssa tehtyjen haastattelujen perusteella todennäköisesti sopivimmat vaihtoehdot.

7.4.1 Case study: Viikinmäen jätevedenpuhdistamo

Ensimmäinen case-kohde on HSY:n Viikinmäen jätevedenpuhdistamo. Puhdistamo on Suomen suurin ja se vastaanottaa jätevesiä myös ympäryskunnista. Viikinmäen jätevedenpuhdistamo on vuonna 1994 käyttöön otettu aktiivilietelaitos. Jäteveden puhdistus koostuu puhdistamolla mekaanisesta, kemiallisesta ja biologisesta puhdistuksesta. Fosfori poistetaan puhdistamolla kemiallisesti ferrosulfaatilla saostamalla. Typpi poistetaan kahdessa vaiheessa: ensin biologisesti aktiivilieteprosessista denitrifikaatio-nitrifikaatio-prosessilla ja toisessa vaiheessa biologisissa denitrifikaatio-suodattimissa. (HSY, 2014) Puhdistamo on kapasiteetiltaan melko suuri ja se sijaitsee Helsingin Viikissä. Näin ollen se edustaa case-kohteena hyvin kaupunkialueella sijaitsevaa Suomen mittapuulla suurta jätevedenpuhdistamoa.



Kuva 3. Viikinmäen jätevedenpuhdistamon prosessikaavio (HSY, 2014)

Viikinmäen jätevedenpuhdistamon nykyinen lietteenkäsittelymenetelmä koostuu mesofiilisesta mädätyksestä ja tämän jälkeisestä kompostoinnista. Mädätys tuotti vuonna 2014 yhteensä 13 milj. m³ biokaasua. Tällä saatiin tuotettua huomattava osa laitoksen sähkötarpeesta. Kokonaissähkönkulutus oli vuonna 2014 38,5 GWh, josta 29,6 GWh oli itse tuotettua sähköä. Biokaasulla tuotettiin myös 27,8 GWh lämpöenergiaa. Suurin osa mädätetystä lietteestä kuljetetaan edelleen Metsäpirtin kompostointikentälle Sipooseen, missä se kompostoidaan aumoissa. (HSY, 2014)

Puhdistamo tuottaa vuodessa noin 64 386 tonnia mädätettyä ja noin 30 % kuiva-ainepitoisuuteen kuivattua lietettä. (HSY, 2014) Taulukossa 18. on esitetty Viikinmäen puhdistamolietteen ominaisuuksia vuonna 2014.

Taulukko 18. Viikinmäen puhdistamolietteen ominaisuuksia (keskiarvot) vuodelta 2014 (HSY, 2014)

	yksikkö	keski- arvo
pH		7,8
kuiva-aine	% TS	29
hehkutusjäännös	%	46
kokonaistyyppi	g/kgTS	32
kokonaisfosfori	g/kgTS	29
kalium	g/kgTS	1,3
kalsium	g/kgTS	41
alumiini	g/kgTS	4,8
magnesium	g/kgTS	3
rauta	g/kgTS	109
koboltti	mg/kgTS	7
elohopea	mg/kgTS	0,38
kadmium	mg/kgTS	0,61
kromi	mg/kgTS	28
kupari	mg/kgTS	363
lyijy	mg/kgTS	15
mangaani	mg/kgTS	398
nikkeli	mg/kgTS	21
sinkki	mg/kgTS	583
arseeni	mg/kgTS	4

Arvopuussa vertailtiin kolmea eri vaihtoehtoa Viikinmäen lietteenkäsittelymenetelmälle. Mädätys sisällytettiin jokaisen käsittelyketjun alkuun, sillä se on kiinteä osa Viikinmäen puhdistamoa ja mädätyksen on todettu parantavan lietteenkäsittelyn energiatehokkuutta.

Ensimmäiseksi vaihtoehdoksi valittiin nykyinen käytössä oleva mesofiilisesta mädätyksestä ja kompostoinnista koostuva prosessi. Toiseksi vaihtoehdoksi valittiin lietteen terminen kuivaus ja poltto johtuen Euroopan selkeästä lietteenkäsittelytrendistä, jossa lietteen poltto on yleistynyt huomattavasti. Kolmanneksi vaihtoehdoksi valittiin lietteen pyrolyysi, sillä kirjallisuuden perusteella tulokset näyttävät lupaavilta. Myös asiantuntija-haastattelussa tuli selväksi HSY:n edustajien kiinnostus lietteen pyrolyysia kohtaan.

Mesofiilinen mädätys sijaitsee Viikinmäessä laitoksen yhteydessä ja kompostointi tehdään Metsäpirtin kompostointikentällä Sipoossa. Case-esimerkissä polttolaitoksen, terminen kuivauslaitoksen ja pyrolyysilaitoksen sijainniksi valittiin Ämmäsuon jätteenkäsittelykeskus. Pyrolyysiprosessin suhteen jouduttiin case-esimerkissä tekemään paljon oletuksia, kirjallisuustiedon koskien lietteen pyrolysointia ollessa melko vähäistä. Case-esimerkissä pyrolyysilaitoksen prosessi on noin 500 - 600 °C tapahtuva nopea pyrolyysi, jolla tuotetaan pääasiassa biohiiltä ja pyrolyysiöljyä. Energiantuotanto koostuu pyrolyysiöljyn poltosta ja tuotettua kaasua ei esimerkissä hyötykäytetä. Lietteen oletettiin pyrolyysissa jakaantuvan eri jakeiseen seuraavasti (suhteessa alkuperäiseen massaan): biohiili 60 %; pyrolyysiöljy 20 %, kaasu 20 %.

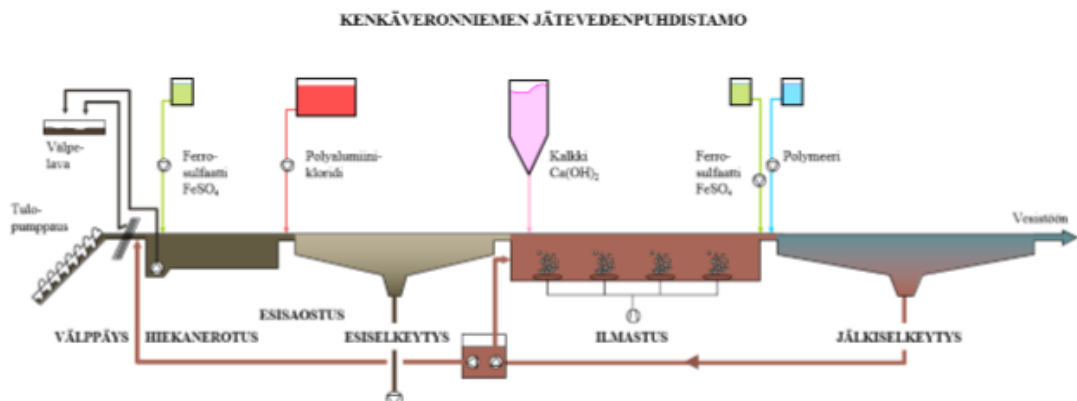
Taulukko 19. Viikinmäen case-esimerkissä tarkastellut lietteenkäsittelyvaihtoehdot

vaihtoehto	prosessi
1.	mesofiilinen mädätys + kompostointi
2.	mesofiilinen mädätys + terminen kuivaus+ poltto
3.	mesofiilinen mädätys + pyrolyysi

7.4.2 Case study: Kenkäveronniemen jätevedenpuhdistamo

Toinen työssä käsiteltävä case-kohde on Mikkelin Kenkäveronniemellä sijaitseva jätevedenpuhdistamo. Puhdistamo sijaitse Mikkelin kaupungin keskusta-alueella ja sen asukastavastine luku on noin 47 000. Jätevedenpuhdistamolla käsitellään Mikkelin kaupunkialueen lisäksi Otavan jätevedet, 11 eri vesiosuuskunnan jätevedet ja myös Metsä-Sairilan jätekeskuksen ja Oravinniemen vanhan kaatopaikan jätevesiä. Puhdistamo on huomattavasti Viikinmäen puhdistamoa pienempi ja se edustaa case-kohteena pienemmän paikkakunnan jätevedenpuhdistamoa. (Mikkelin Vesilaitos, 2016)

Kenkäveronniemen puhdistamon prosessi on mekaanis-biologis-kemiallinen. Mekaaninen vaihe koostuu välppäyksestä, hiekanerotuksesta ja esiselkeytyksestä. Fosfori saostetaan kemiallisesti ferrosulfaatilla. Biologinen osa koostuu aktiivilieteprosessista, jossa typpi poistetaan nitrifikaatio-denitrifikaatioprosessilla. (Mikkelin Vesilaitos, 2016)



Kuva 4. Kenkäveronniemen jätevedenpuhdistamon prosessikaavio (Mämmelä, 2013)

Puhdistamolla syntyvä liete mädätetään ja kuivataan noin 30 % kuiva-ainepitoisuuteen. Mädätys tehdään lähinnä lietteen määrän pienentämiseksi ja hajuhaittojen vähentämiseksi, eikä mädätyksessä syntyvää biokaasua hyödynnetä. Tämän jälkeen suurin osa lietteestä (92 %) kuljetetaan jatkokäsiteltäväksi Ekolannoite Oy:hyn ja tämän jälkeen peltolevitykseen. Osa lietteestä (8 %) viedään myös kompostoitavaksi Metsä-Sairilan kompostointiasemalle. (Mikkelin Vesilaitos, 2016)

Ekolannoite Oy:lla on lietteen hygienisoimiseksi ja hajujen vähentämiseksi patentoitu menetelmä. Menetelmässä liete kuormataan siilosta avonaiseen säiliöön ja siihen annostellaan raemaista kalsiumoksidia (CaO) ja peretikkahappoliuosta. Tämän jälkeen lietettä sekoitetaan avonaisessa säiliössä sekoitusruuvien avulla. Lopputuote on Eviran tyyppinimi luettelossa ”kemiallisesti hapetettu puhdistamoliete”. (FI 123959, 2013)Case-esimerkissä oletetaan, että liete vastaa ominaisuuksiltaan pitkälti kalkkistabiloitua lietettä.

Mädätetyn ja kuivatun lietteen määrä oli vuonna 2015 noin 4227 tonnia. Taulukossa 20. on kuvattu Kenkäveronniemen puhdistamon lietteen laatuparametrien keskiarvoja vuodelta 2015. (Mikkelin Vesilaitos, 2016)

Taulukko 20. Kenkäveronniemen jätevedenpuhdistamon laatuparametreja (2015)

	Mittari	keskiarvo (2015)
kuiva-aine	%	28,63
hehkutushäviö	% ka	56,63
pH		7,56
typpi	g/kg ka	40,00
fosfori	g/kg ka	30,50
elohopea	mg/kg ka	0,64
kadmium	mg/kg ka	1,19
kupari	mg/kg ka	177,50
lyijy	mg/kg ka	18,13
nikkeli	mg/kg ka	28,63
sinkki	mg/kg ka	532,50

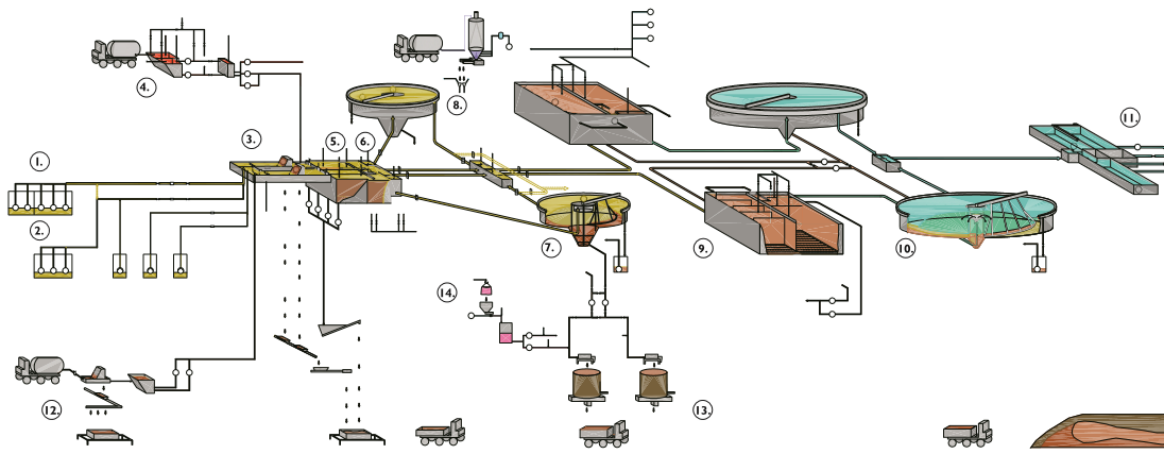
Case-esimerkin yksinkertaistamiseksi nykyisen käsittelymenetelmän oletettiin olevan kalkkistabilointia vastaava muun muassa kustannuksiltaan ja kasvihuonekaasupäästöiltään. Casessa testattiin kolmea eri vaihtoehtoa, joista ensimmäinen on nykyinen käsittelymenetelmä. Vaihtoehdossa 3. termisen kuivauksen energia tuotetaan mädätyksen bio-kaasulla. Polttolaitoksen oletetaan olevan yhteispolttolaitos, mihin monet puhdistamot tuovat lietteitään. Sen oletettu sijainti on 100 km päässä Kenkäveronniemen puhdistamolta.

Taulukko 21. Kenkäveronniemen case-esimerkissä tarkastellut lietteenkäsittelyvaihtoehdot

vaihtoehto	prosessi
1.	mesofiilinen mädätys+ (oletetusti) kalkkistabilointi
2.	mesofiilinen mädätys+ kompostointi
3.	mesofiilinen mädätys +terminen kuivaus + poltto

7.4.3 Case study: Hermanninsaaren jätevedenpuhdistamo

Viimeiseksi case-kohteeksi valittiin Porvoossa sijaitseva Hermanninsaaren jätevedenpuhdistamo. Puhdistamo on otettu käyttöön vuonna 2001. Se on Porvoon Veden pääpuhdistamo ja sinne johdetaan Porvoon keskeisten alueiden jätevedet. Nykykuormituksen mukaan puhdistamon asukasvastineluvuksi on arvioitu 46 100. Puhdistamon prosessi on biologis-kemiallinen. Ravinteista fosfori saostetaan kemiallisesti ferrosulfaatilla, kun taas typpi poistetaan biologisesti aktiivilieteprosessista. (Nieminen, 2016) Puhdistamo on kooltaan samaa kokoluokkaa kuin Mikkelin Kenkäveronniemen jätevedenpuhdistamo.



Kuva 5. Hermanninsaaren jätevedenpuhdistamon prosessikaavio (Nieminen, 2016)

Vuonna 2015 kuivattua lietettä syntyi yhteensä n. 6 309 tonnia ja sen kuiva-ainepitoisuus oli n. 20 % TS. Taulukossa 22. on esitetty Hermanninsaaren puhdistamon lietteen laatuparametrien keskiarvoja.

Taulukko 22. Hermanninsaaren puhdistamon lietteen laatuparametreja (Nieminen, 2016)

	yksikkö	keskiarvo
ph	%	6,85
kuiva-ainepitoisuus	% ka	20
hehkutusjäännös	% ka	42
fosfori	g/kg ka	18
typpi	g/kg ka	44
rauta	g/kg ka	72
arseeni	mg/kg ka	4,5
kadmium	mg/kg ka	0,64
kromi	mg/kg ka	27
kupari	mg/kg ka	384
nikkeli	mg/kg ka	21
lyijy	mg/kg ka	13
sinkki	mg/kg ka	384
elohopea	mg/kg ka	< 0,5

Hermanninsaaren jätevedenpuhdistamon lietteet kuivataan puhdistamalla, jonka jälkeen ne kuljetaan Turkuun, jossa Biovakka Oy vastaa niiden käsittelystä. Biovakka Oy mädättää lietteen termofiilisesti, jonka jälkeen se kuivataan. Biovakka Oy ottaa vastaan myös paljon muita orgaanisia jätejakeita, jotka sekoitetaan prosessissa. Kuivatusta mädätteestä noin 25 % päätyy suoraan maataloushyötykäyttöön, kun loput päätyvät mullan valmistukseen. (Biovakka Oy, 2016) Yksinkertaisuuden vuoksi tässä case-esimerkissä oletetaan, että kaikki Hermanninsaaren puhdistamon mädätysjäännös päätyy erikseen hyötykäyttöön maataloudessa.

Casessa testattiin kolme eri vaihtoehtoa, joista ensimmäinen on nykyinen käsittelymenetelmä. Lisäksi vaihtoehtoihin sisällytettiin reaktorikompostointi lähialueella sijaitsevassa kompostointilaitoksessa ja lietteen pyrolyysi. Pyrolyysireaktorin oletetuksi sijaintipaikaksi valittiin Ämmässuon kaatopaikka, sillä lähitulevaisuudessa ei ole todennäköistä, että Suomeen rakennettaisiin useita täysikokoisia pyrolyysilaitoksia. Kuten Viikinmäen case-esimerkissä, myös tässä casessa pyrolyysilla tuotetaan pääasiassa biohiiltä ja pyrolyysiöljyä ja prosessissa tuotettava pyrolyysikaasu jätetään hyödyntämättä.

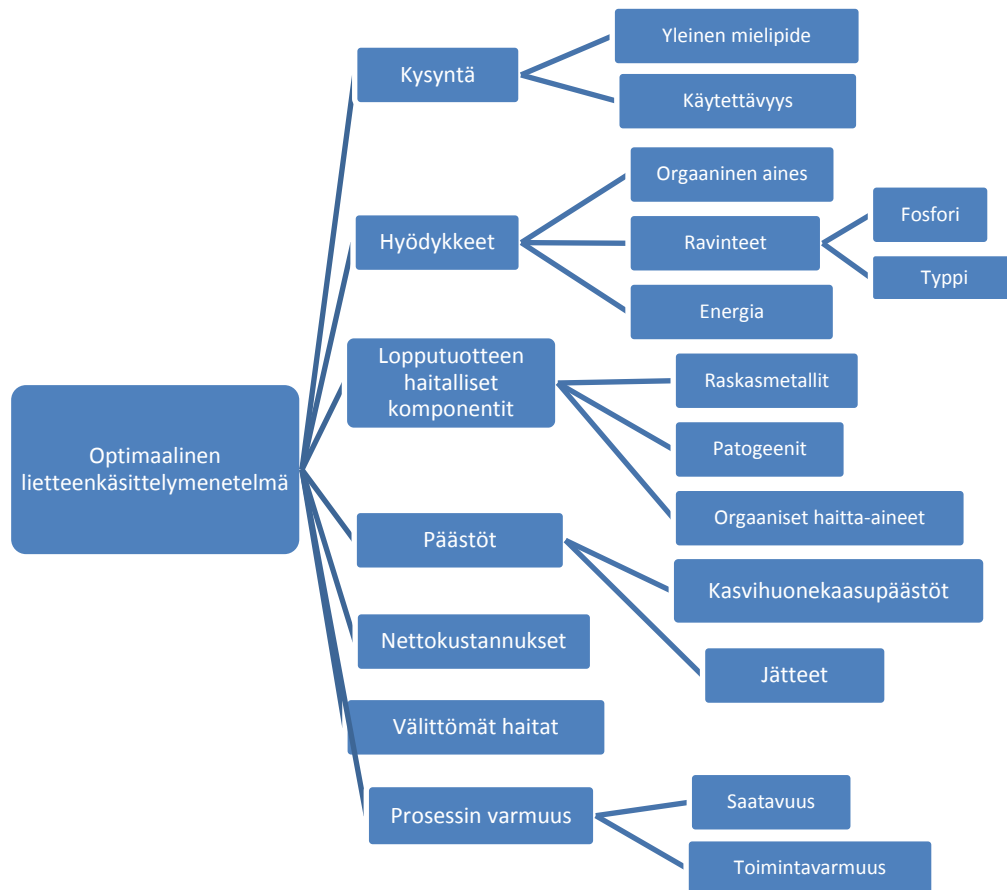
Taulukko 23. Hermanninsaaren case-esimerkissä tarkastellut lietteenkäsittelyvaihtoehdot

vaihtoehto	prosessi
1.	Nykyinen prosessi (termofiilinen mädätys)
2.	Reaktorikompostointi
3.	Pyrolyysi

8 Tulokset ja niiden tarkastelu

8.1 Arvopuun hierarkia

Lopullisessa päätöspuussa päätavoite jakaantuu seitsemään osatavoitteeseen eli kriteeriin, jotka puolestaan jakaantuvat alemman tason osakriteereihin. Ohjausryhmän tapaanmisissa ja asiantuntijahaastattelujen perusteella tunnistettiin arvopuuhun sisällytettävät asiat. Kriteereistä karsiutui ”Lopputuotteen määrä”, joka arvioitiin aluksi tärkeäksi päätöksentekoon vaikuttavaksi tekijäksi. Haastatteluissa se todettiin kuitenkin vain lähinnä kustannuksiin vaikuttavaksi tekijäksi. Haastattelujen pohjalta tärkeäksi päätöskriteeriksi varmistui myös kriteerin ”Hyödykkeet” alikriteeri ”Orgaaninen aines”. Arvopuuhun lisättiin kriteerit: ”Kysyntä” ja ”Päästöt” kriteerin alikriteeri ”Kasvihuonekaasupäästöt”. Myös arvopuun hierarkiaa muokattiin. Alustavassa arvopuussa kriteerit ”Lopputuotteen haitalliset komponentit” ja ”Päästöt”, oli sisällytetty yhteisen pääkriteerin alle. Lopulliseen arvopuuhun ne sisällytettiin kuitenkin omina pääkriteereinä. Kuvassa 6. on esitetty arvopuun hierarkia eli arvopuuhun sisällytettävät kriteerit ja niiden jakaantuminen alikriteereihin. Arvopuuta käytettäessä siihen sisällytetään vain kriteerit, joilla on merkitystä päätöksenteon kannalta. Jos jollekin kriteerille ei haluta antaa painoarvoa tai sen arvo ei eroa vaihtoehtojen kesken voidaan kriteeri jättää pois tarkastelusta.



Kuva 6. Arvopuun hierarkia

8.2 Pääkriteerit

8.2.1 Kysyntä

Lopputuotteen kysyntä kuvaa lietetuotteen mahdollista menekkiä maanparannusaineena. Kysyntään vaikuttaa suuri joukko erilaisia osakriteereitä, joista tunnistettiin tärkeimmiksi päätöksenteon kannalta tuotteen käytettävyys ja yleinen mielipide lietepohjaisia maanparannusaineita kohtaan. Tuotteen käytettävyys on luonnollisesti sen kysyntään vaikuttava tekijä. Puhdistamolietepohjaisiin lannoitevalmisteiden käyttöön kohdistuu runsaasti ennakkoluuloja. Tämän vuoksi myös yleinen mielipide on tärkeä lietepohjaisten tuotteiden kysyntään vaikuttava tekijä. Kysyntää ja mielipiteitä voidaan selvittää erilaisin menetelmin, kuten kyselytutkimuksilla. Tämän diplomityön puitteissa tämä ei kuitenkaan ollut mahdollista ja näitä alikriteereitä päädyttiin päätöspuussa arvioimaan laadullisesti. Alikriteerien ”**Käytettävyys**” ja ”**Yleinen mielipide**” arvoa mitataan asteikolla 0- 10, missä 0 on huonoin ja 10 paras alikriteerin arvo.

8.2.2 Hyödykkeet

Resurssien kierrätys on eräs lietteenkäsittelyn tavoitteista, joten yhtenä tärkeänä päätöksentekokriteerinä on käsittelymenetelmästä saatavat hyödykkeet, kuten erilaiset materiaalit ja energia. ”Hyödykkeet”-kriteeri jakaantuu kolmeen alikriteeriin: ”**Orgaaninen aines**”, ”**Ravinteet**” ja **Energia**. ”Ravinteet”-alokriteeri jakaantuu vielä kahteen alemman tason kriteeriin: ”**Fosfori**” ja ”**Typpi**”.

Energia

Joissakin lietteenkäsittelyvaihtoehdossa saadaan tuotettua energiaa. Esimerkiksi mädätyksen biokaasun tuotannolla voidaan huomattavasti parantaa prosessin energiatehokkuutta ja polttoprosessissa pääasiallinen tuotettu hyödyke on energia. Tuotettu energia voidaan edelleen jakaa sähköön ja hyötykäytettyyn lämpöön. Päätöspuuhun ei kuitenkaan sisällytetty näitä erillisinä alikriteereinä, sillä tämän ei nähty olevan kovinkaan merkittävä kriteeri päätöksentekijän kannalta. Alokriteerin arvo määräytyy tuotetun energian määrän mukaan, jota mitataan päätöspuussa esimerkiksi vuodessa tuotettujen gigajoulejen (GJ) avulla.

Taulukko 24. Energiantuotanto arinapolttolaitoksessa kun poltetaan 80 % kuiva-ainepitoisuuteen kuivattua lietettä (Myllymaa et al., 2008)

Energian tuotanto GJ/t	Sähkö	lämpö (hyötykäytetty)
lietteen poltto (80 % ka. liete)	3,9	8,5

Ravinteet

Ravinteet osakriteerin arvo saadaan laskettua lopputuotteen sisältämien ravinteiden massana. Tämä riippuu tuotetun lietteen määrästä ja ravinnepitoisuudesta ja joissakin tapauksissa myös käsittelymenetelmissä voi tapahtua ravinteiden häviöitä. Toisaalta jos lopputuotteen ravinteita ei päästä hyödyntämään kriteeri saa arvon 0. Esimerkiksi lietteen polton yhteydessä tuhkan sisältämää fosforia ei saada hyödynnettyä nykyisen lainsäädännön puitteissa. ”Ravinteet” alokriteeri jakaantuu edelleen vielä kahteen alikriteeriin: ”Fosfori” ja ”Typpi”.

Fosfori

Fosfori on resurssienkierrätyksen kannalta tärkein ravinne. Fosfori on puhdistamolietteessä tiukasti sitoutuneena, joten se ei juuri häviä käsittelymenetelmissä toisin kuin typpi. Fosforin käyttökelpoisuuteen vaikuttavat selkeästi jätevedenpuhdistamon kemiallisen fosforinsaostuksen saostuskemikaalien määrä. On myös todettu, että orgaanisen aineen määrällä ja laadulla on merkitystä fosforin käyttökelpoisuuden suhteen. Tämän prosessin merkitys on kuitenkin vielä vähän tutkittu. (Kahiluoto et al., 2015) Erilaisten lietteenkäsittelymenetelmien vaikutus fosforin käyttökelpoisuuteen on nykyisen tutkimustiedon valossa vielä epäselvä. Tämän vuoksi fosforin käyttökelpoisuuteen ei oteta päätös-mallissa kantaa.

Typpi

Eri käsittelymenetelmät vaikuttavat kokonaistypen määrään ja sen jakautumiseen epäorgaanisen ja orgaanisen jakeen välillä. Rigby et al. (2016) totesivat kuitenkin, että liette tuotteen lannoitevaikutusissa ei ole juuri eroa perinteisten lietteenkäsittelyprosessien välillä, pois lukien pitkäaikainen säilytys ja kompostointi. Kompostoinnin ja pitkäaikaisen säilytyksen aikana tapahtuu mittavia typpihäviöitä ja lietteeseen jäänyt typpi ei ole niin käyttökelpoista kasveille kuin tuoreemmissa liette tuotteissa. Taulukossa 25. on esitetty eräiden käsittelymenetelmien vaikutus lietteen kokonaistypen ja kasveille käyttökelpoisen typen määrään. Typpi haihtuu korkeassa lämpötilassa, joten polttoprosesseissa typpi menetetään kokonaan, ja myös korkeassa lämpötilassa suoritettavassa pyrolyysissa menetetään huomattava osa typpilannoitusvaikutuksesta. Biohiilen typen käyttökelpoisuudesta on hyvin heikosti tietoa, mutta sen oletetaan yleisesti olevan vähäinen. (Hossain et al., 2011) Lietteen typen käyttökelpoisuuteen vaikuttaa käsittelymenetelmän lisäksi suuri määrä erilaisia tekijöitä, kuten viljelysmaan maaperän ominaisuudet. Tämän takia päätösmallissa ei oteta huomioon hyödynnetyn typen käyttökelpoisuuteen.

Taulukko 25. Eräiden käsittelyprosessien vaikutus puhdistamolietteen kokonaistyppeen ja kasveille käyttökelpoisen typen osuuteen kokonaistypestä (PAN) (Rigby et al., 2016)

	Kokonaistyyppi	PAN
Kompostointi	2,2 %	20 %
Mesofiilinen mädätys	4,1 %	30 %
Kalkkistabilointi	4 %	37 %

Orgaaninen aines

Orgaanisen aineen kierrätyksellä saadaan maanparannusvaikutus ja lisäksi orgaanisella aineella on suuri merkitys erilaisten haitta-aineiden sitoutumisessa. Orgaanisen aineen määrä pienenee useissa käsittelyprosesseissa, ja lietteen polton seurauksena kaikki orgaaninen hiili menetetään. Ongelmallista on, että hajoamiseen käsittelyprosesseissa vaikuttavat prosessin olosuhteet ja lietteen ominaisuudet, jolloin hajoaminen voi vaihdella huomattavasti samantapaisten prosessien välillä. Taulukossa 26. on esitetty kirjallisuudessa esitettyjä orgaanisen aineen hajoamisprosentteja muutamalle käsittelymenetelmälle.

Taulukko 26. Lietteen orgaanisen aineen hajoaminen eri käsittelyprosesseissa (Haynes et al., 2009; RIL 124-2-2004)

Käsittelymenetelmä	Orgaanisen aineksen häviö
Kompostointi	30 - 60 %
Mesofiilinen mädätys	5 - 25 %
Lietteen poltto	100 %

8.2.3 Lopputuotteen haitalliset komponentit

Lietteenkäsittelyn pitää varmistaa, että lopputuotteen sisältämät haitta-aineet ja patogeenit eivät pääse aiheuttamaan riskiä ympäristölle tai terveydelle. Näiden aiheuttamaa riskiä kuvaava kriteeri ”Lopputuotteen haitalliset komponentit” jakaantuu kolmeen alikriteerin: ”Patogeenit”, ”Raskasmetallit” ja ”Orgaaniset haitta-aineet”. Alikriteerien arvo määräytyy haittallisten komponenttien aiheuttaman riskin mukaan, jolloin vaihtoehto jossa riski on pienin saa arvon 1 ja vaihtoehto jossa riski on suurin saa arvon 0.

Patogeenit

Patogeenit eivät yleensä aiheuta suurta ongelmaa puhdistamolietteissä, sillä ne tuhoutuvat useissa käsittelymenetelmissä tai vaihtoehtoisesti voidaan käyttää erillistä hygienisointiyksikköä. Lisäksi jos lietettä käytetään maanparannusaineena, on tietyille indikaattori-patogeeneille asetettu raja-arvot. Tämän takia patogeenien aiheuttama riski ei juuri eroa vaihtoehtojen välillä. ”Patogeenit”-alukriteeri on kuitenkin sisällytetty päätösmalliin, sillä patogeenien tuhoaminen on tärkeä lietteenkäsittelyn tehtävä.

Raskasmetallit

Raskasmetallit eivät häviä lietteenkäsittelymenetelmissä, jolloin niistä aiheutuva riski ei juuri eroa eri käsittelyvaihtoehtojen välillä. Lisäksi jos puhdistamolietettä käytetään maanparannuskäytössä, sille on määritelty lannoitevalmistuslaissa raskasmetallien maksimipitoisuudet. Yleisesti raskasmetalleja ei pidetä ongelmana suomalaisten puhdistamolietteiden hyötykäyttöä ajatellen. Joidenkin käsittelymenetelmien seurauksena lietteen määrä pienenee kuitenkin huomattavasti jolloin raskasmetallien suhteellinen pitoisuus lietteessä kasvaa.

Orgaaniset haitta-aineet

Alikriteerin arvo määräytyy orgaanisten haitta-aineiden maaperässä aiheuttaman riskin perusteella. Riski määriteltiin haitta-aineen pitoisuuden, haitta-aineiden eri käsittelyvaihtoehtoisissa arvioidun vähenemän ja haitta-aineiden suhteellisen riskiarvon perusteella. Haitta-aineen suhteellinen riskiarvo määriteltiin tässä diplomityössä laskentamenetelmän avulla, joka perustuu Clarke & Smith (2011) tutkimuksessa tehtyyn orgaanisten haitta-aineiden riskinarviointiin. Suhteellisen riskiarvon perusteella voidaan arvioida orgaanisten haitta-aineiden aiheuttamaa riskiä maaperässä suhteessa toisiinsa

Orgaanisten haitta-aineiden ryhmä on erittäin laaja ja kaikkia haitta-aineita on mahdoton sisällyttää tarkasteluun tässä diplomityössä. Kirjallisuuskatsauksessa keskityttiin muutamaani olennaisiin orgaanisiin haitta-aineisiin ja haitta-aineryhmiin, jotka sisällytettiin arvopuuhun. Näitä ovat PAH-yhdisteet, polyklooratut dioksiinit ja furaanit (PCDD/F), PCB, LAS-yhdisteet, DEHP, nonyylifenoli, bromattu palonestoaine BDE-209 ja PFOS.

Orgaanisten haitta-aineiden pitoisuustiedot saatiin joko jätevedenpuhdistamojen teettämistä analyysituloksista tai kirjallisuudesta. Orgaanisten haitta-aineiden pitoisuuksia mitataan melko harvoin puhdistamolietteistä, joten suureksi osaksi jouduttiin käyttämään kirjallisuustietoja pohjoismaisten ja suomalaisten lietteiden tavanomaisista haitta-ainepitoisuuksista; näitä on esitetty Taulukossa 27. Pohjoismaisia arvoja on käytetty tapauksissa, joissa suomalaista mittausdataa oli saatavilla erittäin vähän tai datan laatu oli heikkoa.

Taulukko 27. Päätösmallissa mukana olevien orgaanisten haitta-aineiden yleisiä pitoisuuksia

mg/kg	Pitoisuuksien vaihteluväli	vaihteluvälin k.a	lähde:
PAH	1,4 - 3,3	2,35	Sternbeck et al., 2011
PCDD/F	5 -15*10 ⁻⁶	1*10 ⁻⁵	Kasurinen et al., 2014 Kasurinen et al., 2014;
PCB	0,03 - 0,08	0,055	Sternbeck et al., 2011
LAS	284 - 1400	842	Sternbeck et al., 2011
DEHP	5 – 24	14,5	Kasurinen et al., 2014
NP	2,4 - 4,6	3,5	Kasurinen et al., 2014
PBDE (BDE-209)	0,252 - 0,579	0,4155	Mehtonen et al., 2012
PFOS	2 – 25* 10 ⁻⁴	1,35*10 ⁻³	Kasurinen et al., 2014

Haitta-aineen suhteellinen riskiarvo määräytyy viiden eri ominaisuuden perusteella: toksisuus maaperässä, pysyvyys maaperässä, kertyvyys kasveihin, kertyvyys eläimiin ja riski pohja- ja pintavesille. Näiden ominaisuuksia kuvaavien parametrien summa määräsi kullekkin haitta-aineelle niiden riskiarvon.

Haitta-aineiden toksisuutta arvioitiin maaperän PNEC (Predicted No Effect Concentration) luvun avulla, joka kertoo pienimmän arvioidun haitattoman pitoisuuden maaperässä. Pienimmän PNEC-luvun saaneet haitta-aineet luokiteltiin toksisimmiksi. PNEC-arvojen käyttäminen on ongelmallista yhdisteille, joiden haitallisten vaikutusten mekanismit ovat monimutkaisia, kuten on useilla orgaanisilla haitta-aineilla. Näiden arvojen avulla saadaan kuitenkin arvio haitta-aineen yleisestä toksisuudesta maaperän olosuhteissa.

Taulukko 28. Orgaanisten haitta-aineiden PNEC-arvoja

	PNEC (mg/kg)	lähde:
Asenafteeni (PAH)	0,038	Sternbeck et al., 2011
Naftaleeni (PAH)	1	Sternbeck et al., 2011
Fenantreeni (PAH)	1,8	Sternbeck et al., 2011
PCDD/F	1,00E-8	McLaughlin, 2008
PCB	4,60E-5	Verbruggen & Brand, 2014
LAS	35	Sternbeck et al., 2011
DEHP	>13	Sternbeck et al., 2011
4-Nonyylifenoli	0,3	Sternbeck et al., 2011
BDE-99	0,38	Sternbeck et al., 2011
BDE-209	>98	Sternbeck et al., 2011
PFOS	0,046	Merrington et al., 2009

Parametrin arvon määrittämistä varten haitta-aineet jaoteltiin neljään eri ryhmään niiden PNEC-arvon perusteella. Jaotellussa jokaiseen toksisuusluokkaan pyrittiin sisällyttämään saman verran haitta-aineita. Taulukossa 29. on esitetty diplomityössä tehty haitta-aineiden toksisuusluokitus niiden PNEC-arvojen perusteella. PBDE:t luokiteltiin kahden kon-

geneerin BDE-99 ja BDE-209 PNEC-arvoista lasketun keskiarvon perusteella. PAH-yhdisteille toksisuusarviona käytettiin naftaleenin ja fenantreenin PNEC-arvojen keskiarvoa.

Taulukko 29. Haitta-aineiden toksisuusluokitus PNEC-arvojen perusteella

PNEC (mg/kg)	arvo	toksisuus
> 15	0	erittäin vähäisesti toksinen
1- 15	1	vähäisesti toksinen
0,001 - 1	2	toksinen
< 0,001	3	erittäin toksinen

Orgaanisen haitta-aineen pysyvyyttä maaperässä arvioitiin haitta-aineen puoliintumisajan perusteella. Haitta-aine saa arvon asteikolla 0-2, riippuen sen puoliintumisajasta maaperässä. Kirjallisuudesta hankitun tiedon perusteella voitiin haitta-aineet näin jakaa kolmeen eri ryhmään niiden pysyvyyden perusteella.

Taulukko 30. Orgaanisten haitta-aineiden pysyvyydenluokitus (Clarke & Smith, 2011)

arvo	puoliintumisaika maaperässä
0	puoliintumisaika alle 6kk
1	puoliintumisajasta epävarmaa tietoa
2	puoliintumisaika yli 6 kk

Myös haitta-aineen potentiaalia kertyä viljelykasveihin ja karjaeläimiin arvioitiin kirjallisuustiedon perusteella. Kertymisriski arvioitiin asteikolla 0-2 (Taulukko 25).

Taulukko 31. Orgaanisten haitta-aineiden kertyvyysluokitus (Clarke & Smith, 2011)

arvo	kertyvyys
0	ei kerry
1	kertymisriski epäselvä
2	kertyminen mahdollista

Haitta-aineen fysikaalis-kemiallisten ominaisuuksien ja kirjallisuudesta löydetyn tutkimustiedon perusteella pystyttiin arvioimaan myös haitta-aineen riskiä huuhtoutua pinta- ja pohjavesiin. Riskiä arvioidaan asteikolla 0-2, jonka kuvaus on esitetty taulukossa 32.

Taulukko 32. Orgaanisten haitta-aineiden riskiluokitus koskien niiden aiheuttamaa haittaa pohja- ja pintavesille (Clarke & Smith, 2011)

arvo	riski pohja- ja pintavesille
0	ei huuhtoudu
1	huuhtoutumisriski epäselvä

Haitta-aineen suhteellinen riskiarvo määritettiin laskemalla yllämainitut parametrit yhteen. Taulukossa 33. on esitetty päätösmallissa käsiteltyjen haitta-aineiden riskiparametrien arvoja ja niiden yhteenlasketut riskiarvot. Huomattavaa on, että työssä tehdyn riskiarvioinnin perusteella LAS-yhdisteet saavat kokonaisriskiarvoksi 0. Kuitenkin erittäin suurissa pitoisuuksissa on todennäköistä, että myös LAS-yhdisteet voivat aiheuttaa haittavaikutuksia maaperässä.

Taulukko 33. Työssä määritetyt orgaanisten haitta-aineiden suhteelliset riskiarvot

Haitta-aineiden riskiarviointi	PAH	PCDD/F	PCB	LAS	DEHP	NP/NPE	PBDE	PFOS
toksisuus	2	3	3	0	1	2	1	2
pysyvyys maaperässä (>6kk)	2	2	2	0	0	0	2	2
kertyvyys kasveihin	0	1	0	0	0	0	1	1
kertyvyys eläimiin	1	2	2	0	0	0	2	2
riski pohjavesille	0	0	0	0	0	1	0	2
suhteellinen riskiarvo	5	8	7	0	1	3	6	9

Kertomalla lietteen kunkin haitta-aineen suhteellinen riskiarvo niiden pitoisuudella saadaan haitta-aineen aiheuttama riski lietteessä:

*Haitta-aineen aiheuttama riski (käsittämätön liete) = Suhteellinen riskiarvo * Haitta-aineen pitoisuus*

Orgaanisista haitta-aineista ainakin osa kuitenkin hajoaa käsittelymenetelmien kuten kompostoinnin ja mädätyksen seurauksena. Näin käsittelymenetelmä vähentää lopputuotteen aiheuttamaa riskiä. Haitta-aineen aiheuttama riski käsitellyssä lopputuotteessa saadaan vähentämällä riskiarvosta käsittelymenetelmän aiheuttama vähentymä:

*Haitta-aineen aiheuttama riski (käsitelty liete) = Haitta-aineen aiheuttama riski (käsittämätön liete) * (1-vähentymä käsittelyprosessissa.)*

Vähentymän arviointi perustui kirjallisuudesta löydettyihin tietoihin. Ongelmana oli, että lietteen orgaanisten haitta-aineiden hajoamistiedot vaihtelivat huomattavan paljon ja joidenkin prosessien kuten pyrolyysin osalta kirjallisuustiedon määrä oli erittäin vähäistä. Tämän takia jouduttiin paljolti käyttämään hajoamisen keskiarvoja ja tekemään yleistyksiä. HSY:n Viikinmäen casekohteen tapauksessa saatiin kuitenkin joidenkin haitta-aineiden osalta pitoisuustietoja ennen ja jälkeen mädätyksen ja kompostointi prosesseja, jolloin kirjallisuuden hajoamisdataa ei tässä tapauksessa tarvinnut käyttää kaikkien haitta-aineiden kohdalla.

Taulukossa 34. on esitetty kirjallisuudesta löydetyn orgaanisten haitta-aineiden hajoamisdatan perusteella laskettuja keskiarvoja eri haitta-aineiden hajoamiselle mesofiilisen mädätyksen ja kompostoinnin seurauksena. Alikriteerin ”Orgaaniset haitta-aineet” arvo eli lopputuotteen aiheuttama kokonaisriski, saatiin laskemalla yhteen käsitellyn lietteen haitta-aineiden aiheuttamat riskit.

Taulukko 34. Työssä käsiteltyjen orgaanisten haitta-aineiden hajoaminen mesofiilisessä mädätysprosessissa ja kompostointiprosessissa

hajoami- sen keski- arvo %	meso- fiilinen mädätys	kompos- tointi	lähde
PAH	44	79	El Hadj et al., 2006; Bernal-Martinez et al., 2009; Cai et al., 2007
DEHP	29,75	78,5	El Hajd et al., 2006; Pakou et al., 2009; Moeller & Reeh., 2003
LAS	18,5	88,5	Prats et al., 1997; Garcia et al., 2005; Pakou et al., 2009
NPE	25	74	Patureau et al., 2008; Pakou et al., 2009
NP	0	70	Hernandez-Raquet et al., 2007; Patureau et al., 2008; Pakou et al., 2009
PCB	45,5	0	El Hadj et al., 2007; Dabrowska & Rosińska, 2012; Gibson et al., 2007; Brändli et al., 2007
BDE-209	35	0	Gerecke et al., 2005; Haynes et al., 2009
PFC	0	0	Stasinakis, 2012; Beach et al., 2006
PCDD/F	0	0	Haynes et al., 2009; Brändli et al., 2005

8.2.4 Päästöt

Kriteeri ”Päästöt” kuvaa lietteenkäsittelyn negatiivisia ympäristövaikutuksia, poislukien lopputuotteen haitta-aineista maaperässä aiheutuvat riskit. Kriteeri keskittyy laajemman mittakaavan ympäristövaikutuksiin ja paikalliset ihmisille ja eläimistöille aiheutuvat haitat, kuten haju- tai meluhaitat käsitellään kriteerin ”Välittömät haitat” yhteydessä.

Kriteeri jakaantuu päätöspuussa kahteen alikriteeriin: ”**Kasvihuonekaasupäästöt**” ja ”**Jätteet**”. Päätösmallissa oletetaan että käsittelyketjun muut ilmapäästöt, kuten dioksiinien ja hiukkasten päästöt ovat lainsäädännön osoittamalla tasolla. Näin ollen niistä aiheutuu merkittävää haittaa vain lähinnä erilaisissa vikatilanteissa.

Päätösmallissa oletetaan, että käsittelymenetelmissä mahdollisesti syntyvät rejektivedet johdetaan takaisin puhdistamolle, eivätkä ne aiheuta mittavaa kuormitusta ympäristöön. Jos rejektivedet lisäävät ympäristökuormitusta huomattavasti, pitää niiden määrä ottaa kuitenkin huomioon päätöksenteossa.

Kasvihuonekaasupäästöt

Kasvihuonekaasupäästöjä voi syntyä suoraan käsittelymenetelmistä, käsittelymenetelmien tarvitseman energian tuotannosta, kuljetuksista ja muista lähteistä. Kasvihuonekaasupäästöt lasketaan hiilidioksidiekvivalenttina, joka saadaan kertomalla kunkin kasvihuonekaasun pitoisuus sen GWP (Global Warming Potential) luvulla. Kasvihuonekaasupäästöt-kriteeriä ei erotella päätöspuussa erillisiksi alakriteereiksi, vaan lasketaan koko käsittelyketjun tonnimääräinen GWP-luku.

Taulukko 35. Kasvihuonekaasujen GWP-lukuja

Kasvihuonekaasu	GWP
Hiilidioksidi (CO ₂)	1
Metaani (CH ₄)	25
Typpidioksidi (N ₂ O)	298

Suorat päästöt prosesseista

Joissakin prosesseissa kuten kompostoinnissa ja termisessä kuivauksessa syntyy huomattavia hiilidioksidi- ja metaanipäästöjä. Mädätyksessä hiilidioksidin ja metaanin päästöt taas ovat lähes olemattomia.

Taulukko 36. Kompostoinnin ja termisen kuivauksen suorat kasvihuonekaasupäästöt (Myllymaa et al., 2008)

	CO ₂ kg/t	CH ₄ kg/t	N ₂ O kg/t
Kompostointi	87	0,987	0,051
Terminen kuivaus	163	0,002	0

Energian tarve

Jotkin käsittelymenetelmät vaativat huomattavia määriä energiaa. Energiantuotannosta aiheutuu huomattava määrä kasvihuonekaasuja, jotka on otettava huomioon kun laskeaan vaihtoehdon kasvihuonekaasuvaikutusta. Päätösmallissa käytetään Myllymaan et al. (2008) raportissa esitettyjä arvioita käsittelymenetelmien sähkönkulutuksesta ja sähkön tuotannon kasvihuonekaasupäästöistä. Jos prosessin energia tuotetaan esimerkiksi prosessissa syntyvää biokaasua polttamalla, voidaan ulkoisen energian tarve asettaa nolllaksi.

Taulukko 37. Esimerkkejä käsittelymenetelmien lietetonnikohtaisesta energiantarpeesta (Myllymaa et al., 2008)

Sähköenergian tarve	
Prosessi	GJ/ t
Kompostointi ¹	0,0792
Terminen kuivaus ²	0,35
Poltto ³	0,29

¹noin 30 % ka lietteen kompostointi

² noin 20 % ka lietteen kuivaaminen noin 80-90 % kuiva-ainepitoisuuteen

³noin 80 % kuiva-ainepitoisuuteen kuivatun lietteen poltto

Taulukko 38. Sähköntuotannon päästöt Suomessa yhtä gigajoulea (1 GJ) kohden (Myllymaa et al., 2008)

Päästöt	kg/GJ
CO ₂	81
CH ₄	0,293
N ₂ O	0,007
SO ₂	0,123
CO	0,049
NM VOC	0,003
Hiukkaset	0,02
NO _x	0,149

Energian tuotannon päästöt

Myös lietemateriaaleja energiana hyödyntävistä prosesseista syntyy kasvihuonekaasuja. Esimerkiksi biokaasun poltto ja lietteen poltto arinapolttolaitoksessa aiheuttavat metaanin, hiilidioksidin ja typpidioksidin päästöjä.

Taulukko 39. Lietteen arinakattilapoltoissa syntyvät kasvihuonekaasupäästöt noin 80 % kuiva-ainepitoisuuteen kuivattua lietetonna kohden. (Myllymaa et al., 2008)

Lietteen	
poltto	kg/t
CO ₂	0
CH ₄	1,6
N ₂ O	0,0411

Kuljetusten päästöt

Jos puhdistamolietteitä joudutaan käsittelyketjun aikana kuljettamaan, pitää myös kuljetuksesta aiheutuvat kasvihuonekaasupäästöt sisällyttää tarkasteluun. Taulukossa 40. on esitetty 40 tonnin täysperävaunullisen kuorma-auton kasvihuonekaasupäästöt kun tonni lietettä kuljetetaan kilometrin matka; päästöihin sisältyvät myös polttoaineen tuottamisesta aiheutuvat kasvihuonekaasupäästöt. Jos käytetään pienempiä autoja tai kuormat ovat vajaita, päästöt nousevat suuremmiksi.

Taulukko 40. lietteen kuljetuksen kasvihuonekaasupäästöt (g/tkm) kun kuorman koko on 40 tonnia. (Myllymaa et al., 2008)

Päästöt	g/tkm
CO ₂	35,8
CH ₄	0,00049
N ₂ O	0,0016

Jätteet

Lietteenkäsittelyketjun aikana syntyy usein erilaisia jättejakeita. Esimerkiksi lietteen polttoprosessissa syntyy tuhkaa joka määritellään nykyisen lainsäädännön mukaan jätteeksi. ”Jätteet”- alikriteerin arvo voidaan määrittää muun muassa syntyvän jätteen massana ottaen huomioon vaarallisenä jätteenä käsiteltävän jätteen määrä. Ongelmana on kuitenkin hyvin erilaisten jättejakeiden muodostuminen eri prosesseissa. On esimerkiksi erittäin vaikea yhteismitallistaa ja vertailla tuhkan ja rejektivesien tuotantoa ja niiden ympäristövaikutuksia. Tämän seikan takia alikriteeriä ”Jätteet” ei sisällytetty tarkasteluun case-esimerkeissä.

Taulukko 41. Lietteen arinapoltoissa syntyvän tuhkan määrä ja jättejakeet (kg/t) (Myllymaa et al., 2008)

jätejake	kg /lietetonni
Tuhka,tavanomainen	188 kg
Tuhka,ongelmajäte	71 kg

8.2.5 Välittömät haitat

Kriteeri ”Välittömät haitat” kuvaa lietteenkäsittelyketjun aiheuttamia välittömiä haittoja paikallisille ihmisille ja eläimistöille. Kriteeri koostuu melu- ja hajuhaitoista, maisemallista haitoista ja muista lietteenkäsittelyprosessista tai siihen liittyvistä toiminnoista johdetuista haitoista. Haittojen vakavuutta arvioidaan asteikolla 0-3, jossa 3 kuvaa vakavaa haittaa tai vaaratilannetta, arvo 2 kuvaa välitöntä haittaa joka ei ole kohtuuton ja joka ei aiheuta vaaratilannetta ja arvo 1 kuvaa tilannetta, jossa haittaa esiintyy ajoittain, mutta kuitenkin suhteellisen harvoin, esimerkiksi prosessin vikatilanteessa. Arvo 0 kuvaa tilannetta missä välitöntä haittaa ei synny.

Taulukko. 42. Käsittelymenetelmän välittömien haittojen arviointi

arvo	vaikutus
3	välitön vakava haitta tai mahdollinen vaaratilanne
2	aiheuttaa välitöntä haittaa
1	harvinainen välitön haitta
0	ei aiheuta välittömiä haittoja

Muun muassa kompostointi voi aiheuttaa hajuhaittaa lähialueilla, jos hajukaasuja syntyy paljon ja ne kulkeutuvat tuulen mukana. Termisesti kuivattu liete on erittäin pölyävää, jolloin se voi polttolaitoksella aiheuttaa räjähdysriskin. Tämä otetaan päätösmallissa huo-

mioon vaaratilanteena. Lietteen pyrolysointiin liittyy myös merkittäviä turvallisuusriskejä. Kiinteä hiilijae voi päästessään kosketuksiin uudelleen hapen kanssa alkaa voimakkaasti kuumentua. Tämä aiheuttaa merkittävän paloturvallisuusriskin. (Rasa et al., 2015)

8.2.6 Nettokustannukset

Käsittelyprosessin taloudelliset vaikutukset rajoittavat etenkin kalliimpien lietteenkäsittelymenetelmien käyttöä, joten kustannukset ovat tärkeä kriteeri käsittelymenetelmän valinnassa. Lietteenkäsittelyn kustannukset koostuvat käyttö- ja investointikustannuksista. Lisäksi on otettava huomioon mahdolliset kuljetuskustannukset. Investointikustannukset arvioidaan yksinkertaisesti esimerkkilaitosten pohjalta. Näistä saadaan lietemäärällä tonnikohtainen investointikustannus ja kertomalla tämä esimerkin laitoksen koolla voidaan arvioida case-esimerkkien laitosten investointikustannus. Investointikustannus voidaan ottaa huomioon myös käyttämällä investointikustannuksen perusteella laskettua pääomakustannusta, joka jakaa investoinnin vuotuisiin eriin sen käyttöiän perusteella. Diplomityön case-esimerkeissä käytettiin kustannusten laskemiseen viimeksi mainittua tapaa. Kuljetuskustannuksia ei sisällytetty case-kohteiden tarkasteluun datan kustannustiedon heikon saatavuuden vuoksi.

Huomionarvoista on, että case-esimerkeissä ei otettu huomioon lietetuotteen myyntiä, sillä houkuttelevan tuotteen myynti saattaa huomattavasti pienentää nettokustannuksia tai jopa johtaa liikevoittoon. Myynnin arviointiin ei kuitenkaan diplomityön puitteissa ollut riittävästi resursseja. Kriteeri ”Nettokustannukset” muutettiin tämän takia case-esimerkeissä muotoon ”Kustannukset”.

8.2.7 Prosessin varmuus

Jotkin lietteenkäsittelyprosessit ovat herkempiä vikatilanteille ja joidenkin kehitys on vasta aluillaan, jolloin ongelmatilanteen selvittäminen on vaikeampaa ja oikeanlaista huoltoa ei välttämättä ole helposti saatavilla. Tätä kuvataan kriteerillä ”prosessin varmuus”. Kriteeri koostuu kahdesta alikriteeristä: ”**Toimintavarmuudesta**” ja ”**Saatavuudesta**”. Taulukoissa on 43. ja 44. on esitetty alikriteerien arvon pisteytysmenetelmä.

Taulukko 43. Käsittelymenetelmän toimintavarmuuden arviointi

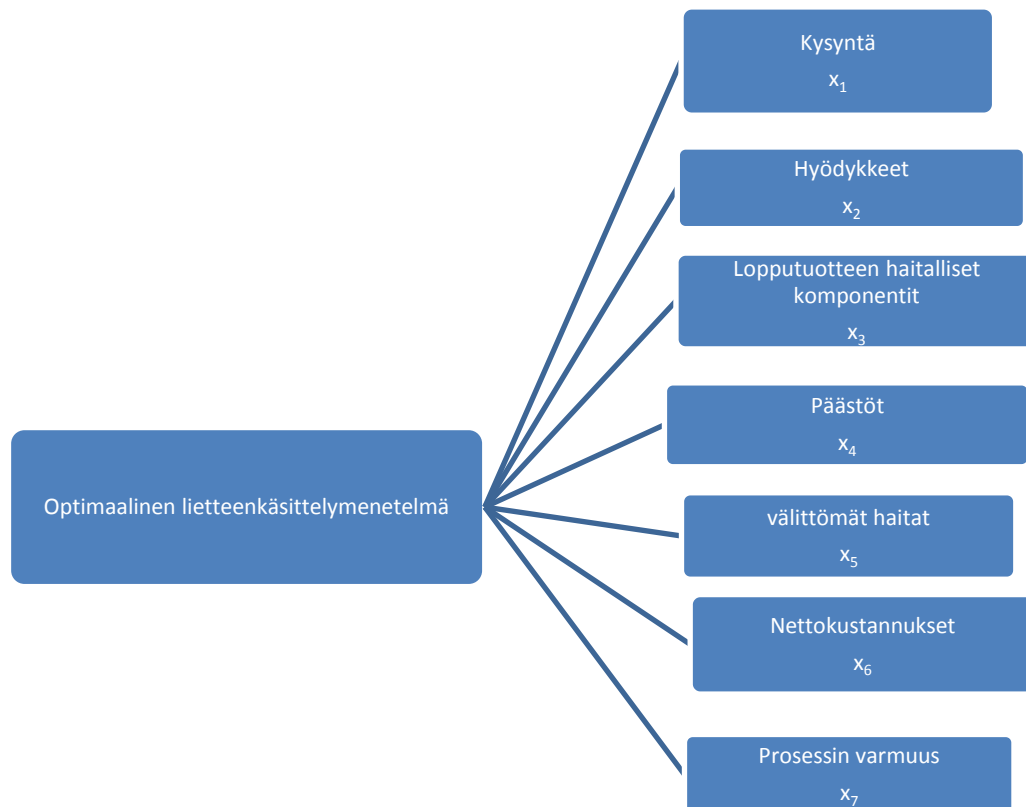
arvo	Toimintavarmuus
0	vikatilanteita usein tai vikatilanteet vaikeita korjata
1	prosessissa esiintyy vikatilanteita ajoittain
2	luotettava prosessi, vikatilanteita ei juuri koskaan

Taulukko 44. Käsittelymenetelmän saatavuuden arviointi

arvo	Saatavuus
0	uusi tekniikka, saatavuus vielä heikkoa
1	tekniikka jo laajalti käytössä, saatavuus kohtalaista
2	tekniikka erittäin yleinen, saatavuus erittäin hyvä

8.3 Kriteerien painotus

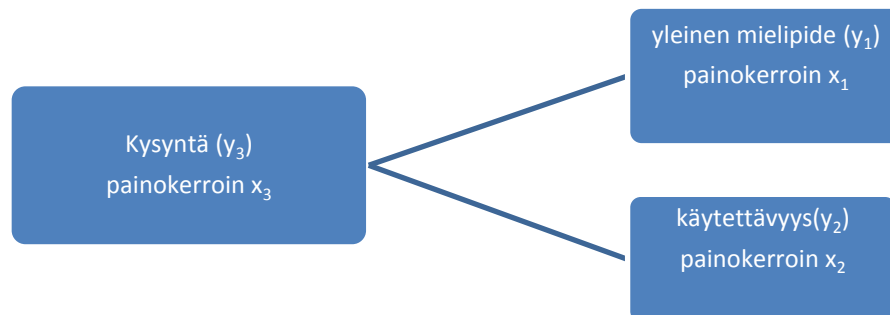
Alimman tason osakriteerien arvojen määrittämisen ja näiden skaalauksen jälkeen painotetaan arvopuun kriteerit ja alikriteerit. Painotuksessa kriteereille annetaan arvot 0-1, Painotuksen periaatteena eriaatteena on että arvopuun jokaisen solmun alapuolisten kriteerien painoarvojen summan tulee olla 1. Arvopuun painotus voidaan tehdä joko alhaalta ylöspäin, painottamalla ensin alikriteereitä ja siirtymällä pääkriteereihin tämän jälkeen ja tai vaihtoehtoisesti ylhäältä alas eli painottamalla pääkriteerit ensin ja sen jälkeen siirtymällä niiden sisältämiin alikriteereihin.



Kuva 7. Arvopuun pääkriteerit (x_1 - x_7 kuvaavat kriteerien painoarvoja, joiden summan tulee olla 1.)

Kun kaikille kriteereille on annettu painoarvot, lasketaan vaihtoehtojen pistemäärät. Tämä aloitetaan alimman tason alikriteereistä kertomalla niiden skaalattu arvo kyseisen kriteerin painoarvolla. Solmukohtien pistemäärät saadaan summaamalla alempien kriteerien painotetut arvot yhteen ja kertomalla ne solmukohtaan (eli ylemmän tason kriteerin) painoarvolla. Kun kaikille pääkriteereille on saatu arvo, lasketaan näiden painotetut arvot yhteen jolloin saadaan kyseisen vaihtoehdon kokonaispistemäärä.

Kuvassa 8. on esitetty esimerkkitapaus kahteen alikriteeriin jakautuvan pääkriteerin painotetun arvon laskemiselle. Esimerkissä vaihtoehdon skaalatut arvot ovat yleisen mielihyvän osalta y_1 ja käytettävyyden osalta y_2 . Kriteerin ”Kysyntä” arvo on merkitty y_3 ja kriteerien painokertoimet ovat puolestaan x_1 , x_2 ja x_3 .



Kriteerin ”Kysyntä” arvo: $y_3 = (x_1 y_1 + x_2 y_2) \cdot x_3$

Kuva 8. Esimerkki pääkriteerin painotetun arvon laskemisesta

8.4 Case Viikinmäki

8.4.1 Päätöskriteerien arvot

Päätöskriteerien arvot laskettiin jokaiselle kolmesta vaihtoehdosta. Kriteerien arvot on kuvattu taulukossa 45. Vaihtoehdot casekohteessa olivat vaihtoehto 1: mädätys ja kompostointi, vaihtoehto 2: mädätys, terminen kuivaus ja poltto ja vaihtoehto 3: mädätys+pyrolyysi. Kriteerien hyvyysarvojen laskentatapa on kuvattu tarkemmin liitteessä 1.

Vaihtoehto 3 arvioitiin parhaimmaksi molempien kriteerin ”Kysyntä” alikriteerien suhteen. Heikoimman arvon molempien alikriteerien osalta sai vaihtoehdon 2. lopputuote. Vaihtoehdon 1. lopputuote arvioitiin alikriteerin ”Yleinen mielipide” osalta kahden edellä mainitun lopputuotteen väliin, ja alikriteerin ”Käytettävyys” osalta suhteellisen hyväksi. ”Hyödykkeet” kriteerin alikriteerin ”Energia” suhteen vaihtoehdot 2. ja 3. saivat parhaimmat arvot, kun taas vaihtoehdossa 1. energiaa saadaan tuotettua vähemmän. Vaihtoehdossa 1. saadaan kuitenkin hyödynnettyä parhaiten lietteen sisältämät ravinteet ja orgaaninen aines, jotka menetetään suurilta osin pyrolyysissa ja poltossa kokonaan.

Kriteerin ”Lopputuotteen haitalliset komponentit” suhteen polttoprosessi pärjäsi parhaiten johtuen orgaanisten yhdisteiden tehokkaasta hajoamisesta polttoprosessissa. Myös pyrolyysi sai lähes yhtä hyvät pisteet, koska useat orgaaniset haitta-aineet hajoavat lähes kokonaan prosessin seurauksena. Kasvihuonekaasuja syntyy eniten polttoprosessissa, joten vaihtoehto 2. sai ”Päästöt” kriteerin osalta heikoimmat pisteet. Pyrolyysin kasvihuonekaasupäästöjen arvio oli vaihtoehdoista pienin käytetyillä arvoilla.

Polttoon ja pyrolyysiin liittyvät paloturvallisuusriskit aiheuttavat sen, että vaihtoehdot 2. ja 3. saivat heikoimmat pisteet kriteeristä ”Välittömät haitat”. Kompostointiprosessi voi kuitenkin aiheuttaa ajoittaisia hajuhaittoja lähialueilla. Vaihtoehdoista edullisin käytettyjen kustannusarvioiden perusteella oli vaihtoehto 1, kun taas vaihtoehdon 3. pyrolyysiprosessin oletettiin olevan selkeästi kallein. Toimintavarmuuden arvioitiin olevan paras vaihtoehdossa 1. johtuen tekniikoiden laajasta käytöstä Suomessa. Pyrolyysin toimintavarmuuden ja saatavuuden arvioitiin olevan heikointa johtuen tekniikan uutuudesta lietteidenkäsittelymenetelmänä.

Taulukko 45. Kriteerien ja alikriteerien arvot Viikinmäen case-kohteessa (va 1: mädätys + kompostointi; va 2: mädätys + terminen kuivaus+ poltto; va 3: mädätys + pyrolyysi)

Kysyntä			
alikriteeri	va 1.	va 2.	va 3.
Yleinen mielipide	0,50	0,00	1,00
Käytettävyys	0,70	0,00	1,00
Hyödykkeet			
alikriteeri	va 1.	va 2.	va 3.
Energia	0,00	1,00	0,81
Ravinteet			
<i>Fosfori</i>	1,00	0,00	1,00
<i>Typpi</i>	1,00	0,00	0,60
Orgaaninen aines	1,00	0,00	0,60
Lopputuotteen haitalliset komponentit			
alikriteeri	va 1.	va 2.	va 3.
Patogeenit	0,00	0,00	0,00
Raskasmetallit	0,00	0,00	0,00
Orgaaniset haitta-aineet	0,00	1,00	0,86
Päästöt			
alikriteeri	va 1.	va 2.	va 3.
Kasvihuonekaasupäästöt	0,79	1,00	0,00
Jätteet	0,00	0,00	0,00
Välittömät haitat			
alikriteeri	va 1.	va 2.	va 3.
-	1,00	0,00	0,00
Kustannukset			
alikriteeri	va 1.	va 2.	va 3.
-	1,00	0,59	0,00
Prosessin varmuus			
alikriteeri	va 1.	va 2.	va 3.
Toimintavarmuus	1,00	0,50	0,00
Saatavuus	1,00	0,50	0,00

8.4.2 Kriteerien painotus

HSY:n case-kohteessa kriteerien painotuksella pyrittiin kuvaamaan lietteenkäsittelyvaihtoehtoa, jossa lopputuotteen aiheuttamat riskit halutaan pitää pienenä, mutta toisaalta hyvin tärkeää on myös lopputuotteen resurssien hyödyntäminen. Kyseisen casekohteen tapauksessa kriteereistä suurimman painoarvon saivat kriteerit ”Hyödykkeet” ja ”Lopputuotteen haitalliset komponentit”. Lietteen sisältämää tyypeä ei pidetty päätöksenteon kannalta tärkeänä, joten se jätettiin pois päätöksenteosta ja ”Ravinteet” alikriteerin osalta keskityttiin pelkästään fosforiin.

Taulukko 46. Kriteerien ja alakriteerien painotus HSY:n Viikinmäen jätevedenpuhdistamon case-esimerkissä

kriteeri	painotus	alokriteerit	painotus
Kysyntä	0,05	Yleinen mielipide	0,50
		Käytettävyys	0,50
Hyödykkeet	0,30	Energia	0,33
		Ravinteet*	0,33
		Orgaaninen aines	0,33
Lopputuotteen haitalliset komponentit	0,30	Patogeenit	0
		Raskasmetallit	0
		Orgaaniset haitta-aineet	1,0
Päästöt	0,10	Kasvihuonekaasupäästöt	1,0
		Jätteet	0
Välittömät haitat	0,10	-	0
Kustannukset	0,10	-	0
Prosessin varmuus	0,05	Toimintavarmuus	0
		Saatavuus	1,0

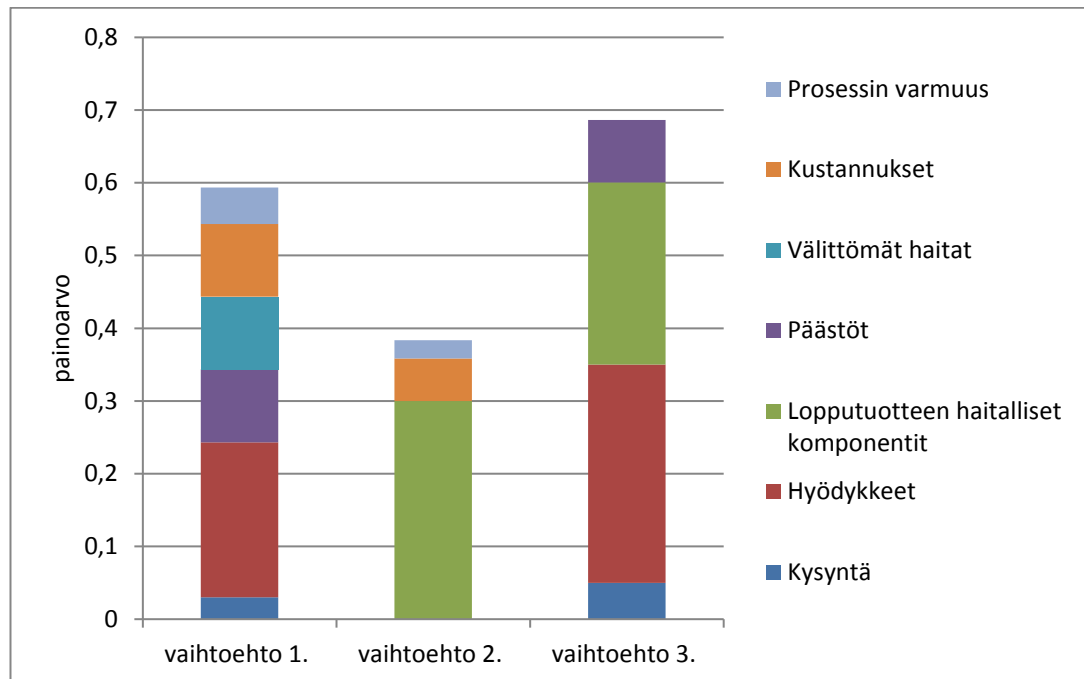
*Ravinteet	
alokriteerit	painotus
Fosfori	1,0
Typpi	0

8.4.3 Vaihtoehtojen pistemäärät

Esimerkin mukaisilla painotuksilla vaihtoehto 3 (mesofiilinen mädätys + pyrolyysi) sai parhaan yhteispistemäärän, vaihtoehto 1 sijoittui toiseksi ja vaihtoehto 2 heikoimmaksi vaihtoehdoksi. Kuvassa 9. on esitetty vaihtoehtojen kokonaispistemäärien muodostuminen eri vaihtoehdoille.

Taulukko 47. Vaihtoehtojen kokonaispistemäärät HSY:n Viikinmäen case-esimerkissä

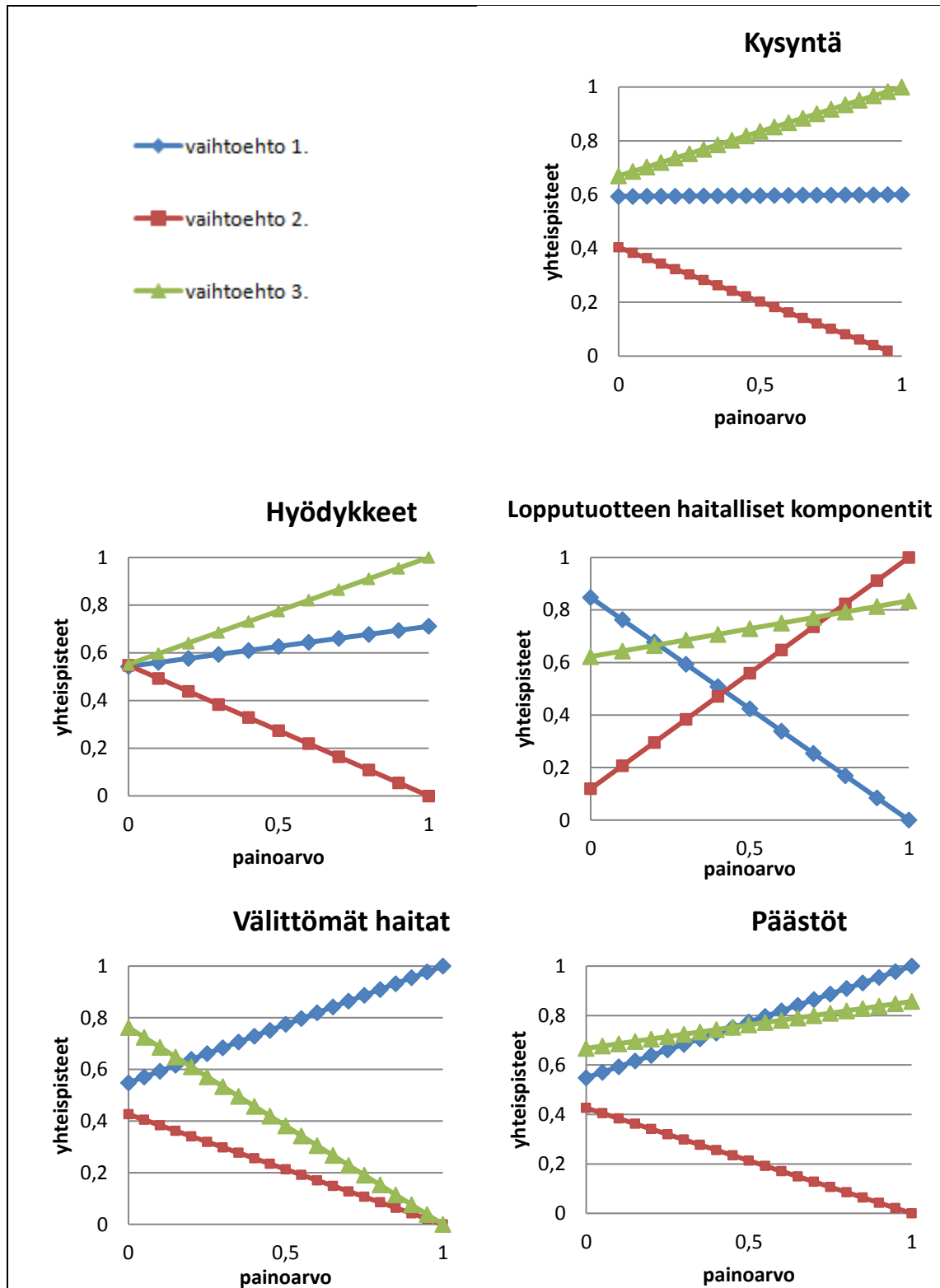
vaihtoehto	prosessi	pistemäärä
1	mesofiilinen mädätys + kompostointi	0,59
2	mesofiilinen mädätys + term. kuivaus+ poltto	0,38
3	mesofiilinen mädätys + pyrolyysi	0,69

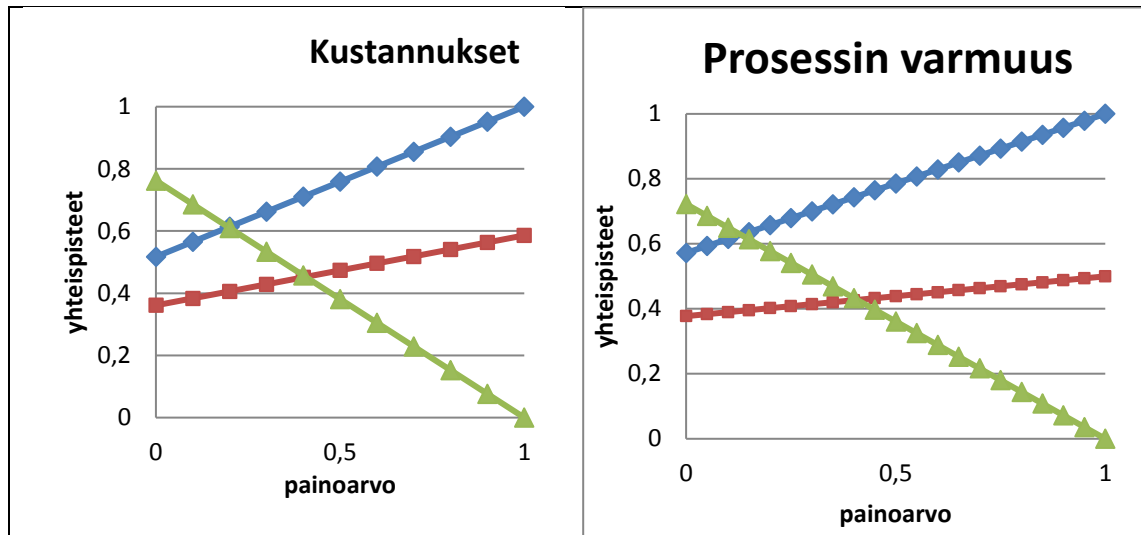


Kuva 9. Vaihtoehtojen kokonaispistemäärien muodostuminen Viikinmäen jätevedenpuhdistamon casekohteessa (va 1: mädätys + kompostointi; va 2: mädätys + terminen kuivaus + poltto; va 3: mädätys + pyrolyysi)

8.4.4 Herkkyystarkastelu

Herkkyysanalyysin perusteella voidaan todeta, että päätösmallin ehdottama optimaalinen käsittelymenetelmä vaihtuu vaihtoehtoon 1, jos annetaan paljon painoarvoa kriteereille ”Välittömät haitat”, ”Päästöt”, ”Kustannukset” tai ”Prosessin varmuus”. Jos taas kriteeriä ”Lopputuotteen haitalliset komponentit” painotettaisiin vielä vahvemmin, päätösmallin antama optimaalinen käsittelymenetelmä vaihtuisi vaihtoehtoon 2. Herkkyysanalyysin perusteella nähdään myös että vaihtoehdon 1. yhteispistemäärä ei juuri muutu muutettaessa kriteerin ”Kysyntä” painoarvoa, sillä vaihtoehto 1. menestyy tasaisesti melko hyvin kaikkien kriteerien paitsi ”Lopputuotteen haitalliset komponentit” suhteen. Kriteerin ”Kysyntä” painoarvoa muutettaessa muiden kriteerien suhteelliset painoarvot muuttuvat niin että yhteispistemäärä ei juuri muutu.





Kuva 10. Viikinmäen casekohteen herkkyyssanalyysi

8.5 Case Kenkäveronniemi

8.5.1 Päätöskriteerien arvot

Päätöskriteerien arvot laskettiin jokaiselle kolmesta vaihtoehdosta. Kriteerien arvot on esitetty taulukossa 48. Vaihtoehdot casekohteessa olivat vaihtoehto 1: mesofiilinen mädätys + kalkki- ja happokäsittely (oletuksena käytetään kalkkistabiloinnin tietoja); vaihtoehto 2: mesofiilinen mädätys + kompostointi ja vaihtoehto 3: mesofiilinen mädätys+terminen kuivaus + poltto. Kriteerien hyvyysarvojen laskentatapa on kuvattu liitteessä 2.

Kriteerin ”Kysyntä” osalta vaihtoehto 2. (mädätys+ kompostointi) sai parhaat hyvyysarvot molempien alikriteerien suhteen. Vaihtoehdon 3. lopputuote, lietteen polton tuhka sai puolestaan huonoimmat pisteet. Kalkki- ja happokäsittely ja kompostointi pärjäävät ”Hyödykkeet” kriteerin muilla osa-alueilla, lukuun ottamatta energiantuotantoa. Poltto-prosessissa syntyvän tuhkan raskasmetallipitoisuudet arvioitiin niin suuriksi, ettei sitä vaihtoehdossa 3. tuhkaa voida hyödyntää lannoitteena.

Kriteerin ”Lopputuotteen haitalliset komponentit” alikriteerit: ”Raskasmetallit” ja ”Patogeenit” jätettiin pois tarkastelusta, sillä käsittelymenetelmät eivät muuta raskasmetallien määrää lopputuotteessa ja patogeenit saadaan tuhottua kaikkien vaihtoehtojen käsittelymenetelmillä. Kriteerin ”Lopputuotteen haitalliset komponentit” osalta polttoprosessi on selkeästi paras. Kuitenkin myös kompostointi tuhoaa merkittävän osan orgaanisista haitta-aineista. Kalkki- ja happokäsittelyllä ei oletettu olevan merkitystä orgaanisten haitta-aineiden hajoamiseen.

Termisen kuivauksen ja polton suorien päästöjen ja pidemmän kuljetusmatkan takia vaihtoehto 3. tuottaa eniten kasvihuonekaasupäästöjä. Vaihtoehdon 2. kasvihuonekaasupäästöt ovat arvioitu kalkin tuottamisen kasvihuonekaasujen perusteella ja saattavat näin ollen erota todellisuudesta. Vaihtoehto 1. pärjää parhaiten kriteerin ”Välittömät haitat” suhteen. Vaihtoehdossa 2. voi aiheutua hajuhaittoja kompostoinnin yhteydessä ja vaihtoehtoon 3. liittyy paloturvallisuusriski.

Käsittelymenetelmistä mädätys ja kalkki- ja happokäsittely on selkeästi halvin, kun taas termisen kuivauksen ja polton kustannukset nousevat melko suuriksi. Termisen kuivauksen tarvitsema lämpöenergia oletettiin tuotettavan mädätyksen biokaasulla, mikä laskee kustannuksia. Eri vaihtoehtojen käsittelymenetelmien toimintavarmuus ja saatavuus ovat hyviä lukuunottamatta vaihtoehdon 3. polttoprosessia, jonka on oletettu olevan epävarmempi prosessi. Lietteenpolttoon sopiva tekniikka on myös Suomessa huomattavasti saatavilla johtuen polton harvinaisuudesta.

Taulukko 48. Kriteerin ja alikriteerien arvot Kenkäveronniemen case-kohteessa (va 1: mädätys + kalkki- ja happokäsittely; va 2: mädätys + kompostointi; va 3: mädätys + terminen kuivaus + poltto)

Kysyntä			
alikriteeri	va 1.	va 2.	va 3.
Yleinen mielipide	0,75	1,00	0,00
Käytettävyys	1,00	1,00	0,00
Hyödykkeet			
alikriteeri	va 1.	va 2.	va 3.
Energia	0,00	0,00	1,00
Ravinteet			
Fosfori	1,00	1,00	0,00
Typpi	1,00	0,55	0,00
Orgaaninen aines	1,00	0,55	0,00
Lopputuotteen haitalliset komponentit			
alikriteeri	va 1.	va 2.	va 3.
Patogeenit	0,00	0,00	0,00
Raskasmetallit	0,00	0,00	0,00
Orgaaniset haitta-aineet	0,00	0,73	1,00
Päästöt			
alikriteeri	va 1.	va 2.	va 3.
Kasvihuonekaasupäästöt	0,79	1,00	0,00
Jätteet	0,00	0,00	0,00
Välittömät haitat			
alikriteeri	va 1.	va 2.	va 3.
-	1,00	0,33	0,00
Kustannukset			
alikriteeri	va 1.	va 2.	va 3.
-	1,00	0,45	0,00
Prosessin varmuus			
alikriteeri	va 1.	va 2.	va 3.
Toimintavarmuus	1,00	1,00	0,00
Saatavuus	1,00	1,00	0,00

8.5.2 Kriteerien painotus

Mikkelin Kenkäveronniemen casekohteen kriteerien painotus on esitetty taulukossa 45. Etenkin lietteen sisältämien ravinteiden ja orgaanisen aineen kierrätystä ja kustannustehokkuutta painotettiin. Energiantuotannolle ei ole annettu case-esimerkissä painoarvoa. Myös haitta-aineiden riskin vähentämistä ja päästöjä painotettiin case-esimerkissä vain kevyesti.

Taulukko 49. Kriteerien ja alikriteerien painotus Kenkäveronniemen jätevedenpuhdistamon casekohteessa

kriteeri	painotus	alikriteerit	painotus
Kysyntä	0,10	Yleinen mielipide	0,50
		Käytettävyys	0,50
Hyödykkeet	0,30	Energia	0
		Ravinteet*	0,50
		Orgaaninen aines	0,50
Haitta-aineet	0,10	Patogeenit	0
		Raskasmetallit	0
		Orgaaniset haitta-aineet	1,0
Päästöt	0,05	Kasvihuonekaasupäästöt	1,0
		Jätteet	0
Välittömät haitat	0,05	-	0
Kustannukset	0,30	-	0
Prosessin varmuus	0,10	Toimintavarmuus	0,50
		Saatavuus	0,50

*Ravinteet	
alikriteerit	painotus
Fosfori	0,50
Typpi	0,50

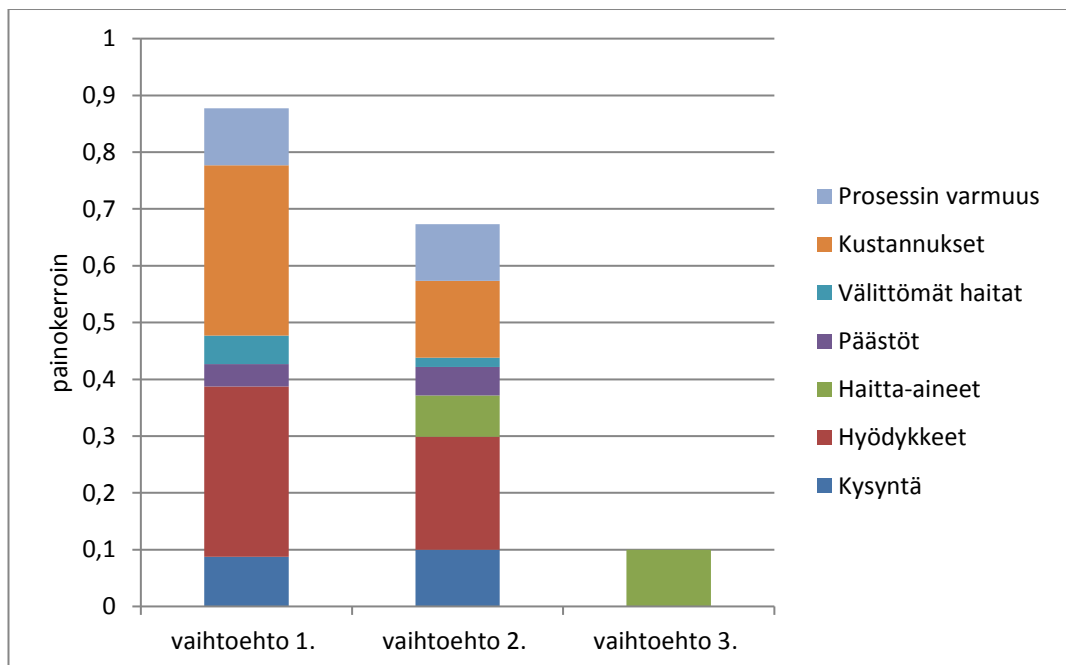
8.5.3 Vaihtoehtojen pistemäärät

Kriteerien painotuksen perusteella saadaan eri vaihtoehtoilta taulukossa 50. kuvatut yhteispistemäärät. Kyseisessä painotusskenaariossa vaihtoehto 1. saa selkeästi parhaimmat yhteispisteet ja vaihtoehdon 3. yhteispisteet ovat selvästi heikoimmat.

Taulukko 50. Eri vaihtoehtojen kokonaispistemäärät

vaihtoehto	prosessi	pistemäärä
1.	mesofiilinen mädätys+ (oletetusti) kalkkistabilointi	0,88
2.	mesofiilinen mädätys+ kompostointi	0,67
3.	mesofiilinen mädätys +terminen kuivaus + poltto	0,10

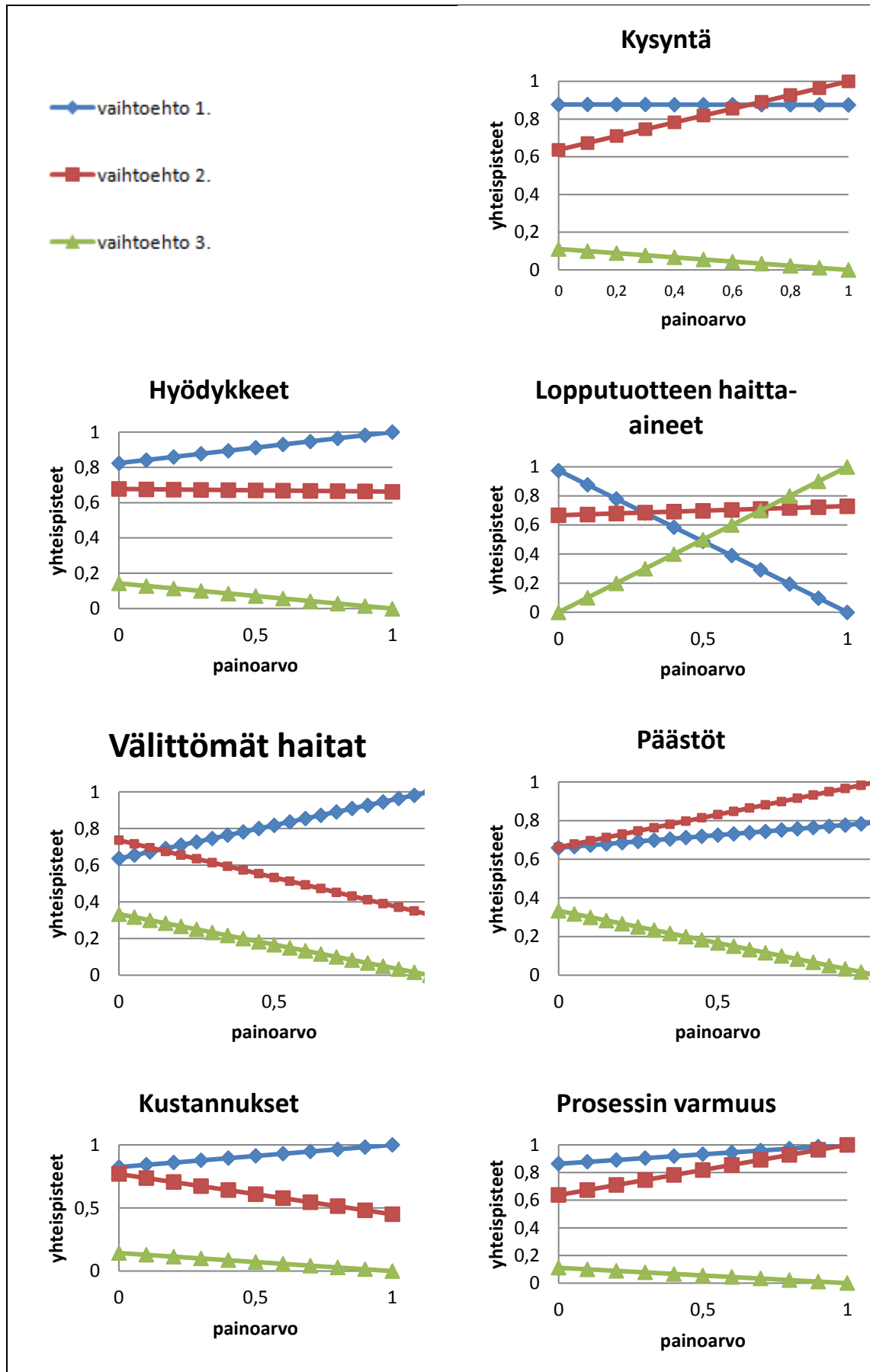
Kuvassa 11. on esitetty pistemäärien muodostuminen eri vaihtoehdoille. Vaihtoehdon 1. suuri pistemäärä koostuu suurimmaksi osaksi sen hyvästä sijoittumisesta esimerkiksi vahvasti painotettujen kriteerien: ”Kustannukset” ja ”Hyödykkeet” suhteen. Vaihtoehto 3. ei sen suurten kustannusten ja ravinteiden ja orgaanisen aineksen häviön takia pärjää hyvin vertailussa. Vaihtoehto 3. saa tässä tapauksessa pisteitä vain kriteeristä ”Lopputuotteen haitalliset komponentit”, eikä se saa pisteitä casessa vahvemmin painotettujen kriteerien osalta.



Kuva 11. Vaihtoehtojen kokonaispistemäärien muodostuminen Kenkäveronniemen jätevedenpuhdistamon casekohteessa (va 1: mädätys + kalkkistabilointi; va 2: mädätys + kompostointi; va 3: mädätys + terminen kuivaus + poltto)

8.5.4 Herkkyysanalyysi

Case-kohteessa tehty herkkyysanalyysi on esitetty kuvassa 12. Herkkyysanalyysistä voidaan todeta, että arvopuun antama lopputulos ei ole herkkä kriteerien ”Hyödykkeet”, ”Välittömät haitat”, ”Päästöt”, ”Kustannukset” tai ”Prosessin varmuus” suhteen. Casessa tehdyillä suhteellisilla painoituksilla optimaalinen käsittelymenetelmä vaihtuu vaihtoehtoon 3. vain jos kriteeriä ”Lopputuotteen haitalliset komponentit” painotetaan voimakkaasti. Vaihtoehto 2. taas saa parhaan pistemäärän, jos kriteeriä ”Kysyntä” painotetaan voimakkaasti.



Kuva 12. Kenkäveronniemen jätevedenpuhdistamon casekohteessa tehty herkkyysanalyysi

8.6 Case Hermanninsaari

8.6.1 Päätöskriteerien arvot

Päätöskriteerien arvot laskettiin jokaiselle kolmesta vaihtoehdosta. Kriteerien arvot on kuvattu taulukossa 51. Vaihtoehdot casekohteessa olivat vaihtoehto 1: termofiilinen mädätys; vaihtoehto 2: reaktorikompostointi ja vaihtoehto 3: pyrolyysi. Kriteerien hyvyysarvojen laskentatapa on kuvattu liitteessä 3.

Kriteerin ”Kysyntä” tapauksessa vaihtoehto 3. saa parhaat hyvyysarvot molempien alikriteerien suhteen, kun taas vaihtoehto 1. saa alikriteerien suhteen heikoimmat arvot. Kriteerin ”Hyödykkeet” osalta vaihtoehto 3. pärjää alakriteerin ”Energia” osalta, mutta saa heikoimman arvon muiden alakriteerien suhteen. Parhaimmat arvot alikriteereistä ”Ravinteet” ja ”Orgaaninen aines” saa termofiilinen mädätysprosessi, jossa tapahtuvat typen ja orgaanisen aineen häviöt ovat pieniä. Kriteerin ”Lopputuotteen haitalliset komponentit” osalta vaihtoehto 3. pärjasi parhaiten johtuen orgaanisten haitta-aineiden tehokkaasti hajoamisesta pyrolyysiprosessissa. Toisaalta myös kompostointi pärjasi kriteerin osalta huomattavasti termofiilistä mädätystä paremmin.

Kasvihuonekaasut olivat pyrolyysin osalta suurimmat ja termofiilisen mädätyksen osalta pienimmät. Näin vaihtoehto 1. pärjää ”Päästöt” kriteerin osalta parhaiten ja vaihtoehto 3. heikoiten. Välittömiä haittoja arvioitiin aiheutuvan eniten pyrolyysissa siihen sisältyvän paloturvallisuusriskin takia. Kompostoinnissa otettiin huomioon mahdolliset hajuhaitat. Termofiilisen mädätyksen aiheuttamat välittömät haitat arvioitiin erittäin vähäisiksi. Vaihtoehdon 1. prosessi on kustannuksiltaan pienin käytetyillä kustannusarvioilla. Vaihtoehto 3. arvioitiin menetelmistä kalleimmaksi johtuen pyrolyysitekniikan uutuudesta. Kriteerin ”Prosessin varmuus” alikriteereiden suhteen vaihtoehto 3. sai heikoimmat pisteet johtuen tekniikan uutuudesta. Vaihtoehdot 1. ja 2. arvioitiin saatavuuden kannalta samanlaisiksi, mutta termofiilisen mädätyksen arvioitiin olevan kompostointia epävarmempi prosessi.

Taulukko 51. Kriteerin ja alikriteerien arvot Hermanninsaaren case-kohteessa (va 1: mädätys + kalkki- ja happokäsittely; va 2: mädätys + kompostointi; va 3: mädätys + terminen kuivaus + poltto)

Kysyntä			
alikriteeri	va 1.	va 2.	va 3.
Yleinen mielipide	0,00	0,25	1,00
Käytettävyys	0,00	0,50	1,00
Hyödykkeet			
alikriteeri	va 1.	va 2.	va 3.
Energia	0,40	0,00	1,00
Ravinteet			
Fosfori	0,00	0,00	0,00
Typpi	1,00	0,29	0,00
Orgaaninen aines	1,00	0,50	0,00
Lopputuotteen haitalliset komponentit			
alikriteeri	va 1.	va 2.	va 3.
patogeenit	0,00	0,00	0,00
raskasmetallit	0,00	0,00	0,00
orgaaniset haitta-aineet	0,00	0,65	1,00
Päästöt			
alikriteeri	va 1.	va 2.	va 3.
Kasvihuonekaasupäästöt	1,00	0,11	0,00
Jätteet	0,00	0,00	0,00
Välittömät haitat			
alikriteeri	va 1.	va 2.	va 3.
-	1,00	0,67	0,00
Kustannukset			
alikriteeri	va 1.	va 2.	va 3.
-	1,00	0,73	0,00
Prosessin varmuus			
alikriteeri	va 1.	va 2.	va 3.
Toimintavarmuus	0,50	1,00	0,00
Saatavuus	1,00	1,00	0,00

8.6.2 Kriteerien painotus

Porvoon Hermanninsaaren jätevedenpuhdistamon casekohteessa painotettiin erityisesti haitta-aineiden aiheuttamien riskien vähentämistä, joten kriteeri ”Lopputuotteen haitalliset komponentit” sai suuren painoarvon. Toiseksi suurimman painoarvon sai kriteeri ”Hyödykkeet”. Kriteerin ”Hyödykkeet” alakriteereistä jätettiin pois energiantuotanto ja keskityttiin ravinteiden ja orgaanisen hiilen hyödyntämiseen. Mikkelin case-esimerkistä poiketen Porvoon casekohteessa ei annettu suurta painoarvoa käsittelymenetelmän kustannuksille.

Taulukko 52. Kriteerien ja alakriteerien painotus Porvoon Hermanninsaaren jätevedenpuhdistamon case-esimerkissä

kriteeri	painotus	alakriteerit	painotus
Kysyntä	0,10	Yleinen mielipide	0,50
		Käytettävyys	0,50
Hyödykkeet	0,20	Energia	0,33
		Ravinteet*	0,33
		Orgaaninen aines	0,33
Haitta-aineet	0,40	Patogeenit	0
		Raskasmetallit	0
		Orgaaniset haitta-aineet	1,0
Päästöt	0,05	Kasvihuonekaasupäästöt	1,0
		Jätteet	0
Välittömät haitat	0,05	-	0
Kustannukset	0,10	-	0
Prosessin varmuus	0,10	Toimintavarmuus	0,50
		Saatavuus	0,50

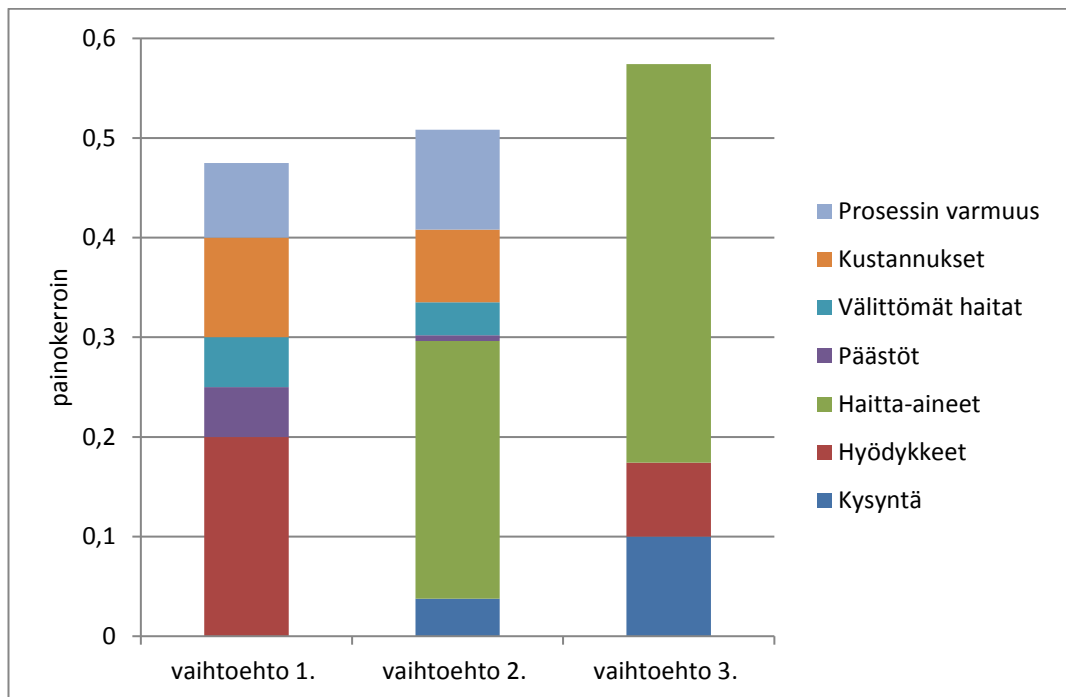
*Ravinteet	
alakriteerit	painotus
fosfori	0,50
typpi	0,50

8.6.3 Vaihtoehtojen pistemäärät

Taulukossa 53. on esitetty vaihtoehtojen yhteispisteet ja pisteet eri kriteerien osalta. Voidaan todeta, että skenaariossa, jossa haitta-aineiden aiheuttamaa riskiä painotetaan voimakkaasti, vaihtoehto 3. (pyrolyysi) saa selkeästi parhaat pisteet. Kuvassa 13. on esitetty vaihtoehtojen kokonaispistemäärien muodostuminen pääkriteerien suhteen. Pistemäärien erot eivät kuitenkaan olleet huomattavan suuria vaihtoehtojen kesken.

Taulukko 53. Eri vaihtoehtojen kokonaispistemäärät

vaihto- ehto	prosessi	pistemäärä
1	Nykyinen prosessi (termofiilinen mädätys)	0,48
2	Reaktorikompostointi	0,51
3	Pyrolyysi	0,57

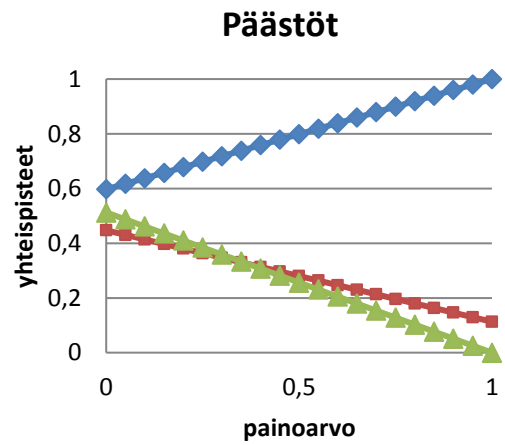
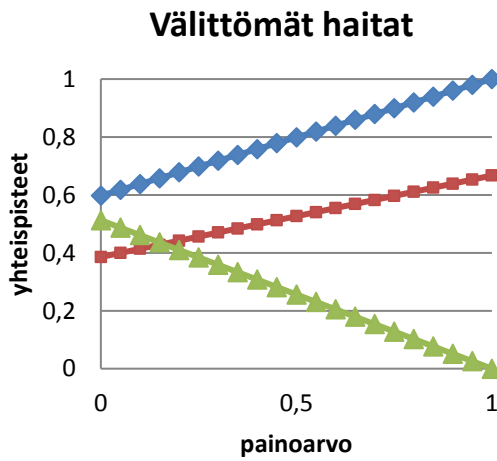
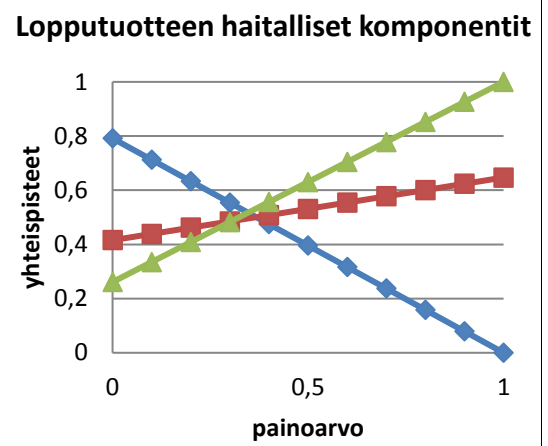
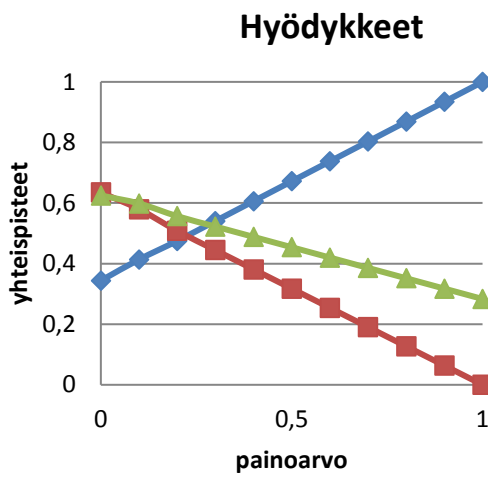
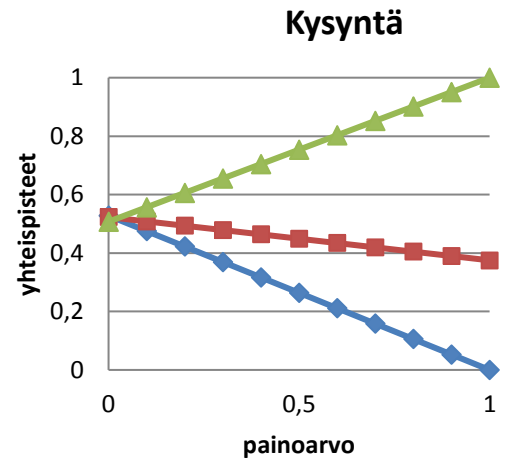


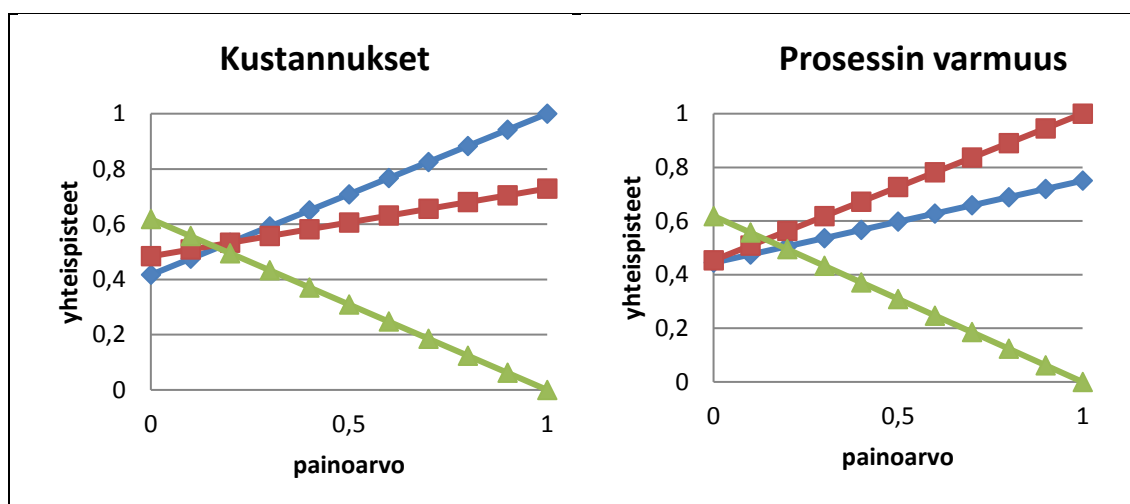
Kuva 13. Vaihtoehtojen kokonaispistemäärien muodostuminen Hermanninsaaren jätevedenpuhdistamon casekohteessa. (va 1: termofiilinen mädätys; va 2: reaktorikompostointi ja va 3: pyrolyysi)

8.6.4 Herkkyysanalyysi

Kuvassa 14. on esitetty Hermanninsaaren jätevedenpuhdistamon casekohteen herkkyysanalyysi. Analyysistä voidaan todeta, että päätöspuun tuloksena saatu optimaalinen käsittelymenetelmä muuttuu nopeasti vaihtoehdosta 3. vaihtoehtoon 1. jos kriteereitä ”Välittömät haitat”, ”Päästöt”, ”Kustannukset”, ”Prosessin varmuus” tai ”Hyödykkeet” painotetaan voimakkaammin.

- ◆ vaihtoehto 1.
- vaihtoehto 2.
- ▲ vaihtoehto 3.





Kuva 14. Hermanninsaaren jätevedenpuhdistamon casekohteessa tehty herkkyysanalyysi

9 Vaikutusarvioihin ja lähtötietoihin liittyvät epävarmuudet

Vaihtoehtojen keskinäiseen paremmuuteen vaikuttavat painotusten lisäksi myös kriteerien arvot. Päätösmallia varten jouduttiin tekemään yksinkertaistuksia ja oletuksia, ja jotkin vaikutusarviot voivat erota merkittävästi todellisuudesta. Ongelmallisia ovat etenkin kriteerit, joiden arvo määräytyy suoraan päätöksentekijän tai asiantuntijan arvion mukaan. Näitä ovat esimerkiksi kriteerin ”Kysyntä” alikriteerit ”Käytettävyys” ja ”Yleinen mielipide”, jotka saattavat vaihdella huomattavasti riippuen päätöksentekijän näkemyksestä ja omakohtaisista kokemuksista.

Orgaanisten haitta-aineiden osalta päätösmallissa esiintyi useita epävarmuuksia muun muassa haitta-aineiden pitoisuustiedoissa, joita ei saatu kuin HSY:n casekohteesta. Orgaanisten haitta-aineiden pitoisuudet eivät todennäköisesti ole pienemmällä paikkakunnilla, kuten Porvoossa ja Mikkelissä, laskennassa käytettyjen pohjoismaisten keskiarvojen tasolla. Myös orgaanisten haitta-aineiden hajoamistieto vaihtelee suuresti kirjallisuudessa johtuen muun muassa käsittelyprosessin olosuhteista. Laboratorio-olosuhteissa tehdyt kokeet eivät välttämättä anna todenmukaista kuvaa haitta-aineiden hajoamisesta prosessissa.

Arvopuussa on ravinteiden osalta huomioitu vain niiden määrä. Määrän lisäksi tärkeää on kuitenkin myös ravinteiden käyttökelpoisuus. Erilaisten lietteenkäsittelymenetelmien vaikutus etenkin fosforin käyttökelpoisuuteen on nykyään vielä varsin epävarma. Lisäksi ravinteiden käyttökelpoisuuteen vaikuttavat lietteenkäsittelymenetelmän ohella monet muut tekijät kuten jätevedenpuhdistamon fosforipoistomenetelmä ja hyötykäyttökohteen maaperän ominaisuudet. Myös orgaanisen aineksen osalta voitiin arvopuussa huomioida vain määrä. Todellisuudessa orgaanisen aineen laatu vaihtelee huomattavasti erilaisten lopputuotteiden välillä ja sen käyttäytyminen maaperässä on myös hyvin erilaista

Case-esimerkeissä käytetty kustannusdata oli suurimmaksi osaksi kirjallisuudesta poimitua tietoa. Todellisuudessa käsittelymenetelmien kustannukset vaihtelevat paljolti alueellisesti ja ajallisesti riippuen kysynnästä ja tarjonnasta. Case-esimerkeissä oletettiin myös,

ettei lietetuotteen myymisestä saada liikevoittoa, vaikka todellisuudessa halutun lietetuotteen myynti voi pienentää nettokustannuksia huomattavasti. Case-esimerkeissä ei myöskään otettu huomioon kuljetuskustannuksia, jotka voivat olla merkittäviä mikäli suuria määriä lietettä pitää kuljettaa pitkän matkan päähän.

Eräs arvopuuanalyysissa tehty rajausta on hyvitysten jättäminen huomioimatta. Esimerkiksi korvaamalla epäorgaanista lannoitetta lietalannoituksella voidaan säästää energiaa ja muita resursseja. Biokaasun ja pyrolyysiöljyn tai kaasun käyttämisellä energiantuotantoon voidaan korvata myös korvata fossiilisia polttoaineita. Todenmukaisten tulosten edellytyksenä on myös hyvitysten kattava sisällyttäminen arvopuuanalyysiin.

Tässä diplomityössä lähtötietoina ja vaikutusarvioina käytettiin parasta mahdollista tietoa, joka oli saatavilla ja jonka hankkiminen oli aikataulun ja resurssien puitteissa mahdollista. On kuitenkin muistettava että todellisessa päätöksentekotilanteessa on yleensä käytettävissä diplomityötä enemmän resursseja. Voidaan esimerkiksi mitata haitta-ainepitoisuuksia lietteissä ja hankkia tarkkaa tietoa kustannuksista ja energiantuotannosta.

10 Johtopäätökset ja yhteenveto

Diplomityön kirjallisuusosuuden tavoitteena oli selvittää yhdyskuntajätevesilietteen hyötykäyttömahdollisuuksia ja erilaisten lietteenkäsittelymenetelmien vaikutusta tähän.

Kirjallisuuskatsauksen perusteella voidaan todeta, että lietteen sisältämät ravinteet voivat olla sopivissa olosuhteissa erittäin käyttökelpoisia, jolloin puhdistamoliete soveltuu erinomaisesti maanparannusaineeksi. Etenkin lietteen fosfori, jonka käyttökelpoisuutta on yleisesti pidetty erittäin heikkona, on kirjallisuudesta löydetyn tiedon perusteella huomattavasti luultua käyttökelpoisempaa. Fosforin käyttökelpoisuuteen vaikuttaa kuitenkin myös jätevedenpuhdistamolla käytettyjen saostuskemikaalien määrä. Maltillisella saostuskemikaalin käytöllä voitaisiin saada lietteestä tehokasta fosforilannoitetta. Toisaalta jätevedenpuhdistamoilla pyritään usein mahdollisimman hyvään puhdistustulokseen vesiprosessissa, jolloin suuri saostuskemikaalin käyttö on nähty välttämättömäksi. Eräs mahdollisuus voisi olla kemiallisen saostuksen ja biologisen fosforinpoiston yhdistelmä, jolloin fosfori saataisiin tehokkaasti pois vesifaasista. Lietteenkäsittelymenetelmien vaikutusta fosforin käyttökelpoisuuteen on nykyisellään tutkittu vielä varsin vähän ja tulokset ovat usein ristiriitaisia. Etenkin orgaanisen aineen vaikutus lietteen fosforin käyttökelpoisuuteen vaatii lisää tutkimusta.

Toinen kirjallisuuskatsauksessa käsitelty suuri teema on puhdistamolietteen sisältämien orgaanisten haitta-aineiden aiheuttamat riskit maatalouskäytössä ja lietteenkäsittelymenetelmien vaikutus orgaanisiin haitta-aineisiin. Kirjallisuustieto orgaanisten haitta-aineiden hajoamisesta eri lietteenkäsittelymenetelmien seurauksena on suhteellisen vähäistä ja joidenkin haitta-aineiden ja menetelmien osalta lähes olematonta. Lisäksi eri tutkimuksissa lietteen ominaisuuksien ja käsittelyprosessin olosuhteet vaihtelevat, jolloin tietoja on vaikea soveltaa erilaisiin tapauksiin.

Orgaanisten haitta-aineiden ryhmä on erittäin laaja ja niiden fysikaalis-kemialliset ominaisuudet ja näin ollen käyttäytyminen lietteessä ja maaperässä vaihtelevat suuresti. Jotta kokonaisvaltainen riskiarviointi olisi mahdollista, olisi suuri tarve ryhmitellä orgaaniset haitta-aineet ja tunnistaa ongelmallisimmat yhdisteet ja yhdisteryhmät. Tämä on kuitenkin erittäin aikaa vievä ja työläs prosessi, johon diplomityön puitteissa ei ollut resursseja.

Orgaanisten haitta-aineiden pitoisuuksiin voidaan erilaisten käsittelymenetelmien lisäksi vaikuttaa päästökrollilla. Onkin huomionarvoista miettiä halutaanko keskittyä pääasiassa lopputuotteen puhdistamiseen vai ongelmallisiin yhdisteisiin jo niiden alkulähteessä. Päätösmallia varten diplomityössä kehitettiin yksinkertainen pisteytysmenetelmä orgaanisista haitta-aineista aiheutuvien riskien arviointiin, joka perustuu Clarke & Smith (2011) artikkeliin, pitoisuustietoihin ja haitta-aineiden PNEC-arvoihin. Kuitenkin tässä diplomityössä saatiin arvioitua lietteiden haitta-aineiden laajasta kirjosta vain muutamia yhdisteitä.

Diplomityön tutkimusosuuden tavoitteena oli tuottaa päätösmalli lietteenkäsittelymenetelmän valintaan ja testata mallin toimintaa kolmessa eri case-esimerkissä. Päätösmalliksi päädyttiin valitsemaan arvopuu, sillä se soveltuu päätöksentekotilanteeseen, jossa on lukuisia erilaisia kriteerejä, vaihtoehtoja ja päätöksiin vaikuttavia sidosryhmiä. Arvopuumalli on lisäksi suhteellisen yksinkertainen ja hyvin päätöksentekoa havainnollistava. Vastaavanlaisia arvopuumalleja on Suomessa käytetty muun muassa Turun seudun vedenhankintaan liittyvässä päätöksenteossa ja Kokemäenjoen tulvasuojelutoimien vaikutusten arvioinnissa. Päätösmallin herkkyyttä eri päätöskriteerin painotuksille testattiin tekemällä kolmessa case-kohteessa herkkyytestarkastelu. Herkkyytestarkastelussa todettiin että eri vaihtoehtojen herkkyys oli suurinta kriteerien suhteen, joiden osalta vaihtoehto saa maksimi- tai minimiarvon. Vaihtoehdon yhteispistemäärän jakaantuminen eri kriteerien kesken vaikuttaa päätösmallin herkkyyteen. Jos vaihtoehto menestyy tasaisesti useassa kriteerissä, sen pistemäärä ei ole niin herkkä painoarvojen muutokselle. Jos taas vaihtoehto menestyy vain muutamien kriteerien suhteen, painoarvojen muutoksella on huomattavia vaikutuksia vaihtoehdon saamaan kokonaispistemäärään.

Arvopuumallin yksi suurimmista hyödyistä on, että se tarjoaa systemaattisen arviointikehikon päätöksenteolle, jolloin vanhat tottumukset ja ennakkoluulot eivät pääse ohjaamaan päätöksentekoa. Sen ei ole kuitenkaan tarkoitus tuottaa absoluuttista parasta ratkaisua vaan mahdollistaa eri vaihtoehtojen vertailun ja toimia pohjana keskustelulle varsinaiselle päätöksentekotilanteelle. Tämän vuoksi päätösmallin pistearvoja ja tuloksia ei pidä tulkita orjallisesti päätöksenteossa. Arvopuumenetelmä yksinkertaistaa päätöksentekoprosessia, jolloin päätöksenteossa on helpompi ottaa huomioon laajemmin yhteisössä vallitsevat erilaiset arvomaailmat. Näin se tarjoaa mahdollisuuden sitouttaa työyhteisöä ja antaa laajemmalle joukolle mahdollisuuden osallistua keskusteluun ja päätöksentekoon.

Arvopuumallin yksinkertaistavassa ja systemaattisessa toimintaperiaatteessa on kuitenkin myös heikkouksia, jotka on otettava huomioon. Diplomityössä arvopuuhun valitut kriteerit keskittyvät lähinnä lietteenkäsittelyn tekniseen puoleen, mutta oikeassa päätöksentekotilanteessa tärkeitä vaikuttajina on usein myös poliittisia, organisatorisia ja aika-tilallisia tekijöitä. Arvopuun lähtöarvoiksi vaaditaan myös suhteellisen paljon tietoa, jota voi olla vaikea tai työläs hankkia. Etenkin laadullisten kriteerien arvottaminen voi osoittautua vaikeaksi ja sidosryhmillä voi olla painoarvoista erilaisia käsityksiä. Eräs arvopuumallin suurimmista ongelmista liittyy kriteerien painotukseen. Etenkin pääkriteerien, jotka sisältävät suuria kokonaisuuksia, välisiä painotuksia voi olla melko vaikea määrittää suhteessa toisiinsa. Lisäksi painotuksien tekemisessä voi helposti syntyä päätöksentekoryhmän sisällä ristiriitoja, jos kriteerien tärkeys koetaan eri tavalla.

Arvopuumallin yksinkertaisuuden vuoksi se on helposti muokattavissa. Käyttäjät voi suhteellisen helposti jättää mallista pois turhaksi katsomiaan kriteerejä ja lisätä tarvittaessa uusia kriteereitä. Tämän takia diplomityössä tehdyn arvopuun kaltainen päätöksenteko-

työkalu soveltuu laajasti erilaisiin tapauskohteisiin ja päätöksentekotilanteisiin. Jotta päätösmalli antaisi realistisen kuvan lietteenkäsittelymenetelmän valintaan, tärkeää olisi ottaa huomioon prosesseista aiheutuvat hyvitykset. Erittäin tärkeää olisi saada sisällytettyä päätösmalliin myös ravinteiden käyttökelpoisuuden ja orgaanisen aineen laadun mittarit. Lietteiden haitallisten komponenttien osalta tarvittaisiin laajempi katsaus lietteessä oleviin orgaanisiin haitta-aineisiin. Tämä vaatisi jonkinlaista orgaanisten haitta-aineiden ryhmitelyä, jotta voitaisiin tunnistaa eniten riskejä aiheuttavat haitta-aineet ja haitta-aineryhmät. Kriteerien ja alikriteerien määrän lisäämisessä on kuitenkin vaarana se, että päätösmallin käyttäminen voi muuttua raskaaksi ja aikaavieväksi.

Lähdeluettelo

- Aldrich, A. & Daniel, O. 2003. Literature based risk assessment.: Final report on module 5a of the project" organic pollutants in compost and digestates in Switzerland. Agroscope FAL Reckenholz, Swiss Federal Institute for Agroecology and Agriculture, Zürich, Switzerland.
- ALS Finland Oy. 2014. Vantaanjoen ja Helsingin seudun vsy, Haitta-aineet lietteissä. Helsinki. 5 s.
- Álvarez, E.Alonso; Mochón, M.Callejón; Sánchez, J.C.Jiménez; Rodríguez, M.Ternero. 2002. Heavy metal extractable forms in sludge from wastewater treatment plants. *Chemosphere*. Vol 47:7. s. 765-775, ISSN 0045-6535
- Angelidaki, Irini; Toräng, L; Waul, C.M.; Schmidt, J.E. 2004. Anaerobic bioprocessing of sewage sludge, focusing on degradation of linear alkylbenzene sulfonates (LAS). *Water Science and Technology*. vol. 49:10. s. 115-122. ISSN 0273-1223.
- Aranda, J. M.; O'connor, G. A. & Eiceman, G. A. 1989. "Effects of sewage sludge on di-(2-ethylhexyl) phthalate uptake by plants." *Journal of environmental quality*. vol. 18.1 s. 45-50.
- Barker, Allen V. & Bryson , Gretchen M.. 2002. Bioremediation of heavy metals and organic toxicants by composting." *The Scientific World Journal* 2. s. 407-420. DOI:10.1100/tsw.2002.91
- Beach, Susan A.; Newsted, John L; Coady, Katie & Giesy, John P. 2006. "Ecotoxicological evaluation of perfluorooctanesulfonate (PFOS). *Reviews of environmental contamination and toxicology*. Springer New York. vol 186. s. 133-174. DOI: 10.1007/0-387-32883-1_5
- Beck, Angus J.; Johnson, David L. & Jones, Kevin C. 1996. The form and bioavailability of non-ionic organic chemicals in sewage sludge-amended agricultural soils, *Science of The Total Environment*. vol. 185: 1–3, s. 125-149, ISSN 0048-9697. DOI: [http://dx.doi.org/10.1016/0048-9697\(96\)05047-4](http://dx.doi.org/10.1016/0048-9697(96)05047-4).
- Berger, U ; Järnberg, U. & Kallenborn, R.. 2004. Perfluorina ted alkylated substances (PFAS) in the European Nordic environment. *Organohalogen compounds*. vol. 66. s. 4046-4052.
- Bernal-Martinez, Arodi; Patureau, Dominique; Delgenès, Jean-Philippe & Carrère ,Hélène. 2009. Removal of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) during anaerobic digestion with recirculation of ozonated digested sludge. *Journal of Hazardous Materials*. vol 162:2-3. s.1145-1150. ISSN 0304-3894. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.05.163>.
- Blomberg, Kati & Toivikko, Saijariina, 2015. ”Puhdistamolietteiden käsittely ja hyödyn-täminen- Kyselyn tulokset 2015”. *Vesilaitosyhdistys*. 20 s. ISBN 978-952-6697-14-7.

Brambilla, Gianfranco; D'Hollander, Wendy; Oliaei, Fardin; Stahl, Thorsten & Weber, Roland. 2015. Pathways and factors for food safety and food security at PFOS contaminated sites within a problem based learning approach. *Chemosphere*, vol 129. s.192-202, ISSN 0045-6535.

Bridle, T. R. & D. Pritchard. 2004. Energy and nutrient recovery from sewage sludge via pyrolysis. *Water Science & Technology* vol 50:9. s. 169-175.

Brändli, Rahel C, Bucheli, Thomas. D., Kupper, Thomas;, Furrer, R; Stadelmann F.X. & Tarradellas J. 2005. Persistent organic pollutants in source-separated compost and its feedstock materials-A review of field studies. *Journal of Environmental Quality*. vol. 34:3. 735-60. DOI:10.2134/jeq2004.0333

Brändli, Rahel C; Bucheli, Thomas D; Kupper, Thomas; Mayer, Jochen. Stadelmann, Franz X. & Tarradellas, Joseph. 2007. Fate of PCBs, PAHs and their source characteristic ratios during composting and digestion of source-separated organic waste in full-scale plants. *Environmental Pollution*. vol. 148:2. s. 520-528. ISSN 0269-7491,

Busman, Lowell, John Lamb, Gyles Randall, George Rehm, and Michael Schmitt. 2002.. *The Nature of Phosphorus in Soils: Phosphorus in the Agricultural Environment*. University of Minnesota Extension Service,. Saatavissa., <http://www.extension.umn.edu/agriculture/nutrient-management/phosphorus/the-nature-of-phosphorus/> [viitattu 15.8.2016]

Cai, Quan-Ying ; Mo, Ce-Hui; Wu, Qi-Tang; Zeng, Qiao-Yun; Katsoyiannis, Athanasios & Féraud, Jean-François. 2007. Bioremediation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs)-contaminated sewage sludge by different composting processes, *Journal of Hazardous Materials*, vol 142:1-2. s. 535-542. ISSN 0304-3894.

Campbell, H. W. 2000. Sludge management future issues and trends. *Water science and technology* vol. 41:8. s. 1-8.

Carballa, Marta; Manterola, Garbiñe; Larrea, Luis; Ternes, Thomas; Omil, Francisco & Lema, Juan M. 2007. Influence of ozone pre-treatment on sludge anaerobic digestion: Removal of pharmaceutical and personal care products, *Chemosphere*. vol 67:7. s. 1444-1452. ISSN 0045-6535.

Childers, Daniel L ; Corman, Jessica; Edwards, Mark & Elser, James J. 2011. Sustainability Challenges of Phosphorus and Food: Solutions from Closing the Human Phosphorus Cycle *BioScience*. vol 61 :2. s. 117-124 DOI:10.1525/bio.2011.61.2.6

Clarke, Bradley O. & Smith, Stephen 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: 1. s.226-247. ISSN 0160-4120

D. Prats, F. Ruiz, B. Vázquez, M. Rodriguez-Pastor. 1997. Removal of anionic and nonionic surfactants in a wastewater treatment plant with anaerobic digestion. A comparative study. *Water Research*. vol 31:8. s. 1925-1930, ISSN 0043-1354.

Dąbrowska, Lidia & Rosińska, Agata. 2012. Change of PCBs and forms of heavy metals in sewage sludge during thermophilic anaerobic digestion, *Chemosphere*. vol 88:2. s. 168-173. ISSN 0045-6535

de Jonge, Hubert; de Jonge L. W; Blicher B.W & Moldrup, P. 2002. "Transport of di (2-ethylhexyl) phthalate (DEHP) applied with sewage sludge to undisturbed and repacked soil columns." *Journal of environmental quality*. vol 31:6. s. 1963-1971. DOI:10.2134/jeq2002.1963

del Pino Machado, Amabelia Silvia. 2005. Estimating Nitrogen Mineralization Potential of Soils and the Effect of Water and Temperature and Crop Residues on Nitrogen Net Mineralization. Cuvillier Verlag. 188 s. ISBN:9783736915091

Dumontet, S., H. Dinel, & S. B. Baloda. 1999. "Pathogen reduction in sewage sludge by composting and other biological treatments: A review." *Biological Agriculture & Horticulture*. vol 16:4. s.409-430. DOI: 10.1080/01448765.1999.9755243

El-Hadj, T. Benabdallah, J. Dosta, and J. Mata-Alvarez. 2006. Biodegradation of PAH and DEHP micro-pollutants in mesophilic and thermophilic anaerobic sewage sludge digestion. *Water science and technology*. vol 53. s. 99-107. DOI: 10.2166/wst.2006.240

El-Hadj, T; Benabdallah, J; Dosta, R.; Torres, J. ;Mata-Álvarez . 2007. PCB and AOX removal in mesophilic and thermophilic sewage sludge digestion. *Biochemical Engineering Journal*. Volume 36:3 .s. 281-287, ISSN 1369-703X,

Estrada, I.B. ; Aller, A ; Aller, F ; Gómez, X. & Morán, A. 2004. The survival of *Escherichia coli*, faecal coliforms and enterobacteriaceae in general in soil treated with sludge from wastewater treatment plants, *Bioresource Technology*, vol 93:2 s. 191-198. ISSN 0960-8524.

EU:n Vesipuitedirektiivi. 2000/60/EY.

Fairbanks, B. C ;O'Connor, G. A. & Smith, S. E. 1985. Fate of di-2-(ethylhexyl) phthalate in three sludge-amended New Mexico soils. *Journal of environmental quality* vol 14:4. s. 479-483. DOI: 10.1016/S0045-6535(97)00195-1

Fang, Lei; Huang, Jun; Yu, Gang & Wang, Lining. 2008. Photochemical degradation of six polybrominated diphenyl ether congeners under ultraviolet irradiation in hexane. *Chemosphere*. Vol 71:2. s. 258-267. ISSN 0045-6535

Ferrey, M. L., Wilson, J. T., Adair, C., Su, C., Fine, D. D., Liu, X. & Washington, J. W. 2012. Behavior and Fate of PFOA and PFOS in Sandy Aquifer Sediment. *Groundwater Monit R*, vol. 32:4. s. 63–71. DOI:10.1111/j.1745-6592.2012.01395.x

FI 123959. 2013. Menetelmä ja laite puhdistamolietteen desinfiointiseksi. Pyy, Reima, FI 20125121. 3.2.2012. Julk. 4.8.2013. 11 s.

Fick, Jerker; Lindberg, Richard H.; Kaj, Lennart; Brorström-Lunden, Eva. 2011 "Results from the Swedish National Screening Programme 2010. Subreport 3." *Pharmaceuticals*. IVL: Swedish Environmental Research Institute (2011).

Fonts, Isabel; Gea, Gloria; Azuara, Manuel; Abrego, Javier; Arauzo, Jesus. 2012. Sewage sludge pyrolysis for liquid production: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. vol. 16:5. s. 2781-2805. ISSN 1364-0321

Franz, M. 2008. Phosphate fertilizer from sewage sludge ash (SSA), *Waste Management*, vol 28:10. s. 1809-1818. ISSN 0956-053X.

Freeman, Harry, & Harris, Eugene. 1995. *Hazardous waste remediation: innovative treatment technologies*. Lancaster, Pennsylvania, USA. Technomic Publishing Company. 349 s. ISBN 1-155676-301-0

Fries, George F. 1996. Ingestion of sludge applied organic chemicals by animals. *Science of the total environment* vol :185:1. s. 93-108. DOI:10.1016/0048-9697(96)05045-0

Fu, B., Jiang, Q., Liu, H., & Liu, H. 2014. Occurrence and reactivation of viable but non-culturable *E. coli* in sewage sludge after mesophilic and thermophilic anaerobic digestion. *Biotechnology Letters*, vol 36:2. s. 273-279. DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s10529-013-1361-9>

Fytali, D; Zabaniotou, A. 2008. Utilization of sewage sludge in EU application of old and new methods - A review. *Renewable & sustainable energy reviews*, vol 12:1 s. 116-140. Pergamon-Elsevier science ltd.

Garcia, M. T.; Campos E.; Ribosa I.; Latorre A.; Sanchez-Leal, J. 2005. Anaerobic digestion of linear alkyl benzene sulfonates: biodegradation kinetics and metabolite analysis. *Chemosphere* vol 60:11. s. 1636-1643. DOI:10.1016/j.chemosphere.2005.02.048

Gellings, Clark W. & Parmenter, Kelly E. 2009. "Energy efficiency in fertilizer production and use." *Efficient Use and Conservation of Energy*. Volume II 2 (2009): 123 s.

Gellrich, V.; Stahl, T. & Knepper, T.P. 2012. Behavior of perfluorinated compounds in soils during leaching experiments, *Chemosphere*. vol. 87:9. s. 1052-1056, ISSN 0045-6535,

Gerecke, Andreas C. ; Hartmann, Paul C; Heeb, Norbert V. ; Kohler, Hans-Peter E; Giger, Walter; Schmid, Peter; Zennegg, Markus & Kohler, Martin. 2005. Anaerobic degradation of decabromodiphenyl ether. *Environmental science & technology* vol. 39:4. s 1078-1083. DOI: 10.1021/es048634j

Gibson, Richard W.; Wang, Min-Jian; Padgett, Emma; Lopez-Real, Joe M. & Beck, Angus J. 2007. Impact of drying and composting procedures on the concentrations of 4-nonylphenols, di-(2-ethylhexyl)phthalate and polychlorinated biphenyls in anaerobically digested sewage sludge. *Chemosphere*. vol. 68:7. s.1352-1358, ISSN 0045-6535

Giesy, John P.; Naile, Jonathan E.; Khim, Jong Seong; Jones, Paul D & Newsted, John L. 2010. *Aquatic toxicology of perfluorinated chemicals*. *Reviews of environmental contamination and toxicology*. Springer New York, 2010. 1-52. ISBN: 978-1-4419-1157-5

Giller, Ken E; Witter, Ernst; Mcgrath, Steve P. 1998. Toxicity of heavy metals to microorganisms and microbial processes in agricultural soils: a review, *Soil Biology and Biochemistry*, Volume 30: 10-11. s.1389-1414. ISSN 0038-0717.

Guppy, C. N; Menzies, Neal; Moody, Phillip W. & Blarney, FPC. 2005. Competitive sorption reactions between phosphorus and organic matter in soil: a review. *Soil Research*. vol 43:2. s. 189-202. DOI: 10.1071/SR04049

Haavisto & Retkin, 2014. Perfluorattujen yhdisteiden aiheuttama ympäristön pilaantuminen paloharjoitusalueilla. Suomen ympäristökeskus. ISBN 978-952-11-4298-7.

Hale, Sarah E; Lehmann, Johannes ; Rutherford, David ; Zimmerman, Andrew R. ; Bachmann, Robert T. ; Shitumbanuma, Victor; O'Toole, Adam; Sundqvist, Kristina L. ; Arp, Hans Peter H. & Gerard Cornelissen. 2012. Quantifying the total and bioavailable polycyclic aromatic hydrocarbons and dioxins in biochars. *Environmental Science & Technology*. vol. 46:5. s. 2830-2838 DOI: 10.1021/es203984k

Hartono, Arief, & Tri Indriyati, Lilik . 2013. Effects of humic substances on phosphorus sorption and desorption characteristics of soils high in iron and aluminum oxides. *Journal of ISSAAS (International Society for Southeast Asian Agricultural Sciences)*. vol. 19:1. s. 87-94.

Haynes, R. J.; Murtaza, G. & Naidu, R. 2009. Inorganic and organic constituents and contaminants of biosolids: implications for land application. *Advances in Agronomy*, Academic Press, 2009. vol. 104 .s. 165-267. ISSN 0065-2113. ISBN 9780123748201

He, Zhenli; Kahn, Brian A; Yang, Xiaoe; Calvert, David V. & Stoffella, Peter J. 2001. "Plant nutrition benefits of phosphorus, potassium, calcium, magnesium, and micronutrients from compost utilization." *Compost utilization in horticultural cropping systems*. Boca Raton (FL): CRC Press LLC. s. 307-320. ISBN: 978-1-56670-460-1.

Hernandez-Raquet, Guillermina; Soef, Antoine ; Delgenès, Nadine & Balaguer, Patrick. 2002. Removal of the endocrine disrupter nonylphenol and its estrogenic activity in sludge treatment processes. *Water Research*. vol. 41:12. s. 2643-2651, ISSN 0043-1354

Hienonen, Laura. 2009. Rejektiveden biologisen erilliskäsittelyn koeajot viikinmäessä. Diplomityö. Teknillinen korkeakoulu, Insinööritieteiden ja arkkitehtuurin tiedekunta. Espoo. 118 s.

Hossain, Mustafa K.; Strezov, V; Chan, K.Y; Ziolkovski, A & Nelson, P,F. 2011. "Influence of pyrolysis temperature on production and nutrient properties of wastewater sludge biochar." *Journal of Environmental Management* . vol 92:1 s. 223-228. DOI: 10.1016/j.jenvman.2010.09.008

Howard R. Rogers. 1996. Sources, behaviour and fate of organic contaminants during sewage treatment and in sewage sludges, *Science of The Total Environment*, Volume 185, Issues 1–3, s. 3-26, ISSN 0048-9697

HSY (Helsingin Seudun Ympäristöpalvelut-kuntayhtymä). 2014. Jätevedenpuhdistus pääkaupunkiseudulla - Viikinmäen ja Suomenojan puhdistamot. Vuosiyhteenveto. 60 s. ISBN: 978-952-6604-94-7

Huang, Rixiang & Tang, Yuanzhi. 2015. Speciation dynamics of phosphorus during (hydro) thermal treatments of sewage sludge. *Environmental science & technology*. vol. 49:24. s. 14466-14474. DOI: 10.1021/acs.est.5b04140

Hülster, Anke; Mueller, Jochen F. & Marschner, Horst. 1994. Soil-plant transfer of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans to vegetables of the cucumber family (Cucurbitaceae). *Environmental science & technology* vol 28:6. s. 1110-1115.

IC Consultants. 2001. Pollutants in urban wastewater and sewage sludge. Final report to Directorate General Environment. European Commission. 13 s. ISBN 92-894-1735-8.

Inguanzo, M; Dominguez, A; Menendez, J. A.; Blanco, C.G & Pis, J.J. 2002. On the pyrolysis of sewage sludge: the influence of pyrolysis conditions on solid, liquid and gas fractions, *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, vol 63:1.s 209-222, ISSN 0165-2370, DOI: [http://dx.doi.org/10.1016/S0165-2370\(01\)00155-3](http://dx.doi.org/10.1016/S0165-2370(01)00155-3).

Ivashechkin, P.; Corvini, PF-X. & Dohmann, M. 2004. Behaviour of endocrine disrupting chemicals during the treatment of municipal sewage sludge. *Water Science and Technology*. vol 50.5. s. 133-140

Jardin N. & Pöpel H.J. 1994. Phosphate release of sludges from enhanced biological P-removal during digestion. *Water Science and Technology*. vol 30: 6. s. 281-292.

Jensen, John; Smith, Stephen R. ; Krogh, Paul Henning; Versteeg, Donald J. & Temara, Ali. 2007. European risk assessment of LAS in agricultural soil revisited: Species sensitivity distribution and risk estimates. *Chemosphere*. vol 69:6. s. 880-892. ISSN 0045-6535,

Jensen, P.A. & Trinh, T.N. N.A. Annex 3: Production of Pyrolysis Oil Based on Different Biomass Types. CHEC Research Centre, DTU Chemical Engineering. 3 s.

Kahiluoto H; Kuisma M; Ketoja E; Salo T & Heikkinen J. 2015. Phosphorus in manure and sewage sludge more recyclable than in soluble inorganic fertilizer. *Environmental science & technology*. vol. 49:4. s. 2115-2122. DOI:10.1021/es503387y

Kangas, Ari; Lund, Charlotta; Liuksia, Sakua; Arnold, Mona; Merta, Elina; Kajolinna, Tuula; Carpen; Koskinen, Pertti & Ryhänen, Tapio. 2011. *Energiätehdokas lietteenkäsittely*. Suomen ympäristökeskus. ISBN 978-952-11-3907-9. ISSN 1796-1637

Kim, Jin Hyo; Yong, Sik Ok ; Choi, Geun-Hyoung & Park, Byung-Jun. 2015 Residual perfluorochemicals in the biochar from sewage sludge, *Chemosphere*, Volume 134, s. 435-437, ISSN 0045-6535

Kim, M.; Guerra, P.; Theocharides, M. ; Barclay, K; Smyth, S.A.; Alae, M. 2013. Polybrominated diphenyl ethers in sewage sludge and treated biosolids: Effect factors and mass balance. *Water Research*. vol 47: 17. s.6496-6505. ISSN 0043-1354. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2013.08.022>.

Kirchmann, H. & A. Tengsved. 1991. Organic pollutants in sewage sludge, 2: analysis of barley grains grown on sludge-fertilized soil. *Swedish Journal of Agricultural Research* (Sweden). vol 21:3. ISSN: 0049-2701.

Kononova, M. M 1966. Soil Organic Matter: Its nature, its role in soil formation and in soil fertility. Academy of the of Sciences of the USSR. Pergamon Press. 2nd English edition.

Kouloumbos, V.N.; Schäffer, A.; Corvini, P.F.-X. 2008. Impact of sewage sludge conditioning and dewatering on the fate of nonylphenol in sludge-amended soils, *Water Research*, vol 42:14. s.3941-3951. ISSN 0043-1354, DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2008.05.027>.

Krebs, R; Gupta, S. K; Furrer, G & Schulin, R. 1998. Solubility and plant uptake of metals with and without liming of sludge-amended soils. *Journal of Environmental Qualit.* vol 27:1, s. 18-23. DOI:10.2134/jeq1998.00472425002700010004x

Krogstad, Tore; Sogn, Trine A.; Asdal, Åsmund,; Sæbo, Arne. .2005. Influence of chemically and biologically stabilized sewage sludge on plant-available phosphorous in soil, *Ecological Engineering*, vol 25:1. s.51-60, ISSN 0925-8574,

Lang, N. L., Smith, S. R., Bellett-Travers, D. M., Pike, E. B. & Rowlands, C. L. 2003, Decay of *Escherichia coli* in soil following the application of biosolids to agricultural land. *Water and Environment Journal.* vol. 17. s.23–28. DOI:10.1111/j.1747-6593.2003.tb00426.x

Laternus, Frank; von Arnold Karin & Gron, Christian. 2007 Organic contaminants from sewage sludge applied to agricultural soils false alarm regarding possible problems for food safety?. *Environmental science and pollution research international* vol 14:1 s.53-60. DOI: 10.1065/espr2006.12.365

Lehtonen Ossi, suullinen tiedonanto, 29.8.2016. Biovakka Oy

Lohiniva, Elina; Mäkinen, Tuula & Sipilä, Kai. 2001. Lietteiden käsittely- uudet ja käytössä olevat tekniikat. Valtion teknillinen tutkimuskeskus (VTT). 160 s. ISBN 951–38–5796–4

Lucero-Ramirez, Baltazar. 2003. The effects of time and temperature on the fate of pathogens and indicator bacteria during municipal wastewater sludge-mesophilic anaerobic digestion, air-drying, and composting., Väitöskirja. University of Texas, Austin, 2000. 205 s.

Maa- ja metsätalousministeriön asetus lannoitevalmisteista annetun maa- ja metsätalousministeriön asetuksen muuttamisesta. MMMa 12/12

Maa- ja metsätalousministeriön asetus lannoitevalmisteista. MMMa 24/11

Mantovi, Paolo; Baldoni, Guido & Toderi, Giovanni. 2005. Reuse of liquid, dewatered, and composted sewage sludge on agricultural land: effects of long-term application on soil and crop. *Water research.* vol 39:2-3. s. 289-296. ISSN 0043-1354.

Mao, Z.; Zheng, X.-F.; Zhang, Y.-Q.; Tao, X.-X.; Li, Y.; & Wang, W. 2012. Occurrence and Biodegradation of Nonylphenol in the Environment. *International Journal of Molecular Sciences.* vol. 13:1. s. 491–505. DOI: 10.3390/ijms13010491

Marttinen, Sanna K.; Hänninen, Kari & Rintala, Jukka A. 2004. Removal of DEHP in composting and aeration of sewage sludge. *Chemosphere*. vol 54:3. s. 265-272. ISSN 0045-6535.

Marttinen, Sanna; Paavola, Teija; Ervasti, Satu; Salo, Tapio; Kapuinen, Petri; Rintala, Jukka; Vikman, Minna; Kapanen, Anu; Torniaainen, Merka, Maunuksela, Liisa; Suominen, Kimmo; Sahlström, Leena & Herranen, Mirikka, 2013. Biokaasulaitosten lopputuotteet lannoitevalmisteina. MTT. ISBN 978-952-487-432-8.

Marttunen, M.; Mustajoki, J.; Verta, O-M.; Hämäläinen, R. 2008. Monitavoitearviointi vuorovaikutteisessa ympäristösuunnittelussa. Helsinki: Suomen ympäristökeskus. ISBN 978-952-11-3044-1 (pdf).

McGrath, Steve P.; Chaudri, Amar M. & Giller, Ken E. 1995. Long-term effects of metals in sewage sludge on soils, microorganisms and plants. *Journal of industrial microbiology*. vol. 14:2 s. 94-104. DOI: 10.1007/BF01569890.

McLaughlin, M.J. 2008. Review of data relating to potential pollution of soil and effects on plants around a proposed biomass power plant at Manjimup, Western Australia. Centre for Environmental Contaminants Research: CSIRO Land and Water. 36 s. <http://www.epa.wa.gov.au/epadoclib/b1294/appendixc.pdf>

McLaughlin, Michael J. 1984. Land application of sewage sludge: Phosphorus considerations. *South African Journal of Plant and Soil*. vol 1:1. s. 21-29. DOI: 10.1080/02571862.1984.10634104

Merrington, Graham; Crane, Mark & Barnes, Bob. 2009. A review of human health and environmental risks associated with the land application of mechanical-biological treatment outputs Environment Agency . Bristol. Iso-Britannia. 61 s. https://www.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/291684/scho0609bqer-e-e.pdf

Metcalf & Eddy (revised by Tchobanoglous, G., Burton, F.L. & Stensel, H.D.) 2003. *Wastewater Engineering, Treatment and Reuse*, 4th edition, McGraw-Hill, New York. 1848 s. ISBN: 0070418780

Mininni, G. 2001. Incineration with energy recovery. Teoksessa: Spinosa, L. & Vesilind, A. (toim). *Sludge into biosolids. Processing, disposal and utilization*. London, UK. S. 101-129. ISBN 1 900222 08 6.

Mikkelin Vesilaitos. 2016. Kenkäveronniemen jätevedenpuhdistamo, vuosiyhteenvetora-portti 2015. Mikkeli. 24 s. ISBN: 1510010947-001

Mkhabela, M.S. & Warman, P.R. 2005. The influence of municipal solid waste compost on yield, soil phosphorus availability and uptake by two vegetable crops grown in a Pugwash sandy loam soil in Nova Scotia, *Agriculture, Ecosystems & Environment*. vol 106: 1, 30. s. 57-67, ISSN 0167-8809.

MMM, tiedoksianto sähköpostitse 8.1.2016.

Moeller, Jacob, & Reeh, Ulrik. 2003. "Degradation of DEHP, PAHs and LAS in source separated MSW and sewage sludge during composting." *Compost science & utilization*. vol 11:4. s. 370-378. DOI: <http://dx.doi.org/10.1080/1065657X.2003.10702147>

Mortensen, G. K. & Kure, L. K. 2003, Degradation of nonylphenol in spiked soils and in soils treated with organic waste products. *Environmental Toxicology and Chemistry*. vol 22. s.718–721. DOI:10.1002/etc.5620220406

Mortensen, G. K.; Egsgaard, H.; Ambus, P.; Jensen, E. S. & Gron, C. 2001. Influence of plant growth on degradation of linear alkylbenzene sulfonate in sludge-amended soil. *Journal of Environmental Quality*. vol 30:4, s. 1266-1270. DOI:10.2134/jeq2001.3041266x

Mueller K.E; Mueller-Spitz, S.R.; Henry, H.F; Vonderheide, A.P; Soman, R.S; Kinkle, B.K.; Shann J.R. 2006. Fate of pentabrominated diphenyl ethers in soil: abiotic sorption, plant uptake, and the impact of interspecific plant interactions. *Environmental science & technology*. vol 40:21. s. 6662-6667. DOI: 10.1021/es060776l

Mustajoki, Jyri; Marttunen, Mika & Hokkanen, Joonas. 2015. Monitavoitearviointin ja ongelmien jäsentelymenetelmien hyödyntäminen ympäristövaikutusten arvioinneissa. IMPERIA-hankkeen projektiraportti. 97 s.

Myllymaa, Tuuli; Moliis, Katja; Tohka, Antti; Rantanen, Pirjo ; Ollikainen, Markku & Dahlbo ,Helena. 2008. Jätteiden kierrätyksen ja polton käsittelyketjujen ympäristökuormitus ja kustannukset. Suomen ympäristökeskuksen raportteja. vol 28. 85 s. ISBN 978-952-11-3251-3 (PDF)

Mämmelä, Joonas. 2013. Jätevesipilotin käyttöönotto. Opinnäytetyö. Ympäristötekniologia. Mikkelin ammattikorkeakoulu. Mikkelä. 74 s.

Möller, Kurt & Müller, Torsten 2012. Effects of anaerobic digestion on digestate nutrient availability and crop growth: a review. *Engineering in Life Sciences* vol. 12:3. s. 242-257. DOI: 10.1002/elsc.20110008

National Center for Biotechnology Information (NCBI). PubChem Compound Database; CID=8343, <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/8343> (accessed Sept. 7, 2016) Saatavissa: <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/dehp#section=Ecological-Information>

National Center for Biotechnology Information (NCBI). PubChem Compound Database; CID=931, <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/931> (accessed Sept. 7, 2016). Saatavissa: <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/naphthalene#section=Ecological-Information>

National Center for Biotechnology Information (NCBI). PubChem Compound Database; CID=9117, <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/9117> (accessed Sept. 7, 2016). Saatavissa: https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/Benzo_ghi_perylene

National Center for Biotechnology Information (NCBI). PubChem Compound Database; CID=15625, <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/15625> (accessed Sept. 7, 2016). Saatavissa: <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/Tetradoxin>

National Center for Biotechnology Information (NCBI). PubChem Compound Database; CID=1752, <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/1752> (accessed Sept. 7, 2016). Saatavissa: <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/4-nonylphenol>

New England vegetable management guide. 2016. Nitrogen. University of Massachusetts, saatavissa: <https://nevegetable.org/sites/nevegetable.org/files/images/ncycle.gif>

Nieminen, Jenni. 2016. Hermanninsaaren jvp:n kuormitustarkkailu- vuosiyhteenvedo 2015. Porvoon Vesi. 30 s.

O'Connor, George A. 1996. Organic compounds in sludge-amended soils and their potential for uptake by crop plants. *Science of The Total Environment*. vol. 185:1-3. Issues 1–3. s. 71-81, ISSN 0048-9697. DOI: [http://dx.doi.org/10.1016/0048-9697\(95\)05043-4](http://dx.doi.org/10.1016/0048-9697(95)05043-4).

O'Connor, G.A., Sarkar, D.; Brinton, S. R.; Elliott, H. A., & Martin, F. G. 2004. Phyto-availability of biosolids phosphorus. *Journal of Environmental Quality*. vol. 33:2. s. 703-712. DOI :10.2134/jeq2004.7030

O'Connor, G. A.; Kiehl, Douglas; Eiceman, G.A. & Ryan, J.A. 1990. Plant uptake of sludge-borne PCBs. *Journal of environmental quality*. vol. 19:1. s. 113-118. DOI: 10.2134/jeq1990.00472425001900010016x

Olofsson, Ulrika. 2012. "Removal processes in sewage treatment plants: Sludge quality and treatment efficiency of structurally diverse organic compounds" Väitöskirja. Department of Chemistry, University of Umeå. Umeå, Ruotsi. 122 s. ISBN: 978-91-7459-356-3

Pakou, Constantina; Kornaros, Michael; Stamatelatos, Katerina; Lyberatos, Gerasimos. 2009. On the fate of LAS, NPEOs and DEHP in municipal sewage sludge during composting. *Bioresource Technology*. vol 100: 4. s. 1634-1642, ISSN 0960-8524, DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2008.09.025>.

Patureau, Dominique; Delgenes, Nadine & Delgenes, Jean-Philippe. 2008. Impact of sewage sludge treatment processes on the removal of the endocrine disrupters nonylphenol ethoxylates, *Chemosphere*, vol 72:4. s. 586-591. ISSN 0045-6535

Priha, Eero; Hellman, Sannamari; Sorvari, Jaana. 2005. PCB contamination from polysulphide sealants in residential areas—exposure and risk assessment. *Chemosphere* vol. 59:4. s. 537- 543. ISSN: 0045-6535.

Pöyry Environment Oy. 2007. Lietteenkäsittelyn nykytila Suomessa ja käsittelymenetelmien kilpailukyky- selvitys. Sitra. 45 s. ISBN 978-951-563-597.

Radjenović, Jelena. Petrović, Mira & Barceló, Damià. 2009. Fate and distribution of pharmaceuticals in wastewater and sewage sludge of the conventional activated sludge (CAS) and advanced membrane bioreactor (MBR) treatment. *Water Research*, vol 43:3, S.831-841. [viitattu 12.2012] . DOI: 10.1016/j.watres.2008.11.043. ISSN 0043-1354.

Ramboll Analytics. 2014. Vantaanjoen ja Helsingin seudun vsy, Envieno haitta-aineet lietteissä. Espoo. 6 s.

Rasa, Kimmo; Ylivainio, Kari; Rasi, Saija; Eskola, Ari; Uusitalo, Risto; Tiilikkala, Kari. 2015. Jätevesilietteen pyrolyysi-laboratorio- ja pilot-mittakaavan kokeita. Luonnonvarakeskus. 27s. ISBN: 978-952-326-021-4 (Verkkojulkaisu)

Rigby, Hannah ; Clarke, Bradley O. ; Pritchard, Deborah L. ; Meehan, Barry; Beshah, Firew; Smith, Stephen R. & Porter, Nichola A. 2016. A critical review of nitrogen mineralization in biosolids-amended soil, the associated fertilizer value for crop production and potential for emissions to the environment. *Science of The Total Environment*, vol. 541:15. s. 1310-1338. ISSN 0048-9697.

Ross, John. 2014. Fate of Micropollutants During Pyrolysis of Biosolids. Master's Theses. Marquette University. 87s. Saatavissa:http://epublications.marquette.edu/theses_open/286

Rytkönen, Anne- Mari; Marttunen, Mika; Timonen, Maria ;Verta, Olli- Matti; Suomalainen, Merja; Seppälä, Reijo & Muilu, Tommi. 2012. Tulvariskien hallinnan suunnittelun monitavoitearviointi-Kokemäenjoen pilottihankkeen loppuraportti. 25 s.

Salo, Tapio ; Palojärvi, Ansa; Kukkonen, Sanna; Vestberg, Mauritz; Kapuinen, Petri ; Tontti, Tiina; Ylivainio Kari; Parikka, Päivi; Nummila, Matti; Maunuksela, Liisa; Lindström, Kristina; Orasmaa, Saira & Paulin, Lars. 2013. Orgaanisten lannoitevalmisteiden vaikutus kasvien kasvuun - testimenetelmät. MTT. 45 s. ISBN: 978-952-487-468-7

Samaras, Vasilios G., et al. "Fate of selected emerging micropollutants during mesophilic, thermophilic and temperature co-phased anaerobic digestion of sewage sludge." *Biore-source technology* 162 (2014): 365-372.

Schowanek, Diederik; David, Helen; Francaviglia, Rosa; Hall, Jeremy; Kirchmann, Holger; Krogh . Paul Henning; Schraepen, Nathalie; Smith; Steven; Wildemann, Tanja. 2007. Probabilistic risk assessment for linear alkylbenzene sulfonate (LAS) in sewage sludge used on agricultural soil. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*. vol 49:3, Decem- Pages s. 245-259, ISSN 0273-2300. DOI; <http://dx.doi.org/10.1016/j.yrtph.2007.09.001>.

Semblante, Galilee U. ; Hai, Faisal I. Huang, Xia; Ball, Andrew S. ; Price, William E. & Nghiem, Long D. 2015. Trace organic contaminants in biosolids: Impact of conventional wastewater and sludge processing technologies and emerging alternatives, *Journal of Hazardous Materials*, vol 300. s.1-17, ISSN 0304-3894. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2015.06.037>.

Seppälä, Timo; Häkkinen, Eevaleena; Munne, Päivi; Viktröm, Liisa; Pyy, Outi; Jouttijärvi, Timo; Mehtonen, Jukka & Johansson, Maria. 2012 "Pysyviä orgaanisia yhdisteitä koskevan Tukholman yleissopimuksen veloitteiden kansallinen täytäntöönpanosuunnitelma -kansallinen tahattomasti tuotettujen POP-yhdisteiden päästöjen vähentämissuunnitelma (NAP)." Suomen ympäristökeskus. 73 s. ISBN 978-952-11-4093-8.

Sepulvado, Jennifer G; et al. 2011. Occurrence and fate of perfluorochemicals in soil following the land application of municipal biosolids. *Environmental science & technology* vol. 45:19. s. 8106-8112. DOI: 10.1021/es103903d

Seyhan, D. & Erdinler, A. 2003. Effect of lime stabilisation of enhanced biological phosphorus removal sludges on the phosphorus availability to plants. *Water Science & Technology*. vol. 48:1. s. 155-162.

Siddiqi, Muhammad Akmal; Laessig, Ronald H. & Reed, Kurt D. 2003. Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs): new pollutants–old diseases. *Clinical Medicine & Research*. vol 1:4. s. 281-290.

Sjöström, Å.E; Collins, C.D; Smith S.R; Shaw, G. 2008. Degradation and plant uptake of nonylphenol (NP) and nonylphenol-12-ethoxylate (NP12EO) in four contrasting agricultural soils. *Environmental Pollution*. vol 156:3. s.1284-1289. ISSN 0269-7491.

Smith, S. R. 2009. Organic contaminants in sewage sludge (biosolids) and their significance for agricultural recycling. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences* vol 367:1904. s. 4005-4041. DOI: 10.1098/rsta.2009.0154

Smith, S. R.; Triner, N. G. & Knight, J. J. 2002. Phosphorus Release and Fertiliser Value of Enhanced- Treated and Nutrient- Removal Biosolids. *Water and Environment Journal*. vol 16:2 . s. 127-134. DOI:10.1111/j.1747-6593.2002.tb00383.x

Smith, S.R; Woods, V. & Evans, T.D. 1998. Nitrate dynamics in biosolids-treated soils. I. Influence of biosolids type and soil type, *Bioresource Technology* vol. 66:2 s. 139-149. ISSN 0960-8524

Smith, Stephen. R. & Riddell-Black, D. 2007. "Sources and impacts of past, current and future contamination of soil." Final report to DEFRA, Appendix 2. Imperial College, London. 247 s.

Solis, G. J; Alonso, E. & Riesco, P. 2002. Distribution of metal extractable fractions during anaerobic sludge treatment in southern Spain WWTPs. *Water, Air, and Soil Pollution* vol. 140:1-4 s. 139-156. DOI: 10.1023/A:1020128605211

Stahl, T.; Heyn J; Thiele, H; Hüther J.; Failing, K; Georgii S & Brunn H. 2009. Carryover of perfluorooctanoic acid (PFOA) and perfluorooctane sulfonate (PFOS) from soil to plants. *Archives of environmental contamination and toxicology* vol. 57:2. s. 289-298. DOI:10.1007/s00244-008-9272-9

Staples, C. A; Peterson, D.R; Parkerton T & Adams, W. 1997. The environmental fate of phthalate esters: a literature review. *Chemosphere*. vol 35:4 s. 667-749. DOI: 10.1016/S0045-6535(97)00195-1

Stasinakis, Athanasios S. 2012. Review on the fate of emerging contaminants during sludge anaerobic digestion. *Bioresource technology*. vol.121 s.432-440. DOI: 10.1016/j.biortech.2012.06.07

Steiner, C; Das, K.C.; Melear, N & Lakly D. 2010. Reducing nitrogen loss during poultry litter composting using biochar. *Journal of environmental quality*. vol. 39:4. s. 1236-1242. DOI: 10.2134/jeq2009.0337

Sternbeck, John; Frankki, Sofia; Gustavson, Kim; Line, Diana. 2011. Using Sludge on Arable Land: Effect Based Levels and Longterm Accumulation for Certain Organic Pollutants. *Nordic Council of Ministers*. Copenhagen. 101 s. ISSN: 0908-6692. DOI: 10.6027/09086692

Straub, Timothy M.; Pepper, Ian L. & Gerba, Charles P. 1993. Hazards from pathogenic microorganisms in land-disposed sewage sludge. *Reviews of environmental contamination and toxicology*. Springer New York, s. 55-91. ISBN: 978-1-4684-7065-9.

Sullivan, Dan; Henry, Charles; Rynk, Robert; Dorsey, Kyle & Cogger, Craig. 1999. *Managing nitrogen from biosolids*. Washington State Department of Ecology. Seattle, WA

Suomen Rakennusinsinöörien Liitto RIL R.Y. 2004. RIL 124-2. Vesihuolto II. Vammala. ISBN: 951-758-438-5

Suzuki, Shigemitsu & Yakowitz, Harvey. 1983. Gasification of Refuse Derived Fuel in a Paired Fluidized Bed Pyrolysis Unit. Vol. 664. US Department of Commerce, National Bureau of Standards. 45 s.

Sylvis Environmental. 2009. *The Biosolids Emissions Assessment Model (BEAM): A Method for Determining Greenhouse Gas Emissions from Canadian Biosolids Management Practices*. Canadian Council of Ministers of the Environment. Winnipeg, Canada. 200 s.

Sörme, L., Lindqvist, A., & Söderberg, H. 2003. Capacity to influence sources of heavy metals to wastewater treatment sludge. *Environmental Management*. vol 31:3, s. 421-428. DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s00267-002-2810-8>

Tang, Walter Z. 2003. *Physicochemical treatment of hazardous wastes*. CRC Press. ISBN :9781566769273.

Thunberg, A. 2010. *Optimizing Sludge Dewatering by Using the KemiCond® Process with the Bucher Hydraulic Filter Press—Full Scale Experiences at Käppala WWTP*." Proceedings of the Water Environment Federation Residuals and Biosolids Conference. 11 s.

Tiruneh, A. T., Fadiran, A. O., & Mtshali, J. S. 2014. Evaluation of the risk of heavy metals in sewage sludge intended for agricultural application in swaziland. *International Journal of Environmental Sciences*, vol. 5:1, s. 197-216. ISSN: 0976 – 4402

Tontti, Tiina; Poutiainen, Hannu; Heinonen-Tanski, Helvi. 2012. *Modernit menetelmät yhdyskuntien jätevedenkäsittelyn tehostamisessa*. Itä-Suomen yliopisto. ISSN 1799-1676

Tran, B.C.; Teil, M.J., Blanchard, M.; Alliot, F; Chevreuil, M. 2015 "Fate of phthalates and BPA in agricultural and non-agricultural soils of the Paris area (France)." *Environmental Science and Pollution Research* vol 22:14 s. 11118-11126. DOI:10.1007/s11356-015-4178-3

U.S. EPA. 2010. *An Exposure Assessment of Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDE) (Final)*. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC. EPA/600/R-08/086F.

U.S. EPA. 2010. *An Exposure Assessment of Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDE) (Final)*. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, EPA/600/R-08/086F.

U.S. EPA. 2012. *Emerging contaminants fact sheet – PFOS and PFOA*. Solid Waste and Emergency Response (5106P), EPA 505-F-11-002. 7 s.

- Wang, Ning-Yi; Shih, Chun-Hao; Chiueh, Pei-Te & Huang, Yu-Fong. 2013 Environmental effects of sewage sludge carbonization and other treatment alternatives. *Energies*. vol 6:2. s. 871-883. DOI: 10.3390/en6020871
- Wen, Guang; Bates, Thomas E. ; Voroney, R. Paul; Winter, Julien P & Schellenbert, Mike P. 1997. Comparison of phosphorus availability with application of sewage sludge, sludge compost, and manure compost." *Communications in Soil Science & Plant Analysis* vol 28:17-18. s. 1481-1497. DOI: <http://dx.doi.org/10.1080/00103629709369891>
- Verbruggen, E.M.J. & Brand E. 2014. Risk-based standards for PCBs in soil Proposals for environmental risk limits and maximum values. RIVM report 2014. National Institute for Public Health and the Environment. Bilthoven, Alankomaat. 66 s.
- Vieno. Niina. 2015. Haitta-aineet puhdistamo- ja hajalietteissä. Vantaanjoen ja Helsingin seudun vesiensuojeluyhdistys. ISBN 978-952-7019-4 (pdf). ISSN 0357-6671
- Wild, S. R. & Jones, K. C. 1992. "Organic chemicals entering agricultural soils in sewage sludges: screening for their potential to transfer to crop plants and livestock." *Science of the total environment*. vol. 119. s. 85-119.
- Wild, S. R., and Jones, K. C. 1992. Organic chemicals entering agricultural soils in sewage sludges: screening for their potential to transfer to crop plants and livestock. *Science of the total environment* 119. s. 85-119. DOI:10.1016/0048-9697(92)90258-T
- Wolf, N., & Slaton N. A. 2007. Predicting soil phosphorus saturation using Mehlich-3 extractable nutrients. *Wayne E. Sabbe Arkansas Soil Fertility Studies*. s. 82-85.
- Vrkoslavová, Jana; Demnerová, Kateřina; Macková, Martina; Zemanová, Tereza; Macek, Tomáš; Hajšlová, Jana; Pulkrabová, Jana; Hrádková, Petra & Stiborová, Hana. 2010. Absorption and translocation of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) by plants from contaminated sewage sludge, *Chemosphere*. vol 81:3. s.381-386. ISSN 0045-6535
- Yadav, R. S; Meena S.C; Patel, S.I; Patel K.I; Sayeed Ahktar, Mohd; Yadav, B.K & Panwar, Jitendra. 2012. Bioavailability of soil P for plant nutrition. *Farming for Food and Water Security*. Springer Netherlands. vol 10. s. 177-200. ISBN: 978-94-007-4500-1
- Yang, Xiaojuan & Post, Wilfred M. 2011. Phosphorus transformations as a function of pedogenesis: A synthesis of soil phosphorus data using Hedley fractionation method. *Biogeosciences* vol. 8:10. s. 2907-2916. DOI:10.5194/bg-8-2907-2011
- Yeoman, S; Stephenson, T ; Lester, J.N; Perry, R. 1988. The removal of phosphorus during wastewater treatment: A review, *Environmental Pollution*, vol 49:3. s. 183-233. ISSN 0269-7491
- Zaleski, Kathleen. J; Josephson, Karen L; Gerba, Charles P & Pepper, Ian L. 2005. Survival, growth, and regrowth of enteric indicator and pathogenic bacteria in biosolids, compost, soil, and land applied biosolids. *Journal of residuals science and technology*. vol 2:1. s. 49-63. ISSN: 1544-8053

Zalko, Daniel; Costagliola, Remi; Dorio, Celine; Rathahao, Estelle & Cravedi, Jean-Pierre. 2003. In vivo metabolic fate of the xeno-estrogen 4-n-nonylphenol in Wistar rats. *Drug metabolism and disposition*. vol. 31:2. s.168-178.

Zhang, X., Wang, H., He, L; Lu, Kouping; S, Ajit; Li, J; Bolan, N.S.; Pei, J & Huang, H. 2013. Using biochar for remediation of soils contaminated with heavy metals and organic pollutants. *Environmental Science and Pollution Research* vol. 20.12. s. 8472-8483. DOI: 10.1007/s11356-013-1659-0

Zhao, Hongxia; Guan, Yue; Zhang, Guolong; Zhang, Zhou; Tan, Feng; Quan, Xie & Jingwen Chen. 2013 Uptake of perfluorooctane sulfonate (PFOS) by wheat (*Triticum aestivum* L.) plant, *Chemosphere*, vol 91:2. s.139-144. ISSN 0045-6535.

Zohair, Azza; Salim, Abou-Bakr; Soyibo, Adeola A & Beck, Angus J. 2006. Residues of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), polychlorinated biphenyls (PCBs) and organochlorine pesticides in organically-farmed vegetables, *Chemosphere*. vol 63:4. s.541-553,ISSN:0045-6535

Zupančič, G.D. & Roš. M. 2003. Heat and energy requirements in thermophilic anaerobic sludge digestion, *Renewable Energy*. vol 28:14. s. 2255-2267. ISSN: 0960-1481

Liiteluettelo

- Liite 1. Kriteerien arvojen laskenta: Viikinmäen jätevedenpuhdistamo 13 s.
- Liite 2. Kriteerien arvojen laskenta: Kenkäveronniemen jätevedenpuhdistamo 8 s.
- Liite 3. Kriteerien arvojen laskenta: Hermanninsaaren jätevedenpuhdistamo 7 s.

Liite 1: Kriteerien arvojen laskenta: Viikinmäen jätevedenpuhdistamo

Tässä liitteessä on esitetty tarkemmin HSY:n Viikinmäen case-kohteen kriteerien hyvyysarvojen laskenta.

Kriteeri: Kysyntä

Alikriteeri: Yleinen mielipide

HSY:n edustajan kanssa tehtyjen haastattelun perusteella yleinen mielipide lietteestä valmistettua maanparannuskompostia kohtaan pääkaupunkiseudulla on negatiivinen, ja sitä ei juuri haluta käyttää lannoitetarkoitukseen lähinnä orgaanisten haitta-aineiden aiheuttamien mahdollisten riskien takia. Lietteen polton tuhkaa ei juuri käytetä lannoitteena sen raskasmetallipitoisuuksien takia, ja näin oletettiin, että tuhkan käyttö lannoitteena todennäköisesti kohtaisi paljon vastustusta. Lietteestä valmistetun biohiilen käyttöä lannoitevalmisteena on tutkittu vielä varsin vähän. Uusi tekniikka saattaa aiheuttaa epäluuloja biohiilen käyttöä kohtaan, eivätkä kaikki halua välttämättä käyttää sitä pelloillaan. Kuitenkin hyvien tutkimustulosten valossa tässä oletettiin, että kuluttajilla on biohiilen käytöstä melko hyvä mielikuva. Pohdinnan perusteella kompostimassalle annettiin osakriteerin arvoksi 5, lietteenpolton tuhkalta 2 ja biohiilelle 8.

Yleinen mielipide	Hyvyysarvo	skaalattu arvo	
vaihtoehto 1.	5	5	0,50
vaihtoehto 2.	2	2	0,00
vaihtoehto 3.	8	8	1,00

Alikriteeri: Käytettävyys

Lietteen polton tuhkan käytettävyys arvioitiin erittäin huonoksi, johtuen muun muassa sen koostumuksesta. Kompostimassan käytettävyyttä huonontaa kompostin lopputuotteelle tyypillinen laadunvaihtelu. Pyrolyysin lopputuote, biohiili, arvioitiin tasalaatuiseksi ja helppokäyttöiseksi sen rakenteen vuoksi. Myös biohiilen varastoinnin arvioitiin olevan helpompaa kuin kompostimassojen. Tämän vuoksi biohiili sai käytettävyydestä arvon 8, kompostimassa arvon 6 ja lietteen tuhka arvon 1.

Käytettävyys	hyvyysarvo	skaalattu arvo	
vaihtoehto 1.	6	6	0,70
vaihtoehto 2.	1	1	0,00
vaihtoehto 3.	8	8	1,00

Kriteeri: Hyödykkeet

Alikriteeri: Energia

Case-esimerkissä alikriteerin ”Energia” arvossa otettiin huomioon sekä tuotetun sähkö- että lämpöenergia. Alikriteerin arvo laskettiin tuotetun sähkö- ja lämpöenergian summana.

Vaihtoehdossa 1 saadaan tuotettua lämpö ja sähköenergiaa biokaasun poltolla ja mädätysprosessin lämmön talteenotossa. Mädätyksen biokaasusta tuotetaan sähköenergiaa Viikinmäen laitoksella noin 29,6 GWh vuodessa. Lämpöä saadaan hyötykäytettyä 36,7 GWh (HSY, 2014) Energia käytetään laitoksella muun muassa mädätysprosessin ja muun laitoksen lämmitykseen.

Vaihtoehdossa 2. sähköä saadaan tuotettua mädätyksen biokaasusta vaihtoehdon 1. tapaisesti 29,6 GWh ja lämpöä hyötykäytettyä 36,7 GWh. (HSY, 2014) Mädätetty ja termisesti kuivattu liete poltetaan arinapolttolaitoksessa. Mädätyksen aikana lietteen lämpöarvo huononee, joten todellisuudessa saatu energiamäärä voi olla case-esimerkissä laskettua pienempi. Polttolaitokseen viedään termisesti kuivattua lietettä (noin 80 % k.a.) noin 19316 tonnia vuodessa (oletettiin että lietteen massa pienenee noin 70 % termisen kuivauksen seurauksena)

Lietteen poltossa tuotettu energia (vaihtoehdossa 2.)

	GJ/t (80 % ka)	GJ/a	GWh/a
sähkö	3,9		75000
lämpö	8,5		160000

Vaihtoehdossa 3. energiaa saadaan biokaasun polton yhteydessä ja pyrolyysiprosessissa. Mädätyksen energiantuotanto on sama kuin muissakin vaihtoehdoissa. Case-esimerkissä pyrolyysissa hyödynnettiin vain pyrolyysiöljy. Mädätetyn lietteen pyrolyysiöljyn saanto on yleisesti huonompi kuin käsittelemättömän lietteen. Case-esimerkissä oletettiin kuitenkin pyrolyysiöljyn saannoksi 20 % alkuperäisestä lietteen massasta. Pyrolyysiöljyn energiasisällön oletettiin olevan sama kuin sen ylemmän lämpöarvon, joka on noin 25 MJ/kg. (Jensen & Trinh, N/A) Pyrolyysiöljyn polttamisen hyötysuhteeksi arvioitiin noin 60 %. Eniten energiaa saadaan tuotettua vaihtoehdossa 3. mädätys + pyrolyysi. Luotettavaa tietoa täysikokoisen pyrolyysilaitoksen energiantuotannosta on kuitenkin heikosti saatavilla, joten tulokset eivät välttämättä ole täysin todenmukaisia.

Energian tuotanto (GWh/a)	vaihtoehto 1.	vaihtoehto 2.	vaihtoehto 3.
<i>biokaasun poltto</i> ¹	66,3	66,3	66,3
<i>lietteen poltto</i>	-	67,0	-
<i>pyrolyysiöljy</i>	-	-	53,7
yhteensä	66,3	133,3	120,0

¹lähde: HSY (2014)

Energia	määrä (GWh/a)	skaalattu arvo
vaihtoehto 1.	66,3	0,00
vaihtoehto 2.	133,3	1,00
vaihtoehto 3.	120,0	0,81

Alikriteeri: Ravinteet

Jotta lietepohjaisen tuotteen sisältämiä hyödykkeitä, kuten ravinteita ja orgaanista ainesta, voitaisiin hyödyntää maanparannuskäytössä, tuotteen pitää olla lannoitevalmistelainsäädännön mukainen. Tuotteen käyttöä voivat rajoittaa esimerkiksi suuret patogeeni- tai raskasmetallipitoisuudet. Kaikissa vaihtoehdossa saadaan tuhottua lietteen sisältämät patogeenit tehokkaasti joko biologisissa tai termisissä prosesseissa.

Raskasmetallipitoisuuksien asettamat rajoitukset

Lietteen sisältämät raskasmetallit jäävät kaikissa vaihtoehdossa lopputuotteeseen. Tämä voi vaikuttaa lopputuotteen hyötykäyttömahdollisuuksiin, jos pitoisuudet ylittävät lannoitelainsäädännössä asetetut rajat. Koska lietteen määrä kuitenkin vähentyy biologisissa ja termisissä prosesseissa, kasvavat raskasmetallien pitoisuudet lopputuotteessa. Case-esimerkissä oletettiin, että kompostointiprosessissa lietteen määrä vähenee 30 %. Lietteen tuhkapitoisuudeksi oletettiin 15 %. Biohiilen massan oletettiin olevan noin 60 % lietteen alkuperäisestä massasta.

mg/kg k.a	mädätetty ja kuivattu	kompostoitu	biohiili	tuhka	sallittu pitoisuus
arseeni	4,0	5,7	6,9	88,9	25,0
elohopea ⁽¹⁾	0,4	0,5	0,7	8,4	1,0
kadmium	0,6	0,9	1,1	13,6	1,5 ⁽²⁾
kromi	28,0	40,0	48,4	622,2	300,0 ⁽³⁾
kupari	363,0	518,6	626,9	8066,7	600,0 ⁽⁴⁾
lyijy	15,0	21,4	25,9	333,3	100,0
nikkeli	21,0	30,0	36,0	467,0	100,0
sinkki	583,0	832,9	1006,9	12955,6	1500,0 ⁽⁴⁾

1) Elohopean määräitys EPA 743-menetelmällä

2) 2,5 mg Cd/kg ka maa- ja puutarhataloudessa sekä viherrakentamisessa ja maisemoinnissa käytettävässä tuhkalannoitteissa tai niiden raaka-aineena käytettävässä tuhkassa

3) Sellaisenaan kalkitusaineena käytettävälle sivutuotteelle teräskuona (tyyppinimi 2A2/3) määritetään kromi liukoisena kuuden arvoisena kromina (Cr 6+). Raja-arvo liukoiselle kuuden arvoiselle kromille on 2,0 mg/kg kuiva-ainetta.

4) Enimmäispitoisuuden ylitys lannoitevalmisteissa voidaan sallia, kun maaperäanalyysin perusteella on todettu puutetta kuparista tai sinkistä. Metsätaloudessa enimmäispitoisuuden ylitys lannoitevalmisteena käytettävässä sivutuotteessa on sallittu ainoastaan sinkkiä suometsissä käytettäessä, silloin kun sinkin puute on kasvustosta todettu joko maaperä-, lehti- tai neulasanalyysillä Tällöin maksimimäärä sinkkiä lannoitevalmisteena käytettävässä sivutuotteessa saa olla enintään 6000 mg Zn/kg ka.

Vaihtoehdon 1. lopputuote, mädätetty ja kompostoitu liete, ei ylittänyt lannoitelainsäädännössä säädettyjä raskasmetallipitoisuuksia minkään raskasmetallin kohdalla. Näin ollen liete sopii käytettäväksi lannoitevalmisteena.

Vaihtoehdon 2. lopputuotteen, lietteen polton tuhkan, raskasmetallipitoisuudet ylittivät esimerkissä selkeästi lannoitevalmistelain mukaiset raskasmetallien maksimipitoisuudet kaikkien metallien osalta. Näin ollen Viikinmäen lietteen tuhka ei case-esimerkissä sopinut käytettäväksi lannoitevalmisteena.

Vaihtoehdossa 3. lopputuotteen eli lietteestä valmistetun biohiilen raskasmetallipitoisuudet ovat suurimmaksi osaksi lannoitevalmistelainsäädännön rajoitusten mukaiset. Kuitenkin kuparin määrä ylittää sallitut pitoisuudet lannoitevalmisteessa. Kuparin pitoisuuksien ylitys sallitaan kuitenkin, jos maaperässä on kuparivajetta. Lisäksi ylitys on suhteellisen pieni verrattuna tuhkan raskasmetallipitoisuuksiin. Tämän takia oletettiin tämän case-esimerkin puitteissa, että biohiiltä voidaan käyttää maanparannusaineena.

Fosfori

Kahiluoto et al. (2016) totesivat, että kem-P lietteet joissa Fe/P suhde on alle 1,6 ovat erinomaisia fosforilannoitteita. Viikinmäen puhdistamolietteessä Fe/P suhde on yli kaksinkertainen ($Fe/P = 3,76$). Tästä voidaan päätellä, että lietteen fosforin käyttökelpoisuus ei ole välttämättä kovinkaan hyvä.

Vaihtoehdon 1. tapauksessa fosforihäviöitä ei tapahdu mädätyksessä tai kompostoinnissa. Näin ollen kaikki lietteen fosfori voidaan käyttää hyödyksi. Vaihtoehdossa 2. fosfori ei häviä polttoprosessissa vaan se jää lietteen poltossa syntyvään tuhkaan. Tuhkalle ei kuitenkaan nykyisen lainsäädännön mukaan ole vielä lannoitevalmistelain mukaista tyyppinimeä. Lisäksi kuten aikaisemmin todettiin, ylittävät lietteen polton tuhkan raskasmetallipitoisuudet lannoitevalmistelainsäädännössä säädetty raskasmetallien maksimipitoisuudet. Tuhkan fosforia ei saada siis hyödynnettyä. Vaihtoehdossa 3. fosforihäviöitä ei tapahdu pyrolyysin seurauksena, vaan fosfori jää kiinteään biohiilijakeeseen. Näin ollen oletettiin, että kaikki lietteen fosfori saadaan hyödynnettyä.

Typpi

Vaihtoehdon 1. tapauksessa mädätyksessä ei juuri aiheudu typpihäviöitä, mutta kompostointiprosessi vaikuttaa selkeästi lietteen kokonaistypen määrään. Kompostointiprosessin oletettiin tässä esimerkissä hävittävän noin 50 % lietteen kokonaistypestä. Näin ollen vaihtoehdossa 1. saadaan typpeä talteen $50 \% * 32 \text{ g/kg} * 64 \text{ 000 t}$.

Vaihtoehdossa 2. terminen kuivaus aiheuttaa jonkin verran epäorgaanisen typen häviöitä, mutta nämä eivät vaikuta merkittävästi lietteen typpilannoitevaikutukseen. Polttoprosessissa taas menetetään kaikki lietteen sisältämä typpi. Näin ollen vaihtoehdossa 2. typpeä ei saada talteen.

Vaihtoehdossa 3. menetetään suuri osa lietteen typestä pyrolyysin seurauksena. Case esimerkissä oletettiin, että noin 70 % lietteen typestä poistuu pyrolyysissa.

Kaikissa vaihtoehtoissa saadaan periaatteessa hyödynnettyä saman verran fosforia. Kuitenkin, kuten aikaisemmin mainittiin, tuhkan raskasmetallipitoisuudet ovat liian suuria, jotta Viikinmäen lietteen tuhkaa voitaisiin sellaisenaan käyttää lannoitevalmisteenä. Jos fosfori halutaan hyödyntää, pitäisi fosfori saada erottaa tuhkasta erillisellä prosessilla.

Fosfori	määrä (t/a)	skaalattu arvo
vaihtoehto 1.	560	1,00
vaihtoehto 2.	0	0,00
vaihtoehto 3.	560	1,00

Typpi	määrä (t/a)	skaalattu arvo
vaihtoehto 1.	310	1,00
vaihtoehto 2.	0	0,00
vaihtoehto 3.	190	0,60

Alikriteeri: Orgaaninen aines

Mädätetyn lietteen orgaanisen hiilen määrä laskettiin hehkutusjäännöksen avulla. Hehkutusjäännökseen jää lietteen epäorgaaninen osa jolloin orgaanisen aineen määrä on 1- hehkutusjäännös. Hehkutusjäännöksen ollessa keskimäärin 46 %, orgaanisen aineen pitoisuudeksi lietteessä saadaan keskimäärin 54 %. Näin ollen mädätetty ja kuivattu liete sisältää keskimäärin noin 54 % * 64 000 tonnia orgaanista ainetta vuosittain.

Vaihtoehdossa 1. kompostointi aiheuttaa mittavia orgaanisen aineen häviöitä. Lietteestä orgaanisesta hiilestä noin 30 - 60 % menetetään kompostoinnin seurauksena (tässä käytetty keskiarvoa 45 %). Vaihtoehdossa 1. voidaan periaatteessa hyödyntää 54 % * 45 % * 64 000 tonnia orgaanista hiiltä vuodessa. Vaihtoehdossa 2. orgaaninen hiili menetetään kokonaan, sillä lietteen poltossa sen kaikki sisältämä orgaaninen aines palaa. Vaihtoehdossa 3. suuri osa orgaanista ainesta menetetään pyrolyysin seurauksena. Vähäisen kirjallisuustiedon takia case-esimerkissä oletettiin, että noin 30 % lietteen sisältämästä orgaanisesta aineesta jää biohiileen.

Orgaaninen aines	org. aineen häviö	määrä (t/a)	skaalattu arvo
vaihtoehto 1.	50 %	5200	1,00
vaihtoehto 2.	100 %	0	0,00
vaihtoehto 3.	70 %	3100	0,60

Kriteeri: Lopputuotteen haitalliset komponentit

Alikriteeri: Patogeenit

Kaikissa vaihtoehdoissa saadaan tuhottua lietteen sisältämät patogeenit tehokkaasti, joko biologisissa tai termisissä prosesseissa. Näin ollen vaihtoehdot eivät eroa patogeenien tuhoutumisen kannalta. ”Patogeenit” alikriteeri voitiin näin jättää arvopuussa pois tarkastelusta.

Alikriteeri: Raskasmetallit

Lietteen sisältämät raskasmetallit jäävät kaikissa vaihtoehdoissa lopputuotteeseen. Koska raskasmetallien määrä ei vaihtelee eri käsittelyvaihtoehtojen välillä, voitiin alikriteeri jättää arvopuussa tarkastelematta.

Alikriteeri: Orgaaniset haitta-aineet

Orgaanisten haitta-aineiden pitoisuuksia saatiin käsittelemättömän, mädätetyn ja kuiva-
tun ja kompostoidun lietteen tapauksessa HSY:n teettämistä haitta-aineraporteista. Kuitenkin esimerkiksi PCB:n ja PCDD/F yhdisteiden pitoisuudet arvioitiin kirjallisuustietojen mukaan, sillä näitä ei oltu raportoitu. Vaihtoehdossa 1. orgaanisia haitta-aineita hajoaa erityisesti kompostointiprosessissa, mutta myös mädätysprosessissa tapahtuu joidenkin haitta-aineiden hajoamista.

Eri haitta-aineiden pitoisuudet eri prosessien jälkeen vaihtoehdossa 1 (mädätys + kompostointi)

pitoisuus (mg/kg)	käsittelemätön	mädätys ja kuivaus	kompostointi	lähde
PAH-16 (summa)	1,69	1,86	0,98	ALS Finland Oy, 2014
DEHP	15	10	2,15	Ramboll Analytics, 2014
4-nonyylifenoli (isomeerien summa)	1,5	5,3	1,59	Ramboll Analytics, 2014
4-nonyylifenolimonetoksylaatti (isomeerien summa)	3,7	2	0,52	Ramboll Analytics, 2014
4-nonyylifenolidietoksylaatti (isomeerien summa)	0,23	0,31	0,08	Ramboll Analytics, 2014
PFOS	4,00E-03	5,00E-03	5,00E-03	Ramboll Analytics, 2014
PFOA	2,00E-03	1,00E-03	1,00E-03	Ramboll Analytics, 2014
LAS	842	686,23	78,92	Ramboll Analytics, 2014
PBDE¹	0,42	0,27	0,27	-
PCDD/F¹	1,00E-05	1,00E-05	1,00E-05	-
PCB¹	0,06	0,06	0,06	-

¹ laskettu yleisten pitoisuustietojen ja arvioidun hajoamisen perusteella

Haitta-aineiden aiheuttama yhteisriski laskettiin kertomalla kompostoidun lopputuotteen haitta-ainepitoisuudet niiden suhteellisella riskiarvolla ja summaamalla nämä arvot yhteen. NPE:iden aiheuttama riski arvioitiin samalla suhteellisella riskiarvolla kuin niiden hajoamistuotteiden NP:iden.

Kompostoidun lopputuotteen ainekohtainen riskiarvio ja kokonaisriskiarvio

Haitta-aine	riski
PAH-16 (summa)	4,89
DEHP	4,30
4-nonyylifenoli (isomeerien summa)	4,77
4-nonyylifenolimonetoksylaatti (isomeerien summa)	1,56
4-nonyylifenolidietoksylaatti (isomeerien summa)	0,24
PFOS	0,05
PFOA	0,01
LAS	0,00
PBDE	1,35
PCDD/F	8,00E-5
PCB	0,39
yhteensä	17,55

Vaihtoehdossa 2. polttoprosessin oletettiin tuhoavan lietteen kaikki orgaaniset haitta-aineet, jopa termisesti erittäin stabiilit PFOS:n ja PFOA:n. Näin ollen haitta-aineista aiheutuvan yhteisriskin vaihtoehdossa 2. oletettiin olevan 0.

Vaihtoehdossa 3. lietteen pyrolyysissa tuhoutuu suuri osa sen sisältämistä orgaanisista haitta-aineista. Ongelmallista on se, että haitta-aineiden jakaantumista eri jakeiden välillä on vaikea ennustaa. Tässä esimerkissä oletettiin, että orgaaniset haitta-aineet jäävät biohiileen.

Eri haitta-aineiden pitoisuudet eri prosessien jälkeen vaihtoehdossa 3 (mädätys + pyrolyysi)

pitoisuus (mg/kg)	mädätetty ja hajoaminen(%)	biohiili kuivattu	
PAH-16 (summa)	1,86	99,77	4,28E-3
DEHP	10,00	99,90	0,01
4-nonyylifenoli (isomeerien summa)	5,30	90,00	0,53
4-nonyylifenolimonetoksylaatti (isomeerien summa)	2,00	90,00	0,20
4-nonyylifenolidietoksylaatti (isomeerien summa)	0,31	90,00	0,03
PFOS	5,00E-3	50,00	2,50E-3
PFOA	1,00E-3	50,00	5,00E-4
LAS	686,23	99,99	0,07
PBDE	0,27	90,00	0,03
PCDD/F	1,00E-5	99,99	1,00E-09
PCB	0,06	99,90	5,50E-05

Biohiilen sisältämien orgaanisten haitta-aineiden ainekohtainen riskiarvio ja yhteisriskiarvio

Haitta-aine	riski
PAH-16 (summa)	0,02
DEHP	0,02
4-nonyylifenoli (isomeerien summa)	1,59
4-nonyylifenolimonetoksyylaatti (isomeerien summa)	0,60
4-nonyylifenolidietoksyylaatti (isomeerien summa)	0,09
PFOS	0,02
PFOA	4,5E-3
LAS	0,00
PBDE	0,14
PCDD/F	8,00E-09
PCB	3,85E-4
yhteensä	2,49

Tuloksien pohjalta todettiin, että vaihtoehto 1. aiheuttaa huomattavasti suurimman riskin orgaanisten haitta-aineiden suhteen. Vaihtoehto 3. on alikriteerin suhteen paras, mutta ero vaihtoehtoon 2. ei kuitenkaan ole kovinkaan suuri.

Orgaaniset haitta-aineet	riskiarvo	skaalattu arvo
vaihtoehto 1.	17,55	0,00
vaihtoehto 2.	0,00	1,00
vaihtoehto 3.	2,49	0,84

Kriteeri: Päästöt

Alikriteeri: Kasvihuonekaasupäästöt

Vaihtoehdossa 1. kasvihuonekaasupäästöjä muodostuu suoraan kompostointiprosessissa ja prosessin tarvitseman energian tuotannossa. Mädätysprosessi oletettiin energian suhteen omavaraiseksi, jolloin sen energiantarpeesta aiheutuvat kasvihuonekaasupäästöt huomioitiin yhdessä voimantuotannon päästöjen kanssa. Biokaasun poltosta voimantuotannossa ja lietteen kuljetuksesta Metsäpirtin kompostointikentälle syntyy kasvihuonekaasupäästöjä, jotka tulee ottaa huomioon. Viikinmäen puhdistamolta Metsäpirtin kompostointikentälle on matkaa noin 38 km. Case-esimerkissä oletettiin, että liete kuljetetaan 40 tonnin täysperävaunullisilla kuorma-autoilla ja että kuormat ovat täysiä.

Vaihtoehdossa 1. (mädätys+ kompostointi) syntyvät kasvihuonekaasupäästöt (kg/a)

	CO ₂	CH ₄	NO ₂
suorat päästöt			
mädätys	0	0	0
kompostointi	5601582	63549	3284
energian tarve			
mädätys	0	0	0
kompostointi	413049	1494	36
energian tuotanto			
biokaasun poltto	2 554 738	35 616	0
kuljetukset			
kuljetus Metsäpirttiin	87591	1	4
yhteensä	8656960	100660	3324

Vaihtoehdossa 2. kasvihuonekaasuja syntyy suoraan lietteen termisestä kuivauksesta. Vä-lillisiä päästöjä syntyy termisen kuivauksen ja polttoprosessin energiantarpeen mukaan. Voimantuotannosta, kuten biokaasun poltosta ja kuivatun lietteen poltosta arinapolttolaitoksessa syntyy myös kasvihuonekaasuja. Lisäksi kasvihuonekaasupäästöjä syntyy lietteen kuljetuksesta polttolaitokselle. Case-esimerkissä oletettiin, että lietteenpolttolaitos sijoitetaan Ämmäsuon jätteenkäsittelykeskukseen, mihin on Viikinmäen puhdistamolta noin 30 km matka.

Vaihtoehdossa 2. (mädätys+terminen kuivaus+ poltto) syntyvät kasvihuonekaasupäästöt (kg/a)

	CO ₂	CH ₄	NO ₂
suorat päästöt			
mädätys	0	0	0
terminen kuivaus	10494918	129	0
energian tarve			
mädätys	0	0	0
terminen kuivaus	1825343	6603	158
lietteen poltto	453728	1641	39
energian tuotanto			
biokaasun poltto	2 554 738	35 616	0
lietteen poltto	0	30905	794
kuljetukset			
kuljetus Ämmäsuolle	69151	1	3
yhteensä	15397878	74895	994

Kirjallisuudessa on erittäin heikosti tietoa pyrolyysiprosessista aiheutuvista kasvihuonekaasupäästöistä. Tässä työssä käytettiin kasvihuonekaasupäästöjen arviona 146 kg hiilidioksidiekvilantina lietetonnin kohden. (Wang et al., 2013) Vaihtoehdossa 3. päästöjä

aiheutuu myös biokaasunpoltosta ja kuljetuksista pyrolyysilaitokselle, jonka sijainti oletettiin case-esimerkissä Ämmässuon jätteenkäsittelylaitoksen yhteyteen, noin 30 km päähen puhdistamosta.

Vaihtoehdossa 3. (mädätys+pyrolyysi) syntyvät kasvihuonekaasupäästöt (kg/a)			
	CO₂	CH₄	NO₂
suorat päästöt			
mädätys	0	0	0
pyrolyysi*	9406795	0	0
energian tarve			
mädätys	0	0	0
pyrolyysi*	-	-	-
energian tuotanto			
biokaasun poltto	2 554 738,00	35 616,00	0
kuljetukset			
kuljetus Ämmässuolle	69151	1	3
yhteensä	12030683	35617	3

**pyrolyysin kokonaispäästöt hiilidioksidiekvivalenttina*

Osakriteerin hyvyysarvot saatiin muuttamalla kasvihuonekaasupäästöt hiilidioksidiekvivalentiksi.

Kasvihuonekaasupäästöt	GWP (t/a)	skaalattu arvo
vaihtoehto 1.	12164	1,00
vaihtoehto 2.	17566	0,00
vaihtoehto 3.	12922	0,86

Alikriteeri: Jätteet

Vaihtoehdossa 1. tuotetut jätteet muodostuvat lähinnä mädätyksen ja kompostointikentän rejektivesistä. Vaihtoehdossa 2. jätteitä muodostuu mädätyksen rejektivesien ja termisen kuivauksen kaasupesurin jätevesien muodossa. Vaihtoehdossa 3. lietteen tuhka joudutaan käsittelemään jätteenä, sillä sen raskasmetallipitoisuudet ylittävät lannoitelainsäädännössä asetetut rajat. Osakriteeriä oli vaikea yhteismitallistaa eri vaihtoehtojen välillä, sillä jätteiden tyyppi eroaa suuresti ja niillä on erilaiset ympäristövaikutukset.. Tämän takia kriteeriä ei sisällytetty case-kohteen tarkasteluun.

Kriteeri: Välittömät haitat

Vaihtoehdossa 1. välittömiä haittoja voi aiheuttaa aumakompostointiprosessi, josta voi kulkeutua hajuja lähiympäristöön. Vaihtoehdoissa 2. ja 3. on otettava huomioon paloturvallisuusriski. Arvioinnin perusteella vaihtoehto 1. sai kriteerin hyvyysarvoksi 1 ja vaihtoehdot 2. ja 3. arvon 3 haitan vakavuuden takia.

Välittömät haitat	hyvyysarvo	skaalattu arvo
vaihtoehto 1.	1	1,00
vaihtoehto 2.	3	0,00
vaihtoehto 3.	3	0,00

Kriteeri: Nettokustannukset

Case-esimerkissä oletettiin, että lietetuotteen myymisestä ei saada liikevoittoa. Näin ollen nettokustannukset laskettiin summaamalla laitoksen kustannukset ja kuljetuskustannukset. Myöskään kuljetuskustannuksia ei otettu case-esimerkissä huomioon. Eri vaihtoehtojen kustannukset laskettiin case-esimerkissä kokonaiskustannuksina, johon on sisällytetty käyttökustannus ja investointikustannuksista johtuvat vuotuiset pääomakustannukset.

Vaihtoehdossa 1. kustannuksia aiheutuu mädätys- ja kompostointiprosesseista. Kustannusarviona käytettiin mädätykselle ja aumakompostoinnille yhteensä noin 45 €/lietetonni. (Pöyry Environment, 2007)

Vaihtoehdossa 2. kustannuksia aiheutuu niin ikään mädätyksestä, termisestä kuivauksesta ja polttoprosessista. Kustannusarviona mädätykselle ja termiselle kuivaukselle käytettiin yhteishintaa 70 €/lietetonni (Pöyry Environment, 2007) Lietteen polton oletetaan maksavan noin 80 €/lietetonni. (Myllymaa et al., 2008)

Vaihtoehdossa 3. mädätyksen kustannukset ovat samat kuin muissakin vaihtoehdoissa. Lietteen pyrolyysiprosessin kustannuksia oli vaikea arvioida tekniikan uutuuden takia. Voidaan kuitenkin olettaa, että tekniikka on nykyään kallista verrattuna perinteisiin lietteenkäsittelymenetelmiin. Tässä työssä käytettiin mädätyksen ja pyrolyysin yhteiskustannusten arviona 150 €/lietetonni.

Kustannuksia laskettaessa on otettava huomioon kuhunkin prosessiin menevän lietteen massa. Koska HSY:n datasta saatiin vain mädätetyn ja kuivatun lietteen määrä, arvioitiin karkeasti käsittelemättömän lietteen määrän olevan 30 % tätä suurempi (83 702 t). Termisen kuivauksen oletettiin vähentävän lietemäärää 70 % mädätetyn lietteen massasta (19 316 t).

Kustannusarvio	€/liete t	lietemäärä (t/a)	kustannus €/a
mädätys+ kompostointi	45	83702	3766581
mädätys+ terminen kuivaus	70	83702	5859126
poltto	80	19316	1545264
mädätys+pyrolyysi	150	83702	12555270

Kustannukset	M€/a	skaalattu arvo
vaihtoehto 1.	3,77	1,00
vaihtoehto 2.	7,40	0,59
vaihtoehto 3.	12,56	0,00

Kriteeri: Prosessin varmuus

Alikriteeri: Toimintavarmuus

Mesofiilinen mädätys ja kompostointi oletettiin luotettavaksi prosessiksi, missä vikatilanteita ei juuri tapahdu. Myös terminen kuivaus luettiin esimerkissä luotettavaksi prosessiksi. Polton oletettiin case-esimerkissä olevan epäluotettavampi prosessi ja pyrolyysin kaikista epäluotettavin johtuen tekniikan uutuudesta.

Toimintavarmuus	hyvyysarvo	skaalattu arvo
vaihtoehto 1.	0	1,00
vaihtoehto 2.	1	0,50
vaihtoehto 3.	2	0,00

Alikriteeri: Saatavuus

Saatavuus on mesofiilisessä mädätyksessä ja kompostoinnin osalta erinomainen, kun taas lietteen polttoon sopivaa tekniikkaa on heikommin saatavilla Suomessa. Pyrolyysiin tarvittavat laitteistot ja varaosat ovat case-esimerkissä selkeästi heikoiten saatavilla olevaa tekniikkaa.

Saatavuus	hyvyysarvo	skaalattu arvo
vaihtoehto 1.	2	1,00
vaihtoehto 2.	1	0,50
vaihtoehto 3.	0	0,00

Liite 2: Kriteerien arvojen laskenta: Kenkäveronniemen jätevedenpuhdistamo

Seuraavassa liitteessä on esitetty Mikkelin Kenkäveronniemen case-kohteen kriteerien arvojen laskenta.

Kriteeri: Kysyntä

Alikriteeri: Yleinen mielipide

Mikkelin Vesilaitoksella tehdyn haastattelun perusteella Ekolannoite Oy:n käsittelemä liete kelpaa hyvin maanviljelijöille. Tehdyn raportin perusteella kuitenkin kompostoitu puhdistamoliete olisi haluttua Mikkelin lähialueilla. Yleisen mielipiteen lietteen polton tuhkaa kohtaan arvioitiin olevan todennäköisesti negatiivinen myös Mikkelin seudulla.

Yleinen mielipide	hyvyyssarvo	skaalattu arvo	
vaihtoehto 1.	5	0,75	
vaihtoehto 2.	6	1,00	
vaihtoehto 3.	2	0,00	

Alikriteeri: Käytettävyys

Kalkkistabiloidun lietteen ja kompostoidun lietteen käytettävyys arvioitiin suunnilleen yhtä hyväksi. Lietteen polton tuhkan käytettävyys arvioitiin erittäin heikoksi.

Käytettävyys	hyvyyssarvo	skaalattu arvo	
vaihtoehto 1.	6	1,00	
vaihtoehto 2.	6	1,00	
vaihtoehto 3.	1	0,00	

Kriteeri: Hyödykkeet

Alikriteeri: Energia

Mikkelin Vesilaitoksella tehdyn haastattelun perusteella biokaasusta tuotetun energian kysyntä on vähäistä. Tämän takia biokaasua ei hyödynnetty vaihtoehtoissa 1. tai 2. Alla on kuitenkin laskettu biokaasusta mahdollisesti saatavan energian määrä. Energia oletettiin tuotettavan mikroturbiinilla, jonka hyötysuhde on 0,7. Määtäykseen syötettävän lietemäärän oletettiin olevan noin 30 % suurempi kuin määdätetyn lietteen määrä.

Biokaasun saanto ja energiasisältö (Myllymaa et al., 2008)

	lämpöarvo MJ/m ³	saanto (m ³ /liete- tonni)	GJ/ liete- tonni t
Saanto	23	75	1,7

Biokaasusta potentiaalisesti saatava energia

	GJ/t	GJ/a	GWh/a
Ener- gia	1,7	6600	1,8

Biokaasun energialla voidaan kattaa termisen kuivauksen energiantarve vaihtoehdossa 3. Näin termisen kuivauksen kustannuksia ja energiankulutusta saatiin laskettua verrattuna tilanteeseen, missä lämmöntuotantoon tarvittaisiin ulkopuolista energiaa. Nämä seikat otettiin huomioon kriteerien ”Kasvihuonekaasupäästöt” ja ”Kustannukset” yhteydessä. Lietteen poltossa energiaa saadaan tuotettua yhteensä noin 4,5 GWh/a.

Poltossa saatu energia (80 % termisesti kuivattu liete)

	GJ/t (80 % ka)	tonnia	GJ/a	GWh/a
sähkö	3,90	1268	4900	1,4
lämpö	8,50	1268	11000	3,1

Energia	GWh/a	skaalattu arvo
vaihtoehto 1.	0,0	0,00
vaihtoehto 2.	0,0	0,00
vaihtoehto 3.	4,5	1,00

Alikriteeri: Ravinteet**Raskasmetallipitoisuuksien asettamat rajoitukset**

Raskasmetallipitoisuudet eivät aseta rajoituksia vaihtoehdoissa 1. ja 2. lopputuotteiden eli mädätetyn kuivatun ja kompostoidun lietteen tapauksessa. Kuitenkin vaihtoehdon 3. lopputuote, lietteen polton tuhka, ylittää sallitut raskasmetallipitoisuudet kaikkien metallien osalta.

Raskasmetallien pitoisuudet eri vaihtoehtojen lopputuotteissa

raskasmetalli (mg/kg)	mädätetty ja kui- vattu	kompos- toitu	tuhka	sallitut pitoisuu- det
elohopea	0,64	0,91	6,07	1,00
kadmium	1,19	1,69	11,30	1,50
kupari	177,50	253,57	1690,48	600,00
lyijy	18,13	25,89	172,62	100,00
nikkeli	28,63	40,89	272,62	100,00
sinkki	532,50	760,71	5071,43	1500,00
arseeni	-	-	-	25,00

Fosfori

Fosforihäviöitä ei tapahdu missään vaihtoehtoissa. Lietteen polton tuhkaa ei voida kuitenkaan käyttää lannoitevalmisteenä sen suurten raskasmetallipitoisuuksien vuoksi. Näin ollen oletettiin, että vaihtoehdossa 3. fosforilannoitusvaikutus menetetään kokonaan.

Typpi

Typpihäviöitä ei tapahdu mädätyksen eikä kalkkistabiloinnin yhteydessä, joten vaihtoehdossa 1. ei aiheudu typpihäviöitä. Vaihtoehdossa 2. taas kompostoinnin yhteydessä menetetään noin 50 % typestä. Vaihtoehdon 3. polttoprosessissa kaikki typpi haihtuu ja näin typpilannoitus vaikutus menetetään kokonaan.

Mädätetyn ja kuivatun lietteen sisältämät typen ja fosforin määrät vuoden 2015 lietetuotannon ja lietteen ravinnepitoisuuden mukaan laskettuna

	lietettä t/a	ravinteen määrä %/ ka	ravinteita t/a
typpi	4227	4,00	50,7
fosfori	4227	3,05	38,7

fosfori	määrä (t/a)	skaalattu arvo
vaihtoehto 1.	38,7	1,00
vaihtoehto 2.	38,7	1,00
vaihtoehto 3.	0	0,00

typpi	määrä (t/a)	skaalattu arvo
vaihtoehto 1.	50,7	1,00
vaihtoehto 2.	27,9	0,55
vaihtoehto 3.	0	0,00

Alikriteeri: Orgaaninen aines

Mädätetyn lietteen orgaanisen hiilen määrä määritettiin hehikutushäviön perusteella. Orgaanisen hiilen määrä mädätetyssä lietteessä on noin 56 %. Vaihtoehdossa 2. menetetään noin 45 % orgaanisesta aineesta, kun taas vaihtoehdossa 3. kaikki orgaaninen aines palaa polttoprosessissa.

Orgaaninen aines	t/a	skaalatut arvot
vaihtoehto 1.	710	1,00
vaihtoehto 2.	391	0,55
vaihtoehto 3.	0	0,00

Kriteeri: Lopputuotteen haitalliset komponentit

Alikriteeri: Patogeenit

Kaikissa vaihtoehdoissa saadaan tuhottua lietteen sisältämät patogeenit tehokkaasti, joko biologisissa tai termisissä prosesseissa. Näin ollen vaihtoehdot eivät eroa patogeenien tuhoutumisen kannalta. ”Patogeenit”-alukriteeri voitiin näin jättää arvopuussa pois tarkastelusta.

Alikriteeri: Raskasmetallit

Lietteen sisältämät raskasmetallit jäävät kaikissa vaihtoehdoissa lopputuotteeseen. Koska raskasmetallien määrä ei vaihtelee eri käsittelyvaihtoehtojen välillä, voitiin alukriteeri jättää arvopuussa tarkastelematta.

Alikriteeri: Orgaaniset haitta-aineet

Vaihtoehdossa 1. orgaanisia haitta-aineita hajoo lähinnä mesofiilisessä mädätysprosessissa eikä kalkkistabiloinnin oletettu juurikaan vaikuttavan orgaanisten haitta-aineiden määrään. Vaihtoehdossa 2. haitta-aineita poistuu mädätyksen aikana ja suuremmalti osin kompostointiprosessissa. Vaihtoehdon 3. polttoprosessin oletettiin tuhoavan kaikki lietteessä olevat orgaaniset haitta-aineet.

Orgaanisten haitta-aineiden pitoisuudet eri prosessien jälkeen

Haitta-aine	käsittelymätön	mädätetty + kuivattu	kalkkistabiloitu	mädätetty + kompostoitu	polttu
PAH	2,35	1,32	1,32	0,28	0,00
PCDD/F	1,00 E-5	1,00 E-5	1,00 E-5	1,00 E-5	1,00 E-5
PCB	0,06	0,03	0,03	0,03	0,00
LAS	842,00	686,23	686,23	78,92	0,00
DEHP	14,50	10,19	10,19	2,19	0,00
NP	3,50	3,50	3,50	1,05	0,00
PBDE (BDE-209)	0,42	0,27	0,27	0,27	0,00
PFOS	1,35E-3	1,35E-3	1,35E-3	1,35E-3	0,00

Arvioitujen pitoisuuksien perusteella kullekin vaihtoehdolle laskettiin riskiarvio. Tämän perusteella todettiin, että nykyinen vaihtoehto on selvästi heikoin tuhoamaan orgaanisia haitta-aineita, kun taas polttoprosessi tuhoaa lietteen kaikki orgaaniset haitta-aineet.

Orgaaniset haitta-aineet	riskiarvio	skaalatut arvot
vaihtoehto 1.	39,02	0,00
vaihtoehto 2.	10,48	0,73
vaihtoehto 3.	0,00	1,00

Kriteeri: Päästöt

Alikriteeri: Kasvihuonekaasupäästöt

Mädätysprosessin päästöt koostuvat energiantarpeen ja biokaasun polton kasvihuonekaasupäästöistä, koska biokaasu kuitenkin poltetaan vaikka sen sisältämää energiaa ei hyödynnettäisi. Mesofiilisen mädätyksen lämmityksen energiantarve on noin puolet termofiilisen prosessin energiantarpeesta (Zupančič & Roš, 2003). Case-esimerkissä mesofiilisen mädätyksen energiantarve arvioitiin jakamalla termofiilisen mädätysprosessin energiankulutus kahdella.

Ekolannoite Oy:n prosessin kasvihuonekaasupäästöt oletettiin samanlaisiksi kuin kalkkistabiloinnin. Kalkkistabiloinnin päästöt koostuvat lähinnä kalkin tuottamiseen liittyvistä kasvihuonekaasupäästöistä. Kasvihuonekaasupäästöiksi oletettiin 3,6 kg CO₂ eq/kg kalkkia ja kalkin annostukseksi 150 kg kuiva-ainetonna kohden. (SYLVIS Environmental, 2009)

<i>Biokaasun polton kasvihuonekaasupäästöt (kg/GJ)</i>			
päästöt kg/ GJ	CO ₂	CH ₄	NO ₂
biokaasu	58,000	0,006	0,000

<i>Kalkin tuotannosta johtuvat kasvihuonekaasu päästöt CO₂ ekvivalenttina</i>			
	annostus (kg/t ka)	kg CO ₂ eq / kg kalkkia	lietemäärä (t) (ka. 30 %)
kalkki	150,00	3,60	4227,00

Vaihtoehdossa 1. liete kuljetetaan Kenkäveronniemeltä Ekolannoite Oy:hyn, jonne on matkaa noin 32 km. Oletuksena käytettiin samoja kuljetuksen kasvihuonekaasupäästöjä kuin HSY:n casekohteen tapauksessa.

<i>Kasvihuonekaasupäästöt vaihtoehdossa 1. (kg/a)</i>			
	CO ₂	CH ₄	NO ₂
suorat päästöt			
mädätys	0	0	0
kalkin tuotanto			
kalkkistabilointi*	684774	0	0
energian tarve			
mädätys	66542	241	6
kalkkistabilointi	0	0	0
biokaasun poltto	384 849,00	40	0
kuljetukset			
kuljetus Ekolannoite Oy	4842	0	0
yhteensä	1141007	281	6

Vaihtoehdossa 2. mädätyksen ja biokaasun polton kasvihuonekaasuvaikutus on sama kuin vaihtoehdossa 1. Lisäksi päästöjä syntyy kompostointiprosessista suoraan ja kompostin energiantarpeesta. Matka Metsä-Sairilan kompostointikentälle on noin 2,2 km, joten kuljetuksista syntyy huomattavasti vaihtoehtoa 1. vähemmän kasvihuonekaasuja.

<i>Kasvihuonekaasupäästöt vaihtoehdossa 2. (kg/a)</i>			
	CO ₂	CH ₄	NO ₂
suorat päästöt			
kompostointi	367749	4172	216
mädätys	0	0	0
energian tarve			
mädätys	66542	241	6
kompostointi	27117	98	2
biokaasun poltto	384 849,00	40	0
kuljetukset			
kuljetus kompostointikentälle	333	0	0
yhteensä	846590	4551	224

Vaihtoehdossa 3. kasvihuonekaasuja syntyy niin ikään mädätyksen energiantarpeesta ja biokaasun poltosta. Termisen kuivauksen tarvitsema lämpö oletettiin tuotettavan biokaasulla, jolloin termisestä kuivauksesta aiheutuu vain itse prosessin suorat kasvihuonekaasut. Polttolaitoksen energiantarpeesta ja lietteen poltosta aiheutuu myös kasvihuonekaasuja. Kuljetusten osalta oletettiin, että polttolaitos sijaitsee 100 km päässä Kenkäveron puhdistamolta.

<i>Kasvihuonekaasupäästöt vaihtoehdossa 3. (kg/a)</i>			
	CO ₂	CH ₄	NO ₂
suorat päästöt			
mädätys	0	0	0
terminen kuivaus	689001	8	0
energian tarve			
mädätys	66542	241	6
terminen kuivaus	0	0	0
poltto	29788	8728	61
energian tuotanto			
lietteen poltto	0	2029	52
biokaasun poltto	384 849,00	40	0
kuljetukset			
kuljetus polttolaitokseen	4540	0	0
yhteensä	1174720	11046	119

Kriteerin hyvyysarvo kullekin vaihtoehdolle saatiin muuttamalla kasvihuonekaasupäästöt hiilidioksidiekvivalentiksi.

Kasvihuonekaasupäästöt	GWP (t/a)	skaalatut arvot
vaihtoehto 1.	1150	0,79
vaihtoehto 2.	1027	1
vaihtoehto 3.	1617	0

Alikriteeri: Jätteet

Kuten aikaisemmassa HSY:n casekohteessa, ei tässäkään casessa otettu huomioon alikriteeriä jätteet.

Kriteeri: Kustannukset

Termisen kuivauksen kustannuksien arvioitiin olevan pienempiä kuin Viikinmäen case-esimerkin tapauksessa, johtuen oletuksesta, että termisen kuivauksen lämmöntarve tuotetaan biokaasulla. Yleisesti kuitenkin liettonnikohtaiset kustannukset nousevat pienemmillä puhdistamoilla suuremmiksi, kuin HSY:n Viikinmäen kokoluokkaa olevalla laitoksella. Case-esimerkissä oletettiin käsittelymenetelmien kustannuksiksi alla olevassa taulukossa esitetyt hinnat.

Case-esimerkissä käytetyt kustannusarviot eri menetelmille

Kustannukset	€/liettonni	lietemäärä	€/a
mesofiilinen mädätys	40	5495	219804
kalkkistabilointi	40	4227	169080
mesofiilinen mädätys + aumakompostointi	100	5495	549510
terminen kuivaus	100	5495	549510
lietteen poltto (yhteispolttolaitos)	80	1648,53	131882

Kustannukset	€/a	skaalatut arvot
vaihtoehto 1.	388884	1,00
vaihtoehto 2.	549510	0,45
vaihtoehto 3.	681392	0,00

Kriteeri: Välittömät haitat

Vaihtoehdossa 1. mädätyksestä tuskin aiheutuu hajuhaittoja lähiympäristöön. Vaihtoehdossa 2. välittömiä haittoja voi aiheuttaa aumakompostointiprosessi, josta voi kulkeutua hajuja lähiympäristöön. Vaihtoehdon 3. tapauksessa otettiin huomioon paloturvallisuusriski.

välittömät haitat	hyvyysarvo	skaalattu arvo
vaihtoehto 1.	0	1,00
vaihtoehto 2.	2	0,33
vaihtoehto 3.	3	0,00

Kriteeri: Prosessin varmuus

Alikriteeri: Toimintavarmuus

Mesofiilinen mädätys, Ekolannoite Oy:n kalkki- ja happoprosessi, kompostointi ja termi-nen kuivaus arvioitiin luotettaviksi prosesseiksi. Polton oletettiin case-esimerkissä olevan muita epäluotettavampi prosessi.

toimintavarmuus	hyvyysarvo	skaalattu arvo
vaihtoehto 1.	2	1,00
vaihtoehto 2.	2	1,00
vaihtoehto 3.	1	0,00

Alikriteeri: Saatavuus

Muiden prosessien saatavuus oletettiin hyväksi, mutta lietteen polttoon sopivaa tekniikkaa on heikommin saatavilla Suomessa.

saatavuus	hyvyysarvo	skaalattu arvo
vaihtoehto 1.	2	1,00
vaihtoehto 2.	2	1,00
vaihtoehto 3.	1	0,00

Liite 3: Kriteerien arvojen laskenta: Hermanninsaaren jätevedenpuhdistamo

Liitteessä 3. esitetään Hermanninsaaren jätevedenpuhdistamon casekohteen kriteerien arvojen laskenta.

Kriteeri: Kysyntä

Alikriteeri: Yleinen mielipide

Yleinen mielipide termofiilisesti mädätetyn ja kompostoidun puhdistamolietteen maatalouskäytön välillä tuskin vaihtelee paljoa. Case-esimerkissä annettiin kuitenkin kompostimassalle parempi arvo johtuen tutkimustulosten paremmuudesta esimerkiksi orgaanisten haitta-aineiden hajoamisen suhteen. Mielipide biohiilen käyttöä kohtaan oletettiin taas huomattavasti suotuisammaksi.

Yleinen mielipide	hyvyyssarvo	skaalattu arvo
vaihtoehto 1.	4	0,00
vaihtoehto 2.	5	0,25
vaihtoehto 3.	8	1,00

Alikriteeri: Käytettävyys

Käytettävyys arvioitiin olevan heikointa termofiilisesti mädätetyllä lietteellä, joka voi olla paakkuista, ja jonka levittäminen pellolle on hankalaa. Kompostimassa on helpommin käsiteltävissä olevaa ja levitettävää, kun taas biohiilen rakenne ja helppo varastoitavuus teki siitä parhaan tämän osakriteerin suhteen.

Käytettävyys	hyvyyssarvo	skaalattu arvo
vaihtoehto 1.	4	0,00
vaihtoehto 2.	6	0,50
vaihtoehto 3.	8	1,00

Kriteeri: Hyödykkeet

Alikriteeri: Energia

Vaihtoehdossa 1. Biovakka Oy tuottaa mädätyksen biokaasusta energiaa. Energian talteenoton hyötysuhteeksi arvioitiin noin 70 %.

<i>Vaihtoehdossa 1. biokaasun polttamisesta saatava energia</i>					
	lämpöarvo MJ/m ³	saanto (m ³ /liete- tonni)	GJ/ lietetonni	GJ/a	GWh/a
Bio- kaasu	23,00	75,00	1,76	7620	2,12

Vaihtoehdossa 2. lietettä ei hyödynnetä energiantuotantoon. Vaihtoehdossa 3. taas energiaa saadaan pyrolyysiöljyn polttamisesta. Kuten Viikinmäen casekohteen tapauksessa, öljyn saannoksi arvioitiin 20 % alkuperäisestä lietteen massasta. Pyrolyysiöljyn energiasisällön oletettiin olevan sama kuin sen ylemmän lämpöarvon, joka on noin 25 MJ/kg. (Jensen & Trinh, N/A) Pyrolyysiöljyn polttamisen hyötysuhteeksi arvioitiin noin 60 %.

<i>Pyrolyysiöljystä saatava energia</i>				
GJ/a	GWh/a	hyötysuhde	tuotettu GWh/a	
31545	8,76	60,00 %	5,26	

Energia	GWh/ a	skaalattu arvo
vaihtoehto 1.	2,12	0,40
vaihtoehto 2.	0,00	0,00
vaihtoehto 3.	5,26	1,00

Alikriteeri: Ravinteet

Raskasmetallipitoisuuksien asettamat rajoitukset

Raskasmetallipitoisuudet saattavat aiheuttaa rajoituksia eri vaihtoehtojen lopputuotteiden maanparannuskäytölle. Vaihtoehtojen 1. ja 2. lopputuotteet, mädätetty puhdistamoliete ja kompostoitu liete, alittavat lannoitevalmistelain mukaiset rajoitukset raskasmetallipitoisuuksille. Vaihtoehdon 3. lopputuote, biohiili, ylittää rajoitukset kuparin osalta. Case-esimerkissä oletettiin kuitenkin, että biohiiltä voidaan käyttää kaikesta huolimatta lannoitevalmisteenä.

Eri prosessien jälkeiset lietteen raskasmetallipitoisuudet ja lainsäädännössä sallitut maksimipitoisuudet lannoitevalmisteelle

metalli		kuivattu	mädätetty	kompostoitu	biohiili	sallitut pitoisuudet
arseeni	mg/kg ka	4,50	6,43	6,43	15,00	25,00
kadmium	mg/kg ka	0,64	0,91	0,91	2,13	1,50
kromi	mg/kg ka	27,00	38,57	38,57	90,00	300,00
kupari	mg/kg ka	384,00	548,57	548,57	1280,00	600,00
nikkeli	mg/kg ka	21,00	30,00	30,00	70,00	100,00
lyijy	mg/kg ka	13,00	18,57	18,57	43,33	100,00
sinkki	mg/kg ka	384,00	548,57	548,57	1280,00	1500,00
elohopea	mg/kg ka	0,50	0,71	0,71	1,67	1,00

Typpi

Vaihtoehdossa 1. ei tapahdu typpihäviöitä, kun taas vaihtoehdon 2. reaktorikompostoinnissa noin 50 % tuestä menetetään. Pyrolyysin taas oletettiin haihduttavan noin 70 % lietteen kokonaistypestä.

Fosfori

Missään prosessissa ei tapahdu fosforin häviöitä, joten kaikki lietteen fosforilannoitusvaikutus saadaan hyödynnettyä kaikissa vaihtoehdoissa. Näin ollen vaihtoehdot eivät eroa fosforin hyödyntämisen osalta.

Fosfori	määrä (t/a)	skaalattu arvo
vaihtoehto 1.	22,7	0,00
vaihtoehto 2.	22,7	0,00
vaihtoehto 3.	22,7	0,00

Typpi	määrä (t/a)	skaalattu arvo
vaihtoehto 1.	55,5	1,00
vaihtoehto 2.	27,8	0,29
vaihtoehto 3.	16,7	0,00

Alikriteeri: Orgaaninen aines

Mädätetyn lietteen orgaanisen hiilen määrä laskettiin hehkutusjäännöksen avulla. Hehkutusjäännökseen jää lietteen epäorgaaninen osa jolloin orgaanisen aineen määrää voidaan arvioida 1- hehkutusjäännös. Hehkutushäviöitä pidettiin arviona orgaaniseen aineen määrästä eli noin 56 %.

<i>Orgaanisen aineen häviöt eri prosesseissa</i>	
Prosessi	häviö
Mädätys	20 %
Kompostointi	45 %
Pyrolyysi	70 %

Orgaaninen aines	t/a	skaalattu arvo
vaihtoehto 1.	585	1,00
vaihtoehto 2.	403	0,50
vaihtoehto 3.	219	0,00

Kriteeri: Lopputuotteen haitalliset komponentit

Alikriteeri: Patogeenit

Kaikissa vaihtoehtoissa saadaan tuhottua lietteen sisältämät patogeenit tehokkaasti, joko biologisissa tai termisissä prosesseissa. Näin ollen vaihtoehdot eivät eroa patogeenien tuhoutumisen kannalta. ”Patogeenit” alikriteeri voitiin näin jättää arvopuussa pois tarkastelusta.

Alikriteeri: Raskasmetallit

Lietteen sisältämät raskasmetallit jäävät kaikissa vaihtoehtoissa lopputuotteeseen. Koska raskasmetallien määrä ei vaihtelee eri käsittelyvaihtoehtojen välillä, voitiin alikriteeri jättää arvopuussa tarkastelematta.

Alikriteeri: Orgaaniset haitta-aineet

Orgaanisia haitta-aineita hajoo eri vaihtoehtojen prosesseissa. Koska jätevedenpuhdistamolta ei saatu dataa lietteen orgaanisista haitta-ainepitoisuuksista, käytettiin case-esimerkissä kirjallisuudesta poimittuja pitoisuustietoja. Todellisuudessa Porvoon kaltaisessa pienehkössä kaupungissa haitta-ainepitoisuudet voivat olla alempia.

Orgaanisten haitta-aineiden pitoisuudet eri prosessien jälkeen

Haitta-aine	käsittelemätön	termofiilinen mädätys	kompostointi	biohiili
PAH	2,35	0,99	0,4935	5,40E-3
DEHP	14,50	8,77	3,1175	1,45
LAS	842,00	686,23	96,83	84,20
NP	3,50	3,50	1,05	0,35
PCB	0,06	0,02	0,06	5,50E-5
BDE-209	0,42	0,27	0,42	0,00
PFOS	1,35E-3	1,35E-3	1,35E-3	6,75E-4
PCDD/F	1,00E-5	1,00E-5	1,00E-5	1,00E-09

Orgaaniset haitta-aineet	riskiarvio	skaalattu arvo
vaihtoehto 1.	30,98	0,00
vaihtoehto 2.	13,28	0,65
vaihtoehto 3.	3,63	1,00

Kriteeri: Päästöt**Alikriteeri: Kasvihuonekaasupäästöt**

Vaihtoehdon 1. kasvihuonekaasupäästöt koostuvat termofiilisen mädätyksen energiantarpeesta ja biokaasun polton päästöistä ja kuljetuksesta Biovakka Oy:n laitokselle. Matka Hermanninsaaren puhdistamolta Biovakka Oy:hyn on noin 200 km.

<i>Kasvihuonekaasupäästöt vaihtoehdossa 1. (kg/a)</i>			
	CO ₂	CH ₄	NO ₂
suorat päästöt			
termofiilinen mädätys	0	0	0
energian tarve			
termofiilinen mädätys	152798	553	13
energian tuotanto			
biokaasun poltto	1115	0	0
Kuljetukset			
kuljetus Biovakkaan	45172	1	2
Yhteensä	199086	553	15

Vaihtoehdossa 2. kasvihuonekaasupäästöt koostuvat kompostoinnin suorista päästöistä, prosessin energiantarpeesta ja lietteen kuljetuksista. Case-esimerkissä oletettiin, että matkaa kompostointilaitokselle on noin 50 km.

Kasvihuonekaasupäästöt vaihtoehdossa 2. (kg/a)			
	CO₂	CH₄	NO₂
suorat päästöt			
kompostointi	548883	6227	322
energian tarve			
kompostointi	40473	146	4
kuljetukset			
kuljetus kompostointiin	11293	0	1
yhteensä	600650	6374	326

Vaihtoehdossa 3. käytettiin kasvihuonekaasupäästöjen arviona 146 kg CO₂ eg/ liettonni. Päästöjä tulee myös lietteen kuljetuksesta pyrolyysilaitokselle. Oletettiin, että pyrolyysilaitos sijaitsee Ämmässuon jätteenkäsittelykeskuksen yhteydessä Espoossa noin 75 km päässä Hermannisaaren puhdistamolta.

Kasvihuonekaasupäästöt vaihtoehdossa 3. (kg/a)			
	CO₂	CH₄	NO₂
suorat päästöt			
pyrolyysi*	921114	0	0
kuljetukset			
kuljetus laitokselle	16940	0	1
yhteensä	938054	0	1

Kasvihuonekaasupäästöt	GWP t/a	skaalattu arvo
vaihtoehto 1.	217458	1,00
vaihtoehto 2.	857065	0,12
vaihtoehto 3.	938285	0,00

Alikriteeri: Jätteet

Kuten muissa case-esimerkeissä, myös Hermannisaaren case-esimerkissä jätettiin alikriteeri ”Jätteet” pois tarkastelusta.

Kriteeri: Kustannukset

Porvoon Vesi Oy:lta saatujen tietojen mukaan lietteenkäsittely Biovakka Oy:ssa maksaa noin 54 eur/tonni kuivattua lietettä. Reaktorikompostoinnin hinnaksi arvioitiin noin 80 € liettonnia kohden. Pyrolyysin kustannusarviona käytettiin 150 €/liettonni. Kuljetuskustannuksia ei otettu huomioon.

Kustannukset	liettonnia	€/ liettonni	skaalattu arvo
vaihtoehto 1	6309	54	1,00
vaihtoehto 2.	6309	80	0,73
vaihtoehto 3.	6309	150	0,00

Kriteeri: Välittömät haitat

Vaihtoehdossa 1. ei juuri aiheudu välittömiä haittoja. Vaihtoehdossa 2. voi kompostointiprosessista aiheutua mahdollisia hajuhaittoja lähialueille, kun taas vaihtoehdossa 3. pyrolyysiprosessiin liittyy merkittävä paloturvallisuusriski.

välittömät haitat	hyvyysarvo	skaalattu arvo	
vaihtoehto 1.		0	1,00
vaihtoehto 2.		1	0,67
vaihtoehto 3.		3	0,00

Kriteeri: Prosessin varmuus

Alikriteeri: Toimintavarmuus

Termofiilinen mädätys on herkempi toimintahäiriöille kuin mesofiilinen prosessi ja ongelmia voi ilmentua, jos prosessin olosuhteita ei saada pidettyä tasaisina. Kompostointi on varmatoiminen prosessi, jossa esiintyy vain harvoin todellisia vikatilanteita. Pyrolyysi oletettiin kaikista epävarmimmaksi ja vikaherkimmäksi prosessiksi, koska se on uusi ja vain vähän käytetty tekniikka lietteenkäsittelyssä.

toimintavarmuus	hyvyysarvo	skaalattu arvo	
vaihtoehto 1.		2	0,50
vaihtoehto 2.		3	1,00
vaihtoehto 3.		1	0,00

Alikriteeri: Saatavuus

Kompostointireaktorien ja termofiilisen mädätyslaitteiston saatavuus on hyvää niiden käytön laajuuden vuoksi. Lietteen pyrolyysiin sopivien laitteistojen ja niiden varaosien saatavuus on Suomessa nykyään vielä suhteellisen heikkoa.

saatavuus	hyvyysarvo	skaalattu arvo	
vaihtoehto 1.		2	1,00
vaihtoehto 2.		2	1,00
vaihtoehto 3.		0	0,00