

**ORGAANISTEN LANNOITEVALMISTEIDEN HYGIENIA JA
VARASTOINNIN VAIKUTUKSET MAAPERÄN TYPPIPITOISUUKSIIN**

Johanna Ojajärvi
Orgaanisten lannoitevalmisteiden hygienia ja varastoinnin vaikutukset maaperän typpipitoisuuksiin
Pro Gradu -tutkielma
Ympäristötiede
Itä-Suomen yliopisto, Ympäristötieteen laitos
Lokakuu 2015

Ympäristötieteen pääaine

Johanna Ojajärvi: Orgaanisten lannoitevalmisteiden hygienia ja varastoinnin vaikutukset maaperän typpipitoisuuksiin

Pro Gradu -tutkielma 77 sivua, 15 liitettä (22 sivua)

Tutkielman ohjaajat: Anna-Maria Veijalainen ja Tiina Tontti

Lokakuu 2015

avainsanat: puhdistamoliete, maanparannusaine, orgaaninen lannoitevalmiste, ammoniumtyppi, nitraattityppi, ravinnevalumat, indikaattorimikrobit

TIIVISTELMÄ

Yhdyskuntien jätevedenpuhdistamoilla syntyy puhdistamolietettä, jota voidaan stabilointi- ja hygienisointikäsitteilyjen jälkeen käyttää maataloudessa orgaanisena lannoitevalmisteena. Koska lietettä syntyy vuoden ympäri, täytyy lannoitevalmisteita varastoida, mikä tarkoittaa tuottajalle suurta investointia tiloihin. Varastoiminen lannoitevalmistetta pelloilleen levittävän viljelijän tilan pelloilla olisi kustannuksiltaan kohtuullista, mutta peltovarastointi voi aiheuttaa ravinteiden valumista lannoitepatterista ja siten vesistöjen rehevöitymistä. Puhdistamoliete sisältää myös ihmiselle ja eläimille patogeenisia mikrobeja, jolloin pitkäaikainen varastointi voi vaikuttaa orgaanisten lannoitevalmisteiden mikrobiologiseen laatuun.

Tämä pro gradu on osa Luonnonvarakeskuksen (ent. Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus) ja Itä-Suomen yliopiston vuonna 2011 alkanutta yhteistyöhanketta ”Orgaaniset lannoitevalmisteet lähialueiden tilojen käyttöön”. Hankkeessa tutkittiin puhdistamolietepohjaisten orgaanisten lannoitevalmisteiden kuten kemiallisesti hapetetun puhdistamolietteen, maanparannuskompostin, maanparannusrakeen ja mädätysjäännöksen varastointia ja käyttöä tiloilla. Tutkimuksessa seurattiin orgaanisten lannoitevalmisteiden mikrobiologista laatua ja peltovarastoinnin vaikutusta maaperän typpipitoisuuksiin.

Varastoinnin vaikutusta peltomaan ammonium- ja nitraattityppipitoisuuksiin tutkittiin analysoimalla maaperänäytteitä peltovarastoinnin jälkeen lannoitepatterin alapuolen maaperästä ja veden potentiaaliselta valumasuunnalta 0–60 cm syvyydeltä. Lisäksi tutkittiin lannoitepatterin peittämisen ja pohjamateriaalin vaikutusta maaperän typpipitoisuuksiin.

Varastoinnin vaikutusta lannoitevalmisteiden mikrobiologiseen laatuun tutkittiin ottamalla lannoitevalmisteista hygienianäytteet peltovarastoinnin päätyttyä. Näytteistä analysoitiin standardoiduilla menetelmillä *Escherichia colin*, enterokokkien, sulfiittia pelkistävien klostridien ja *Salmonellan* pitoisuudet. Jos tuotteissa esiintyi korkeita mikrobipitoisuuksia, tuotteiden levityksen jälkeen peltomaasta otettiin hygienianäytteet.

Lannoitevalmisteiden varastoiminen peltomaalla nosti lähinnä ammoniumtypen pitoisuuksia lannoitepatterin alla olevassa maaperässä. Korkeimmat typpipitoisuudet mitattiin 0–20 cm maakerroksessa ja pitoisuudet laskivat alemmissa maakerroksissa. Pohjamateriaaleista olki ja turve saattavat ehkäistä typpivalumia, mutta peittämisen ei todettu vaikuttavan typpipitoisuuksiin. Lannoitevalmisteiden mikrobiologinen laatu täytti MMMa 24/11 vaatimukset varastoinnin jälkeen.

Tämän tutkimuksen tulosten mukaan orgaanisten lannoitevalmisteiden varastoiminen peltopatterissa ei vaikuta tuotteiden hygieeniseen laatuun eikä aiheuta typen valumista kauas patterointipaikasta. Peltovarastoiminen ei siten kasvata vesistöjen ravinnekuormitusta ainakaan typen osalta.

UNIVERSITY OF EASTERN FINLAND, Faculty of Science and Forestry

Environmental Science, major

Johanna Ojajarvi: Hygienic quality of stored organic fertilizer products and the impact of storing on soil nitrogen concentrations

MSc thesis 79 pages, 15 appendixes (22 pages)

Supervisors: Anna-Maria Veijalainen ja Tiina Tontti

October, 2015

keywords: Biosolids, soil, organic fertilizer products, nutrient run-off, indicator bacteria

ABSTRACT

High amount of sewage sludge is produced in wastewater treatment plants. Processed sludge i.e. biosolids can be used on agricultural land as fertilizer or soil conditioner. Because biosolids have to be stored, expensive investments for storage place are needed. Storing of the organic fertilizer products on nearby farmlands is low-priced but can cause nutrient run-off and eutrophication on the adjacent water systems. Furthermore, sewage sludge contains pathogens so long term storing can impact the hygienic quality of the biosolids.

This MSc thesis is a part of the project "*Organic fertilizer products for plant production in neighboring farms* i.e. *LeviLogi* –project conducted by Natural Resources Institute Finland (past name MTT Agrifood Research Finland) and University of Eastern Finland. The research is focused on the storage and application practices of organic fertilizer products, such as chemically treated soil improvement, digestion residue, dry granules and soil improvement compost. Project focuses on application of these products and their proper storing methods. The aim of this MSc study was to evaluate the hygienic quality of organic fertilizer products and to find out the impacts of their storing on soil.

The impacts of storing on the soil ammonium nitrogen and nitrate nitrogen concentration were studied by taking samples from the soil after the storing period. Samples were taken from 0-60 cm depth under the pile of fertilizer products and from the water run-off course. Additionally, the impacts of covering and underlining material of the fertilizer products on the soil nitrogen concentration were studied. Samples were analyzed in Ahma and Seilab Ltd. laboratories with photometry or water chemistry method.

The hygienic quality of the stored fertilizer products was studied by collecting samples of the products after the storing period. *Escherichia coli*, enterococci, sulphite reducing anaerobic clostridia and *Salmonella* were analyzed using standard methods in University of Eastern Finland, Department of Environmental Science.

Storing of the fertilizer products increased the concentration of NH₄-N in soil, mainly below the pile. Highest nitrogen concentration were found in 0-20 cm layer of the soil. Straw and peat layer below the pile could prevent nitrogen run-off from the pile. However, soil N-concentration is not influenced by the covering of the pile. Hygienic quality of the fertilizer products met the quality guidelines of Finnish regulation (MMM 24/11).

To conclude, long term storing of organic fertilizer products on tilled land does not impact the hygienic quality of the products. Furthermore, nitrogen does not leach far away from storage piles. Thus, considering nitrogen load, storing of the biosolids on tilled land does not have harmful impacts on the nearby water systems.

ESIPUHE

Tämän pro gradu -tutkielman tarkoituksena on tutkia orgaanisten lannoitevalmisteiden mikrobiologista laatua peltovarastoinnin jälkeen ja selvittää peltovarastoinnista aiheutuvaa typpikuormitusta maaperään. Tutkielman aineisto on saatu Luonnonvarakeskuksen (ent. Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus) ja Itä-Suomen yliopiston 2011 – 2014 yhteistyöhankkeesta ”Orgaaniset lannoitevalmisteet lähialueiden tilojen käyttöön” eli LeviLogi-hankkeesta.

Hankkeen orgaanisten lannoitevalmisteiden mikrobiologisia analyysyjä tein vuoden 2014 kevään ja kesän aikana Itä-Suomen yliopiston Ympäristötieteen laitoksen mikrobiologian laboratoriossa. Lisäksi analysoin hankkeen tuloksia kesä-elokuussa ja loka-joulukuussa 2014. Tutkielman kirjallinen osuuden tein vuoden 2015 aikana.

Haluan kiittää LeviLogi-hankkeen vetäjää vanhempaa tutkijaa Tiina Tonttia mielenkiintoisista reissuista tilakohteille, haastavista työtehtävistä hankkeen parissa sekä tutkielmaan saamastani avusta. Erityinen kiitos kuuluu yliopisto-opettaja (FT) Anna-Maria Veijalaiselle hänen antamastaan tuesta, kärsivällisyydestä ja tutkielman erinomaisesta ohjaamisesta. Kiitos myös Helvi Heinonen-Tanskille tutkielman toisena tarkastajana toimimisesta. Opiskelukavereita haluan kiittää kaikista mukavista hetkistä, kun ahersimme Karsinassa, itseopiskelutilassa. Kiitokset ystäville epätoivon hetkien jakamisesta ja kannustamisesta.

Lokakuussa 2015

Johanna Ojajärvi

SISÄLLYSLUETTELO

1. JOHDANTO	8
2. KIRJALLISUUSKATSAUS	10
2.1. PUHDISTAMOLIETEPOHJAISET ORGAANISET LANNOITEVALMISTEET ...	10
2.1.1. Lainsäädäntö.....	10
2.1.2. Mikrobiologinen laatu	12
2.1.3. Käsittelymenetelmät	13
2.1.3.1. Kalkkistabilointi	14
2.1.3.2. Kemiallinen hapetus	14
2.1.3.3. Kompostointi.....	15
2.1.3.4. Mädätys.....	15
2.1.3.5. Terminen kuivaus	16
2.1.4. Mikrobin väheneminen puhdistamolietteen käsittelyssä.....	16
2.1.4.1. <i>Escherichia coli</i>	17
2.1.4.2. Enterokokit	17
2.1.4.3. Klostridit	18
2.1.4.4. <i>Salmonella</i>	19
2.2. PELTOMAAT	20
2.2.1. Peltomaiden ominaisuudet.....	20
2.2.2. Typen kierto	22
2.2.2.1. Kaasumaisen typen sitoutuminen	23
2.2.2.2. Ammonifikaatio ja nitrifikaatio	24
2.2.2.3. Denitrifikaatio	25
2.3. ORGAANISTEN LANNOITEVALMISTEIDEN KÄYTTÖ	26
2.3.1. Hyödyntäminen maataloudessa.....	26
2.3.2. Lannoitus- ja maanparannusvaikutus	27
2.3.3. Ravinnekuormitus vesistöihin	29
2.3.3.1. Nestettä sitovat materiaalit.....	30
2.3.5. Raskasmetallit, haitalliset orgaaniset yhdisteet ja lääkeaineet	33
3. TUTKIMUKSEN TAVOITTEET	35
4. AINEISTO JA MENETELMÄT	36

4.1. ORGAANISET LANNOITEVALMISTEET	36
4.1.1. Kemicond, kemiallisesti hapetettu lietetuote	36
4.1.2. Maanparannuskomposti.....	37
4.1.3. Maanparannusrae.....	37
4.1.4. Mädätysjäännös	37
4.2. TILAKOHTTEET	38
4.3. NÄYTTEENOTTO.....	39
4.3.1. Yleistä.....	39
4.3.2. Peltomaan ravinnenäytteet kemiallisiin analyysihin	41
4.3.3. Lannoitevalmistenäytteet hygienia-analyysihin.....	43
4.4. KEMIALLISET ANALYYSIT	44
4.5. HYGIENIA-ANALYYSIT	44
4.5.1. <i>Escherichia coli</i>	44
4.5.2. Enterokokit	45
4.5.3. Klostridit	45
4.5.4. <i>Salmonella</i>	46
5. TULOKSET	47
5.1. MAAPERÄN TYYPPIPITOISUUDET.....	47
5.1.1. Kemicond, kemiallisesti hapetettu puhdistamoliete	47
5.1.2. Maanparannuskomposti.....	48
5.1.3. Mädätysjäännös	49
5.1.4. Lannoitapatterin pohjamateriaalin ja peittämisen vaikutus typen valumaan	52
5.2. ORGAANISTEN LANNOITEVALMISTEIDEN MIKROBIOLOGINEN LAATU ...	55
5.2.1. Kemiallisesti hapetettu puhdistamoliete	55
5.2.2. Maanparannuskomposti.....	57
5.2.3. Maanparannusrae.....	59
5.2.4. Mädätysjäännös	59
6. TULOSTEN TARKASTELU	62
7. JOHTOPÄÄTÖKSET	68
8. LÄHDELUETTELO	70
LIITTEET	
LIITE 1. PUSKUROIDUN PEPTONIVEDEN JA RVS-RIKASTELIEMEN RESEPTIT.	

LIITE 2. PELTOKOHTEDEN 1 JA 2 TYPPIPITOISUUDET VERTALUPISTEESSÄ JA VALUMALINJALLA SEKÄ PATTERNIN PAIKAT, VALUMALINJAT JA VERTAILUPISTEET.

LIITE 3. PELTOKOHTTEEN 3 TYPPIPITOISUUDET PATTERNIN PAIKASSA JA VERTALUPISTEESSÄ.

LIITE 4. PELTOKOHTTEEN 4 TYPPIPITOISUUDET PATTERNIN PAIKASSA, VALUMALINJALLA JA VERTALUPISTEESSÄ SEKÄ PATTERNIN PAIKKA, VALUMALINJA JA VERTAILUPISTE

LIITE 5. PELTOKOHTTEEN 5 TYPPIPITOISUUDET PATTERNIN PAIKASSA, VALUMALINJALLA JA VERTALUPISTEESSÄ SEKÄ PATTERNIN PAIKKA, VALUMALINJA JA VERTAILUPISTE.

LIITE 6. PELTOKOHTTEEN 6 TYPPIPITOISUUDET PATTERNIN PAIKASSA, VALUMALINJALLA JA VERTALUPISTEESSÄ SEKÄ PATTERNIN PAIKKA, VALUMALINJA JA VERTAILUPISTE.

LIITE 7. PELTOKOHTTEEN 7 TYPPIPITOISUUDET PATTERNIN PAIKASSA, VALUMALINJALLA JA VERTALUPISTEESSÄ SEKÄ PATTERNIN PAIKKA, VALUMALINJA JA VERTAILUPISTE.

LIITE 8. PELTOKOHTTEEN 9 TYPPIPITOISUUDET PATTERNIN PAIKASSA, VALUMALINJALLA JA VERTALUPISTEESSÄ SEKÄ PATTERNIN PAIKKA, VALUMALINJA JA VERTAILUPISTE.

LIITE 9. PELTOKOHTTEEN 10 TYPPIPITOISUUDET PATTERNIN PAIKASSA, VALUMALINJALLA JA VERTALUPISTEESSÄ SEKÄ PATTERNIN PAIKKA, VALUMALINJA JA VERTAILUPISTE.

LIITE 10. PELTOKOHTTEEN 11 TYPPIPITOISUUDET PATTERNIN PAIKASSA, VALUMALINJALLA JA VERTALUPISTEESSÄ SEKÄ PATTERNIN PAIKKA, VALUMALINJA JA VERTAILUPISTE.

LIITE 11. PELTOKOHTTEEN 12 TYPPIPITOISUUDET PATTERNIN PAIKASSA, VALUMALINJALLA JA VERTALUPISTEESSÄ SEKÄ PATTERNIN PAIKKA, VALUMALINJA JA VERTAILUPISTE.

LIITE 12. PELTOKOHTTEEN 13 TYPPIPITOISUUDET PATTERNIN PAIKASSA, VALUMALINJALLA JA VERTALUPISTEESSÄ SEKÄ PATTERNIN PAIKKA, VALUMALINJA JA VERTAILUPISTE.

LIITE 13. PELTOKOHTTEEN 14 TYPPIPITOISUUDET PATTERNIN PAIKASSA, VALUMALINJALLA JA VERTALUPISTEESSÄ SEKÄ PATTERNIN PAIKKA, VALUMALINJA JA VERTAILUPISTE.

LIITE 14. PELTOKOHTTEEN 15 TYPPIPITOISUUDET PATTERNIN PAIKASSA, VALUMALINJALLA JA VERTALUPISTEESSÄ SEKÄ PATTERNIN PAIKKA, VALUMALINJA JA VERTAILUPISTE.

LIITE 15. PELTOKOHTTEEN 16 TYPPIPITOISUUDET VALUMALINJALLA SEKÄ SIILON PAIKKA JA VALUMALINJAT.

1. JOHDANTO

Yhdyskuntien jätevedenpuhdistamoilla syntyy puhdistamolietettä, jota voidaan stabilointi- ja hygienisointikäsittelyjen jälkeen käyttää maataloudessa orgaanisena lannoitevalmisteena. Puhdistamolietettä syntyy Suomessa vuosittain märkämpainona mitattuna noin miljoona tonnia, josta ainoastaan noin 3 % käytetään maataloudessa. Suurin osa puhdistamolietteestä hyödynnetään viherrakentamisessa, kaatopaikkojen maisemoinnissa tai energian lähteenä, polttamalla tai biokaasun tuotannossa. Puhdistamoliete on kuitenkin arvokasta sen sisältämän orgaanisen aineksen ja ravinteiden takia. Kestävän kehityksen periaatteiden mukaisesti puhdistamolietteen sisältämät kasvintuotannon kannalta arvokkaat aineet pitäisikin kierrättää sinne, missä niitä tarvitaan kipeästi, eli maanviljelykseen. Lietteen typen ja fosforin pitoisuudet ja niiden käyttökelpoiset muodot vaihtelevat, mikä luo maatalouskäytölle haastetta, kun pitäisi tietää ravinteiden käyttömäärät. Orgaanisten lannoitevalmisteiden ravinteet voivat kuitenkin muodostaa pitkäaikaisen ravinnevaraston maahan. Lisäksi ravinteiden kierrättäminen on tärkeää varsinkin, kun lannoitteisiin tarvittut fosfaattimineraalivarat ovat uusiutumaton luonnonvara ja vähenevät uhkaavasti maapallolta. Arviot, siitä miten kauan maapallon fosforivarannot riittävät, vaihtelevat 50 vuodesta muutamaan sataan vuoteen.

Puhdistamolietepohjaisten orgaanisten lannoitevalmisteiden käyttö on koettu perinteisesti ongelmalliseksi, koska lietteet voivat sisältää haitallisia aineita kuten raskasmetalleja ja patogeenejä. Nykyisin haitta-aineiden raja-arvot yleensä alittuvat ja kehittyneillä lietteiden käsittelymenetelmillä saadaan tauteja aiheuttavien mikrobipitoisuudet vähennettyä lannoitevalmistesäädännön vaatimalle tasolle, joten lietteiden hyödyntämiselle ei ole esteitä.

Nykyisen nitraattiasetuksen (1250/2014) mukaan lannoitevalmisteita saa varastoida pellolla helmikuusta lokakuuhun. Lannoitevalmisteen varastoiminen niin sanotuissa pattereissa voi aiheuttaa lannoitepatterin ravinteiden valumista ja vesistöihin päätyessään rehevöitymistä. Erityisesti liukoisten typen muotojen, kuten ammoniumin ja nitraatin valuminen kasvattaa vesistöjen rehevöitymisriskiä, sillä typpi on fosforin ohella yleisin kasvua rajoittava tekijä. Toisaalta taas biokaasulaitoksilla ja jätevedenpuhdistamoilla puhdistamolietepohjaisia lannoitevalmisteita tuotetaan ympäri vuoden. Koska puhdistamolietettä syntyy koko ajan ja sen määrään ei voida juurikaan vaikuttaa, täytyy lannoitevalmisteita varastoida. Tuotantolaitoksilla varastoiminen tarkoittaa suurta investointia tiloihin, kun taas tuotetta vastaanottavalla viljelijällä peltovarastoiminen olisi kustannuksiltaan kohtuullista. Nitraattiasetukseen onkin nyt ehdotettu

muutoksia ja nitraattiasetuksesta ehdotetaan poistettavaksi muun muassa orgaanisten lannoitevalmisteiden ja lantojen aumavarastointia koskeva marras–tammikuun aikainen varastointikielto. Nitraattiasetuksen muutosten on tarkoitus tulla voimaan lokakuussa 2015.

Pitkäaikaisen varastoinnin vaikutusta lannoitevalmisteiden mikrobiologiseen laatuun ei tunneta hyvin. Haitallisten mikrobien säilyminen ja pitoisuuden kasvaminen tuotteessa voi lisätä riskiä niiden kulkeutumiseen pinta- ja pohjavesiin aiheuttaen veden hygieenisen laadun heikkenemistä. On myös olemassa pelko, että pelloille levitetyn lannoitevalmisteen patogeenit voivat kulkeutua jopa viljeltäviin kasveihin, mikä voi altistaa patogeeneille myös työntekijät ja kuluttajat.

Tämä pro gradu on osa Luonnonvarakeskuksen (ent. Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus) ja Itä-Suomen yliopiston vuonna 2011 alkanutta yhteistyöhanketta ”Orgaaniset lannoitevalmisteet lähialueiden tilojen käyttöön” eli LeviLogi-hanketta. Hankkeen tarkoituksena oli edesauttaa orgaanisten lannoitevalmisteiden käyttöä maanviljelyksessä. Tavoitteena oli selvittää erilaisille orgaanisille lannoitevalmisteille soveltuvia levitystekniikoita, oikeita annostelutapoja, logistiikkaa, varastoimista peltomaalla sekä lannoitevalmisteiden satovaikutusta. Hankkeessa esimerkkituotteina olivat puhdistamolietteiin pohjautuvat kemiallisesti hapetettu liete, maanparannusrae, maanparannuskomposti ja mädätysjäännös. Tässä pro gradu tutkimuksessa keskityttiin erityisesti tarkastelemaan kyseisten orgaanisten lannoitevalmisteiden hygieenistä laatua peltovarastoinnin jälkeen sekä selvitettiin peltovarastoinnista aiheutuvaa typpikuormitusta vertikaalisesti, horisontaalisesti ja temporaalisesti. Lisäksi tutkittiin ehkäisekö patterin peittäminen ja pohjalle levitettävä kerros turvetta, olkea tai puukuitua ravinnevalumia.

2. KIRJALLISUUSKATSAUS

2.1. PUHDISTAMOLIETEPOHJAISET ORGAANISET LANNOITEVALMISTEET

2.1.1. Lainsäädäntö

Orgaanisten lannoitteiden tuottaminen ja käyttö on Suomessa ja Euroopassa tarkasti säädeltyä. Sääöksillä pyritään turvaamaan lannoitteiden riittävyys ja turvallisuus, peltojen ravinteikkaus ja lisäksi ehkäisemään vesistöjen rehevöitymistä. Euroopan Unionin sivutuoteasetuksella ((EY) N:o 1069/2009) ja sen toimeenpanoasetuksella ((EU) N:o 142/2011) säädelään eläinperäisiä sivutuotteita ja niistä johdettuja tuotteita, jotta mahdollisista taudinaiheuttajista ei aiheutuisi vaaraa ihmisille tai eläimille. Suomessa lannoitevalmistelaki (539/2006) säätelee lannoitevalmisteiden laatua ja turvallisuutta, jotta ne ovat sopivia kasvintuotantoon eivätkä aiheuta ympäristön tai elintarvikkeiden laadun heikkenemistä. Lain tavoitteena on myös edistää lannoitevalmisteiden ja sellaisiksi sopivien sivutuotteiden käyttöä ja tarjontaa sekä jakaa tietoa tuotteista. Lannoitevalmistelain mukaisesti (539/2006) lannoite on aine tai valmiste, joka edistää kasvin kasvua tai sadon parempaa laatua. Lannoitteet voivat olla epäorgaanisia tai orgaanisia. Epäorgaaniset lannoitteet valmistetaan lähinnä kemiallisesti ja ne sisältävät usein kivennäisaineita, kun taas orgaanisissa on käytetty esimerkiksi kasvi- ja eläinperäisiä aineksia. Elintarviketurvallisuusvirasto (Evira) vastaa muun muassa lannoitevalmisteiden laadun valvonnasta ja ohjaamisesta. Maa- ja metsätalousministeriön (MMM) asetuksessa lannoitevalmisteista (24/11) säädelään tarkemmin lannoitevalmisteiden raaka-aineista, laadullisista ominaisuuksista ja käytöstä. Asetuksessa esitellään haitallisten metallien, kuten kadmiumin ja arseenin, ja muiden epäpuhtauksien enimmäispitoisuuksia sekä taudinaiheuttajien ja kasvintuhoojien sallitut määrät.

Puhdistamolietepohjaiset lannoitevalmisteet kuuluvat orgaanisiin lannoitevalmisteisiin. Orgaanisia lannoitevalmisteita tuottavilta laitoksilta edellytetään laitoshyväksyntää, joka perustuu lannoitevalmistelakiin. Jätevedenpuhdistuslaitoksilta, jotka itse valmistavat sellaisenaan maanparannusaineina käytettäviä sivutuotteita, ei laitoshyväksyntää vaadita. Sivutuotteeksi luetaan jätevesilaitoksissa syntyvä puhdistamoliete, joka on lannoitevalmistelain mukaisesti käsitelty (Evira 2014b). Evira ylläpitää MMM:n asetukseen lannoitevalmisteista perustuvaa lannoitevalmisteiden tyyppinimiluetteloa, jossa lannoitevalmisteet on jaoteltu tyyppinimiryhmiin. Vain tyyppinimen saanutta lannoitevalmistetta saa käyttää Suomessa. Tyyppinimiluettelossa on varsinaisista lannoitteista (1) eroteltu muun muassa, kalkitusaineet (2), maanparannusaineet (3) mikrobialustat

(4) ja kasvualustat (5). Maanparannusaineet eroavat lannoitteista siinä, että niiden vaikutus perustuu suurilta osin muihin tekijöihin kuin kasviraavinteisiin. Maanparannusaineiden sisältämät ravinteet on kuitenkin otettava huomioon lannoituksessa. Tarkoitus on siis parantaa maan tai kasvualustan fysikaalisia ja biologisia oloja (Evira 2014a).

Puhdistamolietepohjaiset lannoitevalmisteet ovat säädösten mukaan maanparannusaineita. Maanparannusaineet erotellaan tyyppinimiluettelossa muun muassa orgaanisiin maanparannusaineisiin (3A2) sekä maanparannusaineena sellaisenaan käytettäviin sivutuotteisiin (3A5), jotka on käsitelty niin, että niitä voidaan käyttää maanviljelyssä (Evira 2014b). Orgaanisia maanparannusaineita ovat muun muassa maanparannuskomposti, lantaseos, kuivarae sekä hapetettu ja stabiloitu puhdistamoliete (Evira 2014b). Puhdistamolietepohjaisia lannoitevalmisteita saa käyttää MMM:n asetuksen lannoitevalmisteita 24/11 mukaan vain pellolle, jossa kasvatetaan viljaa, sokerijuurikasta tai öljykasveja eli kasveja, joita ei käytetä ihmisravinnoksi tuoreena tai syömällä maanalainen osa. Jos myöhemmin puhdistamolietteellä lannoitetulla pellolla halutaan kasvattaa muita syötäväksi kelpaavia kasveja, on pidettävä ennen ko. kasvien viljelyä vähintään viiden vuoden varoaika, jolloin lietettä ei levitetä. Lisäksi puhdistamolietettä saa käyttää vain peltomaahan, jonka pH on riittävän korkea (pH yli 5,8 ja kalkkistabiloitua lietettä käytettäessä pH yli 5,5) ja haitallisten metallien pitoisuus ei ylitä. Puhdistamolietteidien käyttöä ei ole sallittu luomutuotannossa (EY N:o 889/2008).

Valtioneuvoston uudistetun nitraattiasetuksen 1250/2014 (vanha asetus 931/2000) avulla pyritään vähentämään vesistöjen ja maaperän pilaantumista ehkäisemällä maa- ja puutarhataloudesta peräisin olevia ravinnepäästöjä. Samalla asetuksella pannaan täytäntöön EU:n nitraattidirektiivi (91/676/ETY). Asetuksessa rajoitetaan lannan ja orgaanisten lannoitevalmisteiden levitysaikoja niin, että levityksiä painotetaan enemmän kasvien kasvukaudelle. Lantaa saa jatkossa varastoida vain katetussa lantalassa. Jos tilalle otetaan orgaanisia lannoitevalmisteita tai lantaa, jonka kuiva-ainepitoisuus on vähintään 30 prosenttia, voidaan tuotteita varastoida pellolla aumassa niin, ettei varastoinnista aiheudu vesistön pilaantumisriskiä. Nitraattiasetuksessa on kielletty aumavarastointi marraskuusta tammikuun loppuun. Nitraattiasetuksen muutosehdotus on kuitenkin ollut lausunnoilla ja kieltoaika ehdotetaan poistettavaksi (Ympäristöministeriö 2015). Nitraattiasetuksen muutosten on tarkoitus tulla voimaan lokakuussa 2015 (Ympäristöministeriö 2015). Lannoiteaumasta maahan pääseviä valumia pyritään ehkäisemään sillä, että auman alusta on muotoiltava, pohjalle on levitettävä vähintään 20 senttimetrin kerros materiaalia, joka sitoo nestettä ja lisäksi auma on peitettävä.

2.1.2. Mikrobiologinen laatu

Viljelymaita lannoitettaessa voidaan käyttää puhdistamolietepohjaisia orgaanisia lannoitevalmisteita maanparannusaineina. Puhdistamolietettä saadaan, kun jätevedenpuhdistamoilla syntyy jäteveden puhdistuksen yhteydessä lietettä, joka koostuu jäteveden kiintoaineesta ja prosessin aikana muodostuneesta kiintoaineesta (Metcalf ja Eddy 2003a). Lietteen laatuun vaikuttavat käsiteltävän jäteveden ja muiden materiaalien alkuperä. Yhdyskunnissa muodostuvien jätevesien lisäksi jätevedenpuhdistamoilla käsitellään yleisesti haja-asutusalueiden ja teollisuuden lietteitä sekä puutarhajätettä, lantaa ja biojätettä (Pöyry 2007).

Raakajätevedessä ja -lietteissä esiintyy yleisesti ihmisille ja eläimille haitallisia patogeenejä kuten bakteereja, viruksia, alkueläimiä ja loismatoja sekä niiden munia (Metcalf ja Eddy 2003b, Vuorinen ym. 2003). Näiden patogeeneiden takia puhdistamoliete on lannoitevalmistelain mukaan käsiteltävä siten, että patogeenit suurimmaksi osaksi tuhoutuvat niin, ettei ihmisten ja eläinten terveydelle tai ruuan tuotannolle aiheudu riskiä ja että hajuhaitat vähenevät. Puhdistamolietteiden käytössä riskiä kasvattaa se, että niissä saattaa esiintyä muutamia hyvin haitallisia viruksia (Brooks ym. 2011).

Patogeeneiden esiintyvyys jätevedessä riippuu ihmisten ja eläinten sen hetkisestä sairastavuudesta sekä jäteveden puhdistamon koosta eli väestömäärästä ko. alueella (Metcalf ja Eddy 2003b, Vuorinen 2003). Tyypillisiä haitallisia bakteereja, joita esiintyy asumajätevedessä, ovat muun muassa kampylobakteerit, *Clostridiumit*, enterokokit, *Escherichia coli*, mykobakteerit, Salmonellat, *Shigella* ja *Yersinia* (Metcalf ja Eddy 2003b, Vuorinen ym. 2003). Tunnettuja alkueläimiä ovat *Cryptosporidium parvum*, *Cyclospora* ja *Giardia* ja viruksista hepatiitti A, norovirus ja yli sata tyyppiä enteroviruksia (Metcalf ja Eddy 2003b). Jätevedessä esiintyy myös muita loisia ja matoja, yleisimpänä *Ascaris lumbricoides*, jotka ovat ongelma erityisesti alueilla, joilla on huono sanitaatio (Metcalf ja Eddy 2003b).

Orgaanisten lannoitevalmisteiden hygieeninen laatu riippuu raaka-aineen laadusta, käsittelyprosessin hallinnasta, prosessissa käytetystä lämpötilasta sekä käsittelyn kestosta. Huonosti käsiteltyjen ja siten patogeeneja sisältävien puhdistamolietteiden käyttämiseen lannoitteena liittyy riskejä muun muassa silloin, jos niitä käytetään pellolla, jossa viljellään syötäväksi tarkoitettuja kasveja (Oun ym. 2014). Halisen ym. (2006) tutkimuksessa lannoitettiin maata muun muassa kompostoidulla kunnallisella biojäte-lietetuotteella. Sekä tilalla kasvatetuista perunoista,

kompostista että maanäytteistä määritettiin fekaaliset indikaattorimikrobit (koliformit, enterokokit, klostridit, kolifaagit, *Salmonella*). Maanäytteistä mitatut pitoisuudet vaihtelivat $10^2 - 10^4$ pmy/g. Kompostit eivät olleet täysin hygienisoituneet tuotantoprosessissa ja maaperästä mitattiinkin kaikkia tutkittuja mikrobeja. Tutkijat arvioivat kuitenkin ettei mitatuista mikrobimääristä ole haittaa kasvien hygieeniselle laadulle, mitä vahvistaa se, että raaoista perunoista ei löydetty mikrobeja. Myös Brooks ym. (2011) arvioivat syötävien kasvien saastumisen riskiä, kun maata lannoitetaan lietteillä tai lannalla. Riski pieneni nopeasti neljän kuukauden aikana ja 14 kuukauden jälkeen riski ei ollut merkitsevää. Aikaisemmissa tutkimuksissa onkin todettu, että fekaaliset bakteerit selviytyvät enintään kolme kuukautta peltomaassa (Estrada ym. 2004, Lang ym. 2007). Olosuhteet eivät ole ko. bakteereille suotuisat muun muassa lämpötilasta, ravinteiden puutteesta, hapestasta, valosta ja maan muiden mikrobien kilpailusta johtuen (Lang ym. 2007). Rungas orgaanisen materiaalin määrä voi kuitenkin edistää mikrobien selviytymistä ja lisääntymistä ravinteiden paremman saatavuuden takia (Pedley ym. 2006).

Patogeenit voivat kulkeutua syötävien kasvien lisäksi pohja- ja pintavesiin, joista ihminen voi altistua niille (Oun ym. 2014). Mikrobien kulkeutumiseen maaperässä vaikuttavat muun muassa maalaji, maan vesipitoisuus, sateiden voimakkuus, lämpötila, pH, mikrobien välinen kilpailu ja mikrobien pintarakenteet (Mawdsley ym. 1995). Hienojakoisten maalajien pidättäessä hyvin vettä, ne pidättävät myös mikrobit ylemmissä maakerroksissa. Toisaalta karkeissa maalajeissa mikrobit voivat kulkeutua nopeasti maakerrosten lävitse esimerkiksi runsaiden sateiden seurauksena (Pedley ym. 2006, Mawdsley ym. 1995). Karkeiden maalajien alueella, joilla pohjavesi on lähellä maanpintaa, pohjavettä suojaavan kasvipeitteen merkitys korostuu, koska kasvipeite suodattaa epäpuhtauksia (Salkinoja-Salonen ym. 2002). Maaperän, veden ja kasvien saastumisen lisäksi on myös huomioitava maanviljelijöiden ja muiden työntekijöiden ammatillinen altistuminen heidän käsitellessään puhdistamolietteitä. Mahdollinen altistuminen voi tapahtua hengitysteiden tai ruuansulatuskanavan kautta (Oun ym. 2014).

2.1.3. Käsittelymenetelmät

Puhdistamolietteen varsinaista käsittelyä edeltää esikäsittely, kuten kuivaus, jolloin lietemäärää pyritään saamaan pienemmäksi vesipitoisuutta alentamalla. Puhdistamolietteen varsinaisella käsittelyllä (stabilointi ja hygienisointi) pyritään vähentämään patogeenejä, helposti hajoavia yhdisteitä sekä hajuhaittoja (Metcalf ja Eddy 2003a).

Niin puhdistamolietteiden kuin muidenkin käsittelyä vaativien tuotteiden stabilointi- tai hygienisointikäsittely voi olla kemiallinen, biologinen, fysikaalinen tai niiden jonkinlainen yhdistelmä (Metcalf ja Eddy 2003a). Lannoitevalmistelain (539/2006) mukaiset ja Eviran tyyppinimiluettelossa (Evira 2014b) olevat puhdistamolietteiden hyväksytyt käsittelymenetelmät ovat kalkkistabilointi, mädätys, kompostointi sekä kemiallinen hapetus. Käsittelyn jälkeen puhdistamolietettä voidaan käyttää maataloudessa. Biologiseen käsittelyyn lukeutuvat kompostointi ja mädätys. Kemiallista käsittelyä ovat kalkkistabilointi ja hapettaminen (esim. vetyperoksidilla) sekä fysikaalista terminen kuivaus ja terminen hydrolyysi.

Eläinperäisiä sivutuotteita käsittelevien kompostointi- ja biokaasulaitosten käsittelymenetelmien on täytettävä hygieniasointivaatimukset ihmisille tai eläimille vaarallisten taudinaiheuttajien takia ((EY) N:o 1069/2009 ja (EU) N:o 142/2011). Vaatimuksena on, että tuotetta käsitellään 70 °C:ssa vähintään 60 minuutin ajan 12 mm palakoossa tai vaihtoehtoisesti validoidussa käsittelyprosessissa.

2.1.3.1. Kalkkistabilointi

Kalkkistabiloinnissa lietteen pH nostetaan yli 12 vähintään kahdeksi tunniksi, jonka jälkeen liete on käyttökelpoista sellaisenaan (Carrington 2001). Stabilointiin voidaan käyttää kalsiumoksidia (CaO) ns. poltettua kalkkia, jolloin lämpötila nousee noin 60 °C:een kalkin reagoidessa veden kanssa ja aiheuttaa patogeenien tuhoutumisen yhdessä korkean pH:n kanssa (Capizzi-Banas ym. 2004, Metcalf ja Eddy 2003a). Tällöin pH:n ollessa 12 viipymääjaksi suositellaan 24 tuntia (Carrington 2001). Kalsiumhydroksidia Ca(OH)₂ eli ns. sammutettua kalkkia käytettäessä pH nousee yli 12 samoin kuin kalsiumoksidia käytettäessä (Czechowski ja Marcinkowski 2006). Myös tuhkaa ja sementtiuunin pölyä on käytetty kalkkistabiloinnissa (Metcalf ja Eddy 2003a). Riittävällä sekoittamisella varmistetaan tasalaatuinen lietteen partikkeleiden ja kalkin reagointi keskenään (Metcalf ja Eddy 2003a).

2.1.3.2. Kemiallinen hapetus

Liete voidaan hapettaa kemiallisesti, jolloin lietteen patogeenit vähentyvät ja liete stabiloituu. Kemira on patentoinut Kemicond-käsittelymenetelmän, jossa puhdistamolietteeseen lisätään rikkihappoa (H₂SO₄), vetyperoksidia (H₂O₂) ja natriumhydroksidia (NaOH). Rikkihapolla pH

saadaan aluksi laskemaan 3–4. Hapan liete hapetetaan vetyperoksidilla, minkä jälkeen liete lopuksi neutralisoidaan natriumhydroksidia käyttämällä (Cornel ym. 2004). Kemicond-käsiteltyä lietettä, joka on kuivattu, voidaan käyttää sellaisenaan maanparannusaineena (Pöyry 2007).

2.1.3.3. Kompostointi

Kompostoinnissa mikrobit hajottavat orgaanista ainesta aerobisissa olosuhteissa, jolloin lämpötila nousee ja lopputuotteena syntyy humusta (Metcalf ja Eddy 2003a). Lietteen kompostointi voidaan jakaa käytännössä kahteen vaiheeseen: esikompostointiin ja jälkikypsytykseen. Käytetyimmät tekniikat esikompostoinnissa Suomessa ovat suljetut kompostorit: tunneli- ja rumpukompostori (Pöyry 2007). Suljetun kompostoinnin jälkeen tuote siirretään jälkikompostoitumaan yleisimmin ulkoilmaan aumoihin, jossa kompostia käännellään säännöllisesti (Metcalf ja Eddy 2003a). Kompostoinnissa tuotteen lämpötila pitää pysyä vähintään +40 °C:ssa viiden päivän ajan ja tänä aikana lämpötilan täytyy nousta +55 °C:een neljäksi tunniksi (Fytili ja Zabaniotou 2008, Carrington 2001). Patogeenit kuolevat lämpötilan noustessa yli +50 °C:een (Metcalf ja Eddy 2003a). Kompostoinnissa erityisen tärkeää on huomioida kompostin riittävä noin 40–65 % kosteuspitoisuus, ilmastus ja neutraali pH (noin 7), jotta kompostoituminen onnistuu (Margesin ym. 2006, Metcalf ja Eddy 2003a). Kompostoituminen kestää yleensä vähintään 21–28 päivää, (Metcalf ja Eddy 2003a), mutta tyypillisesti kompostointia jatketaan ulkoilmassa useita kuukausia.

2.1.3.4. Mädätys

Suomessa 48 % puhdistamolietteestä käsitellään mädättämällä (Kangas ym. 2011). Liette mädätetään suljetussa reaktorissa, jossa liete hajoaa termofiilisissä (lämpötila 50–57 °C) tai mesofiilisissä (lämpötila noin 30–42 °C) anaerobisissa olosuhteissa (Appels ym. 2008). Suomessa käytetään enimmäkseen mesofiilistä mädätystä (Pöyry 2007), jonka kontrollointi on helpompaa, vaikkakin termofiilinen mädätys on tehokkaampi, koska liete kuivuu ja korkea lämpötila tuhoaa mikrobit nopeammin (Appels ym. 2008). Mesofiilisessä mädätyksessä minimiviipymäaika on noin 12 päivää 35 °C:ssa, jolloin mikro-organismeista osa tuhouu (Appels ym. 2008, Kangas ym. 2011). Mädätykseen käytetty aika riippuu kuitenkin paljon käytetystä lämpötilasta, lietteen partikkelien koosta ja kiintoaineen pitoisuudesta sillä, mitä korkeampi lämpötila, pienempi partikkelikoko ja

kiintoainepitoisuus, sitä tehokkaammin patogeeneit tuhoutuvat (Carrington 2001). Siten lietteen pitäisi esimerkiksi 55 °C:ssa olla 15–24 tuntia (Carrington 2001). Tutkimusten mukaan pelkästään mesofiilisellä mädätyksellä ei pystytä varmistamaan lietteen hygienisoitumista (Carrington 2001). Mädate täytyykin jälkikypsyttää kompostoimalla tai käsitellä termisesti, jotta tuote on varmasti hygieenista ((EY) N:o 1069/2009, Vuorinen ym. 2003), vaikka termofiilinen mädätys voi käytännössä hygienisoida lietteen riittävästi (Kangas ym. 2011). Mädätyksessä vapautuu biokaasua, josta 60–70 % on metaania, joka voidaan hyödyntää energian lähteenä (Appels ym. 2008).

2.1.3.5. Terminen kuivaus

Termisessä kuivauksessa esikuivatettu liete kuumennetaan vähintään +80 °C:een 10 minuutin ajaksi (Pöyry 2007, Carrington 2001). Käsittelyn jälkeen kosteuspitoisuus tuotteessa saa olla enintään 10 % (Carrington 2001). Korkean lämpötilan ja matalan kosteuden johdosta tuote hygienisoituu. Termisesti kuivattu liete voidaan rakeistaa tai granuloida, jolloin sen käsiteltävyys lannoitevalmistena helpottuu (Pöyry 2007).

2.1.4. Mikrobin väheneminen puhdistamolietteen käsittelyssä

Patogeeniset virukset ja bakteerit selviytyvät keskimäärin 1–3 kuukautta jätevedessä/puhdistamolietteessä, kun taas alkueläimet ja loiset voivat selviytyä siinä useita kuukausia jopa useita vuosia (Sidhu ja Toze 2009, Metcalf ja Eddy 2003b). Vuorisen ym. (2003) kirjallisuustutkimuksessa *Giardiat* ja *Cryptosporidiumit* olivatkin kaikkein kestävimpiä patogeeneja, sillä ne kysta muotonsa ansiosta säilyivät komposteissa noin kahdeksan kuukautta, vaikka liete oli mädätetty tai laitoskompostoitu ennen varsinaista pitempää kompostointia. Koska erilaisia patogeeneja on paljon, on kaikkien määrittäminen kallista ja työlästä. Indikaattorina ulostesaastunnasta käytetään yleisesti niitä mikrobeita, jotka on helppo testata, joiden esiintyminen on yleistä, jotka edustavat hyvin taudinaiheuttajia, ja jotka kestävät käsittelyprosesseissa (Metcalf ja Eddy 2003b). *Salmonellalle* ja *Escherichia colille* on annettu raja-arvot MMM:n asetuksessa 24/11. *Salmonellaa* ei saa esiintyä ollenkaan 25 grammassa tutkittua näytettä ja *Escherichia colin* pitoisuuden pitää olla alle 1000 pmy grammassa näytettä.

2.1.4.1. *Escherichia coli*

Escherichia coli ovat gram-negatiivisia, fakultatiivisesti anaerobisia, usein flagelloilla liikkuvia sauvabakteereita (Nataro ym. 2007). *Escherichia* kuuluu *Enterobacteriaceae* heimoon kuten *Salmonella* ja *Shigella* (Nataro ym. 2007). *E. coli* pidetään yleisesti ulostesaastunnan indikaattoribakteerina, koska se elää ihmisten maha-suolikanavassa ja päätyy ulosteiden mukana luontoon (Rice 2003). Osa *E. coli* aiheuttaa niin terveillä kuin immuunipuolustukseltaan heikentyneillä henkilöillä suolistotulehduksia ruuansulatuskanavaan päästessään. Ripulia aiheuttavia *E. coli* ovat esimerkiksi enterohemorraaginen *E. coli* (EHEC) (tuottaa shigatoksiineja, STEC), enterotoksinen *E. coli* (ETEC) ja enteropatogeeninen *E. coli* (EPEC). Muun muassa EHEC voi olla hengenvaarallinen, koska se aiheuttaa muun muassa voimakasta veriripulia ja kuumetta. Infektiivinen annos on 10^6 – 10^{10} (Metcalf ja Eddy 2003b).

Vuorisen ym. (2003) tutkimuksessa jätevedenpuhdistuslaitosten raakalietteen *E. coli* pitoisuudet vaihtelivat 10^3 – 10^6 pmy/g kuivapainossa. Vuorisen ym. (2003) tutkimuksessa puhdistamolietteen mesofiilinen mädätys ei tuhonnut *E. coli*. Sen sijaan tuotteiden kompostointi, kalkkistabilointi tai terminen kuivaus tehosivat *E. coli*in laskien pitoisuudet lähelle määritysrajaa alle 2×10^2 pmy/g kuivapainossa. Estradan ym. (2004) tutkimuksessa *E. coli* pitoisuuksia mitattiin erilaisilla lietteillä käsitellystä maaperästä ja 80 päivän tutkimusjakson jälkeen *E. coli* pitoisuuksien todettiin vähentyneen merkittävästi, vaikka mikrobipitoisuuksissa esiintyi vaihtelua seurantajakson aikana.

2.1.4.2. Enterokokit

Enterokokit eli *Enterococcus*-sukuun kuuluvat bakteerit ovat gram-positiivisia fakultatiivisia anaerobisia organismeja (Borrego ym. 2003, Teixeira ym. 2007). Enterokokit ovat hyvin yleisiä luonnossa ja kestävät monenlaisissa olosuhteissa (Teixeira ym. 2007). Yleisin laji on *Enterococcus faecalis* ja toiseksi yleisin *E. faecium* (Borrego ym. 2003). Enterokokkeja esiintyy maitotuotteissa ja ne kuuluvat nisäkkäiden sekä lintujen limakalvojen ja suolen normaaliflooraan (Borrego ym. 2003). Kestävyytensä takia niitä voidaan käyttää ulostesaastunnan ja hygieenisen laadun indikaattorina (Teixeira ym. 2007). Enterokokit kasvavat lämpötila-alueella 10–45 °C astetta, mutta ne voivat säilyä useita kuukausia 4 °C:ssa kasvatusagarilla (Teixeira ym. 2007). Enterokokit aiheuttavat

ruokamyrkytyksiä ja infektioita lähinnä silloin, kun immuniteetti on heikentynyt (Teixeira ym. 2007).

Raaka puhdistamoliete sisälsi Vuorisen ym. (2003) tutkimuksessa enterokokkeja 10^4 – 10^6 pmy/g kuivapainosta. Toisaalta Tontin ym. (2011) tutkimuksessa kompostoidussa (tunnelikompostoitu, minkä jälkeen ulkona 3–7 kuukautta jälkikompostoidussa) tuotteessa enterokkeja ilmeni keskimäärin 10^4 pmy/g, mikä on lähes samaa tasoa kuin Vuorisen ym. (2003) tutkimuksessa käsittelemättömän puhdistamolietteen vähintään sisältämä pitoisuus. Vuorisen ym. (2003) tutkimuksessa enterokokit vähenivät sekä mesofiilisessa mädätyksessä että tuotteen kompostoinnissa (kompostoinnissa lopulta lähelle määritysrajaa, alle 10^3 pmy/g kuivapainossa). Myös lietteessä, jota ei hygienisoitu ennen aumakompostointia, enterokokit vähenivät lähelle määritysrajaa 30 päivän kompostoinnissa (pitoisuudet 10^3 pmy/g kuivapainossa). Näiden lisäksi Vuorisen ym. (2003) tutkimuksessa kalkkistabilointi vähensi enterokokkien pitoisuutta merkittävästi (enterokokkeja alle 3×10^3 pmy/g kuivapainossa).

2.1.4.3. Klostridit

Klostridit eli *Clostridium*-bakteerit ovat yleisiä maaperässä, vesistöissä ja eläinten normaalifloorassa esiintyviä gram-positiivisia sauvamaisia bakteereita, joista monet muodostavat lämmön kestäviä itiöitä (Payment ym. 2003, Johnson ym. 2007). Klostrideista suurin osa on anaerobisia (jotkut aerotolerantteja) ja kemo-organotrofeja, jolloin ne käyttävät orgaanisia yhdisteitä energian lähteenään (Johnson ym. 2007). *Clostridium*-suku on hyvin monipuolinen, siihen kuuluu yli 200 lajia, joista kuitenkin vain muutamat ovat patogeeneja ihmiselle (Johnson ym. 2007, Payment ym. 2003). Ne voivat tuottaa ihmiselle haitallisia toksineja (Johnson ym. 2007). Tärkeimpiä ruokavälitteisiä patogeeneja ovat *Clostridium perfringens* ja *Clostridium botulinum* (Payment ym. 2003). *C. perfringens* kykenee kasvamaan noin 10–50 °C lämpötilassa (McClane ym. 2012). Esimerkiksi huonosti lämmitetyn liharuuan sisältämät 10^8 tai enemmän *C. perfringens*in vegetatiivista solua aiheuttaa ruokamyrkytyksen, koska solut tuottavat enterotoksiinia (Johnson ym. 2007). *C. botulinum* voi tuottaa neurotoksiinia, joka on vaarallinen jo hyvin pieninä annoksina (0,1–0,5 ng/kg) syötynä (Johnson ym. 2007). *Clostridium tetani* -bakteeri taas kulkeutuu likaisen haavan kautta ihmisen elimistöön aiheuttaen jäykkäkouristustautia, mikä on nykyään erittäin harvinainen Suomessa rokotusten ansiosta (THL 2013b).

Raaka puhdistamoliete sisälsi Vuorisen ym. (2003) tutkimuksessa *C. perfringens* bakteeria 10^2 – 10^6 pmy/g kuivapainosta. Viaun ja Peccian (2009) tutkimuksessa sulfiittia pelkistäviä klostrideja löytyi mädätetyistä tuotteista enemmän kuin pelkästään kompostoidusta tuotteesta, mikä kertoo klostridien kyvystä kasvaa anaerobisissa olosuhteissa. Mädätetyissä tuotteissa klostridien pitoisuudet (2 – $4,5 \times 10^6$ pmy/g kuivapainosta) olivat sata kertaa suurempia kompostoituihin tuotteisiin verrattuna ($1,3 \times 10^4$ pmy/g kuivapainosta) (Viaun ja Peccian 2009). Myös Vuorisen ym. (2003) tutkimuksessa klostridien pitoisuudet olivat kasvaneet 10 – 1000 -kertaisesti mädätyksen aikana raakalietteen pitoisuuksiin verrattuna. Vuorisen ym. (2003) ja Guzmánin ym. (2007) tutkimuksissa mesofiilisesti mädätetyissä lietteissä esiintyi sulfiittia pelkistäviä klostrideita 10^6 pmy/g kuivapainosta ja Vuorisen ym. (2003) tutkimuksessa myös *Clostridium perfringens* bakteeria. Sekä Vuorisen ym. (2003) että Guzmánin ym. (2007) tutkimuksissa kompostoinnin jälkeen klostridipitoisuus oli edelleen korkea (10^4 – 10^6 pmy/g kuivapainosta), mutta jos mädätetty tuote käsiteltiin termisesti, tuotteesta tuhoutui *C. perfringens*, mutta sulfiittia pelkistäviä klostrideita esiintyi vielä $3,2 \times 10^3$ pmy/g kuivapainosta (Vuorinen ym. 2003). Klostridipitoisuudet olivat hyvin samantasoisia Tontin ym. (2011) tutkimuksen kompostoiduissa tuotteissa, jossa 1 – 3 viikkoa tunnelikompostoitu ja ulkona 3 – 7 kuukautta jälkikompostoitu puhdistamoliete sisälsi klostrideja 10^3 – 10^4 pmy/g. Sen sijaan Vuorisen ym. (2003) mukaan tunneli- tai rumpukompostoiduissa ja sen jälkeen 30 viikon ulkona kompostoinnin jälkeen tuotteissa klostridien pitoisuudet oli pääosin vähäisiä ja *C. perfringensin* pitoisuus oli lähellä määritysrajaa.

Vuorisen ym. (2003) tutkimuksessa hyvin kalkkistabiloiduissa (pH 11 – 12) tuotteissa klostridien pitoisuus väheni huomattavasti ja enimmillään klostrideita esiintyi $6,9 \times 10^3$ pmy/g kuivapainosta. Klostrideita esiintyi kuitenkin tuotteissa jopa 90 °C kuumuuden tai kalkkistabiloinnin jälkeen (Vuorinen ym. 2003), mikä kertoo klostridien itiöiden hyvästä kestävyydestä erilaisissa ympäristöissä.

2.1.4.4. Salmonella

Salmonellat ovat gram-negatiivisia, fakultatiivisesti anaerobisia ja liikkuvia sauvabakteereita (Gianella 1996). Tunnettuja serotyyppejä on yli 2000 ja yleisimmät Suomessa tauteja aiheuttavat serotyypit ovat *S. Enteritidis* ja *S. Typhimurium* (THL 2013a). *Salmonellat* kuuluvat samaan *Enterobacteriaceae* heimoon kuin *Escherichia* ja *Shigella* (Nataro ym. 2007). *Salmonellaa* esiintyy ympäristössä ja niitä voivat kantaa elimistössään sekä ihmiset että eläimet (Nataro ym. 2007).

Bakteereille optimilämpötila on mesofiilinen (noin 37 °C), mikä kertoo sopeutumisesta elämään isäntäeliön sisällä (Li ym. 2012). Myös optimi pH-alue on neutraali 6,5–7,5, mutta bakteeri kykenee kasvamaan myös happamammissa ja emäksisemmissä olosuhteissa (Doyle ja Buchanan 2012). Salmonellalajit voivat myös selviytyä ympäristössä pitkiä aikoja, jopa vuosia (Nataro ym. 2007).

Salmonella voi aiheuttaa, esimerkiksi ruuan kautta altistuttaessa, ihmisellä suolisto-oireita kuten ripulia ja kuumetta muutamien tuntien kuluessa tartunnasta (THL 2013a). *Salmonellan* infektiivinen annos on 10^1 – 10^8 (Metcalf ja Eddy 2003b). Salmonellatartunta saadaan yleensä ruuan tai veden välityksellä, mutta myös tartunta ihmisestä toiseen on mahdollinen (Gianella 1996), kun käsihygienia on huono. Ruokavälitteiseen tartuntaan voi olla syynä muun muassa huonosti kypsennetty liha, raa'at vihannekset tai pastöroimaton maito (THL 2013a). *Salmonellan* yleisyys Suomessa on monia muita maita huomattavasti vähäisempää ja 2000-luvulla tilanne on entisestään parantunut (Evira 2011). *Salmonellan* esiintyvyys esimerkiksi tuotantoeläimistä on vähäistä ja *Salmonellan* löytyminen vähittäismyynnissä olevasta lihasta on hyvin epätodennäköistä kansallisen valvontaohjelman ansiosta (Evira 2011).

Vuorisen ym. (2003) tutkimuksessa mesofiilisesti mädätetyissä ja huolimattomasti kalkkistabiloiduissa lietteissä esiintyi *Salmonellaa*. Guzmán ym. (2007) tutkimuksessa kuivattua lietettä (15 % kuiva-ainetta) kompostoitii termofiilisesti aumoissa vähintään 4 viikkoa, jonka jälkeen tuotetta jälkikypsyttiin mesofiilisesti 2–6 viikkoa. Kompostoinnin jälkeen kuudesta alun perin positiivisesta näyte-erästä yhdessä esiintyi *Salmonellaa*. Koska kompostoinnin lopputulokseen vaikuttaa merkittävästi esimerkiksi kompostin kosteus (40–65 %) ja riittävä lämpötila (50–60 °C) (Margesin ym. 2006, Metcalf ja Eddy 2003a), niin eri kompostien tuloksien välillä voikin olla vaihtelua.

2.2. PELTOMAAT

2.2.1. Peltomaiden ominaisuudet

Maan viljeleminen muuttaa huomattavasti maan ominaisuuksia ja ravinnekiertoa. Kun maa otetaan viljelykäyttöön ja sitä muokataan, häviää maata suojaava kasvillisuuskerros, minkä vuoksi maat ovat alttiimpia eroosiolle ja ravinteiden huuhtoutumiselle sateiden mukana vesistöihin. Maan muokkaaminen myös nopeuttaa eloperäisen aineksen hajoamista maassa. Toisaalta sadonkorjuun yhteydessä viljelykasvien mukana poistuu ravinteita ja orgaanista ainesta, minkä vuoksi peltoon

lisätään lannoitteita ja maanparannusaineita ravinteiden ja orgaanisen aineksen palauttamiseksi maahan. Luonnonmukaisiin maihin verrattuna viljeltyjen maiden ravinnekierto on avoimempi ja maaperän eliöstö niukempi (Palojärvi ym. 2002). Lisäksi ravinteita pidättyy maaperään ja poistuu denitrifikaation kautta haihtumalla.

Viljelymaiden kykyyn pidättää ravinteita vaikuttavat maan biologiset, fysikaaliset ja kemialliset ominaisuudet (Rajala 2006), jotka ovat vuorovaikutuksessa keskenään. Biologisia tekijöitä ovat muun muassa kasvien juuret ja maan pieneliöstö. Fysikaalisiin luetaan maalaji, maan rakenne, kosteus, ilmavuus eli hapen saatavuus ja lämpötila. Happamuus, ravinteisuus, suolapitoisuus ja kationinvaihtokapasiteetti luetaan kemiallisiin tekijöihin. Eloperäinen aines voidaan katsoa kuuluvan kemiallisiin tekijöihin, sillä se muun muassa tasapainottaa eri tekijöiden kuten pH:n, ravinteisuuden ja kosteuden vaihtelua. Edellä mainitut tekijät vaikuttavat siten kasvien kasvuun, maan eliöstön toimintaan ja muun muassa lahoamisen nopeuteen.

Peltomaan pintakerros on ravinteikkain ja biologisesti aktiivisin maan kerroksista (Rajala 2006). Suurin osa mikrobeista elää ylimmässä 0–30 cm maakerroksessa (Salkinoja-Salonen ym. 2002). Luonnonmukaisen maannoksen muodostuminen ja ominaisuudet riippuvat ilmastosta ja kasvillisuudesta, mutta peltomaiden maannokseen vaikuttavat myös erilaisten lannoitevalmisteiden lisääminen ja maanmuokkaus. Suomen maaperälle on ominaista happamuus sekä huuhtoutumis- ja rikastumiskerrokset, jotka muodostuvat lauhkeassa ilmastossa runsaiden sateiden, havumetsäkasvillisuuden karikkeen ja happamien kivilajien kuten graniitin seurauksena (USDA 1999, Salkinoja-Salonen ym. 2002).

Viljelysmaiden happamuutta säädellään kalkituksella. Suomessa viljelysmaiden happamuutta on saatu vähennettyä 1950-luvulta, jolloin pH oli keskimäärin 5,5 (Mäntylähti 2002). Nykyisin pH vaihtelee keskimäärin arvoissa 5,7–6,1 (Mäntylähti 2002). Peltomaan happamuus vaikuttaa muun muassa maan kationinvaihtokapasiteettiin eli ravinteiden varastointikykyyn, sillä pH:n noustessa maa varastoi helpommin ravinteita (Rajala 2006).

Multavuus määritellään sen mukaan, kuinka paljon pellon muokkauskerros sisältää orgaanista ainesta (runsas multainen, multava jne.). Maalajit jaetaan hiukkaskoon jakauman mukaisesti karkeisiin kivennäismaihin (51 % Suomen peltoalasta), savimaihin (33 % Suomen peltoalasta) ja eloperäisiin maihin (15 % Suomen peltoalasta) (Rajala 2006, MTT Taloustohtori 2011). Suomen viljelysmaiden yleisimpiä maalajeja ovat hiedat, hiesut (kivennäismaita), savimaat sekä multamaat (eloperäiset maat) (Mäntylähti 2002). Savimaissa ravinteiden varastointikyky on hyvä, mutta ne läpäisevät vettä huonosti, jolloin pellot voivat huonon ojituksen takia vettyä (Rajala 2006). Vettynyt

maa on herkkä eroosiolle ja siten ravinnehuuhtoumille. Karkeiden hieta- ja hiekkamaiden veden varastointikyky on heikko (Rajala 2006), jolloin esimerkiksi tulvavedet suotautuvat helpommin maahan, mikä lisää ravinteiden huuhtoutumisriskiä. Toisaalta hiekkasten viljelymaiden huono vedenvarastointikyky vaikeuttaa viljelyä maan kuivuessa. Hiedat ja multamaat ovat hyviä viljelysmaita kaikin puolin, mutta turvemaat voivat olla niukkaravinteisia (Rajala 2006).

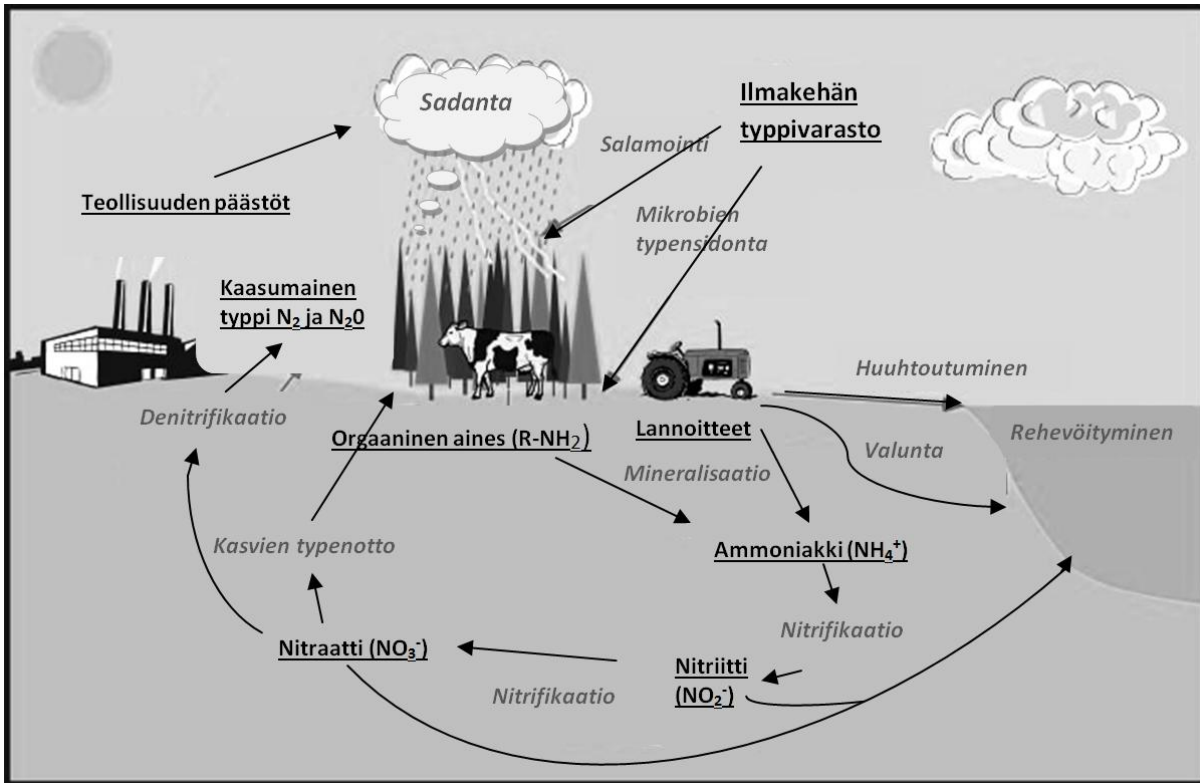
2.2.2. Typen kierto

Typpi on yksi yleisimpiä alkuaineita luonnossa. Typen kierto voidaan jakaa ilmakehässä, maaekosysteemeissä ja vesiekosysteemeissä tapahtuviin kiertoihin. Näihin kiertoihin kuuluu niin eliöiden sitoma ja luovuttama typpi, teollisuuden typen sidonta ja päästöt kuin vulkaanisten lähteidenkin päästöt ilmaan (kuva 1). Typen kierto maaperässä ja vedessä on monimutkainen johtuen typen mikrobiologisista muuntumisista kuten biologisesta typen sidonnasta, nitrifikaatiosta ja denitrifikaatiosta. Maaperän mikrobeilla onkin suuri merkitys maan laatuun ja viljavuuteen.

Ilmakehässä on noin 79 tilavuusprosenttia kaasumaista typpeä (N_2) (Jarvis 2000). Ilmakehä varastoi suurimman osan maailman tpeestä, vuosittain noin 4×10^{18} kg (Jarvis 2000). 1890-luvulta alkaen ihmistoiminnasta tulevan typen pitoisuus on kasvanut 1990-lukuun asti lähes kymmenkertaiseksi (1890-luku: 15×10^9 kg typpeä vuodessa ja 1990-luku: $1,4 \times 10^{11}$ kg typpeä vuodessa) (Widdison ja Burt, 2008). Ihmistoiminnan vaikutus typen kiertoon on ollut havaittavissa 1960-luvulta alkaen, kun väestömäärä ja sen myötä myös ruuan- ja energiantuotanto ovat kasvaneet merkittävästi (Widdison ja Burt, 2008). Fossiilisten polttoaineiden käyttäminen kasvattaa typpipäästöjä ja maataloudessa käytettävät epäorgaaniset lannoitteet ovat suurin syy typen pitoisuuden kasvuun vesistöissä. Polttoaineista peräisin olevat typen oksidit ja viljellyistä maista valuvat nitraatit päätyvät lopulta vesistöihin aiheuttamaan rehevöitymistä.

Kasvit ottavat typen juuriensa kautta yleensä yksinkertaisina orgaanisina molekyyleinä kuten aminohappoina, ureana (NH_2CONH_2) sekä ammonium- (NH_4^+) ja nitraattityyppinä (NO_3^-) (Jarvis 2000, Minorsky 2008). Nitriitti (NO_2^-) sen sijaan on kasveille ja mikro-organismeille toksinen (Havlin ym. 2005). Maahan ja biomassaan typpeä on sitoutuneena noin 6×10^{10} – $1,2 \times 10^{13}$ kg (Widdison ja Burt 2008, Barton ja Northup 2011). Epäorgaanisissa lannoitteissa typpi on kasveille käyttökelpoisessa muodossa, mutta orgaanisissa lannoitteissa olevan typen täytyy ensin

ammonifikaatiossa ja nitrifikaatiossa mineralisoitua epäorgaaniseen muotoon. Typpi sitoutuu eliöihin orgaanisiksi molekyyleiksi, kuten proteiineihin ja klorofylliin.



Kuva 1. Typen kierto (Muokattu Pidwirny 2006)

2.2.2.1. Kaasumaisen typpen sitoutuminen

Ilmakehän kaasumainen typpi voi sitoutua biologisessa tai abioottisessa typensidonnassa. Abioottista typensidontaa tapahtuu muun muassa salamoinnissa ja teollisuuden typpilannoitteiden tuottamisessa. Salamointi aiheuttaa typpikaasun (N_2) hapettumista, jolloin syntyy nitraattia (NO_3^-) (Minorsky 2008). Biologisessa typen sidonnassa pieneliöillä on tärkeä merkitys typen kierrossa. Siinä sitoutuvan typpen pitoisuus on arviolta $1,4 - 1,7 \times 10^{11}$ kg typpeä vuodessa (Jarvis 2000, Barton ja Northup 2011). Typensitojabakteerit pystyvät sitomaan ilmakehän typpeä N_2 ammoniakiksi (NH_3) (Atlas ja Bartha 1998). Muun muassa maalaji, rakenne, happamuus, lämpötila ja kosteus vaikuttavat siihen, paljonko kaasumaista typpeä sitoutuu biologisesti (McArthur 2006). Optimi maan lämpötila mikrobiaktiivisuudelle on $25 - 35$ °C (Havlin ym. 2005).

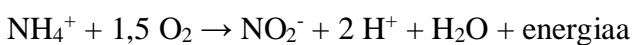
Nitrogenaasientsyymi on välttämätön typen pelkistymisessä typpikaasusta ammoniakiksi (Atlas ja Bartha 1998). Lisäksi typen sitominen vaatii paljon energiaa, jota monet bakteerit saavat

isäntäkasvista (McArthur 2006). Bakteerit voivatkin sitoa typpeä mutualistisessa suhteessa (molempia eliöitä hyödyttävässä suhteessa) kasvien kanssa tai olla vapaita typensitojia (Atlas ja Bartha 1998, Salkinoja-Salonen ym. 2002). Kasvien kanssa symbioosissa olevilla typpeä sitovilla bakteereilla on suurin merkitys typen sidonnassa (Atlas ja Bartha 1998). Palkokasveista esimerkiksi soijapapu, herne ja apila elävät symbioosissa typpeä sitovien bakteereiden kanssa. Yleisin typensitojabakteeri on juurinystyröitä palkokasveihin muodostava *Rhizobium*. Myös aktinomykeettisiin kuuluvat *Frankiat* sitovat typpeä muun muassa lepän (*Alnus*) ja paatsaman (*Rhamnus*) juurien nystyröistä (Jarvis 2000).

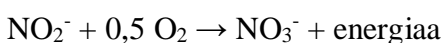
Vaikka vapaita typensitojabakteereita on yleisesti maaperässä, niiden sitoman typen pitoisuus symbioosissa eläviin bakteereihin on verrattuna vähäinen (Atlas ja Bartha 1998). Muun muassa *Azotobacter* on vapaa typensitoja ja heterotrofisena ottaa hiiliravintonsa maasta orgaanisina yhdisteinä. Autotrofeja eli hiilidioksidia energianlähteenään käyttäviä vapaita typensitojia ovat muun muassa syanobakteerit (*Anabaena*, *Nostoc* ym.) (Atlas ja Bartha 1998). Assosiatiiivinen typensidonta tapahtuu kasvien ritsosfäärissä, jossa bakteeri saa ravintonsa kasvin juurieritteistä. Erityisesti heinä- ja ruohokasvien juuristoissa on huomattu olevan näitä assosiatiiivisesti typpeä sitovia bakteereita kuten *Azospirillum* ja *Enterobacter* -sukujen bakteereita (Salkinoja-Salonen ym. 2002).

2.2.2.2. Ammonifikaatio ja nitrifikaatio

Orgaanisen aineksen hajoamisen yhteydessä tapahtuvassa ammonifikaatiossa bakteerit hapettavat maaperän orgaanisia tyyppiyhdisteitä, jolloin NH_4 -ryhmä irtoaa molekyylistä (Atlas ja Bartha 1998, McArthur 2006). Reaktiossa syntynyt typpi on kiinnittynään ammoniakissa (NH_3) tai ammonium-ionissa (NH_4^+) (McArthur 2006). Ammonifikaatio on oikeastaan vain välivaihe reaktioketjussa, jossa seuraavaksi nitrifikaatiossa ammoniakki muuttuu nitraatiksi hapellisissa olosuhteissa. Muun muassa hyvin tunnetut *Nitrosomonas*-bakteerit muuttavat nitrifikaatiossa ammoniumin nitriitiksi (kaava 1.), jonka *Nitrobacter*-bakteerit edelleen muuttavat nitraatiksi (kaava 2.). (Atlas ja Bartha 1998, McArthur 2006).



Kaava 1.

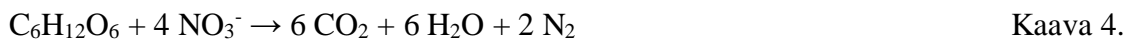


Kaava 2.

Nitrifikaatio-reaktioon vaikuttavat happi- ja nitraattipitoisuus, sekä lisäksi bakteereiden saatavilla olevan hiilen määrä, jota ne tarvitsevat energialähteeksi. Kylmä ilmasto hidastaa mikrobien toimintaa, mikä hidastaa sekä orgaanisen aineksen hajotusta että nitrifikaatiota, minkä takia lauhkeassa ilmastossa typpi mineralisoituu hitaasti (Atlas ja Bartha 1998). Nitrifikaatiota ei siis tapahdu happamassa alle 4,5 pH:ssa, vähähappisessa, liian viileässä tai kuivassa maassa (Havlin ym. 2005). Toisaalta taas sopivan kosteassa, lämpimässä 25–35 °C:ssa ja happipitoisessa maassa on suhteessa enemmän nitraattia kuin ammoniumia (Havlin ym. 2005). Syntyvä nitraatti on altis huuhtoutumiselle, koska se on vesiliukoinen ja varaukseltaan negatiivinen, jolloin sitoutumista maaperän negatiivisille hiukkaspinnoille ei tapahdu. Toisaalta myös maalaji vaikuttaa yhdisteiden pidättyvyyteen, sillä esimerkiksi ammoniakkin ja ammoniumin pidättyvyys kasvaa savespitoisuuden kasvaessa (Havlin ym. 2005). Nitrifikaation tapahtumaketjusta huomataan myös, että sillä on maata happamoittava vaikutus, koska sen lopputuloksena syntyy H⁺-ioneja.

2.2.2.3. Denitrifikaatio

Hapen puute altistaa denitrifikaatiolle ja typen häviämiseen. Siten nitraatti on altis häviämislle peltomaassa, joka on tiivistynyt tai jonka vesipitoisuus huokosissa nousee yli 60 %. Näissä maissa on usein vähän vapaata happea saatavilla ja mikrobit turvautuvat kemiallisesti sidottuun happeen (Havlin ym. 2005). *Bacillus*, *Paracoccus* ja *Pseudomonas* – bakteerit denitrifikoivat hapettomissa olosuhteissa ja pelkistävät nitraattia ja nitriittiä, jolloin lopputuotteena syntyy typen oksideja ja typpikaasua (kaavat 3 – 4) (Atlas ja Bartha 1998).



Denitrifikaatio riippuu myös maan lämpötilasta ja pH:sta, sillä mikro-organismien toiminta heikkenee alle 5 pH:ssa ja alhaisessa lämpötilassa (Amha ja Bohne 2011, McArthur 2006). Siten pH:n kasvaessa typpipäästöt ilmaan kasvavat ja 25–60 °C:ssa denitrifikaatio on suurinta. Denitrifikaation kasvaessa maaperän typpivarasto heikkenee, jolloin myös kasvien saatavilla olevan typen pitoisuus vähenee, mikä vaikuttaa kasvien kasvuun. Siten maaperän olosuhteilla on merkittävä vaikutus maaperän ravinteikkuuteen. Maasta vapautuu typpeä arviolta 1–1,6 x 10¹¹ kg vuosittain denitrifikaatiolla (Jarvis 2000; Widdison ja Burt 2008). Myös merestä vapautuu ilmaan

tyypeä denitrifikaatiolla ja arvioitu pitoisuus on vuosittain noin $3\text{--}8 \times 10^{10}$ kg, mikä on hieman vähemmän kuin maasta (Jarvis 2000; Widdison ja Burt 2008).

2.3. ORGAANISTEN LANNOITEVALMISTEIDEN KÄYTTÖ

2.3.1. Hyödyntäminen maataloudessa

Lietteitä voidaan hyödyntää maataloudessa maanparannusaineena, viherrakentamiseen, maisemointiin tai energian lähteenä polttamalla tai biokaasun tuotannossa. Jätevedenpuhdistamoilla puhdistamolietettä syntyi vuonna 2012 Suomessa märkäpainona mitattuna reilu miljoona tonnia (Tilastokeskus 2014) ja vuosittain sitä muodostuu keskimäärin 840 000 tonnia (Pöyry 2007). Kuiva-aineeksi muutettuna puhdistamolietettä syntyi 141 200 tonnia vuonna 2012 (Tilastokeskus 2014) ja Pöyryn (2007) arvion mukaan sitä muodostuu vuosittain hieman enemmän, noin 160 000 tonnia. Jätevedenpuhdistamoiden lisäksi lietteitä syntyy maataloudessa, teollisuudessa, kuten elintarviketeollisuudessa, metsäteollisuudessa sekä haja-asutusalueilla sako- ja umpikaivolietteitä (Pöyry 2007). Maatalous on kuitenkin merkittävin lietteen tuottaja, koska Suomessa karjanlantaa syntyy maatiloilla vuosittain arviolta noin 20 miljoonaa tonnia (Pöyry 2007). Vuosittain elintarviketeollisuudessa ja haja-asutusalueilla syntyvien lietteiden yhteismäärä on noin 310 000 tonnia (Pöyry 2007), mikä on alle kolmasosa vuosittain syntyvästä puhdistamolietteestä. Elintarviketeollisuuden jätevesistä osa kuitenkin johdetaan suoraan jätevedenpuhdistamolle, jolloin syntyvät lietteet lasketaan puhdistamolietteiksi (Pöyry 2007).

Vaikka puhdistamoliete sisältää orgaanista aineista ja ravinteita, niin Suomessa suurin osa puhdistamolietteestä hyödynnetään muuhun kuin maanviljelykseen kuten viherrakentamiseen kaatopaikoille tai muualle sekä energianlähteenä (Tilastokeskus 2014, Laitinen ym. 2014). Puhdistamolietteen käyttö maataloudessa on vähentynyt 1990-luvulta vuoteen 2012 (Tilastokeskus 2014, Laitinen ym. 2014). Vuonna 2011 puhdistamolietteen hyödyntäminen oli enää 3 % muodostuneen puhdistamolietteen määrästä (Laitinen ym. 2014). Monessa muussa EU-maassa puhdistamolietteestä hyödynnetään huomattavasti suurempi osuus maataloudessa (Milieu ym. 2010). Esimerkiksi Saksassa hyödynnettiin 59 % puhdistamolietteestä maataloudessa vuonna 2005 (Milieu ym. 2010). Puhdistamolietteen hyödyntämisen väheneminen Suomessa saattaa johtua muun muassa kiristyneestä lainsäädännöstä puhdistamolietteen ja maaperän sisältämien haitallisten metallien ja maaperän happamuuden osalta. Lisäksi lietteiden käsittelymenetelmät saattavat nostaa

käsittelykustannuksia. Toisaalta myös puhdistamolietteen ympärivuotinen tuotanto vaikeuttaa sen hyödyntämistä maanviljelyksessä, joka on Suomessa hyvin kausiluontoista. Lainsäädännössä on tiukennettu lannoitteiden varastoimista paljaalla maalla, mikä siirtää varastointiongelman myös tuottajalle, jos maanviljelijät eivät voi itse käytännössä varastoida tuotteita ennen levittämistä peltomaalle.

2.3.2. Lannoitus- ja maanparannusvaikutus

Orgaanisen aineksen lisääminen maahan orgaanisten lannoitevalmisteiden muodossa parantaa muun muassa maan rakennetta, vesitaloutta, orgaanisen hiilen ja ravinteiden määrää sekä mikrobien aktiivisuutta (Ferrerias ym. 2006). Mikanovan ym. (2009) tutkimuksessa *Azotobakteerin* (vapaa typensitoja bakteeri) määrä ja nitrogeenaasiensyömin aktiivisuus olivat korkeimmillaan maassa, jota oli lannoitettu lannalla. Orgaanisen lannoitteen käytön puolesta puhuu myös Kahiluodon ym. (2015) tutkimus. Kahiluoto ym. (2015) huomasivat, että kompostoidussa lannassa sekä mädätetyssä lietteessä, johon oli lisätty happoja ja hapettimia, fosfori oli käyttökelpoisempi kasveille kuin epäorgaanisessa NPK-lannoitteessa. Tämä johtuu todennäköisesti siitä, että happamassa maassa, jossa on vähän fosforia, epäorgaaninen fosfori sitoutuu nopeasti mm. raudan oksideihin, ja joutuu siten kasvien ulottumattomiin (Kahiluoto ym. 2015). Toisaalta orgaanisen lannoitteen käsittely mädättämällä saattaa vähentää kasveille käyttökelpoisen fosforin (kasvien ottama fosfori + maan $P_{H_2O\ 1:5}$ + maan $P_{H_2O\ 1:60}$ + maan P_{NaHCO_3} + maan P_{NaOH}) saatavuutta, koska käsittelyssä lannoitteen johtokyvyn noustessa myös maahan humukseen ja humushappoihin sitoutuvan fosforin osuus nousee (Kahiluoto ym. 2015). Mikä tahansa orgaaninen lannoite ei siis välttämättä ole paras mahdollinen lannoituksen kannalta eikä myöskään pelkän orgaanisen lannoitteen lisääminen tuota parhaita mahdollista tuottoa rehtilalla (Kahiluoto ym. 2015, Siguan ym. 2005). Siguan ym. (2005) tutkimuksessa sekä puhdistamolietteen että mineraalilannoitteen (tässä ammoniumnitraatin) lisääminen maahan antoi parhaimman rehuntuoton. Toisaalta taas Marinari ym. (2009) tutkimuksessa sekä mineraalilannoite (NH_4NO_3) että stabilisoitu lietelanta ja matokomposti kasvattivat maan huokoisuutta, entsyymiaktiivisuutta ja hiilidioksidin tuotantoa. Tuloksia selittää se, että orgaaninen lannoite stimuloi suoraan maan biologista aktiivisuutta, kun taas mineraalilannoite kasvattaa maan orgaanisen aineksen mineralisaatiota ja siten edistää maan biologista aktiivisuutta (Marinari ym. 2009). Marinarin ym. (2009) tutkimuksessa käsitelty lietelanta nosti maan huokosten kokoa enemmän kuin mineraalilannoitus. Orgaaninen aineksen lisääminen maahan voikin parantaa

maan rakennetta, vesitaloutta ja ilmavuutta enemmän kuin pelkkä mineraalilannoitus. Sebilon ym. (2013) tutkimuksen mukaan orgaaninen aines toimii maassa myös pitkäaikaisena typpivarastona. Orgaanisen aineksen lisääminen voikin ehkäistä maan nitraattien valumista pinta- ja pohjavesiin vähentäen rehevöitymistä ja saastumista (Sebilo 2013).

Puhdistamolietteeseen voidaan sekoittaa ennen käyttöä muita orgaanisia materiaaleja (turve, lanta, hake, biojäte ym.), joilla pyritään muun muassa parantamaan lietteen koostumusta. Eri tutkimusten mukaan puhdistamolietteiden ja tuotettujen puhdistamolietepohjaisten lannoitevalmisteiden ravinnepitoisuudet ja -suhteet vaihtelevat siten tuotantotavan, käytettyjen raaka-aineiden ja muun muassa varastoinnin kestosta riippuen (Taulukko 1). Puhdistamolietepohjaisten lannoitevalmisteiden kokonaistypen ja -fosforin suhde on lähes 1:1 (Sigua ym. 2005, Tontti ym. 2011 ja Tontti ym. 2012), vaikka joissain tuotteissa fosforipitoisuus on pienempi (Mantovi ym. 2004 ja Marttinen ym. 2013). Taulukkoon 1. koottujen lannoitevalmisteiden kokonaistypen pitoisuus on pienin kuivaamattomassa mädätteessä (2 g/kg kuiva-ainetta) ja suurin kuivarakeessa (52 g/kg kuiva-ainetta). Fosforin pitoisuus vaihtelee 1 - 41 g/kg kuiva-ainetta. Puhdistamolietteisä typpi ja fosfori ovat suureksi osaksi sitoutuneena orgaaniseen ainekseen eivätkä ne siten ole suoraan kasvien käytettävissä. Typpi muuntuu maaperässä ammonifikaation ja nitrifikaation seurauksena käyttökelpoiseen muotoon. Mineralisoitumisessa voi kestää jopa vuosia (Sigua ym. 2005), jolloin typpeä varastoituu maahan.

Taulukko 1. Käsiteltyjen puhdistamolietepohjaisten lannoitevalmisteiden ravinnepitoisuudet (g/kg kuiva-aineessa).

LANNOITEVALMISTE	TYPPI (N)		FOSFORI (P)		KALIUM (K)	lähdeviite
	kok.	liuk.	kok.	liuk.	kok.	
Mädätetty ja aumakompostoitu liete-olkiseos 9:1	15	2	1		1	Mantovi ym. 2004
Kuivaamaton mädätetty liete-olkiseos 9:1	2	1	1		1	
Mädätetty liete-olkiseos 9:1	10	1	4		2	
Kuiva-jae (termisesti käsitelty liete)	10		6	0	1	Marttinen ym. 2013
Kuivarae (termisesti kuivattu liete)	30		9	0	2	
Mädätetty, kalkkistabiloitu ja kuivattu liete	39		33		3	Sigua ym. 2005
Kompostoitu liete, pH 7	48		25		3	
Mädätetty ja kalkkistabiloitu liete, pH 11	40		22		3	
Kompostoitu liete (1:3 biojätettä, 2:3 mädätettyä puhdistamolietettä)	23-35	1-5	16-20	0	3-5	Tontti ym. 2011
Mädätetty ja kuivattu liete	35	4	32		8	Tontti ym. 2012
Maanparannuskomposti (mädätetty ja tunnelikompostoitu liete+turve-seos)	20	2	16	0	3	
Mädätysjäännös (temofillisesti mädätetty ja kuivattu liete)	25	3	21	0	4	
Kuivarae (mädätetty ja termisesti pelletöity, ureatäydennetty liete)	52	5	41	1		

2.3.3. Ravinnekuormitus vesistöihin

Suomen ympäristökeskus on arvioinut, että puolet vesistöjen typpikuormituksesta on peräisin maataloudesta, sekä peltoviljelystä että kotieläintuotannosta (Miettinen 2014). Maatalouden typpikuormitus on tällöin 30 200 tonnia vuodessa (SYKE 2014). Typen huuhtoutumiseen pelloilta vaikuttavat erityisesti runsaat sateet ja sulamisvedet sekä peltojen kaltevuus ja lannoituksen määrä (Ylivainio 2002). Lisäksi huuhtoumaan voivat vaikuttaa viljeltävä kasvi, maan muokkaus ja maaperän laatu (maan fysikaaliset, biologiset ja kemialliset ominaisuudet) kuten maan orgaanisen aineksen määrä ja vedenpidätyskyky (Ylivainio 2002).

Typpi on kasvien pääravinteita, jolloin sen lisääntyminen vesistöissä aiheuttaa yleisesti rehevöitymistä. Epäorgaanisissa lannoitteissa typpi on kasveille suoraan käytettävässä muodossa nitraatteina ja ammoniumina, mutta orgaanisissa lannoitteissa olevan typen täytyy ensin mineralisoitua, mikä hidastaa typen huuhtoutumista (Sigua ym. 2005). Typpiyhdisteet kuten nitraatti ja ammonium liukenevat helposti veteen. Rungas nitrifikaatio voi kasvattaa typen huuhtoutumisriskiä, jos kasvit eivät ehdi sitomaan kaikkea muodostuvaa nitraattia. Kasvien typen tarpeen kannalta hidas mineralisaatio voi vaikeuttaa typen saantia ja typpilannoituksen tarpeen arvioimista. Typen vesiliuokset ovat myös happamia, jolloin lannoitteista valuvat ravinteet voivat aiheuttaa luonnon happamoitumista (Atlas ja Bartha 1998, Minorsky 2008).

Orgaanisten lannoitteiden kuten lannan käyttäminen ei välttämättä kuitenkaan suoraan lisää typen valumista vesistöihin. Smith ym. (2007) tutkimuksessa vertailtiin epäorgaanisen lannoitteen, sianlannan ja siipikarjan kuivikelannan vaikutuksia huuhtoutuvan veden fosforin ja typen pitoisuuksiin, keinotekoisien vesisateen jälkeen. Riski veden laadun heikentymiseen, erityisesti fosforin ja ammoniumin huuhtoutumiseen, oli suurin päivä sen jälkeen, kun sianlantaa oli levitetty pelloille. Sianlannan lietemäisyys vaikeutti sen suotautumista syvemmälle maahan, koska se muun muassa tarttuu herkästi pellolla oleviin olkiin (Smith ym. 2007). Toisaalta epäorgaanista lannoitetta käyttäessä oli vielä 29 päivän jälkeenkin lievästi kohonnut riski veden laadun heikentymiseen, erityisesti liukoisen fosforin huuhtoutumiseen. Ammoniumtypen pitoisuudet olivat kohonneet epäorgaanisella lannoitteella lannoitetussa maan sadevedessä ensimmäisen ja neljännen päivän sadetuksen jälkeen ja sianlannalla lannoitetussa maassa ensimmäisen päivän sadetuksen jälkeen. Nitraatin huuhtoutuminen ei Smithin ym. (2007) tutkimuksessa ollut merkittävä riski veden laadulle. Orgaanisen typen täytyykin mineralisaatioissa ja nitrifikaatioissa muuntua liukoiseen

muotoon, jotta huuhtoutumista tapahtuisi. Orgaanisten lannoitevalmisteiden kuivaaminen korkeaan kuiva-ainepitoisuuteen lisää niiden kykyä kiinnittyä maaperään, mikä vähentää ravinteiden huuhtoutumista.

Maan tiivistyminen estää veden imeytymisen maahan ja lisää siten pintahuuhtoutumisen ja eroosion riskiä. Toisaalta pelloilla maanmuokkauksen vähentäminen syksyllä voi pienentää ravinnepestäjä vesistöihin (Koskiahon ym. 2002). Koskiahon ym. (2002) tutkimuksessa eroosio oli suurempaa, kun peltoa kynnettiin syksyisin kuin, että se olisi äestetty. Tutkimuksessa kerättiin tietoa pintahuuhtoutumien ja salaojituksen kautta kulkevan veden laadusta useampana vuotena. Tutkijoiden mukaan yksi syy suurempaan nitraattitypen huuhtoutumiseen kynnettyltä pellolta (kynnettyllä pellolla kokonaistyppeä 7,2 kg/ha/v vertaa äestetyllä pellolla 4,6 kg/ha/v) saattoi olla se, että kynnetyssä pellossa on aerobisemmat olosuhteet ja siten suurempi nitrifikaatio ja nitraatin huuhtoutuminen (Koskiahon ym. 2002). Toisaalta vesistöjen viereen perustetuilla suojavyöhykkeillä voidaan estää kynnettyltä pellolta valuvien ravinteiden pääsy vesistöön (Uusi-Kämpä 2010).

Ravinteiden valumista vesistöihin ja dityppioksidipäästöjä ilmaan voidaan vähentää myös puupohjaisen biohiilen lisäämisellä maahan (Kettunen ja Saarnio 2013, Yao ym. 2012, Laird ym. 2010) Kettusen ja Saarnion (2013) mukaan biohiili todennäköisesti sitoo nitraattia ja siten myös ehkäisee denitrifikaatiota. Biohiilen eri ravinteiden sitomiskyky kuitenkin vaihtelee ja valittu biohiilityyppi vaikuttaa absorptioon (Yao ym. 2012). Yaon ym. (2012) tutkimuksessa tutkitut biohiilet sitoivat vähän tai ei ollenkaan nitraattia ja fosfaattia vesiliuoksesta. Niiden sijaan biohiili kykeni sitomaan vesiliuoksesta ammoniumia (Yao ym. 2012). Kuitenkin hiekkaisessa maaperässä puupohjainen (engl. Peanut hull ja Brazilian pepperwood) biohiili vähensi merkittävästi niin nitraatin, ammoniumin kuin fosfaatinkin pitoisuuksia huuhtoumassa (Yao ym. 2012).

2.3.3.1. Nestettä sitovat materiaalit

Jos orgaanisia lannoitevalmisteita halutaan varastoida pellolla ennen levitystä, tulee nitraattiasetuksen mukaisesti lannoiteaumasta maahan pääseviä valumia ehkäistä levittämällä auman pohjalle vähintään 20 senttimetrin kerros nestettä sitovaa materiaalia (VNa 1250/2014). Lisäksi varastoitavan tuotteen kuiva-ainepitoisuus täytyy olla vähintään 30 prosenttia. Nestettä sitovia materiaaleja on tutkittu jonkin verran eläintilojen pannojen ja kuivikkeen yhteydessä. Lannoitteiden vaikutusta huuhtoumiin on tutkittu lähinnä levityksen jälkeen, mutta vähemmän

lannan tai muiden orgaanisten lannoitevalmisteiden peltovarastoinnin ja lannoiteauman eli ns. lannoitepatterin vaikutusta maaperään ja ravinteiden huuhtoutumiseen.

Shah ym. (2009) tutkivat kalkkunan kuivikelannan varastoinnin vaikutusta alla olevaan maaperään, jota ei ollut lannoitettu aikaisemmin. Tutkimus tehtiin Yhdysvaltain itäosassa ja maaperä oli hiesuista ja savista hiekkamaata (engl. typic paleudults). Kuivikelanta-aumaa patteroitiin pellolla paljasta maata vasten, jolloin kuivikelannasta voi valua maahan ja pohjaveteen ravinteita ja raskasmetalleja. Shah ym. (2009) patteroivat ensin kesällä kuivikelantaa 162 päivää, kunnes siirsivät kesän kuivikelannat pois ja kasasivat talven ajaksi (162 päiväksi) uudet patterit kesäajan patterien paikoille. Tulosten mukaan kuivikelantapattereiden alapuolella maa oli kosteampaa ja lämpöisempää kuin sään vaihteluille altistunut maa (Shah ym. 2009). Tutkimuksessa myös ammoniumtypen sekä nitraattitypen pitoisuudet nousivat kuivikelantapatterien alapuolella kumpanakin ajankohtana. Ammoniumtypen pitoisuus oli huhtikuussa ylimmässä 30,5 cm kerroksessa 184-kertainen ja 30,5–61 cm kerroksessakin vielä 62-kertainen vertailumaahan verrattuna. Kokonaistypestä ammoniumtypettä oli suurempi osuus, mikä kertoo sen valumisesta kuivikelannasta (Shah ym. 2009). Myös ammoniumin pienempi pitoisuus talvella kuin kesällä kertoo todennäköisestä denitrifikaation vaikutuksesta (Shah ym. 2009). Tutkimuksessa ei kuitenkaan tutkittu kuivikepatterista todennäköisesti laajemmalle alueelle tapahtuvaa ravinteiden valumista, mutta kohonneet pitoisuudet aumojen alapuolen maaperässä viittaavat riskin olemassaoloon.

Kiljala ym. (2002) tutkivat kate- ja pohjamateriaalina käytetyn turpeen vaikutusta olkilantapattereiden ravinnehuuhtoumiin kolmena varastointivuotena 1997–1999. Kaikki patterit pohjustettiin muovipeitteellä ja salaojaputkilla, joiden kautta pattereiden valumavedet kerättiin. Osa pattereista katettiin ja/tai pohjustettiin rahkaturpeella. Kiljalan ym. (2002) tutkimuksen mukaan 15 cm:n turvekerros lantapatterin alla vähentää typen ja muiden ravinteiden huuhtoutumista. Rahkaturpeen huokoisen rakenteen takia sen vedenpidätyskyky on suuri ja rakenteen kestävyys johdosta se pystyy puristuksessakin pidättämään ravinteita (Iivonen 2008). Sen sijaan pattereiden kattamisesta ei välttämättä saada merkittävää hyötyä ravinteiden huuhtoutumisen osalta, mutta on todennäköistä, että ammoniakkin haihtumista sillä voidaan pienentää (Kiljala ym. 2002). Turvetta käytetäänkin yleisesti oljen, sahanpurun ja kutterinlastun ohella kuivikkeena kotieläintiloilla sen hygieenisyyden, ammoniakinsitomiskyvyn ja korkean nesteidenpidätyskyvyn takia (Iivonen 2008).

Turpeen käyttämisen puolesta kertoo myös Airaksisen ym. (2001) tutkimus. Airaksinen ym. (2001) tutkivat erilaisten kuivikemateriaalien laatua, kykyä absorboida hevosen urean sisältämää

ammoniakkia ja pidättää kosteutta hevosen pilttuussa. Materiaaleina käytettiin rahkaturvetta, hamppua, pellavaa, sahajauhoja, olkea, silputtua sanomalehtipaperia ja näiden sekoituksia. Vaikka Airaksisen ym. (2001) tutkimuksen mukaan materiaalien kyvyssä absorboida ammoniakkia ja pidättää vettä ei ollut merkittäviä eroja, parhaiten vettä pidättivät sahanpuru ja rahkaturve, kun taas oljella vedenpidätyskyky oli heikoin. Kompostoitua rahkaturvetta sisältävä kuivikelanta säilöi myös vesiliukoista typpeä eniten (Airaksinen ym. 2001).

2.3.4. Typpipäästöt ilmaan

Vesistökuormituksen lisäksi maataloudesta pääsee ilmaan typpikaasuja. Ammoniakkipäästöistä maatalouden osuus on 90 % ja dityppioksidin osalta osuus on noin 50 % Suomen ko. päästöistä (Grönroos ym. 2009). Ammoniakkipäästöt tulevat lähinnä karjanlannasta (Grönroos ym. 2009). Toisaalta typpeä vapautuu myös denitrifikaation kautta ilmaan. Senbayram ym. (2009) huomasivat tutkimuksessaan, että biokaasutehtaassa, jossa mädätettiin maissia, sivutuotteena syntyvällä käymisjätteellä lannoitettu laidunmaa kasvatti dityppioksidipäästöjä enemmän verrattuna mineraalityppilannoitettuun laidunmaahan. Sen sijaan biokaasujätteellä ja karjan lietteellä ei ollut merkittävää eroa päästöissä. Tosin on huomattava, että maaperän ympäristöolosuhteet vaikuttavat merkittävästi typpipäästöihin, ja Senbayram ym. (2009) tutkimuksessa todettiin, että maaperän runsas kosteus kasvattaa merkittävästi denitrifikaatiota ja siten typpipäästöjä. Toisaalta Ding ym. (2013) Kiinassa lähes vuoden kestäneen tutkimuksensa tulokset olivat päinvastaiset Senbayramin ym. (2009) tuloksiin nähden. Ding ym. (2013) tutkimuksessa N₂O-päästöt korreloivat maaperän lämpötilan kanssa mutteivat kosteuden kanssa. Vaikka myös Kettusen ja Saarnion (2013) tutkimuksessa biohiilen lisääminen maahan lisäsi maan kosteuspitoisuutta, eivät dityppioksidipäästöt kasvanee. Biohiili todennäköisesti sitoo nitraattia ja siten ehkäisee denitrifikaatiota (Kettunen ja Saarnio 2013). Ding ym. (2013) suosittelevat, että dityppioksidipäästöjä voisi vähentää lisäämällä sekä orgaanista lannoitetta (tässä tutkimuksessa kompostia) että epäorgaanista lannoitetta maahan, koska NPK-lannoitus kasvatti päästöjä suhteessa enemmän kuin pelkkä orgaaninen lannoitus.

2.3.5. Raskasmetallit, haitalliset orgaaniset yhdisteet ja lääkeaineet

Puhdistamolietteiden, biojätteen ja muiden biohajoavien sivutuotteiden ravinteiden kierrättäminen ei ole ongelmatonta, sillä materiaali ei aina ole puhdasta raskasmetalleista, haitallisista orgaanisista yhdisteistä (Harrison ym. 2006, Smith 2009a, Smith 2009b) tai lääkeaineista (Olofsson 2012, Marttinen ym. 2014). Raskasmetalleja kulkeutuu jätevesiin kotitalouksista, sairaaloista, teollisuudesta (Olofsson ym. 2012) kuin hulevesistäkin (Kuntaliitto 2012). Jätevesistä haitta-aineet voivat päätyä puhdistamolietteeseen ja sitä kautta tuotettuihin lannoitevalmisteisiin. Lannoitevalmisteissa esiintyessään haitalliset epäpuhtaudet voivat päätyä maaperään, vesistöihin, kasveihin ja ravintoketjussa lopulta ihmiseen. Monet raskasmetallit kuten kadmium ovat jo pieninä pitoisuuksina haitallisia sekä ihmisille että eläimille (IPCS 2005). Maa- ja metsätalousministeriön asetuksessa lannoitevalmisteista (24/11) määritellään raskasmetallien ja muiden haitta-aineiden suurimmat sallittavat pitoisuudet. Evira valvoo lannoitevalmisteissa olevien haitallisten metallien, taudinaiheuttajien ja muiden epäpuhtauksien (mm. roskat) pitoisuuksia ja asettaa tarvittaessa valmisteen käyttö- tai markkinointikieltoon (Evira 2003).

Puhdistamolietteen käyttämiselle voi muodostua esteeksi erityisesti liian korkeat raskasmetallipitoisuudet (Laitinen 2014). Suomessa metallien pitoisuudet puhdistamolietteessä ovat kuitenkin vähentyneet merkittävästi (Lehto ym. 2013) ollen vuonna 2012 keskimäärin 10 mg/kg, kun 90-luvun alussa pitoisuudet olivat yli 110 mg/kg (Laitinen ym. 2014). Vuonna 2013 Evira ei antanut yhdellekään puhdistamolietettä sisältävälle lannoitevalmisteelle kielteistä päätöstä liiallisten metallipitoisuuksien takia (Evira 2014c). Kokonaisuutenakin kieltopäätösten kokonaismäärä on vähentynyt 2009 – 2013 (Evira 2014c, Evira 2013). Myös Olofsson ym. (2012) huomasivat, että Ruotsissa puhdistamolietteen metallien ja haitallisten orgaanisten yhdisteiden pitoisuudet suurelta osin laskivat jo seitsemänä tutkimusvuotena johtuen todennäköisesti ihmiselle ja ympäristölle vaarallisten aineiden, esimerkiksi POP- ja PFOS-yhdisteiden, käytön vähentämisestä lainsäädännön keinoin. Suomessa Marttinen ym. (2014) tutkivat biokaasulaitosten lopputuotteiden käyttämistä maataloudessa ja totesivat, että niistä ei ole merkittävää riskiä elintarvikkeiden turvallisuudelle, koska tuotteiden sisältämien haitta-aineiden pitoisuudet ovat pieniä. Myöskään Halisen ym. (2006) tutkimuksessa biojäte-lietekompostilla ei havaittu olevan haitallisia vaikutuksia maahan hygieenisen laadun, raskasmetallien tai biologisen toiminnan osalta. Siguan ym. (2005) tekemässä monivuotisessa tutkimuksessa käytettiin puhdistamolietettä lannoitteena kolmena vuotena peräkkäin pitäen sitten kaksi vuotta taukoa. Tutkijat totesivat, että käytäntö voisi olla hyväksi, koska silloin typen pitoisuudet tai lietteen sisältämien metallien pitoisuudet eivät kasva liian suuriksi

maaperässä. Maan pH:n säätäminen korkeammaksi on myös keino saada raskasmetallien liukeneminen ja kasveihin siirtyminen vähäisemmäksi (Sniffer 2008, Smith 2009b). Sniffer (2008) suosittelevat tällöin, että maan pH:n tulisi olla yli 5, jos maahan halutaan levittää puhdistamolietettä.

Haitallisten orgaanisten yhdisteiden pitoisuutta lannoitevalmisteissa ei ole rajoitettu Suomen kansallisessa lainsäädännössä. PCB-yhdisteiden käyttö on kielletty Suomessa vuonna 1990. Saksassa on annettu raja-arvot lannoitevalmisteiden sisältämille PCB-yhdisteille ja dioksiineille, ja Ranskassa PAH- ja PCB-yhdisteille (Milieu ym. 2010). Valtioneuvoston asetuksessa vesiympäristöille vaarallisista ja haitallisista aineista (1022/2006) säädetään haitallisten aineiden pitoisuuksista pintavesissä ja tarkkailusta, jotta niitä ei pääse pohjavesiin. Koska lannoitevalmisteet voivat sisältää vesiympäristöille vaarallisia aineita (Harrison ym. 2006, Olofsson 2012), vaikkakin pieninä pitoisuuksina, olisi tutkittava olisiko myös Suomessa tarvetta säännöllisesti mitata myös muiden haitallisten aineiden kuin raskasmetallien pitoisuuksia. Toisaalta lietteiden levittämistä säädelään lainsäädännössä, millä pyritään ehkäisemään ravinteiden liiallinen valuminen ympäristöön, ja jolla vaikutetaan myös haitallisten aineiden valumiin.

3. TUTKIMUKSEN TAVOITTEET

Pro Gradu on osa neljä vuotta (2011 – 2014) kestänyttä Luonnonvarakeskuksen (ent. Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus) ja Itä-Suomen yliopiston yhteistyöhanketta ”Orgaaniset lannoitevalmisteet lähialueiden tilojen käyttöön” eli LeviLogi-hanketta.

Pro Gradu -työn tavoitteena on

- tarkastella pellolla varastoitujen orgaanisten lannoitevalmisteiden mikrobiologista laatua varastoinnin jälkeen.
- selvittää orgaanisten lannoitevalmisteiden peltovarastoinnin aiheuttamaa ravinnekuormitusta
 - erityisesti maaperän typpipitoisuuksia lannoitepatterin alta vertikaalisesti sekä typen valumista horisontaalisesti että ajan kuluessa.
 - ja lisäksi tutkia lannoitepatterin peittämisen ja pohjamateriaalin vaikutusta maaperän typpipitoisuuksiin.

4. AINEISTO JA MENETELMÄT

4.1. ORGAANISET LANNOITEVALMISTEET

Tutkimuksessa mukana olleita puhdistamolietepohjaisia orgaanisia lannoitevalmisteita tuotettiin ja varastoititiin neljän maakunnan alueella Kaakkois-Suomessa, Uudellamaalla, Etelä-Pohjanmaalla ja Pohjois-Pohjanmaalla. Kaakkois-Suomessa valmistettiin kuivattua ja lietemäistä mädätysjäännöstä, Uudellamaalla maanparannuskompostia, Etelä-Pohjanmaalla maanparannusraetta (kuivarae) sekä Pohjois-Pohjanmaalla kemiallisesti hapetettua puhdistamolietettä. Maanparannuskompostin ja -rakeen sekä mädätysjäännöksen kokonaistypen ja -fosforin suhde oli likimain 1:1 (taulukko 2). Kemiallisesti hapetetussa puhdistamolietteessä (Kemicond) kokonaistypen ja -fosforin suhde oli 2:1 (taulukko 2). Lannoitevalmisteiden happamuus vaihteli melko happamasta (5,9) hyvinkin emäksiseen (8,3).

Taulukko 2. Orgaanisten lannoitevalmisteiden laatu tuoteselosteissa kuvattuna: ravinne- ja kuiva-ainepitoisuus, tilavuuspaino ja pH. Viiva (—) = ei tietoa.

Lannoitevalmiste	Typpi (N)		Fosfori (P)		Kalium (K) kok.	Kuiva- ainepitoisuus %	Tilavuus- paino kg/m ³	pH
	kok.	liuk.	kok.	liuk.				
	g/kg kuiva-aineessa							
Kemicond (erä 2009)	36	6	18	—	1,4	28	—	5,9
Maanparannuskomposti	22	6	20	0,25	1,8	40	800	7
Maanparannusrae (erä 2013)	33	6	30	1	2,5	90	900	—
Mädätysjäännös (erä 01/2011)	24	3	38	0,08	1,6	25/5*	890	8,3

*Kuivattu mädätysjäännös/kuivaamaton mädätysjäännös

4.1.1. Kemicond, kemiallisesti hapetettu lietetuote

Kemira Oyj:n tuottaa Kemicond-maanparannusaine-O:ta eli kemiallisesti hapetettua lietetuotetta, jonka raaka-aine on kunnallinen puhdistamoliete. Kemicond-prosessissa kuivattu liete happamoitetaan lisäämällä rikkihappoa kunnes pH:ksi saadaan 3,5–4,5. Lisäämällä rautasulfaattia ja hydroksideja saadaan lietteen rakennetta hajotettua ja lietettä kuivattua helpommin. Hapan ja rautapitoinen liete hapetetaan lisäämällä vetyperoksia. Liete desinfioiduu hapetusreaktiossa, joka on matalassa pH:ssa erityisen voimakas. Lietteän pH nostetaan lipeällä ja lopuksi liete polymerisoidaan, jotta materiaali pystytään kuivaamaan lingolla. Lopputuotteen kuiva-ainepitoisuus on noin 28 % (taulukko 2).

4.1.2. Maanparannuskomposti

Helsingin seudun ympäristöpalveluiden (HSY) tuottaman Metsäpirtin maanparannuskompostin raaka-aineena käytetään kunnallista puhdistamolietettä ja saraturvetta. Puhdistamalla lietettä mädätetään ensin mesofiilisesti 35–36 °C:ssa kolme viikkoa ja lopuksi kuivataan. Mädätysvaiheessa taudinaiheuttajien määrä vähenee, mutta tuotteen lopullinen hygieeninen laatu saavutetaan jälkikompostoinnilla. Ennen kompostointia sekoitetaan suhteessa yhteen kuutiometriin mädätettyä lietettä yksi kuutiometri saraturvetta ja seosta kompostoidaan aumoissa noin puoli vuotta sekoittaen mekaanisesti kolme kertaa, jolla varmistetaan tuotteen tasainen laatu. Lopullisen tuotteen kuiva-ainepitoisuudeksi saadaan 40 % (taulukko 2).

4.1.3. Maanparannusrae

Lakeuden Etappi Oy:n biokaasulaitoksella valmistetaan maanparannusraetta (kuivarae). Rakeen raaka-aineena käytetään puhdistamolietettä sekä ruokajätettä (mm. elintarviketeollisuuden ja kotitalouksien erilliskerättyä biojätettä sekä rasvakaivolietteitä), joka kuuluu eläimistä saataviin sivutuotteisiin luokkaan 3 (EY 1069/2009). Esikäsitelty raaka-aine (kiinto-ainepitoisuus 11–13 %) mädätetään mesofiilisesti 35–36 °C noin 50 vuorokautta, jonka jälkeen mädätteen kiinto-ainepitoisuus on n. 7 %. Mädäte lingotaan ja kuivataan termisesti vähintään 10 minuuttia, jolloin lämpötila nousee yli 102 °C:een ja tuote hygienisoituu. Kuiva-ainepitoisuus on lopulta yli 90 % (taulukko 2). Termisen kuivauksen pölymäinen materiaali pelletöidään kuivarakeiksi, joiden halkaisija on 6 mm ja pituus n. 10 mm.

4.1.4. Mädätysjäännös

Kymen bioenergia Oy tuottaa sekä kuivattua että kuivaamatonta mädätysjäännöstä, joiden raaka-aineena käytetään kunnallista puhdistamolietettä sekä lajiteltua yhdyskuntien ja teollisuuden biojätettä. Kolme viikkoa kestävä prosessi on jatkuva kaksivaiheinen yhteismädätysprosessi. Orgaanisten jätteiden esikäsitelyssä jätteet hienonnetaan ja siitä poistetaan rejekti, joka on pääosin muovia. Esikäsitelyn jälkeen raaka-aineet sekoitetaan keskenään ja hydrolysoidaan ennen mädätystä. Materiaali johdetaan jatkuvatoimiseen termofiiliseen 52–60 °C mädätykseen. Mädäte

hygienisoidaan pitämällä sitä yli 70 °C:ssa vähintään tunnin ajan. Kuivattuna myytävälle tuotteelle tehdään lopuksi linkoaminen, kun lietemäinen tuote käytetään sellaisenaan pellolle. Kuiva-ainepitoisuudeksi saadaan kuivatulle tuotteelle 25 % ja kuivaamattomalle 5 % (taulukko 2).

4.2. TILAKOhteet

Peltokohteita, joilla tuotteita varastoitiin peltomaalla (kuva 2) oli yhteensä 15 (taulukko 3), ja kokonaisuudessaan peltokohteita, joille orgaanisia lannoitevalmisteita levitettiin, oli 20. Kaikkia muita tuotteita varastoitiin peltomaalla paitsi lietemäistä mädätysjäännöstä ja maanparannusraetta. Maanparannusrakeen varastoi tuottaja, jolloin viljelijä sai tuotteen levityspäivänä tilalleen. Lietemäistä mädätysjäännöstä varastoitiin lietelantasäiliössä peltokohteella 17. Lisäksi yhdellä viljelytilalla kuivattua mädätysjäännöstä varastoitiin katottomassa siilossa (peltokohde 16). Viljelijät vastasivat patterin perustamisesta.

Viljelijöiltä kerättiin tiedot maaperän laadusta ja varastoinnin kestosta (taulukko 3). Peltokohde 9 oli vasta metsästä raivattu uusi pelto, mikä saattaa vaikuttaa maan ravinnetasoihin. Muut peltokohteet olivat olleet viljelyksessä pitempään. Varastoinnin kesto vaihteli muutamasta päivästä useisiin kuukausiin, joten tuotteita varastoitiin myös talven yli. Muutamalla peltokohteella (1, 2, 10, 12 ja 15) tutkittiin patterin pohjamateriaalin (paljas maa, silputtu ja/tai kokonainen olki, turve ja sahanpuru) ja/tai peiton (olki, muovipressu) vaikutusta varastoinnin aiheuttamaan typpihuuhtoumaan (taulukko 3). Pohjamateriaalin paksuus vaihteli, sillä peltokohteella 2 olkikerros oli keskimäärin 50 cm paksuinen, kun taas peltokohteella 1 pohjamateriaalikerrokset olivat 5-10 cm paksuisia.



Kuva 2. Maanparannuskompostia patterissa pellolla (kuva Tiina Tontti).

Taulukko 3. Peltomaalla varastoidut orgaaniset lannoitevalmisteet, niiden varastointitapa (aika, lannoitepatterin pohjamateriaali ja peittäminen) sekä peltolohkon maaperän laatu.

Viiva (—) = ei tietoa.

Lannoitevalmiste	Peltokohde	VARASTOINTI			MAAPERÄN LAATU	
		Aika	Pohjamateriaali	Peittäminen	Laji	pH
Kemicond						
	1	3 kk	Paljas/Olki/Turve	Ei	HHt ¹ , m ³	6-7
	2	4 kk	Paljas/Olki/Turve	Ei	HHt, m	6-7
	3	< 3 vk	Ei	Ei	"hiekkainen, savesta"	—
Maanparannuskomposti						
	4	1 kk	Ei	Ei	HeS ² , m	—
	5	> 5 kk	Ei	Ei	HeS, rm ⁴	—
	6	3-5 kk	Ei	Ei	—	—
	7	5 kk	Ei	Ei	—	—
	8	2-5 pv	Ei	Ei	—	—
	9	3-5 kk	Ei	Ei	uusi raivattu lohko	—
	10	4 kk	Paljas/Olki	Muovipressu	HeS, m	6,4-6,9
Mädätysjäännös						
	11	6 kk	Ei	Ei	HeS, rm	—
	12	< 9 kk	Sahanpuru	Sahanpuru	HeS, m	6,3
	13	3 kk	Ei	Ei	—	—
	14	> 3 kk	Ei	Ei	—	—
	15	> 3 kk	Paljas/Puukuitu	Ei/Muovipressu	—	—

¹ HHt=Hieno hieta, ² HeS=Hiuesavi, ³ m=multava, ⁴ rm=runsas multainen

4.3. NÄYTTEENOTTO

4.3.1. Yleistä

Tilakohteilla, joilla lannoitevalmisteita varastoitiin peltomaalla, käytiin ottamassa lannoitepatterin purkamisen yhteydessä maaperänäytteitä (peltokohteen 8 näytteitä ei oteta huomioon näytteenoton epäonnistumisen takia), ja kaikista lannoitevalmisteista otettiin myös hygienianäytteet (taulukko 4). Suunniteltua näytteenottoa sovellettiin erilaisten olosuhteiden ja viljelijöiden aikataulujen takia muutamilla peltokohteilla.

Taulukko 4. Näytteenotot peltokohteilla.

Lannoite- valmiste	Pelto- kohde	Maaperän kemialliset analyysit						Hygieni-analyysit		
		Patterin alta	Valumalinja (m)					Vertailu	Lannoite- valmisteesta	Pellostasta
			3	5	10	15	30			
Kemicond	1	x	x		x		x	x	x	
	2	x	x		x		x	x	x	
	3	x						x	x	
Maan- parannus- komposti	4	x	x		x		x	x	x	x
	5	x	x		x		x	x	x	x
	6	x		x	x			x	x	x
	7	x	x					x	x	x
	8								x	
	9	x		x		x		x		
	10	x		x	x			x	x	
Mädätys- jäännös	11	x	x		x	x	x	x	x	x
	12	x			x	x	x	x	x	x
	13	x	x					x	x	x
	14	x	x					x	x	x
	15	x	x		x			x	x	
	16			x	x				x	x
	17								x	x
Maan- parannusrae	18								x	
	19									
	20									

Peltokohteella 6 näytteet otettiin poikkeuksellisesti vasta kaksi viikkoa maanparannuskompostin levityksen jälkeen. Peltokohteella 16, jossa mädätysjäännöstä varastoitiin katottomassa siilossa, näytteet otettiin vain oletetulta valumalinjalta. Sen sijaan peltokohteelle 3 oli tuotu kemiallisesti hapetettua puhdistamolietettä useita viikkoja ennen levitystä ja lisää tuotiin aina levityspäivään saakka, minkä takia valumalinjan näytteitä ei otettu. Tulokset ovatkin vain yhden puretun patterin pohjan näytteestä ja vertailupisteen näytteestä (taulukko 4). Peltokohteilla 1 ja 2 tehtiin pohjamateriaalien vertailua, joten sinne perustettiin kolme erilaisilla pohjamateriaaleilla varustettua lannoitepatteria, joista kaikista otettiin omat vertailupisteen, patterin pohjan ja valumalinjan näytteet, jolloin tuloksia on enemmän, mitä muilta peltolohkoilta (liite 2). Peltokohteet 1 ja 2 olivat käytännössä samalla peltolohkolla, mutta lannoitepatterit varastoitiin eri kohdissa lannoitteen varastointivuosina.

Peltokohteella 12 varastoitiin mädätysjäännöstä poikkeustilanteen vuoksi kauemmin kuin olisi pitänyt. Peltokohteella varastoitiin mädätysjäännöstä kevättalvesta 2012 osittain talveen 2012-2013 asti. Patteri oli peitetty sahanpurulla, jota oli 5–50 cm kerros. Lannoitteen tuottaja oli ilmoittanut viljelijälle keväällä 2012, että mädätysjäännöksen elohopeapitoisuus oli noussut liian korkealle ja tuotetta ei saanut levittää. Pellon liiallisen märkyyden ja heikon kantavuuden takia pellolta kuljetettiin tuotetta pois kesän 2012 ja vielä seuraavan talven 2012-2013 aikana. Pitkittyneen varastoinnin johdosta otettiin peltolohkolta syksyn 2012 ja seuraavan kevään 2013 aikana uusia näytteitä mahdollisen typen valuman selvittämiseksi.

4.3.2. Peltomaan ravinnenäytteet kemiallisiin analyyseihin

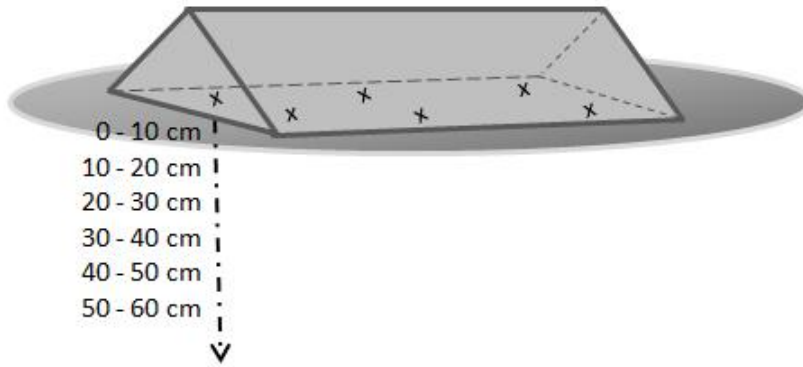
Orgaanisten lannoitevalmisteiden varastoinnin vaikutusta peltomaan typpipitoisuuksiin tutkittiin ottamalla maaperänäytteitä lannoitepatterin alapuolen maaperästä (kuva 4), veden potentiaaliselta valumasuunnalta (kuva 5) sekä vertailupisteestä. Kaikki maanäytteet otettiin kairalla (kuva 3) kerroksittaisia 60 cm syvyyteen asti erotellen 10 cm maakerroksiin (0-10 cm, 10–20 cm, 20–30 cm, 30–40 cm, 40–50 cm ja 50–60 cm).



Kuva 3. Syvämaanäytteiden ottaminen kairalla (kuva Tiina Tontti)

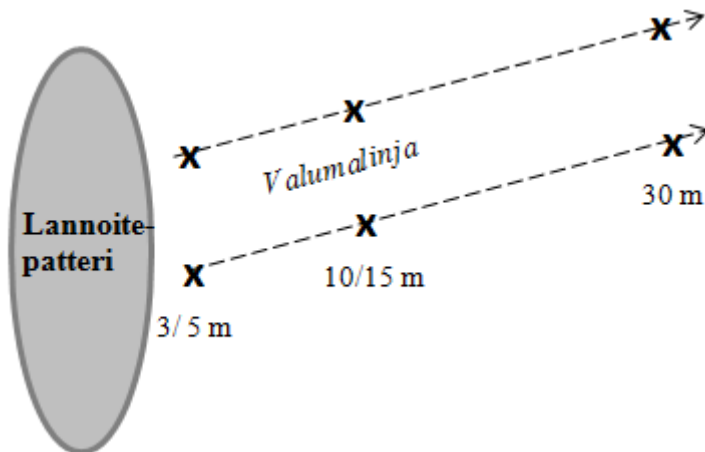
Maanäytteitä otettiin lannoitepatterin alta varastoinnin loppuksi kuvan 4 mukaisesti kahdesta linjasta yhteensä 4–8 kohdasta, jotta näytteet olivat edustavia. Kun tutkittiin pattereiden pohjamateriaalin tai

peiton vaikutusta maan tyypipitoisuuksiin, otettiin näytteitä patterin alta jokaisen erilaisen varastointitavan kohdalta. Rinnakkaiset näytemaat yhdistettiin kerroksittain.



Kuva 4. Syvämaanäytteiden ottaminen patterin alapuolelta 60 cm syvyyteen saakka.

Veden arvioidulta valumasuunnalta eli ns. valumalinjalta otettiin näytteitä 3 tai 5, 10 ja/tai 15, ja 30 metrin etäisyyksiltä lannoitepatterista kuvan 5 mukaisesti. Jokaiselta etäisyydeltä otettiin kaksi rinnakkaista kairaus- ja rinnakkaisnäytteet sekoitettiin keskenään kerroksittain.



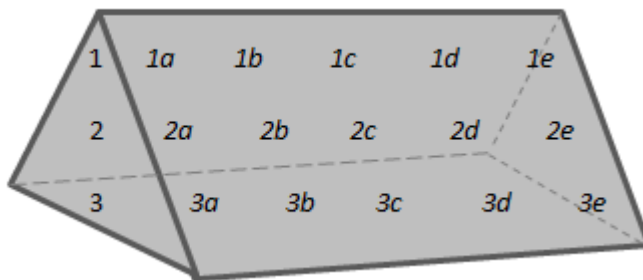
Kuva 5. Maanäytteiden ottaminen valumalinjalta.

Lisäksi otettiin vertailupisteiden näytteet paikasta, johon lannoitevalmistepatterin ei vaikuttanut, esimerkiksi patterin yläpuolelta, vastakkaiselta suunnalta valumalinjaan nähden (liitteet 2–15).

Kaikki maanäytteet sekoitettiin hyvin muovisangoissa, rasioitiin ja pussitettiin paikan päällä. Näytteet jäähdytettiin kylmälaukussa ja kuljetettiin saman päivän aikana pakastimeen.

4.3.3. Lannoitevalmistenäytteet hygienia-analyysiin

Hygienia-äytteet otettiin kaikista lannoitevalmisteista ennen levitystä pellolle. Poikkeuksellisesti hygienia-äytettä ei otettu peltokohteelta 9 (taulukko 4). Termisesti käsitellystä maanparannusrakeesta tehtiin hygienia-analyysit vain ensimmäisellä tuotteen levityskerralla. Hygienia-äytteet otettiin vähintään kolmesta eri kohdasta patteria kuvan 6 mukaisesti. Jokainen näyte koostui viidestä 1–2 desilitran osanäytteestä (kuvassa 6: a-e). Näytteenotossa pyrittiin huomioimaan patterin korkeus, leveys sekä tarvittaessa pattereiden varastointiaika, pohjamateriaalin tai peittämisen vaihtelu.



Kuva 6. Hygienia-äytteiden ottaminen patterista kolmesta kerroksesta.

Lietelantasäiliössä varastoidusta lietemäisestä mädätysjäännöksestä hygienia-äytteet otettiin lietevaunun täyttövaiheessa 1 litran muovipulloihin. Pullot täytettiin 4/5 asti täyteen. Koska maanparannusraetta ei varastoitu pellolla, hygienia-äyte otettiin pellolle tuodusta rae-erästä mukailleen näytteenottoa.

Hygienia-äytteet otettiin aseptisesti, jolloin näytteenottovälineet puhdistettiin ja desinfioitiin 70 % etanolilla ennen jokaista näytteenottoa sekä näytteenottojen välillä. Vaihtoehtoisesti käytettiin kertakäyttökäsineitä, jotka vaihdettiin tai desinfioitiin näytteenottojen välillä.

Lannoitevalmistenäytteet pussitettiin, jäähdytettiin paikan päällä, kuljetettiin kylmälaukuissa ja säilytettiin +4 °C:ssa analyysiin asti (enintään 24 tuntia).

Jos orgaanisten lannoitevalmisteiden mikrobiologinen laatu ei täyttänyt MMM:n asetuksen 24/11 vaatimuksia tai tuotteissa todettiin korkeita klostridi- tai enterokokkipitoisuuksia, tehtiin peltomaasta, jolle lannoitevalmiste oli levitetty, hygienia-analyysit 14–28 päivää lannoitevalmisteiden levityksen jälkeen. Hygienia-äytteet otettiin pintamaasta 15–20 cm syvyydeltä, yksi näyte lannoitetulta peltoalalta ja toinen näyte vertailupisteestä eli niin sanotusta nollaruudusta, joka oli jätetty kokonaan lannoittamatta. Näytteet koostuivat 10 osanäytteestä, jolloin näytteen tilavuudeksi tuli noin 1 litra.

4.4. KEMIALLISET ANALYYSIT

Pakastetuista ja sulatetuista maaperänäytteistä määritettiin ammoniumtyppi ja nitraattityppi fotometrisesti Aquakem-analysaattorilla tai vesikemian menetelmällä (Kjehldahl) riippuen laboratorion analyysimenetelmistä. Analyysit tehtiin Suomen ympäristöpalveluiden (entinen Ahma) ja SeiLabin laboratorioissa.

4.5. HYGIENIA-ANALYYSIT

Hygienia-äytteet analysoitiin Itä-Suomen yliopistossa Kuopion kampuksella Ympäristötieteen laitoksella. Näytteet esikäsiteltiin uuttamalla 10 grammaa lannoitevalmistetta 90 millilitraan steriloitua peptonisuolaliuosta, joka oli valmistettu lisäämällä steriiliin veteen natriumkloridia (8,5 g/l) ja peptonia 1 g/l. Viljelyt tehtiin maljoille kappaleissa 4.5.1.–4.5.4 mainittujen standardien mukaisesti. Maljoilta laskettiin pesäkkeet ja pitoisuudet ilmoitettiin yksikössä pmy/g.

4.5.1. *Escherichia coli*

Escherichia coli määritettiin ISO 16649–2:2001 standardin mukaisesti. Pintaviljelyt tehtiin Tryptone Bile X-Glucuronide -agarille (TBX-agar, valmistaja Fluka analytical Sigma-Aldrich

cheme GmbH). Menetelmä perustuu *E. coli* β -D-glukuronidaasipositiivisuudelle, mitä entsyymi aktiivisuutta ei ole muilla koliformeilla bakteereilla. Myös korkea sappisuolapitoisuus ja inkubointilämpötila estävät muiden bakteereiden kasvua. Näytteitä inkuboitiiin 44°C:ssa 18–25 tuntia. Inkuboinnin jälkeen maljoilta laskettiin siniset tai sinivihreät pesäkkeet. Menetelmän alamääritysraja oli 5 pmy/g.

4.5.2. Enterokokit

Enterokokit määritettiin SFS-EN ISO 7899-2 (2000) standardin mukaisesti. Viljelyt tehtiin Slanetz Bartley –agarille (S-B-agar, valmistaja LabM, Lancashire, UK). Gram-negatiivisten bakteereiden kasvu estetään natriumatsidilla. Näytteitä inkuboitiiin 37°C:ssa 36–48 tuntia. Maljoilla enterokokit kasvavat punaisina tai punaruskeina pesäkkeinä, joiden määrä laskettiin. Menetelmän alamääritysrajana oli 5 pmy/g.

4.5.3. Klostridit

Sulfiittia pelkistävät itiölliset anaerobiset klostridit määritettiin Pohjoismaisen elintarvikkeiden metodiikkakomitean (NMKL) menetelmän 56:2008 mukaisesti. Viljelyt tehtiin maljaamalla, jossa käytettiin tryptoosi-rautasulfiitti-sykloseriini -agaria (TSC-agar, valmistaja Merck KGaA Darmstadt, Germany), johon oli sekoitettu 0,4 g/l D-sykloseriiniliuosta. Menetelmä perustuu klostridien vedyn tuottoon ja reaktioon sulfiitin ja rautasuolojen kanssa. Sykloseriiniliuos, korkea inkubointilämpötila ja anaerobiset olosuhteet estävät muiden bakteereiden kasvua. Näytettä punnittiin 10 grammaa 90 millilitraan peptonivettä, mistä tehtiin koeputkiin laimennossarja. Putkia kuumennettiin 60°C:ssa 15 minuuttia, jotta kasvulliset bakteerisolut tuhoutuvat. Maljoja inkuboitiiin 44°C:ssa 18–24 tuntia anaerobisesti. Maljoilta laskettiin mustat pesäkkeet. Menetelmän alamääritysrajana oli 5 pmy/g.

4.5.4. *Salmonella*

Salmonella määritettiin ISO 6579:2002 standardin mukaisesti, johon kuuluvat esikäsitteily- ja esirikastusvaihe, rikastusvaihe, maljaviljely ja varmistusvaihe. Menetelmä perustuu kahden eri rikastusliemen aiheuttamaan selektiivisyyteen ja kahdella erilaisella maljatyypillä tapahtuvaan *Salmonellan* erotteluun ja kasvatukseen.

Näytettä punnittiin 25 grammaa puskuroituun peptoniveteen (PPV, resepti liite 1) ja inkuboitiiin 16–30 tuntia 37°C:ssa, jonka jälkeen näytettä säilytettiin tarvittaessa jääkaapissa jatkokäsittelyä varten enintään 72 tuntia. Esirikastuksen jälkeen näytettä viljeltiin rinnakkain Müller-Kauffmann Tetrationsaatti-novobiosiini- (MKTT-jodi-NaJ, valmistaja LabM) ja Rappaport-Vassiliadis-soijapeptonirikasteliemiin (RVS, resepti liite 1). Näytteitä rikastettiin (MKTT 37 °C:ssa ja RVS 42 °C:ssa) kasvatusputkissa 22–24 tuntia. MKTT-liemessä rikastaminen perustuu liemen sisältämiin selektiivisiin komponentteihin (malakiitinvihreä, magnesiumkloridi sekä matala pH). RVS-liemen sisältämä soijapeptoni edistää *Salmonellan* kasvua. Rikastusvaiheen jälkeen kasvatusputkista siirrostettiin näytettä XLD (ksyloosi-lysiini-desoksikolaatti-agar, valmistaja Merck) ja Rambach - agar (Merck KGaA, Darmstadt) maljoille ja inkuboitiiin 37°C:ssa 18–27 tuntia. Rambach-agarin selektiivisyys perustuu *Salmonellan* kykyyn metaboloida propyleeniglykolia, jolloin *Salmonella* kasvaa maljalla punaisina, vaaleanpunaisina tai violetteina pesäkkeinä. XLD-maljoilla *Salmonellan* pesäkkeet ovat läpinäkyvähköjä ja keskeltä mustia. Kyseisten pesäkkeiden lukumäärä laskettiin maljoilta. Menetelmän alamääritysraja oli 1 pmy/25 g.

Jos maljoilla ilmeni *Salmonellaa*, varmistettiin pesäkkeet viljelemällä urea- ja TSI-agarputkiin (Triple sugar iron –agar). Urea-agarilla *Salmonella* ei hydrolysoi ureaa, joten agar säilyy keltaisena. TSI-agarin pinta säilyy *Salmonellan* esiintyessä kirkkaan punaisena, koska *Salmonella* on laktoosi- ja sakkaroosinegatiivinen. Agarin keskiosa sen sijaan muuttuu mustaksi rautasulfaatin pelkistyessä rautasulfidiksi. Putken pohjalle muodostuu kaasukuplia ja väri muuttuu keltaiseksi, kun *Salmonella* tuottaa glukoosista happoa.

5. TULOKSET

5.1. MAAPERÄN TYPPIPITOISUUDET

5.1.1. Kemicond, kemiallisesti hapetettu puhdistamoliete

Peltolohkoilla 1–3 (liitteet 2–3), joille levitettiin kemiallisesti hapetettua puhdistamolietettä, ammoniumtyypen taustapitoisuus vaihteli välillä 1,2 – 8,6 mg/kg (taulukko 5) ja nitraattityypen taustapitoisuus oli vastaavasti 0,0 – 6,3 mg/kg.

Taulukko 5. Ammoniumtyypen (NH₄⁺) ja nitraattityypen (NO₃-N) pitoisuudet (mg/kg) pellolla, jossa varastoitiin kemiallisesti hapetettua puhdistamolietettä (Kemicond). Tyyppien pitoisuus vertailupisteessä, lannoitepatterin pohjalla sekä valumalinjalla 3–30 metrin etäisyydellä lannoitepatterista. Vertailupisteen, pohjan ja valumalinjan pitoisuus on keskiarvo 10 cm:n maakerroksista, jotka on otettu 0–60 cm:n syvyydeltä, n=6 (keskihajonta ilmoitettu suluisissa).

Varastoinnin kesto Pohjamateriaali Tyyppien muodot	Peltokohde 1						Peltokohde 2						Peltokohde 3	
	3 kk		Olki		Turve		4 kk		Olki		Turve		< 3 kk	
	NH ₄ ⁺ -N	NO ₃ -N	NH ₄ ⁺ -N	NO ₃ -N	NH ₄ ⁺ -N	NO ₃ -N	NH ₄ ⁺ -N	NO ₃ -N	NH ₄ ⁺ -N	NO ₃ -N	NH ₄ ⁺ -N	NO ₃ -N	NH ₄ ⁺ -N	NO ₃ -N
Vertailu	1,2	0,4	2,2	0,0	2,4	0,5	4,5	2,6	4,6	2,4	4,2	2,3	8,6	6,3
	(0,9)	(0,9)	(1,2)	(0,0)	(0,7)	(1,3)	(4,4)	(1,5)	(1,5)	(0,1)	(3,2)	(1,0)	(4,6)	(5,3)
Pohja	113,0	0,0	70,2	0,0	233,2	0,0	103,9	2,3	126,2	2,0	77,2	1,7	39,0	3,1
	(162,7)	(0,0)	(72,3)	(0,0)	(354,9)	(0,0)	(32,9)	(0,5)	(135,1)	(0,4)	(66,2)	(0,6)	(33,7)	(1,1)
Etäisyys patterista														
3 m	8,3	0,3	2,1	0,5	7,0	0,3	9,5	1,8	7,6	1,8	30,4	1,2		
	(15,1)	(0,7)	(1,8)	(1,2)	(2,6)	(0,6)	(5,1)	(0,5)	(6,0)	(0,9)	(23,9)	(0,2)		
10 m	5,0	1,0	1,5	0,9	2,4	1,3	3,7	1,9	6,0	11,6	6,2	1,6		
	(1,2)	(1,1)	(1,7)	(1,5)	(1,3)	(1,5)	(3,0)	(0,5)	(6,9)	(14,6)	(3,0)	(0,4)		
30 m	0,5	0,3	4,7	0,7	13,4	6,0								
	(0,8)	(0,7)	(2,7)	(1,1)	(26,3)	(11,3)								

Peltokohteella 3 tyyppien taustapitoisuudet olivat moninkertaiset peltokohteen 1 taustapitoisuuksiin nähden ja lähes kaksinkertaiset peltokohteen 2 taustapitoisuuksiin nähden. Peltokohteilla 1 ja 2, jotka olivat samaa peltolohkoa, patterin pohjan ammoniumtyppipitoisuudet olivat huomattavasti kohonneet (70,2 – 233,2 mg/kg) taustapitoisuuteen nähden. Vaikka peltokohteella 3 tyyppien taustapitoisuudet olivat korkeampia, silti patterin pohjan ammoniumtyppipitoisuudet olivat alhaisempia (39 mg/kg) kuin peltokohteilla 1 ja 2. Peltokohteella 1 nitraattityyppiä ei ollut patterin pohjalla, sen sijaan peltokohteilla 2 ja 3 nitraattityppipitoisuus vaihteli 2,0 – 3,1 mg/kg, mutta pitoisuudet eivät poikenneet kohteiden taustapitoisuuksista. Suuret keskihajonnat patterin pohjan tyyppipitoisuuksissa ovat seurasta siitä, että tyyppipitoisuudet olivat huomattavasti korkeammat

ylimmissä maakerroksissa verrattuna syvemmältä maasta otettuihin näytteisiin (kuvat 7 – 8 ja liite 3).

Peltokohteiden 1 ja 2 valumalinjoilla 3 – 30 metrin etäisyydellä pattereista ammoniumtyypipitoisuudet alenivat patterin pohjan pitoisuuksista huomattavasti, mutta olivat hieman koholla taustapitoisuuteen nähden. Typen valumista oli tapahtunut 3 – 10 metrin etäisyydelle patterista. Peltokohteen 1 turvepohjaisen patterin valumalinjan 30 metrin etäisyydellä kohonneet ammonium- ja nitraattitypen pitoisuudet (13,4 ja 6 mg/kg) eivät mahdollisesti johdu enää patterista, koska 10 metrin etäisyydellä pitoisuudet olivat taustapitoisuuksien tasoa.

5.1.2. Maanparannuskomposti

Peltolohkoilla 4–7 ja 9–10 (liitteet 4–9), joilla varastoitiin maanparannuskompostia, ammoniumtypen taustapitoisuudet useimmissa kohteissa olivat alle 5 mg/kg ja nitraattitypen pitoisuus alle 3,2 mg/kg (taulukko 6). Uusi raivattu pelto 9 on poikkeuksellinen, sillä sen taustapitoisuudet olivat moninkertaiset muihin nähden: ammoniumtypen pitoisuus kohosi tasolle 75 mg/kg ja nitraattityppeä oli yli 7 mg/kg.

Taulukko 6. Ammoniumtypen (NH₄⁺) ja nitraattitypen (NO₃-N) pitoisuudet (mg/kg) pellolla, jossa varastoitiin maanparannuskompostia ilman pohjamateriaalia. Typen pitoisuus vertailupisteessä, lannoitepatterin pohjalla sekä valumalinjalla 3–30 metrin etäisyydellä lannoitepatterista. Vertailupisteen, pohjan ja valumalinjan pitoisuus on keskiarvo 10 cm:n maakerroksista, jotka on otettu 0–60 cm:n syvyydeltä, n=6 (keskihajonta ilmoitettu suluissa).

Varastoinnin kesto	Peltokohde 4 ^a		Peltokohde 5 ^b		Peltokohde 6 ^c		Peltokohde 7 ^d		Peltokohde 9 ^e		Peltokohde 10	
	1 kk		> 5 kk		3-5 kk		5 kk		3-5 kk		4 kk	
Typen muodot	NH ₄ ⁺ -N	NO ₃ -N	NH ₄ ⁺ -N	NO ₃ -N	NH ₄ ⁺ -N	NO ₃ -N	NH ₄ ⁺ -N	NO ₃ -N	NH ₄ ⁺ -N	NO ₃ -N	NH ₄ ⁺ -N	NO ₃ -N
Vertailu	1,2	1,1	0,6	0,9	1,1	0,9	3,2	2,5	75,5	7,3	4,3	3,2
	(0,2)	(1,1)	(0,2)	(0,3)	(1,7)	(0,6)	(2,0)	(0,7)	(110,1)	(8,6)	(2,0)	(3,1)
Pohja	81,5	5,5	6,2	1,6	106,4	1,8	26,0	1,6	423,3	7,9	60,8	0,9
	(91,8)	(3,1)	(12,2)	(0,8)	(155,4)	(1,9)	(55,4)	(0,5)	(695,4)	(12,7)	(92,4)	(0,6)
Etäisyys patterista												
5 m	49,5	8,2	1,0	3,1	134,5	3,5	33,1	4,1	133,4	10,9	14,2	3,2
	(90,7)	6,1)	(0,7)	(2,2)	(204,8)	(2,8)	(58,1)	(5,1)	(135,5)	(10,4)	(18,1)	(3,7)
10 m	9,4	7,0	1,4	2,6	28,4	16,3			10,8	1,8	3,0	2,0
	(14,0)	(4,9)	(0,9)	(0,2)	(28,4)	(15,0)			(3,8)	(1,0)	(2,4)	(1,8)
30 m	0,8	4,2	1,1	1,9								
	(0,6)	(3,8)	(1,1)	(0,7)								

^a Patterin pohja on alareunasta otettu näyte, 5 m näyte oli 3 m etäisyydeltä

^b 5 metrin näyte otettiin 3 m etäisyydeltä

^c Näytteet patterin pohjalta ja valumalinjalta otettiin vasta 2 viikkoa lannoitteen levityksen jälkeen

^d Patterin pohja on patterin kahden reunanäytteen keskiarvo ja valumalinjan 5 m näyte on 3 m etäisyydeltä

^e Valumalinjan 10 m näyte on 15 m etäisyydeltä

Pattereiden pohjan ja valumalinjan näytepisteiden ammonium- ja nitraattitypen pitoisuudet vaihtelivat peltokohteesta riippuen, joten kohteiden vertailu toisiinsa ei ole mielekäästä. Peltokohteilla 4, 6, 9 ja 10 patterin pohjan ammoniumtyyppipitoisuudet olivat monikymmenkertaiset (81,5 – 423,3 mg/kg) taustapitoisuuksiin nähden. Peltokohteilla 6 ja 7 patterin pohjan ammoniumtyyppipitoisuudet (6,2 – 26,0 mg/kg) olivat myös kohonneet, mutta eivät niin paljon. Typen valumista kauemmaksi patterista oli tapahtunut selkeästi kaikilla muilla peltokohteilla paitsi peltokohteella 5, jossa tyyppipitoisuudet olivat lähellä taustapitoisuutta. Valumalinjalla 10 metrin etäisyydellä patterista ammoniumtypen pitoisuudet olivat koholla vielä peltokohteilla 4 (9,4 mg/kg) ja 6 (28,4 mg/kg) taustapitoisuuksiin verrattuna (1 mg/kg). Muilla kohteilla 10 metrin etäisyydellä patterista typen pitoisuudet olivat lähellä taustapitoisuutta tai sen alle. Suuret keskihajonnat patterin pohjan ja valumalinjan 5 metrin näytepisteiden tyyppipitoisuuksissa ovat seurasta siitä, että tyyppipitoisuudet olivat huomattavasti korkeammat ylimmissä maakerroksissa verrattuna syvemmillä maasta otettuihin näytteisiin (liitteet 4 – 9).

5.1.3. Mädätysjäännös

Peltolohkoille 11–16 (liitteet 10–15), joilla varastoitiin mädätysjäännöstä, ammoniumtypen taustapitoisuus vaihteli välillä 0,7–6,5 mg/kg (taulukko 7) ja nitraattitypen taustapitoisuus oli vastaavasti 0,4–3,9 mg/kg. Pelloilla oli nitraattityppeä taustapitoisuutena keskimäärin hieman enemmän kuin ammoniumtyppeä.

Taulukko 7. Ammoniumtypen (NH₄⁺) ja nitraattitypen (NO₃-N) pitoisuudet (mg/kg) pellolla, jossa varastoitettiin mädätysjäännöstä ilman pohjamateriaalia. Typen pitoisuus vertailupisteessä, lannoitepatterin pohjalla sekä valumalinjalla 3–30 metrin etäisyydellä lannoitepatterista. Vertailupisteen, pohjan ja valumalinjan pitoisuus on keskiarvo 10 cm:n maakerroksista, jotka on otettu 0–60 cm:n syvyydeltä, n=6 (keskihajonta ilmoitettu suluissa).

Varastoinnin kesto	Peltokohde 11 ^a 6 kk		Peltokohde 12 ^b > 5 kk		Peltokohde 13 3 kk		Peltokohde 14 > 3 kk		Peltokohde 15 > 3 kk		Peltokohde 16 ^c > 6 kk	
Typen muoto	NH ₄ ⁺ -N	NO ₃ -N	NH ₄ ⁺ -N	NO ₃ -N	NH ₄ ⁺ -N	NO ₃ -N	NH ₄ ⁺ -N	NO ₃ -N	NH ₄ ⁺ -N	NO ₃ -N	NH ₄ ⁺ -N	NO ₃ -N
Vertailu	2,7 (1,4)		0,7 (0,6)	0,4 (0,3)	2,4 (2,1)	2,8 (1,1)	1,7 (1,2)	2,2 (1,5)	6,5 (2,4)	3,9 (1,6)		
Pohja	38,7 (48,8)	11,0 (11,4)	43,0 (42,8)	0,5 (0,5)	125,2 (129,3)	2,0 (0,9)	61,6 (126,4)	0,8 (0,3)	19,0 (32,3)	2,6 (0,5)		
Etäisyys patterista												
3 m	1,7 (0,9)	1,2 (0,4)			4,0 (2,8)	3,8 (2,2)	2,1 (1,6)	6,6 (8,9)	8,4 (4,7)	11,4 (10,0)	157,8 (127,1)	1,3 (0,7)
10 m	0,8 (0,4)	1,3 (0,8)	13,1 (18,7)	0,5 (0,2)							32,2 (68,8)	1,3 (0,7)
30 m	1,4 (0,6)	1,8 (0,6)	1,5 (1,5)	0,6 (0,8)								

^a Patterin pohja on keskiarvo ylä- ja alareunasta

^b Patterin pohja on patterin alareunasta otettu näyte

^c Siilon näytteet otettiin 4 m ja 8 m etäisyyksiltä siilosta

Ammoniumtyyppiä oli huuhtoutunut lannoitepattereiden pohjille huomattavasti enemmän kuin nitraattityyppiä. Ammoniumtyyppipitoisuudet vaihtelivat lannoitepattereiden pohjilla 19 – 125 mg/kg, kun taas nitraattitypen pitoisuudet vaihtelivat 0,5 – 11 mg/kg. Useimmissa valumalinjan näytepisteissä typen pitoisuudet olivat lähellä taustatasoja, mikä osoittaa, että typpi ei huuhtoutunut lannoitepatterin pohjaa kauemmaksi varastoinnin aikana. Poikkeuksena näkyy kuitenkin valumalinja peltokohteella 16, jossa mädätysjäännös varastoitettiin siilossa. Siilon ympäristössä ammoniumtypen pitoisuus oli kohonnut 4 m etäisyydellä 158 mg/kg ja 8 metrin etäisyydellä 32 mg/kg (taulukko 7). Suuret keskihajonnat patterin pohjan ja peltokohteen 16 valumalinjan näytepisteiden tyypipitoisuuksissa ovat seurasta siitä, että tyypipitoisuudet olivat huomattavasti korkeammat ylimmissä maakerroksissa verrattuna syvemmältä maasta otettuihin näytteisiin (liitteet 10 – 15).

Peltokohteella 12 varastoitettiin poikkeuksellisesti mädätysjäännöstä yli 9 kuukautta (taulukko 8). Peltokohteella typen taustapitoisuudet olivat alle 2 mg/kg.

Taulukko 8. Ammoniumtypen (NH₄⁺) ja nitraattitypen (NO₃-N) pitoisuudet (mg/kg) peltokohteella 12, jossa varastoitiiin mädätysjäännöstä yli 9 kuukautta. Typen pitoisuus vertailupisteessä, lannoitepatterin pohjalla sekä valumalinjalla 3–30 metrin etäisyydellä lannoitepatterista. Vertailupisteen, pohjan ja valumalinjan pitoisuus on keskiarvo 10 cm:n maakerroksista, jotka on otettu 0–60 cm:n syvyydeltä, n=6 (keskihajonta ilmoitettu suluissa).

Näytteenottoajankohta Varastoinnin kesto	Peltokohde 12, ylipitkä varastointi							
	kevät 2012 ^a		syksy 2012 ^b		A kevät 2013 ^c		B kevät 2013 ^d	
	> 5 kk		< 9 kk		> 5 kk		< 9 kk	
	NH ₄ ⁺ -N	NO ₃ -N	NH ₄ ⁺ -N	NO ₃ -N	NH ₄ ⁺ -N	NO ₃ -N	NH ₄ ⁺ -N	NO ₃ -N
Vertailu	0,7	0,4	1,6	1,4				
	(0,6)	(0,3)	(1,1)	(0,4)				
Pohja	43,0	0,5			1,8	4,9	44,4	2,7
	(42,8)	(0,5)			(2,1)	(0,8)	(68,5)	(0,5)
Etäisyys patterista								
10 m	13,1	0,5	2,4	2,6				
	(18,7)	(0,2)	(1,9)	(1,1)				
15 m			3,0	2,0				
			(0,8)	(0,5)				
30 m	1,5	0,6	3,5	1,3				
	(1,5)	(0,8)	(2,3)	(0,2)				

^a Patterin pohja on alareunasta otettu näyte

^b Valumalinjan näytepisteet 8, 20 ja 30 metrin etäisyyksiltä

^c A: Keväällä 2012 puretun patterin pohja (pitoisuudet 12 kk patterin purkamisen jälkeen).

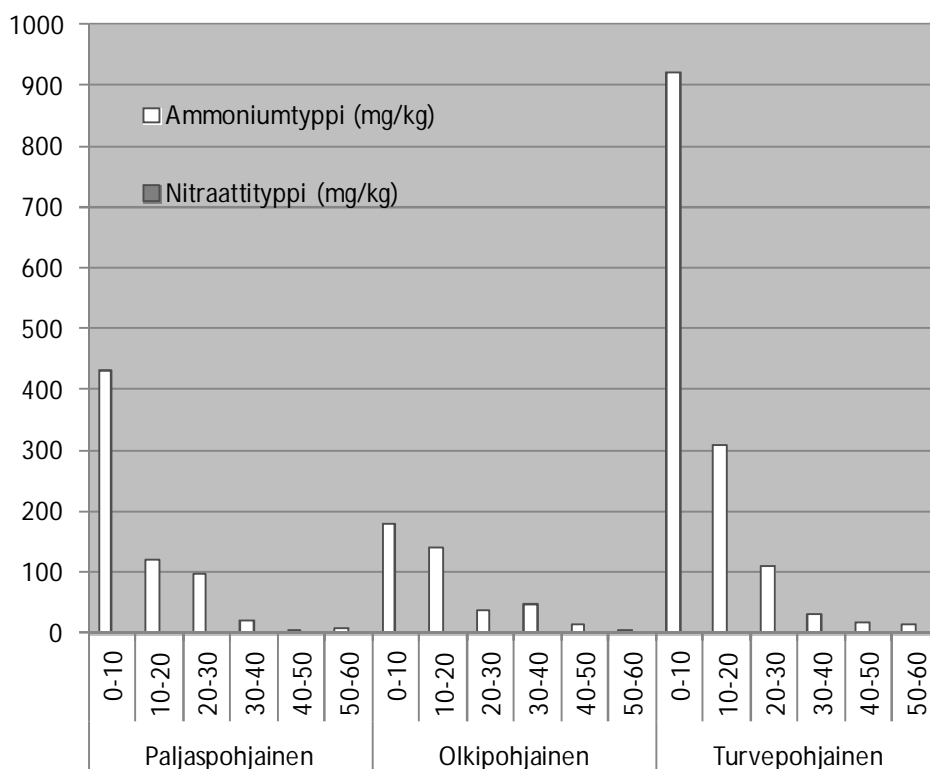
^d B: Talven 2012-2013 aikana poistetun saastuneen patterin pohja (pitoisuudet alle 6 kk patterin poistamisen jälkeen).

Keväällä 2012 noin viiden kuukauden varastoinnin jälkeen mitattiin patterin pohjalta kohonneet ammoniumtypen pitoisuudet (43 mg/kg) taustapitoisuuksiin nähden. Seuraavana keväänä 2013 samaisen patterin (osan A), jonka noin 5 kuukauden varastointi oli päättynyt keväällä 2012, pohjalla ammoniumtypen pitoisuus (1,8 mg/kg) oli alentunut taustapitoisuuksien tasolle, mutta nitraattityppeä oli hieman enemmän (4,9 mg/kg) taustapitoisuuteen nähden. Talven 2012–2013 aikana poistetun patterin osan B kohdalla ammoniumtypen pitoisuus oli koholla (44,4 mg/kg), mutta pitoisuudet olivat samalla tasolla kuin keväällä 2012 mitatut pitoisuudet (43,0 mg/kg). Suuret keskihajonnat patterin pohjan ja valumalinjan 10 metrin näytepisteen typpipitoisuuksissa ovat seurasta siitä, että typpipitoisuudet olivat huomattavasti korkeammat ylimmissä maakerroksissa verrattuna syvemmältä maasta otettuihin näytteisiin (liite 11). Valumalinjan 10 metrin näytepisteessä ammoniumtypen pitoisuus (13 mg/kg) oli hieman koholla keväällä 2012, mutta myöhemmin syksyllä tehdyissä mittauksissa typen valumista kauemmaksi patterista havaittu.

5.1.4. Lannoitepatterin pohjamateriaalin ja peittämisen vaikutus typen valumaan

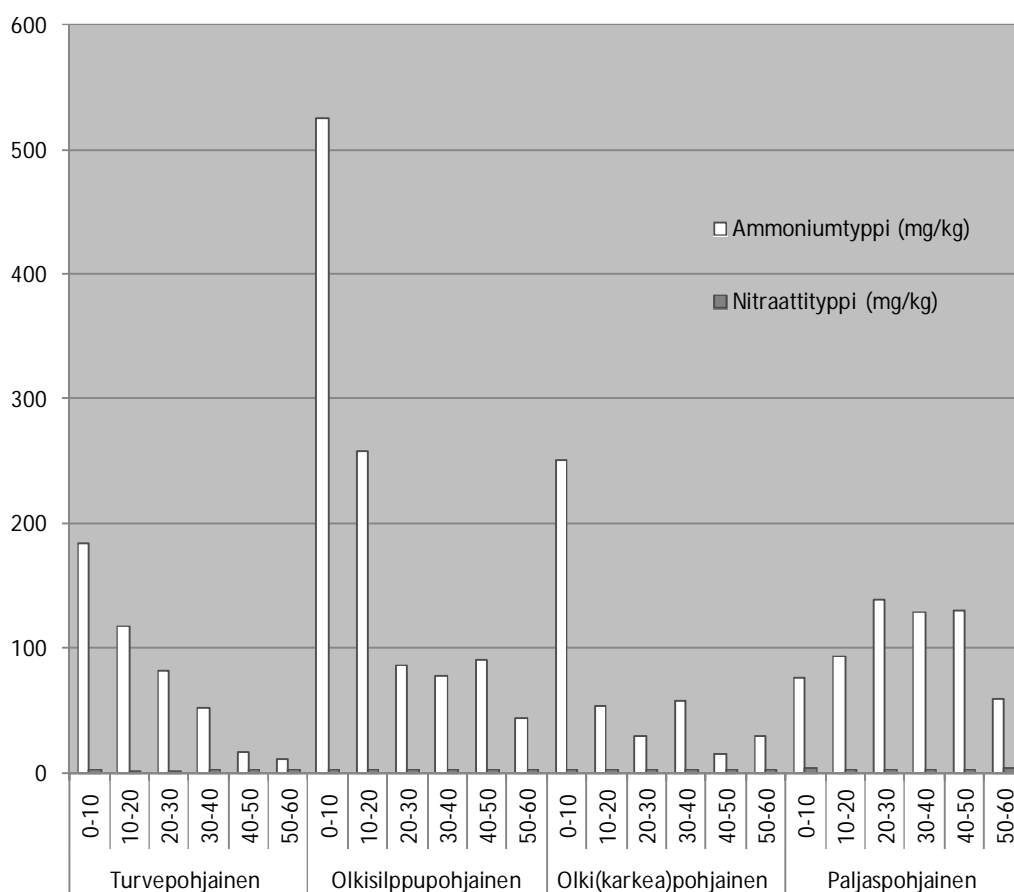
Peltokohteilla 1, 2, 10 ja 15 varastoitiin kemiallisesti hapetettua puhdistamolietettä, maanparannuskompostia ja mädätysjäännöstä erilaisilla pohjamateriaaleilla ja/tai muovipressulla peitettynä (kuvat 7–10). Kaikilla ko. pelloilla määritetty tyyppi oli suurimmaksi osaksi ammoniumtyyppinä. Nitraattitypen pitoisuus jäi keskimäärin alle 5 mg/kg.

Peltokohteen 1, jossa oli varastoitu kemiallisesti hapetettua puhdistamolietettä kolme kuukautta, turvepohjaisen patterin 0-10 cm maakerroksen ammoniumtyyppipitoisuus oli suurempi (920 mg/kg) kuin olki- (180 mg/kg) ja paljaspohjaiseen (430 mg/kg) patterin pohjalla (kuva 7). Kaikkien pattereiden alla maakerroksissa syvemmälle mentäessä pitoisuudet laskivat lähelle taustapitoisuutta (5 mg/kg).



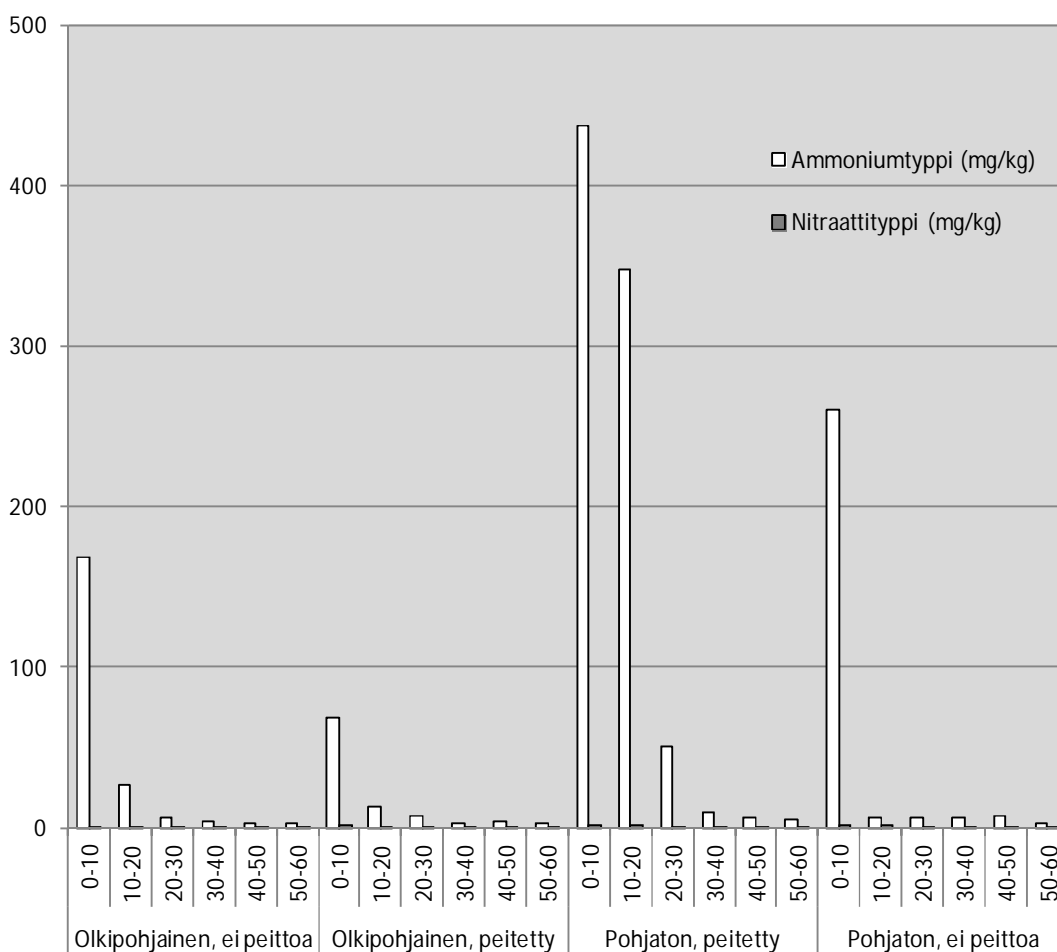
Kuva 7. Ammoniumtypen (NH_4^+) ja nitraattitypen ($\text{NO}_3\text{-N}$) pitoisuudet (mg/kg) erilaisella pohjamateriaaleilla varustettujen lannoitepattereiden pohjalla peltokohteella 1, jossa varastoitiin, kemiallisesti hapetettua puhdistamolietettä (Kemicond), 3 kuukautta vuonna 2012. Lannoitepattereiden pohja oli paljas tai pohjalle oli lisätty olkea tai turvetta. Typen pitoisuudet määritettiin näytepisteiden eri maakerroksista (0–10, 10–20, 20–30, 30–40, 40–50, 50–60 cm).

Peltokohteella 2, jossa varastoitettiin kemiallisesti hapetettua puhdistamolietettä neljä kuukautta, korkeimmat ammoniumtyppipitoisuudet mitattiin olkipohjaisen lannoitepatterin alapuolella (kuva 8). Silputulla oljella pohjustetun patterin puolella maan ammoniumtyppipitoisuus oli korkeimmillaan 530 mg/kg, kun taas karkealla oljella pohjustetulla puolella maan ammoniumtyppipitoisuus oli korkeimmillaan 250 mg/kg eli puolet vähemmän. Korkeimmat pitoisuudet havaittiin ylimmässä maakerroksessa (0–10 cm). Olkipohjaisen ja paljaspohjaisen patterin alapuolella pitoisuudet olivat koholla taustapitoisuuteen (4,5–4,6 mg/kg) nähden syvimmissäkin maakerroksissa (50–60 cm kerroksessa ammoniumtyppiä 30–60 mg/kg). Turvepohjaisen patterin alapuolella ammoniumtyppipitoisuus oli korkeimmillaan 185 mg/kg, mutta laski syvimpään kerrokseen mentäessä 10:een mg/kg. Paljaspohjaisen patterin alapuolella typen pitoisuus oli korkeimmillaan 20–50 cm syvyydessä (130–140 mg/kg).



Kuva 8. Ammoniumtypen (NH_4^+) ja nitraattitypen ($\text{NO}_3\text{-N}$) pitoisuudet (mg/kg) erilaisilla pohjamateriaaleilla varustettujen lannoitepattereiden pohjalla peltokohteella 2, jossa varastoitettiin Kemicondia, kemiallisesti hapetettua puhdistamolietettä, 4 kuukautta vuonna 2013. Lannoitepattereiden pohja oli paljas, silputulla tai karkeaksi jätetyllä oljella tai turpeella pohjustettu. Typen pitoisuudet määritettiin näytepisteiden eri maakerroksista (0–10, 10–20, 20–30, 30–40, 40–50, 50–60 cm).

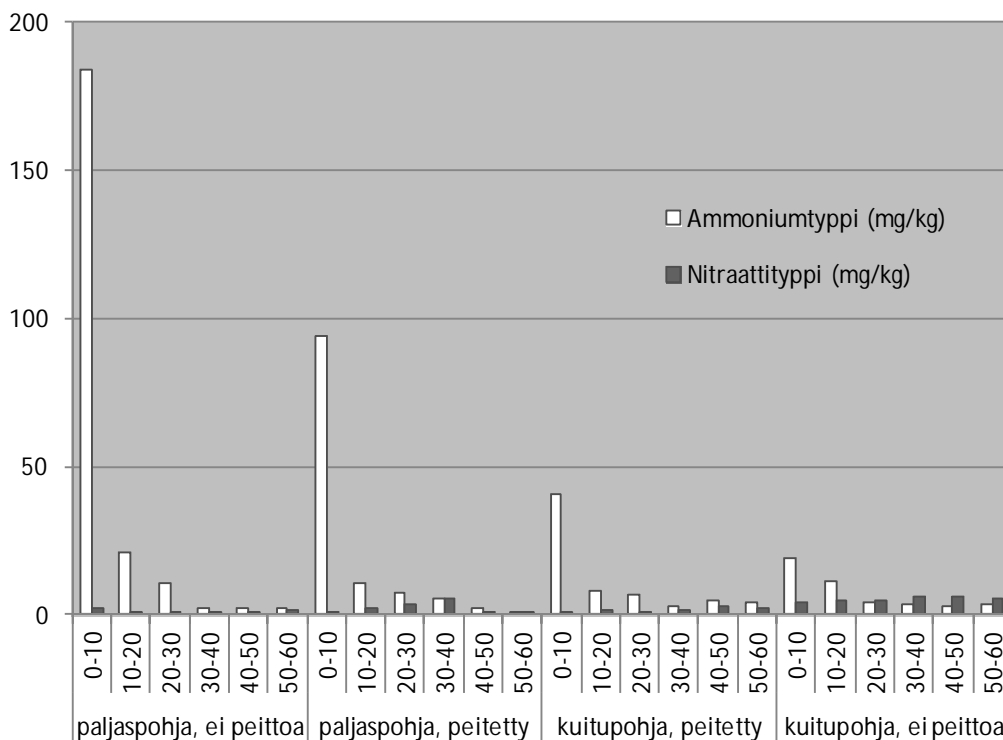
Peltokohteella 10, jossa varastoitiin maanparannuskompostia olkipohjalla ja ilman pohjamateriaalia sekä peitettynä ja ilman peittoa neljä kuukautta (kuva 9), ammoniumtyypen pitoisuus oli maakerroksissa korkeimmillaan patterin keskellä, peitetyssä ja pohjattomassa patterin osassa (260–440 mg/kg). Korkeimmat pitoisuudet havaittiin ylimmässä maakerroksessa (0–10 cm). Olkipohjaisen patterin osan puolella ammoniumtyypen pitoisuus oli peittämättömässä osassa 170 mg/kg, kun peitetyllä puolella pitoisuus oli 100 mg/kg vähemmän. Kaikissa patterin osissa ammoniumtyypen pitoisuudet laskivat alle 5 mg/kg.



Kuva 9. Ammoniumtyypen (NH₄⁺) ja nitraattityypen (NO₃-N) pitoisuudet (mg/kg) erilaisella pohjamateriaaleilla ja peitolla varustetun lannoitepatterin pohjalla peltokohteella 10, jossa varastoitiin maanparannuskompostia 4 kuukautta. Lannoitepatterin pohjalle oli levitetty puoliksi olkea ja patteri oli keskiosastaan peitetty muovipressulla. Typen pitoisuudet määritettiin näytepisteiden eri maakerroksista (0–10, 10–20, 20–30, 30–40, 40–50, 50–60 cm).

Peltokohteella 15, jossa varastoitiin mädätysjäännöstä yli kolme kuukautta (kuva 10), ammoniumtyyppiä oli korkeimmillaan 185 mg/kg paljaspohjaisen peittämättömän patterin osan

maaperässä ylimmässä maakerroksessa 0–10 cm. Peitetyssä paljaspohjaisessa patterin osassa ammoniumtyyppiä oli maassa korkeimmillaan noin 90 mg/kg, peitetyssä puukuidulla pohjustetussa 40 mg/kg ja peittämättömässä puukuidulla pohjustetussa osassa 20 mg/kg. Kaikissa patterin osissa syvemmissä maakerroksissa ammoniumtyyppipitoisuus oli vähäinen (7 mg/kg) ja oli lähellä taustatasoja.



Kuva 10. Ammoniumtyyppi (NH_4^+) ja nitraattityyppi ($\text{NO}_3\text{-N}$) pitoisuudet (mg/kg) erilaisella pohjamateriaaleilla ja peitolla varustetun lannoitepatterin pohjalla peltokohteella 15, jossa varastoitiin mädätysjäännöstä yli 3 kuukautta. Lannoitepatterin pohjalle oli levitetty puoliksi puukuitua ja patteri oli keskiosastaan peitetty muovipressulla. Tyyppi pitoisuudet määritettiin näytepisteiden eri maakerroksista (0–10, 10–20, 20–30, 30–40, 40–50, 50–60 cm).

5.2. ORGAANISTEN LANNOITEVALMISTEIDEN MIKROBIOLOGINEN LAATU

5.2.1. Kemiallisesti hapetettu puhdistamoliette

Kemicondin, kemiaalisesti hapetetun puhdistamolietteen peltopatteroinnin loppuvaiheen hygieniatulokset näkyvät taulukossa 9. Lannoitteen *Escherichia coli* pitoisuudet alittivat MMM

asetuksen 24/11 asetetun raja-arvon (*E.coli* <1000 pmy/g). *E. coli* -pitoisuudet olivat korkeimmillaan 10^2 pmy/g peltolohkolla 1 vuonna 2012. *Salmonellaa* ei todettu varastoidussa maanparannusaineessa. Enterokokkipitoisuudet vaihtelivat $10^2 - 10^4$ pmy/g välillä. Klostrideja todettiin kaikissa näytteissä $10^3 - 10^4$ pmy/g ja eniten niitä esiintyi lannoitepattereiden yläkerroksissa.

Taulukko 9. Kemiallisesti hapetetun puhdistamolietteen (Kemicond) hygienia-analyysien tulokset. Näytteet otettu kaivamalla 0,5 m patteria auki ennen levitystä (Sivu 1 = valumasuunnasta poispäin oleva laita, sivu 2 = valumasuuntaan oleva laita).

Peltokohde, näytteenotto-ajankohta	Näytteenotto-kerros	<i>E. coli</i> pmy/g*	enterokokit pmy/g*	klostridit pmy/g**	<i>Salmonella</i> pmy/25g	Patterointi-aika
1, kevät 2012						3 kk
Paljas	Yläkerros	230	6700	17000	negat.	
	Sivu 1	5	8500	16000	negat.	
	Sivu 2	27	3500	9200	negat.	
Turve	Yläkerros	230	3500	7000	negat.	
	Sivu 1	120	6900	6500	negat.	
	Sivu 2	63	860	2000	negat.	
Olki	Yläkerros	32	4000	7000	negat.	
	Sivu 1	122	3700	6500	negat.	
	Sivu 2	9	4500	6700	negat.	
2, kevät 2013						4-5 kk
Paljas	Yläkerros	<5	490	10000	negat.	
	Sivu 1	9	330	9700	negat.	
	Sivu 2	<5	1200	9900	negat.	
Turve	Yläkerros	5	2800	12000	negat.	
	Sivu 1	<5	17000	14000	negat.	
	Sivu 2	<5	3700	10000	negat.	
Olki	Yläkerros	<5	700	12000	negat.	
	Sivu 1	<5	2200	8900	negat.	
	Sivu 2	<5	880	4000	negat.	
3, kesä 2014						
Vanhempi		<5	320	8800	negat.	1 kk
	Tuore	36	840	1900	negat.	tuore

* Alamääritysraja 5 pmy/g

** Sulfittia pelkistävät itiölliset klostridit TSC-agarilla, johon on lisätty D-sykloseriiniä.

5.2.2. Maanparannuskomposti

Metsäpirtin maanparannuskompostin varastoinnin loppuvaiheen hygienia tulokset näkyvät taulukossa 10. Maanparannuskompostissa ei todettu olevan *Salmonellaa*. Myös *Escherichia coli* pitoisuudet alittivat MMMA 24/11 asetetun raja-arvon (*E. coli* <1000 pmy/g) kaikissa lannoitepattereissa. Eniten *E. coli* löytyi vuonna 2012 peltokohteella 8 varastoidusta patterista, jossa pitoisuudet nousivat 10^1 – 10^2 pmy/g. Muissa pattereissa *E. coli* pitoisuudet jäivät määritysrajalle (5 pmy/g) tai alle.

Enterokokkien pitoisuudet jäivät määritysrajan alle peltokohteilla 4 ja 5 varastoidussa tuotteessa, mutta muuten enterokokkeja todettiin jokaisessa näyte-erässä. Pitoisuudet vaihtelivat 10^1 – 10^2 pmy/g ja suurimmat pitoisuudet olivat peltokohteessa 6 patteroidussa tuotteessa patterin alakerroksesta otetussa näytteessä.

Klostridipitoisuudet olivat melko korkeita maanparannuskompostissa, korkeimmillaan pitoisuudet olivat peltokohteella 7 vuonna 2013, jolloin pitoisuudet nousivat lähes 50 000 pmy/g. Alimmillaan klostridipitoisuudet olivat peltolohkon 8 patterissa (10^1 – 10^2 pmy/g).

Taulukko 10. Maanparannuskompostin hygienia-analyysien tulokset.

Peltokohde, näytteenottoajankohta	Näytteenottokerros	<i>E. coli</i> pmy/g*	enterokokit pmy/g*	klostridit pmy/g**	<i>Salmonella</i> pmy/25g	Patterointi- aika
4, kevät 2012	Yläkerros A ¹	<5	<5	13000	negat.	1 kk
	Yläkerros B ¹	<5	<5	9100	negat.	
	Alakerros ¹	<5	<5	1300	negat.	
5, kevät 2012	Yläkerros ²	<5	<5	17000	negat.	> 5 kk
	Keskikerros ²	<5	<5	13000	negat.	
	Alakerros ²	<5	<5	15000	negat.	
6, kevät 2013	Yläkerros	<5	14	7800	negat.	3-5 kk
	Alakerros	<5	560	6 800	negat.	
7, kevät 2013	Yläkerros	<5	6	36000	negat.	5 kk
	Alakerros	<5	96	49000	negat.	
8, syksy 2013	Yläkerros ¹	<5	<5	36	negat.	
	Sivu ²	55	109	396	negat.	2-5 päivää
	Alaosa ³	205	68	315	negat.	
10, kevät 2014	Ei peittoa, pohjaton	<5	<5	3200	negat.	4 kk
	Peitetty, alakerros	<5	<5	6900	negat.	
	Peitetty, yläkerros	5	14	8300	negat.	
	Ei peittoa, olkipohja	<5	<5	4400	negat.	

* Alamääritysraja 5 pmy/g

** Sulfiittia pelkistävät itiölliset klostridit TSC-agarilla, johon on lisätty D-sykloseriniä.

¹ Näyte otettu kaivamalla 0,5 m patteria auki, ennen levitystä.

² Näytteet otettu jäljelle jääneen patterin sisäkyljestä

³ näyte otettu jäljelle jääneestä patterin osasta, kun levitys oli jo alkanut

Maanparannuskompostin lannoitevalmistelohkojen peltomaanäytteissä esiintyi vain vähän (5 pmy/g) enterokokkeja (taulukko 11). Myös klostridien pitoisuudet olivat laskeneet vaihdellen 10^1 – 10^3 pmy/g.

Taulukko 11. Maanparannuskompostin peltomaanäytteiden hygienia-analyysien tulokset. Suluissa prosentteina peltomaan pitoisuus suhteessa lannoitevalmisteen pitoisuuteen.

Peltokohde, näytteenotto-ajankohta	Näytteenotto	Näyte	<i>E.coli</i> pmy/g*	enterokokit pmy/g*	klostridit pmy/g**	<i>Salmonella</i> pmy/25g
4, kevät 2012		lv-lohko	em	em	790	em
	22 vrk levityksen jälkeen	nollalohko	em	em	(3 %) 660	em
5, kevät 2012		lv-lohko	em	em	2700	em
	21 vrk levityksen jälkeen	nollalohko	em	em	(12 %) 860	em
6, kesä 2013		lv-lohko	em	5	1100	em
	28 vrk levityksen jälkeen	nollalohko	em	<5	(2 %) 910	em
7, kesä 2013		lv-lohko	em	<5	54	em
	23 vrk levityksen jälkeen	nollalohko	em	5	54	em

em = ei määritetty peltonäytteestä, koska mikrobia ei todettu patteroidussa lannoitevalmistuksessa

* Alamääritysraja 5 pmy/g

** Sulfittia pelkistävät itiölliset klostridit TSC-agarilla, johon on lisätty D-sykloseriiniä.

5.2.3. Maanparannusrae

Maanparannusrakeelle tehtiin hygienia-analyysi kolmena rinnakkaisena näytteenä vain vuonna 2012. Tuotteessa ei todettu olevan *Escherichia coli*, *Salmonellaa* tai enterokokkeja. Myös klostrideja todettiin hyvin pieni pitoisuus yhdestä näytteestä (10 pmy/g).

5.2.4. Mädätysjäännös

Kuivatun ja kuivaamattoman (peltokohde 17) mädätysjäännöksen hygieniatulokset näkyvät taulukossa 12. Pelloilla patteroitujen mädätysjäännösten *Escherichia coli* pitoisuudet alittivat MMMa 24/11 asetetun raja-arvon (*E. coli* <1000 pmy/g) kaikkien muiden peltojen osalta paitsi vuoden 2012 peltokohteilla 11 ja 12. Pitoisuudet vaihtelivat tiloilta otetuissa näytteissä $10^1 - 10^3$ pmy/g. *Salmonellaa* todettiin samoilla tiloilla, joilla myös *E. coli* pitoisuudet ylittivät MMMa 24/11 raja-arvon.

Enterokokkeja todettiin lähes kaikkien tilojen pelloilla. Eniten enterokokkeja oli vuonna 2012 peltolohkoilla 14 ja 15, joissa pitoisuudet kohosivat 10^3 – 10^4 pmy/g. Muilla tiloilla pitoisuudet jäivät alle 10^2 pmy/g. Mädätysjäännöksessä todettiin klostrideja kaikissa näytteissä ja pitoisuudet vaihtelivat 10^2 - 10^4 pmy/g. Vuodesta 2013 eteenpäin pitoisuudet pysyivät suurimmassa osassa näytteitä noin 10^2 pmy/g.

Taulukko 12. Mädätysjäännöksen hygienianalyysien tulokset.

Peltokohde, näytteenottoajankohta	Näytteenottokerros	<i>E. coli</i> pmy/g*	enterokokit pmy/g*	klostridit pmy/g**	<i>Salmonella</i> pmy/25g	Patte rointi- aika
11, kevät 2012	A	730	2700	25000	negat.	6 kk / > 12 kk
	B	140	2000	8100	posit.	
	C	1200	3600	9500	posit.	
12, kevät 2012	Yläkerros	18	21000	3800	posit.	> 12 kk
	Sivu A	45	87000	4600	posit.	
	Sivu B	1300	7200	4500	posit.	
17, kevät 2012	A	<5	5	8800	negat.	Lietelantasäiliö 5 kk
	B	<5	5	9300	negat.	
	C	<5	<5	8000	negat.	
13, kevät 2013	A ¹	<5	<5	730	negat.	3 kk
	B ¹	<5	<5	1 400	negat.	
14, kevät 2013	Vanhin ²	<5	540	460	negat.	> 3 kk
	Jatko ²	<5	27	360	negat.	
	Uusin ²	<5	5	270	negat.	
16, kevät 2013	Matto ³	<5	280	460	negat.	Siilossa > 6 kk
	Siilo ⁴	<5	18	640	negat.	
	Siilo ⁴	<5	<5	910	negat.	
15, kevät 2014	Ei peittoa, kuitupohja	<5	140	870	negat.	> 3 kk
	Peitetty, kuitupohja	<5	400	700	negat.	
	Peitetty, pohjaton	<5	110	320	negat.	
	Ei peittoa, pohjaton	<5	190	310	negat.	

* Alamääritysraja 5 pmy/g

** Sulfiittia pelkistävät itiölliset klostridit TSC-agarilla, johon on lisätty D-sykloseriiniä.

¹ Patteri oli käännetty noin 1 vrk ennen näytteenottoa.

² Näytteet otettu kaivamalla 0,5 m patteria auki. Näytteet olivat vanhimmasta patterista, sen jatkona olevasta massasta ja uudesta patterista.

³ Näyte kerättiin levitystasaisuudenmittauksessa matoilta

⁴ Näyte kerättiin siilosta levityksen loppuvaiheessa ylä- ja alakerroksesta

Mädätysjäännöksellä lannoitetun peltomaan mikrobipitoisuudet olivat selvästi pienempiä kuin varastoidun mädätysjäännöksen vastaavat pitoisuudet (taulukko 13). *E. coli*a esiintyi alle <5 pmy/g kaikissa määritetyissä näytteissä. Enterokokkeja esiintyi enintään 27 pmy/g, joten yhdellä nollalohkolla (ei lannoitusta) esiintyi enterokokkeja enemmän (41 pmy/g) kuin lannoitetulla loholla. Klostridien pitoisuudet vaihtelivat alle 5 – 330 pmy/g.

Taulukko 13. Määtysjäännöksen peltomaanäytteiden hygienia-analyysien tulokset. Suluissa prosentteina peltomaan pitoisuus suhteessa lannoitevalmisteen pitoisuuteen.

Peltokohde, näytteenottoajankohta	Näytteenotto- aika	Näyte	<i>E. coli</i> pmy/g*	enterokokit pmy/g*	klostridit pmy/g**	<i>Salmonella</i> pmy/25g
11, kesä 2012	21 vrk levityksen jälkeen	lv-lohko	<5	<5	63 (0,2 %)	negat.
		nollalohko	<5	<5	36	negat.
12, kesä 2012	21 vrk levityksen jälkeen	lv-lohko	<5	<5	330 (6%)	negat.
		nollalohko	<5	<5	90	negat.
17, kevät 2012	25 vrk levityksen jälkeen	lv-lohko	em	em	150 (1%)	em
		nollalohko	em	em	72	em
13, kesä 2013	16 vrk levityksen jälkeen	lv-lohko	em	<5	45 (2 %)	em
		nollalohko	em	41	27	em
14, kesä 2013	19 vrk levityksen jälkeen	lv-lohko	em	27	<5	em
		nollalohko	em	5	9	em
16, kesä 2013	21 vrk levityksen jälkeen	lv-lohko	em	14	230 (32 %)	em
		nollalohko	em	<5	27	em

em = ei määritetty peltonäytteestä, koska mikrobia ei todettu patteroidussa lannoitevalmistuksessa

* Alamääritysraja 5 pmy/g

** Sulfiittia pelkistävät itiölliset klostridit TSC-agarilla, johon on lisätty D-sykloseriiniä.

6. TULOSTEN TARKASTELU

Orgaanisten lannoitevalmisteiden varastoiminen peltomaalla aiheutti typen valumista patterista suoraan alla olevaan maaperään. Valumalinjalla typen pitoisuuksien nousua oli nähtävissä useimmissa kohteissa enintään pattereiden 3–5 metrin lähietäisyydellä. Korkeimmat typen pitoisuudet olivat ylimmässä 0–20 cm maakerroksessa, jonne kasvien juuret ulottuvat. Yleensä pitoisuudet laskivat alempiin maakerroksiin siirryttäessä niin patterin kohdalla kuin valumalinjankin pisteissä. Mädätysjäännöspattereiden alapuolella maaperän ammoniumtyyppipitoisuudet olivat vertailupisteeseen nähden noin 3–50 -kertaisia. Maanparannuskompostin ja kemiallisesti hapetetun (Kemicond) lietteen kohdalla maaperän ammoniumtyyppipitoisuudet olivat hieman korkeampia, sillä ammoniumtyyppipitoisuudet olivat noin 5–98 -kertaisia. Tulokset eivät poikkea paljonkaan Shah ym. (2009) tutkimuksen tuloksista, jossa 162 päivän kuivikelannan patteroinnin jälkeen ammoniumtyyppipitoisuus oli noussut 7,6–30,5 ja 30,5–61 cm maakerroksissa 184- ja 62-kertaiseksi kontrollimaahan verrattuna.

Maaperän tyyppipitoisuuksien nousu johtui lähinnä ammoniumtypen valumisesta lannoitepatterista. Myös Shahin ym. (2009) tutkimuksessa ammoniumtyyppipitoisuus oli suurempi kuin nitraattityyppipitoisuus kuivikelantapattereiden alapuolella maaperässä. Ammoniumtypen suurempi osuus kertoo orgaanisen aineksen hajoamisesta ja tapahtuneesta ammonifikaatiosta, jossa on syntynyt ammoniumia (McArthur 2006). Nitrifikaatiota, jossa ammonium muuttuu nitraatiksi, ei tapahdu liian happamassa, vähähappisessa, viileässä tai kuivassa maassa (Atlas ja Bartha 1998, Havlin ym. 2005). Suomessa keväällä lannoitteen levityksen alkaessa olosuhteet eivät ole vielä otolliset nitrifikaatiomikrobeille, joten nitraattipitoisuus maaperässä oli luonnollisesti pienempi. Orgaanisten lannoitevalmisteiden käyttäminen ja nitraatin valuminen lannoitteista ei Smithin ym. (2007) mukaan olekaan merkittävä riski veden laadulle. Kuitenkin esimerkiksi peltokohteella 12 (taulukko 8), jossa varastoitii lannoitepatteria kesän ylitse yli 9 kuukautta, oli havaittavissa nitraattityyppipitoisuuksien nousua, mikä johtuu todennäköisesti kesäaikana tapahtuneesta nitrifikaatiosta. Sen sijaan ammoniumtyyppipitoisuus ei ollut kovinkaan korkea kesän ylitse kestäneen patteroinnin jälkeen. Onkin todennäköistä, että lannoitepattereiden alla on tapahtunut myös denitrifikaatiota, sillä patterin paino voi aiheuttaa maaperän tiivistymistä ja hapen puutetta, mikä altistaa denitrifikaatiolle (Havlin ym. 2005).

Varastointiajalla ei näytä olevan suoraa vaikutusta maaperän tyyppipitoisuuksiin. Peltolohkolla 3, jonne levitettiin Kemicond-käsiteltyä lietettä, lannoitepatteri oli perustettu alle 3 viikkoa ennen

levitystä ja typpipitoisuudet patterin alla olivat jo ehtineet kohota. Kuitenkin esimerkiksi peltokohteella 10 maanparannuskompostia varastoitiin peltolohkolla noin neljä kuukautta ja ammoniumtyppipitoisuus (60,8 mg/kg) oli lannoitepatterin alla vain 1,6 kertaa korkeammat peltolohkon 3 pitoisuuksiin (39 mg/kg) nähden. Shah ym. (2009) tutkimuksen mukaan pattereiden alapuolinen maaperä on vähemmän altis sään vaihteluille kuin paljas maa. Peltokohteella 10 lannoitepatteria purettaessa alta paljastuikin jäinen maa, kun sen sijaan peltokohteella 3 pintamaa oli sulanut roudasta lannoitevalmisteen patteroinnin alkaessa. Talvella routaisen maan päälle perustettu lannoitepatteri siis jäättyi pohjastaan varastoinnin aikana. Koska lannoitepatterin alapuolinen maaperä ei ole alttiina sään vaihteluille, maa voi olla edelleen jäässä patteria purettaessa. Jäätymisen ehkäisee valumia ja maaperän typpipitoisuudet eivät pääse kasvamaan. Jäätymisen vaikutusta tuloksiin on kuitenkin vaikea nähdä, koska typpipitoisuudet vaihtelevat eri kohteilla huomattavasti. Lainsäädännössä (VNa 1250/2014) peltopatterointi on ollut kiellettyä marraskuusta tammikuuhun. On kuitenkin syytä pohtia talviaikaisen peltopatteroinnin kieltämisen mielekkyyttä koko maassa. Nitraattiasetuksen muutoksen myötä peltopatterointi sallittaneen myös marras-tammikuussa (Ympäristöministeriö 2015).

Lannoitepattereiden pohjamateriaalien tyypin pidätyskyky antoi hieman ristiriitaisia tuloksia, kun mädätysjäännöspatterin alla käytettiin puukuitua ja Kemicond- ja maanparannuskompostipattereiden alla olkea ja turvetta. Airaksisen ym. (2001) tutkimuksessa sahanpurulla ja rahkaturpeella oli paras vedenpidätyskyky, kun taas oljen vedenpidätyskyky oli heikoin kuiviketuotteista. Airaksisen ym. (2001) tutkimuksen lisäksi Kiljalan ym. (2002) mukaan patterin alla olevalla 15 cm kerroksella rahkaturvetta voidaan vähentää tyypin huuhtoumista. Tässä tutkimuksessa peltokohteen 2 tulokset (kuva 8) myötäilevät Airaksisen ym. (2001) ja Kiljalan ym. (2002) tutkimuksen tuloksia. Olkipohjaisesta Kemicond-patterista pääsi eniten typpivalumia maahan, paljaspohjaisesta patterista toiseksi eniten ja turvepohjaisesta patterista vähiten. Toisaalta tulokset ovat päinvastaiset peltokohteella 1 (kuva 7), jossa turvepohjainen päästi enemmän typpivalumia kuin olkipohjainen patteri, joka taas pidätti itse asiassa parhaiten typpivalumia. Tuloksia selittänee se, että peltokohteella 2 saattoi olla jopa 40 cm paksumpi kerros materiaalia kuin peltokohteella 1, jolloin paksu turvekerros pidätti valumia. Toisaalta vertaillen ilman pohjamateriaalia ja pohjamateriaalilla varustetun patterin tuloksia, maanparannuskompostin (kuva 9) ja mädätysjäännöksen (kuva 10) osalta, näyttää siltä, että olki ja turve kumpikin eristäisivät typpivalumia ja ovat parempi vaihtoehto kuin paljas pohja. Pohjamateriaalin käyttäminen lannoitepatterin alapuolella voi myös auttaa maanviljelijää näkemään lannoitevalmisteen ja maaperän rajan, jolloin kaikki lannoitevalmiste saadaan kaavittua ja levitettyä tasaisesti pellolle.

Patterin peittämisellä ei näyttäisi olevan suoraa vaikutusta typpivalumiin, sillä typpipitoisuudet peitettyjen pattereiden alapuolella vaihtelivat huomattavasti (kuva 9 ja 10). Myös Kiljala ym. (2002) totesivat tutkimuksessaan, että patterin peittäminen turpeella ei anna merkittävää hyötyä ravinteiden huuhtoutumisen osalta. Patterin peittäminen voi kuitenkin suojata runsailta sateilta ja siten lannoitevalmisteen kosteuspitoisuuden nousulta varsinkin, kun ei voida tietää etukäteen sateiden määrää. Peittämisen vaikutusta maaperän typpipitoisuuksiin ja typen haihtumiseen ilmaan lannoitteen varastoinnin aikana onkin tarvetta tutkia lisää.

Eri peltokohteiden tuloksia vertailtaessa on otettava huomioon lannoitevalmisteiden erilainen typpi- ja kosteuspitoisuus. Suuri kosteuspitoisuus lannoitevalmisteessa aiheuttaa patteroinnin aikana nesteen puristumista maaperään ja toisaalta lannoitevalmistetta levitettäessä lietemäisyys vaikeuttaa sen pidättäytymistä maaperään, jolloin esimerkiksi sadevesi huuhtelee lietteen helpommin vesistöihin (Smith ym. 2007). Tuotteista, joita varastoitiin peltomaalla, nestepitoisempia olivat Kemicond-käsitelty liete (kuiva-ainepitoisuus 28 %) ja mädätysjäännös (kuiva-ainepitoisuus 25 %) (taulukko 2). Nitraattiasetuksen 1250/2014 mukaan orgaanisia lannoitevalmisteita saa patteroida pellolla, jos niiden kuiva-ainepitoisuus on vähintään 30 %, minkä täytti maanparannuskomposti 40 % kuiva-ainepitoisuudellaan. Toisaalta runsaat sateet patteroinnin aikana voivat nostaa lannoitevalmisteen kosteuspitoisuutta ja kasvattaa ravinnevalumia. Kemicondin kokonaistyppipitoisuus oli korkein (36 g/kg kuiva-aineesa), mikä vaikuttanee yhdessä korkean kosteuspitoisuuden kanssa siihen, että Kemicond-pattereiden alla olevassa maaperässä typpipitoisuudet nousivat keskimäärin reilusti ylitse 100 mg/kg. Muiden lannoitevalmistepattereiden kohdalla typpipitoisuudet olivat selkeästi keskimäärin alle 100 mg/kg. Orgaanisten lannoitevalmisteiden kuivaamisella korkeaan kuiva-ainepitoisuuteen voidaan vähentää ravinteiden huuhtoutumista vesistöihin (Smith ym. 2007).

Peltomaan maalaji voi vaikuttaa typen valumiseen maaperässä, sillä savinen maaperä pidättää nestettä paremmin kuin karkeampi kivennäismaa (Rajala 2006). Peltokohteilla 1 ja 2 maalajina oli hieno hieta (taulukko 3), joka sisältää yleensä vähemmän savesta kuin muilla peltolohkoilla vallitsevana ollut hiuesavi. Matalampi savespitoisuus voi selittää osittain sitä, että peltokohteilla 1 ja 2 ammoniumtypen pitoisuudet nousivat hyvin korkeiksi lannoitepattereiden alapuolella (kuva 7 ja 8).

Peltokohteella 6 näytteet otettiin vasta kaksi viikkoa lannoitteen levityksen jälkeen, joten peltomaan kohonnut ammoniumtyppipitoisuus tuskin kertoo lannoitepatterin typpivalumasta. Kohteen tuloksia vertailtaessa muiden peltokohteiden tuloksiin täytyy ottaa huomioon lannoitteen levityksen

aiheuttama ravinnepitoisuuksien nousu. Eri peltokohteiden ammonium- ja nitraattitypen taustapitoisuudet vaihtelivat, mikä vaikeuttaa eri peltokohteiden tulosten vertailua. Esimerkiksi uudella raivatulla peltokohteella 9 ammonium- ja nitraattitypen taustapitoisuudet (75,5 ja 7,3 mg/kg) olivat huomattavan korkeita muiden kohteiden taustapitoisuuksiin verrattuna.

Orgaanisten lannoitevalmisteiden mikrobiologinen laatu ei heikentynyt varastoinnin aikana, joten tuotteet soveltuivat käytettäväksi maanparannusaineena pellolla. Varastoinnin kestolla ei näyttänyt olevan vaikutusta mikrobiologiseen laatuun. Lannoitevalmisteiden mikrobiologiseen laatuun vaikuttavat ensisijaisesti raaka-aineen laatu, käsittelymenetelmän prosessin hallinta ja käsittelymenetelmien kyky tuhota mikrobeita (Metcalf ja Eddy 2003b). Mikrobien kasvuun ja prosesseista selviytymiseen vaikuttavat erityisesti lämpötila, happipitoisuus, ravinteiden saatavuus, saatavilla olevan veden määrä ja happamuus. Maanparannusrae käsiteltiin termisesti 102 °C, jolloin mikrobit käytännössä tuhoutuvat ja eivätkä kykene lisääntymään tuotteessa, jonka kuiva-ainepitoisuus on 90 %. Muiden lannoitevalmisteiden hygienisointimenetelmät olivat Kemicond-prosessin hapetusreaktio, maanparannuskompostin mesofiilinen 35–36 °C:n mädätys ja kompostointi sekä mädätysjäännöksen termofiilinen 52–60 °C:n mädätys ja tunnin hygienisointi 70 °C:ssa. Vaikka kaikkien lannoitevalmisteiden raaka-aineena käytettiin puhdistamolietettä, joka sisältää käsittelemättömänä runsaasti ihmisille ja eläimille haitallisia patogeenejä kuten bakteereja, viruksia, alkueläimiä ja loismatoja (Metcalf ja Eddy 2003b, Vuorinen ym. 2003), oli tuotteiden mikrobiologinen laatu hyvä ja sitten käsittelyprosessit pääosin toimivia. Mädätysjäännöksen osalta keväällä 2012 tapahtunut kontaminaatio vaikutti tuotteen hygieeniseen laatuun merkittävästi.

Mädätysjäännöksessä esiintyi keväällä 2012 (taulukko 12) *Salmonellaa* ja *Escherichia colin* pitoisuus ylitti asetetun raja-arvon 1000 pmy/g (MMM asetus 24/11). Lannoitevalmistajan ilmoituksen mukaan pitoisuuksien nousu johtui kontaminoituneesta lingosta, jota oli käytetty syksyllä 2011 sekä jo valmiiksi käsitellyn mädätysjäännöksen kuivakseen että jätevedenpuhdistamolla raakalietteen kuivaukseen. Lingon desinfioiminen materiaalien vaihdon välillä oli ollut riittämätöntä. Tuotteissa ei enää muulloin esiintynyt *Salmonellaa* ja *Escherichia colin* pitoisuudet pysyivät raja-arvoissa. *Salmonellan* ja *E. colin* vähäinen esiintyminen lannoitevalmisteissa kertoo ensisijaisesti tuotantoprosessien toimivuudesta ja kyvystä tuhota patogeeneja. *Salmonellan* esiintyvyys Suomessa on monia muita maita huomattavasti vähäisempää (Evira 2011), mutta näytteenotossa on otettava huomioon, että paljaan taivaan alla varastoidut lannoitevalmisteet voivat jälkikontaminoitua pintakerroksestaan luonnon eläinten ulosteella.

E. colia esiintyi muutoin enimmillään 2×10^2 pmy/g keväällä 2012 (peltokohde 1) ja kesällä 2014 (peltokohde 3) kemiallisesti hapetetussa puhdistamolietteessä (taulukko 9), sekä maanparannuskompostissa peltokohteella 8. Peltokohteella 1 ja 3 esiintyneet *E. coli*n pitoisuudet Kemicond-lietteessä johtuvat todennäköisesti tuotteen käsittelyprosessin ja raaka-aineen laadun vaihtelusta. Peltokohteella 8 maanparannuskompostinäytettä otettaessa lannoitepatteria oli jo kaivettu traktorilla auki, jolloin mahdollisesti kontaminoitunut pintakerros on voinut sekoittua alempiin massoihin, mikä voi nostaa tuloksien *E. coli* -pitoisuuksia.

Kaikissa tuotteissa esiintyi sulfiittia pelkistäviä anaerobisia klostrideja, myös termisesti käsitellyssä maanparannusrakeessa. Vuorisen ym. (2003) tutkimuksessa oli myös esiintynyt klostrideja jopa 90 °C kuumuuden ja kalkkistabiloinnin jälkeen. Klostridien selviytymistä erilaisista käsittelyistä auttaa niiden kyky muodostaa lämpöä kestäviä itiöitä, joiden avulla ne selviävät väliaikaisista epäedullisista olosuhteista (Payment ym. 2003, Johnson ym. 2007). Mädätysjäännöksessä pitoisuudet vaihtelivat 10^2 – 10^3 pmy/g (taulukko 12), mutta maanparannuskompostissa (taulukko 10) ja Kemicond-lietteessä (taulukko 9) pitoisuudet olivat hieman korkeampia: 10^3 – 10^4 pmy/g. Pitoisuudet ovat kuitenkin samantasoisia mitä aikaisimmissakin tutkimuksissa on kompostoiduista, mesofiilisesti mädätetyistä ja termisesti käsitellyistä lietteistä mitattu (Guzmán ym. 2007, Tontti ym. 2001 ja Vuorinen ym. 2003). Klostridien esiintyminen lietteissä voi tarkoittaa myös patogeenisten mikrobien esiintymistä, kuten *C. perfringensin* ja *C. botulinumin*, jotka ovat yleisiä ruokamyrkytyksen aiheuttajia (Johnson ym. 2007).

Kuten klostriditkin enterokokit ovat hyvin yleisiä luonnossa ja kestävät monenlaisissa olosuhteissa (Borrego ym. 2003, Teixeira ym. 2007). Enterokokkien pitoisuudet olivat keskimäärin suurempia kemiallisesti hapetetussa puhdistamolietteessä, jossa vaihteluväli oli 10^2 – 10^4 pmy/g (taulukko 9). Maanparannuskompostin ja mädätysjäännöksen osalta enterokokkien pitoisuudet olivat alle 5×10^2 pmy/g. Kemicond-käsittelyn kyky tuhota enterokokkeja saattaa olla hieman heikompi kuin muiden käsittelymenetelmien. Pitoisuudet ovat kuitenkin samaa suuruusluokkaa, mitä on aikaisemmissa tutkimuksissa kompostoiduista ja kalkkistabiloiduista lietteistä mitattu (Tontti ym. 2011, Vuorinen ym. 2003), joten erot voivat johtua myös raa'an lietteen laadusta.

Korkea mikrobipitoisuus peltomaassa kasvattaa todennäköisyyttä, että osa mikrobeista siirtyy maaperästä kasveihin ja pääsee saastuttamaan syötäviä osia. Peltomaanäytteissä kaikkien analysoitujen mikrobien pitoisuudet vähenivät huomattavasti verrattuna varastoidun lannoitevalmisteen pitoisuuteen (taulukot 11 ja 13). Myös Halinen ym. (2006) totesivat tutkimuksessaan, että mikrobien pitoisuus vähenee merkittävästi, kun ne sekoittuvat maaperään,

eikä mikrobipitoisuuksista ole haittaa syötävienkään kasvien hygieeniselle laadulle. Nykyisin lainsäädäntö (MMM 24/11) kieltää kasvattamasta kasveja, joita käytetään tuoreeltaan tai syömällä maanalainen osa, puhdistamolietepohjaisilla lannoitevalmisteilla käsitellyssä maassa. Kuitenkin, kun mikrobit joutuvat muokattuun peltomaahan, jossa olosuhteet ovat hyvin erilaiset kuin tiiviissä lannoitevalmistepatterissa, ne altistuvat ravinteiden puutteelle, hapelle, valolle ja muiden mikrobien kilpailulle (Lang ym. 2007). Epäedullisten olosuhteiden johdosta mikrobien selviytyminen heikkenee (Estrada ym. 2004, Lang ym. 2007). Tämän tutkimuksen mukaan ei näyttäisi olevan esteitä laajentaa puhdistamolietepohjaisten lannoitevalmisteiden käyttöä koskemaan kaikkea viljelyä.

7. JOHTOPÄÄTÖKSET

Orgaanisten lannoitevalmisteiden varastoiminen peltomaalla nosti maaperän typpipitoisuuksia patterin alapuolella. Jos typen valumista tapahtui laajemmin, pitoisuudet nousivat lähinnä 3 - 5 metrin lähietäisyydellä lannoitepatterista. Suurimmat typpipitoisuudet mitattiin ylimmässä 0–20 cm maakerroksessa ja pitoisuudet laskivat alempiin maakerrokseen siirryttäessä. Pitoisuuksien nousu johtui suurimmaksi osaksi ammoniumtypen valumisesta, koska olosuhteet nitraatin muodostumiselle eivät keväällä näytteitä otettaessa olleet suotuisat. Lannoitepatterin alapuolisen maaperän ravinnepitoisuuksien liiallista nousua voidaan loppujen lopuksi tasata vaihtamalla lannoitepatterin paikkaa vuosittain sekä lisäksi pintamaan vaihtamisella ja sekoittamisella muuhun peltomaahan.

Varastoinnin kestolla ei näyttäisi olevan suoraa vaikutusta typpivalumiin. Talvella routaisen maan päälle perustettu lannoitepatteri todennäköisesti jäätyy pohjastaan varastoinnin aikana. Koska lannoitepatterin alapuolinen maaperä ei ole alttiina sään vaihteluille, maa voi olla edelleen jäässä patteria purettaessa. Jäätyminen ehkäisee tai ainakin vähentää valumia ja maaperän typpipitoisuudet eivät pääse nousemaan.

Lannoitepattereiden pohjamateriaalien typen pidätyskyky antoi tutkimuksessa hieman ristiriitaisia tuloksia. Näyttää kuitenkin siltä, että paksu olki- tai turvekerros eristää typpivalumia, ja on parempi vaihtoehto kuin paljas pohja. Pohjamateriaalin käytön etuna on myös, että lannoitepatteria purettaessa peltomaan ja lannoitevalmisteen välinen raja erottuu, jolloin patterin pohjan kaapiminen ja lannoitevalmisteen levittäminen peltomaahan helpottunee. Patterin peittämisen ei todettu selkeästi ehkäisevän typen valumista. Peittäminen voi kuitenkin ehkäistä runsaiden sateiden aiheuttamaa lannoitepatterin kosteuspitoisuuden nousua ja siten vähentää lannoitepatterista puristuvan nesteen ja typen määrää, mikä vähentäisi myös lannoitusarvoa. Myös lannoitevalmisteen tuottajien olisi pyrittävä lannoitevalmisteen korkeaan kuiva-ainepitoisuuteen. Typeä ja nestettä sitovia pohjamateriaaleja sekä lannoitepatterin peittämisen vaikutusta on kuitenkin syytä tutkia lisää.

Orgaanisten lannoitevalmisteiden mikrobiologinen laatu ei heikentynyt varastoinnin aikana eikä varastoinnin kestolla ollut vaikutusta tuotteiden mikrobiologiseen laatuun. Kaikkien lannoitevalmisteiden raaka-aineena käytettiin puhdistamolietettä, jonka tiedetään käsittelemättömänä sisältävän ihmisille ja eläimille haitallisia patogeenejä. Kemiallisesti hapetetun puhdistamolietteen, maanparannuskompostin, maanparannusrakeen ja mädätysjäännöksen

käsittelyprosessit olivat toimivia, koska mikrobipitoisuudet eivät ylittäneet muutamaa poikkeusta lukuun ottamatta MMM asetuksessa 24/11 annettuja raja-arvoja *Salmonellan* ja *Escherichia colin* osalta. Hetkellisesti riittämättömästä omavalvonnasta kertookin keväällä 2012 mädätysjäännöksessä todettu *Salmonellan* ja *Escherichia colin* pitoisuuksien nousu, mikä oli seurausta kontaminoituneen lingon käytöstä. Mahdollisiin kontaminaatioihin onkin suhtauduttava vakavasti.

Peltomaanäytteissä kaikkien analysoitujen mikrobien pitoisuudet vähenivät huomattavasti, mikä johtunee mikrobipitoisuuden laimenemisesta lannoitevalmisteen sekoittuessa peltomaahan sekä mikrobeille epäedullisista olosuhteista, jolloin niiden selviytyminen heikkenee. Nykyisillä lietteiden käsittelyprosesseilla saadaan haitallisten patogeenien pitoisuuksia merkittävästi vähennettyä, joten puhdistamolietepohjaisten lannoitevalmisteiden käytölle ei ole hygieenistä estettä.

Koska puhdistamolietettä syntyy ympäri vuoden, on joko tuottajan tai viljelijän varastoitava tuotettavia orgaanisia lannoitevalmisteita odottamaan levitysajankohtaa. Orgaanisten lannoitevalmisteiden käyttö voi vähentyä entisestään, jos tuotteiden varastoiminen on liian kallista ja haastavaa sekä tuottajalle että viljelijälle. Käytön edistäminen on kuitenkin kestävä kehityksen mukaista. Orgaanisten lannoitevalmisteiden käyttö kasvattaa maaperän orgaanisen aineksen pitoisuutta, mikä taas parantaa maan rakennetta, vesitaloutta, orgaanisen hiilen ja ravinteiden määrää sekä mikrobien aktiivisuutta. Loppujen lopuksi, vesitalouden parantuessa orgaanisen aineksen lisäyksen myötä, käyttö voikin jopa ehkäistä nitraattien valumista pinta- ja pohjavesiin ja estää vesien rehevöitymistä. Tämän tutkimuksen tuloksien mukaan orgaanisten lannoitevalmisteiden varastoiminen peltopatterissa ei vaikuta epäedullisesti tuotteiden hygieeniseen laatuun eikä aiheuta typen valumista kauas patterointipaikasta, jolloin vesistöjen ravinnekuormituksen ei pitäisi kasvaa.

8. LÄHDELUETTELO

- Airaksinen S., Heinonen-Tanski H. ja Heiskanen M-L. 2001. Quality of different bedding materials and their influence on the compostability of horse manure. *Journal of Equine Veterinary Science* 21 (3): 125–130.
- Amha Y. ja Bohne H. 2011. Denitrification from the horticultural peats: effects of pH, nitrogen, carbon, and moisture contents. *Biology and Fertility of Soils* 47: 293–302.
- Appels L., Baeyens J., Degreve J. ja Dewil R. 2008. *Progress in Energy and Combustion Science* 34: 755–781.
- Atlas R. M. ja Bartha R. 1998. Biogeochemical cycling: nitrogen, sulfur, phosphorus, iron, and other elements. Teoksessa *Microbial Ecology: Fundamentals and Applications*. 4. painos. s. 414–459. Benjamin/Cumming Publishing Company. Kanada.
- Barton L. ja Northup D. 2011. Nitrogen cycling. Teoksessa *Microbial Ecology*. s. 281–284. Wiley-Blackwell. Kanada.
- Borrego J., Castro D. ja Figueras M. 2003. Fecal streptococci/enterococci in aquatic environments. Teoksessa Bitton G. (toim.). *Encyclopedia of Environmental Microbiology*. John Wiley and Sons, New York. [<http://onlinelibrary.wiley.com/book/10.1002/0471263397>]
- Brooks J., McLaughlin M., Gerba C. ja Pepper I. 2011. Land application of manure and class b biosolids: an occupational and public quantitative microbial risk assessment. *Journal of Environmental Quality* 41: 2009–2023.
- Capizzi-Banas S., Deloge M., Remy M. ja Schwartzbrod J. 2004. Liming as an advanced treatment for sludge sanitisation: helminth eggs elimination—ascaris eggs as model. *Water Research* 38: 3251–3258.
- Carrington E. G. 2001. Evaluation of sludge treatments for pathogen reduction – final report. European Communities. Luxemburg.
- Cornel P., Schaum C., Voigt A., Karlsson G. ja Recktenwald M. 2004. Kemicond – acid oxidative sludge conditioning process. Teoksessa Loosdrecht M. ja Clement J. (toim.). 2nd IWA Leading-Edge Conference on Water and Wastewater Treatment Technologies. s. 301–310. Yhdysvallat.
- Czechowski F. ja Marcinkowski T. 2006. Sewage sludge stabilisation with calcium hydroxide: effect on physicochemical properties and molecular composition. *Water Research* 40: 1895 – 1905.
- Ding W., Luo J., Yu H., Fan J. ja Liu D. 2013. Effect of long-term compost and inorganic fertilizer application on background N₂O and fertilizer-induced N₂O emissions from an intensively cultivated soil. *Science of the Total Environment* 465: 115–124.
- EU N:o 142/2011. Komission asetus muiden kuin ihmisravinnoksi tarkoitettujen eläimistä saatavien sivutuotteiden ja niistä johdettujen tuotteiden terveyssäännöistä sekä asetuksen (EY) N:o 1774/2002 kumoamisesta annetun Euroopan parlamentin ja neuvoston asetuksen (EY) N:o 1069/2009

täytäntöönpanosta sekä neuvoston direktiivin 97/78/EY täytäntöönpanosta tiettyjen näytteiden ja tuotteiden osalta, jotka vapautetaan kyseisen direktiivin mukaisista eläinlääkärintarkastuksista rajatarkastusasemilla.

Estrada I., Aller A., Aller F., Gómez X ja 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* 93: 191–198.

Evira 2011. Salmonellavalvonta.

[<http://www.evira.fi/portal/fi/elintarvikkeet/valmistus+ja+myynti/valvonta/salmonellavalvonta>].

Viitattu 13.5.2015.

Evira 2013. Lannoitevalmistevalvonnan analyysitulokset 2012. Eviran julkaisuja 10.

[http://www.evira.fi/files/products/1381902266597_eviran_julkaisuja_10_2013.pdf].

Luettu

18.5.2015.

Evira 2014a. Elintarviketurvallisuusvirasto – lannoitevalmisteet

[www.evira.fi/portal/fi/kasvit/viljely+ja+tuotanto/lannoitevalmisteet/]. Luettu 13.5.2014.

Evira 2014b. Kansallinen lannoitevalmisteiden tyyppinimiluettelo.

[http://www.evira.fi/files/attachments/fi/kasvit/lannoitevalmisteet/raportit/kansallinen_lannoitevalmisteiden_tyyppinimiluettelo_id316528.pdf]. Luettu 18.5.2015.

Evira 2014c. Lannoitevalmisteiden tuotevalvonnan analyysitulokset 2013. Eviran raportti.

[http://www.evira.fi/files/products/1404714641034_lannoitevalmisteiden_tuotevalvonnan_analyysitulokset_2013.pdf]. Luettu 18.5.2015.

EY N:o 889/2008. Komission asetus luonnonmukaisesta tuotannosta ja luonnonmukaisesti tuotettujen tuotteiden merkinnöistä annetun neuvoston asetuksen (EY) N:o 834/2007 soveltamista koskevista yksityiskohtaisista säännöistä luonnonmukaisen tuotannon, merkintöjen ja valvonnan osalta.

EY N:o 1069/2009. Euroopan parlamentin ja neuvoston asetus muiden kuin ihmisravinnoksi tarkoitettujen eläimistä saatavien sivutuotteiden ja niistä johdettujen tuotteiden terveystäätöistä sekä asetuksen (EY) N:o 1774/2002 kumoamisesta (sivutuoteasetus).

Ferreras L., Gomez E., Toresani S., Firpo I. ja Rotondo R. 2006. Effect of organic amendments on some physical, chemical and biological properties in a horticultural soil. *Bioresource Technology* 97: 635–640.

Fytli D. ja Zabaniotou A. 2008. Utilization of sewage sludge in EU application of old and new methods—a review. *Renewable and sustainable energy reviews* 12: 116–140.

Gianella R. 1996. Salmonella. Teoksessa Baron S. (toim.). *Medical Microbiology*. 4. painos. The University of Texas Medical Branch at Galveston. [<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/books/NBK8435>]. Luettu 25.9.2014.

Grönroos J., Mattila P., Regina K., Nousiainen J., Perälä P., Saarinen K. ja Mikkola-Pusa J. 2009. Development of the ammonia emission inventory in Finland. Revised model for agriculture. Suomen ympäristökeskus 8.

- Guzmán C., Jofre J., Montemayor M. ja Lucena F. 2007. Occurrence and levels of indicators and selected pathogens in different sludges and biosolids. *Journal of Applied Microbiology* ISSN 1364–5072.
- Halinen A., Palojärvi A., Karinen P., Heinonen-Tanski H. ja Tontti T. 2006. Jätekompostit lannoitteena peltoviljelyssä – biologiset ja kemialliset vaikutukset. *Maa- ja elintarviketalous* 81.
- Harrison E., Oakes S., Hysell M. ja Hay A. 2006. Review, organic chemicals in sewage sludges. *Science of the Total Environment* 367: 481–497.
- Havlin J., Beaton J., Nelson W. ja Tisdale S. 2005. Nitrogen. Teoksessa *Soil Fertility and Fertilizers: an Introduction to Nutrient Management*. 7. painos. s. 97–159. Pearson Prentice Hall.
- Iivonen S. 2008. Ympäristöturpeet ja niiden käyttö. Raportteja 32. Ruralia-instituutti. Helsingin yliopisto. Mikkeli.
- IPCS 2005. Cadmium. The International Chemical Safety Cards 0020. [<http://www.inchem.org/documents/icsc/icsc/eics0020.htm>]. Luettu 4.3.2015.
- ISO 6579:2002. Microbiology of food and animal feeding stuffs – horizontal method for the detection of *Salmonella* spp. mod.
- ISO 16649–2:2001. Horizontal method for the enumeration of beta-glucuronidase-positive *Escherichia coli*. Part 2: Colony-count technique at 44°C using 5-bromo-4-chloro-3-indolyl beta-D-glucuronide.
- Jarvis P. J. 2000. Food, energy and nutrients. Teoksessa *Ecological Principles and Environmental Issues*. s. 35–69. Pearson Education Limited. Englanti.
- Johnson E., Summanen P. ja Finegold S. 2007. Clostridium. Teoksessa Murray P. R., Baron E., Jorgensen J. ja Tenover F. C. (toim.). *Manual of Clinical Microbiology*. 9. painos. s. 889–910. Washington, DC, USA.
- Kahiluoto H., Kuisma M., Ketoja E., Salo T. ja Heikkinen J. 2015. Phosphorus in manure and sewage sludge more recyclable than in soluble inorganic fertilizer. *Environmental, Science and Technology* 49: 2115–2122.
- Kangas A., Lund C., Liuksia S., Arnold M., Merta E., Kajolinna T., Carpén L., Koskinen P. ja Ryhänen T. 2011. Energiätehokas lietteenkäsittely. Julkaisusarjassa *Suomen ympäristö 17*. Suomen ympäristökeskus SYKE.
- Kettunen R. ja Saarnio S. 2013. Biochar can restrict N₂O emissions and the risk of nitrogen leaching from an agricultural soil during the freeze-thaw period. *Agricultural and Food Science* 22: 373–379.
- Kiljala J., Lehto E., Reinikainen O., Joki-Tokola E., Forsman K. ja Huttu S. 2002. Kate- ja pohjaratkaisujen vaikutus lantapattereiden ravinnehuuhtoutumiin. *Maataloustieteen päivät 2002*. Hopponen A. (toim.). Suomen maataloustieteellisen seuran julkaisuja 18.

Koskiaho J., Kivisaari S., Vermeulen S., Kauppila R., Kallio K. ja Puustinen M. 2002. Reduced tillage: Influence on erosion and nutrient losses in a clayey field in southern Finland. *Agricultural and Food Science in Finland* 11: 37–50.

Kuntaliitto 2012. Hulevesiopas. Helsinki.

Laird D., Fleming P., Wang B., Horton R. ja Karlen D. 2010. Biochar impact on nutrient leaching from a Midwestern agricultural soil. *Geoderma* 158: 436–442.

Laitinen J., Alhola K., Manninen K. ja Säylä J. 2014. Puhdistamolietteen ja biojätteen käsittely ravinteita kierrättäen. Hankeraportti. Suomen ympäristökeskus (SYKE).

Lang N., Bellett-Travers M. ja Smith S. 2007. Field investigations on the survival of *Escherichia coli* and presence of other enteric micro-organisms in biosolids-amended agricultural soil. *Journal of Applied Microbiology* 103: 1868–1882.

Lannoitevalmistelaki 539/2006.

Lehto M., Suominen K., Tyrväinen U. ja Tontti T. 2013. Puhdistamolietteen laadun hallinta. Oppaassa Puhdistamolietteen käyttö maataloudessa. s. 9–13.

Li H., Wang H., D’Aoust J-Y. ja Maurer J. 2012. *Salmonella* species. Teoksessa Doyle, M. ja Buchanan, R. (toim.). *Food Microbiology: Fundamentals and Frontiers*. 4. painos. s. 225–262. Washington DC. USA.

Maa- ja metsätalousministeriön asetus lannoitevalmisteista 24/11.

Mantovi P., Baldoni G. ja Toderi G. 2004. Reuse of liquid, dewatered, and composted sewage sludge on agricultural land: effects of long-term application on soil and crop. *Water Research* 39: 289–269.

Margesin R., Cimadam J. ja Schinner F. 2006. Biological activity during composting of sewage sludge at low temperatures. *International Biodeterioration ja Biodegradation* 57: 88–92.

Marttinen S., Paavola T., Ervasti S., Salo T., Kapuinen P., Rintala J., Vikman M., Kapanen A., Torniainen M., Maunuksela L., Suominen K., Sahlström L. ja Herranen M. 2013. Biokaasulaitosten lopputuotteet lannoitevalmisteina. MTT Raportti 82. [<http://www.mtt.fi/mttraportti/pdf/mttraportti82.pdf>]. Luettu 4.6.2015.

Marttinen S., Suominen K., Lehto M., Jalava T. ja Tampio E. 2014. Haitallisten orgaanisten yhdisteiden ja lääkeaineiden esiintyminen biokaasulaitosten käsittelyjäännöksissä sekä niiden elintarvikeketjuun aiheuttaman vaaran arviointi. BIOSAFE-hankkeen loppuraportti. MTT Raportti 135. [<http://www.mtt.fi/mttraportti/pdf/mttraportti135.pdf>]. Luettu 18.5.2015.

Mawdsley J., Bardgett R., Merry R., Pain B. ja Theodorou M. 1995. Pathogens in livestock waste, their potential for movement through soil and environmental pollution. *Applied Soil Ecology* 2: 1–15.

McArthur J. 2006. Microbes and the processing of nutrients. Teoksessa *Microbiol ecology: an evolutionary approach*. 277–296. Elsevier. Yhdysvallat.

McClane B., Robertson S. ja Li J. 2012. Clostridium perfringens. Teoksessa Doyle, M. ja Buchanan, R. (toim.). Food Microbiology: Fundamentals and Frontiers. 4. painos. s. 465–490. ASM Press. Washington DC. USA.

Miettinen A. 2014. Luku 5. Maatalous ja ympäristö. Niemi J. ja Ahlstedt J. (toim.). Suomen maatalous ja maaseutuelinkeinot 2014. s. 69–79. MTT taloustutkimus julkaisuja 115.

Mikanová O., Friedlová M. ja Šimon T. 2009. The influence of fertilisation and crop rotation on soil microbial characteristics in the long-term field experiment. Plant, Soil and Environment 55: 11–16.

Milieu Ltd, WRc ja RPA 2010b. Part III: Project Interim Reports. Raportissa Environmental, economic and social impacts of the use of sewage sludge on land. Final Report. Gendebien A. (toim.). Bryssel. [http://ec.europa.eu/environment/archives/waste/sludge/pdf/part_iii_report.pdf]. Luettu 4.6.2015.

Minorsky P. V. 2008. Soil and plant nutrition. Teoksessa Cambell N. A., Reece J. B., Urry L. A., Cain M. L., Wasserman S. A., Minorsky P. V. ja Jackson R. B (toim.). Biology. 8. painos. s. 785–800. Pearson international edition. Yhdysvallat.

Metcalf ja Eddy Inc. 2003a. Treatment, reuse, and disposal of solids and biosolids. Teoksessa Wastewater engineering: treatment and reuse, 4. painos. s. 1447–1632. The McGraw-Hill. International edition.

Metcalf ja Eddy Inc. 2003b. Constituents in wastewater. Teoksessa Wastewater engineering: treatment and reuse, 4. painos. s. 29–152. The McGraw-Hill. International edition.

MTT Taloustohtori 2011. Pintamaa suuralueittain. Maannostieto –palvelu. MTT Maannostietokanta. LUKE (Luonnonvarakeskus). [https://portal.mtt.fi/portal/page/portal/taloustohtori/maannostieto/vakioraportit/pintamaalajit_kansallinen_luokitus/pintamaa_suuralueittain]. Luettu 16.4.2015.

Mäntylahti V. 2002. Peltojen ravinnetilan kehitys 50 vuoden aikana. Julkaisussa: Tutkittu maa – turvalliset elintarvikkeet, viljavuustutkimus 50 vuotta – juhlaseminaari, Jokioinen 24.9.2002. Uusitalo R. ja Salo R. (toim.). s. 5–13. Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus.

Nataro J., Bopp C., Fields P., Kaper J. ja Strockbine N. 2007. Escherichia, shigella, and salmonella. Teoksessa Murray P. R., Baron E., Jorgensen J. ja Laundry M. (toim.). Manual of clinical microbiology. 9. painos. s. 670–687. Washington, DC, USA.

Nitraattidirektiivi 91/676/ETY. Euroopan yhteisöjen neuvoston direktiivi vesien suojelemisesta maataloudesta peräisin olevien nitraattien aiheuttamalta pilaantumiselta.

NMKL 56:2008. Anaerobic sulphite-reducing bacteria. Determination in foods.

Oun A., Kumar A., Harrigan T., Angelakis A. ja Xagorarakis I. 2014. Effects of biosolids and manure application on microbial water quality in rural areas in the US. Water 6: 3701–3723.

Olofsson U., Bignert A. ja Haglund P. 2012. Time-trends of metals and organic contaminants in sewage sludge. *Water Research* 46: 4841–4851.

Palojärvi A., Alakukku L., Martikainen E., Niemi M., Vanhala P., Jørgensen K. ja Esala M. 2002. Luonnonmukaisen ja tavanomaisen viljelyn vaikutukset maaperään. Maa- ja elintarviketalous 2. Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus, MTT. Jokioinen.

Payment P., Godfree A. ja Sartory D. 2003. Clostridium. Teoksessa: Bitton G. (toim.) *Encyclopedia of Environmental Microbiology*. John Wiley and Sons, New York. [<http://onlinelibrary.wiley.com/book/10.1002/0471263397>]

Pedley S., Yates M., Schjiven J., West G., Howard G. ja Barret M. 2006. Pathogens: Health relevance, transport and attenuation. Teoksessa Schmoll O., Howard G., Chilton J., Chorus I. (toim.). *Protecting groundwater for health: managing the quality of drinking-water sources*. s. 49–80. World health organization. IWA Publishing, Lontoo.

Pidwirny M. 2006. The Nitrogen Cycle. *Fundamentals of Physical Geography*. 2. painos. [<http://www.physicalgeography.net/fundamentals/9s.html>]. Luettu 3.2.2015

Pöyry Environment Oy 2007. Lietteenkäsittelyn nykytila Suomessa ja käsittelymenetelmien kilpailukyky – selvitys. SITRA.

Rajala J. 2006. Maan viljavuus. Luonnonmukainen maatalous. Julkaisuja 80. s. 51–102. Maaseudun tutkimus- ja koulutuskeskus. Helsingin yliopisto. Mikkeli.

Rice E. 2003. *Escherichia Coli*: Pathogenic Strains. Teoksessa: Bitton G. (toim.) *Encyclopedia of Environmental Microbiology*. John Wiley and Sons, New York. [<http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/0471263397.env273/full>]

Salkinoja-Salonen M. (toim.), Haahtela K., Romantschuk M., Sen R. ja Smolander A. 2002. Mikrobit ja kasvit. Teoksessa *Mikrobiologian perusteita*. s. 385–411. Gummerus Kirjapaino Oy. Jyväskylä.

Sebilo M., Mayer B., Nicolardot B., Pinay G. ja Mariotti A. 2013. Long-term fate of nitrate fertilizer in agricultural soils. *PNAS* 110 (45): 18185 – 18189.

Senbayram M., Chen R., Mühling K. ja Dittert K. 2009. Contribution of nitrification and denitrification to nitrous oxide emissions from soils after application of biogas waste and other fertilizers. *Rapid Communications in Mass Spectrometry* 23: 2489–2498.

SFS-EN ISO 7899-2: 2000. Suolistoperäisten enterokokkien havaitseminen ja laskeminen.

Shah S., Hutchison K., Hesterberg D., Grabow G. ja Huffman R. 2009. Leaching of nutrients and trace elements from stockpiled turkey litter into soil. *Journal of Environmental Quality* 38: 1053–1065.

Sidhu J. ja Toze S. 2009. Human pathogens and their indicators in biosolids: a literature review. *Environment International* 35: 187–201.

Sigua G., Adjei M. ja Rechcigl J. 2005. Cumulative and Residual Effects of Repeated Sewage Sludge Applications: Forage Productivity and Soil Quality Implications in South Florida, USA. *Environmental science and pollution research* 12: 80 – 88.

Smith D., Owens P., Leytem A. ja Warnemuende E. 2007. Nutrient losses from manure and fertilizer applications as impacted by time to first runoff event. *Environmental Pollution* 147: 131–137.

Smith S. 2009a. Organic contaminants in sewage sludge (biosolids) and their significance for agricultural recycling. *Philosophical Transactions of the Royal Society* 367: 4005 – 4041.

Smith S. 2009b. A critical review of the bioavailability and impacts of heavy metals in municipal solid waste composts compared to sewage sludge. *Environment International* 35: 142 – 156.

Sniffer 2008. UKLQ09: Human health and the environmental impacts of using sewage sludge on forestry and for restoration of derelict land. Task 4 to 6 – Site suitability procedure (land reclamation). Scotland UK.

SYKE, Suomen ympäristökeskus 2014. Vesistöjen ravinnekuormitus ja luonnon huuhtouma. Ympäristöhallinnon yhteinen verkkopalvelu. [http://www.ymparisto.fi/fi-FI/Kartat_ ja_tilastot/Vesistojen_ravinnekuormitus_ ja_luonnon_huuhtouma] Luettu 31.3.2015.

Teixeira L., Carvalho M. ja Facklam R. 2007. Enterococcus. Teoksessa Murray P. R., Baron E., Jorgensen J. ja Tenover F. C. (toim.). *Manual of clinical microbiology*. 9. painos. s. 430–442. ASM Press, Washington, DC, USA.

THL (Terveyden ja hyvinvoinnin laitos) 2013a. Salmonella. [<http://www.thl.fi/fi/web/infektioaudit/taudit- ja-mikrobit/bakteeritaudit/salmonella>]. Luettu 21.10.2014.

THL (Terveyden ja hyvinvoinnin laitos) 2013b. Jäykkäkouristus. [<http://www.thl.fi/fi/web/infektioaudit/taudit- ja-mikrobit/bakteeritaudit/jaykkakouristus>]. Luettu 21.10.2014.

Tilastokeskus 2014. Ympäristötilasto, vuosikirja 2014. Ympäristö ja luonnonvarat. Helsinki.

Tontti T., Heinonen-Tanski H., Karinen P., Reinikainen O. ja Halinen A. 2011. Maturity and hygiene quality of composts and hygiene indicators in agricultural soil fertilised with municipal waste or manure compost. *Waste Management and Research* 29 (2): 197–207.

Tontti T., Poutiainen H. ja Heinonen-Tanski H. 2012. 6. Puhdistamolietetuotteet peltokasvikokeissa. Teoksessa Poutiainen H. ja Heinonen-Tanski H. (toim.). *Modernit menetelmät yhdyskuntien jätevedenkäsittelyn tehostamisessa*. s. 57–102. Itä-Suomen yliopiston ympäristötieteen laitoksen julkaisusarja 1.

USDA, United States Department of Agriculture 1999. Spodosols. Teoksessa *Soil taxonomy. A basic system of soil classification for making and interpreting soil surveys*. 2. painos. s. 695–720. Agriculture handbook, number 436. [http://www.nrcs.usda.gov/Internet/FSE_DOCUMENTS/nrcs142p2_051232.pdf]. Luettu 19.5.2015.

Uusi-Kämppä J. 2010. Effect of outdoor production, slurry management and buffer zones on phosphorus and nitrogen runoff losses from Finnish cattle farms. *MTT Science* 7.

Valtioneuvoston asetus eräiden maa- ja puutarhataloudesta peräisin olevien päästöjen rajoittamisesta 1250/2014.

Viau E. ja Peccia J. 2009. Survey of wastewater indicators and human pathogen genomes in biosolids produced by class a and class b stabilization treatments. *Applied and Environmental Microbiology* 75: 164–174.

Vuorinen A. (toim.), Pitkälä A., Siitonen A., Hänninen M.-L., Bonsdorff C., Ali-Vehmas T., Laakso T., Johansson T., Eklund M., Rimhanen-Finne R. ja Maunula L. (toimituskunta) 2003. Puhdistamolietteen ja lietevalmisteiden käyttö maataloudessa - hygieeninen laatu. LIVAKE-2001-2002. MMM:n julkaisuja 2. 64 s.

Widdison P. E. ja Burt T. P. 2008. Nitrogen cycle. Teoksessa Jorgensen S. E. (toim.). *Global ecology, a derivative of encyclopedia of ecology*. s. 190–196. Elsevier, Alankomaat.

Yao Y., Gao B., Zhang M., Inyang M. ja Zimmerman A. 2012. Effect of biochar amendment on sorption and leaching of nitrate, ammonium and phosphate in a sandy soil. *Chemosphere* 89: 1467–1471.

Ylivainio K., Esala M. ja Turtola E. 2002. Luonnonmukaisen ja tavanomaisen viljelyn typpi- ja fosforihuuhtoumat – kirjallisuuskatsaus. *Maa- ja elintarviketalous* 12.

Ympäristöministeriö 2015. Nitraattiasetukseen tehdään muutoksia, luonnos lausunnoille. Tiedotteet 2015.

[<http://www.ym.fi/fi->

[FI/Ajankohtaista/Tiedotteet/Tiedotteet_2015/Nitraattiasetukseen_tehdaan_muutoksia_lu\(35517\)](http://www.ym.fi/fi-Ajankohtaista/Tiedotteet/Tiedotteet_2015/Nitraattiasetukseen_tehdaan_muutoksia_lu(35517))].

Luettu 25.9.2015.

LIITTEET

LIITE 1. PUSKUROIDUN PEPTONIVEDEN JA RVS-RIKASTELEMEN RESEPTIT.

Puskuroitu peptonivesi

10 g peptonia

5 g NaCl

3,6 g Na₂HPO₄

1,5 g KH₂PO₄

1000 ml vettä

RVS-perusalusta

0,75 g soijapeptoni

0,12 g NaCl

0,21 g KH₂PO₄

0,03 g K₂HPO₄

150 ml vettä

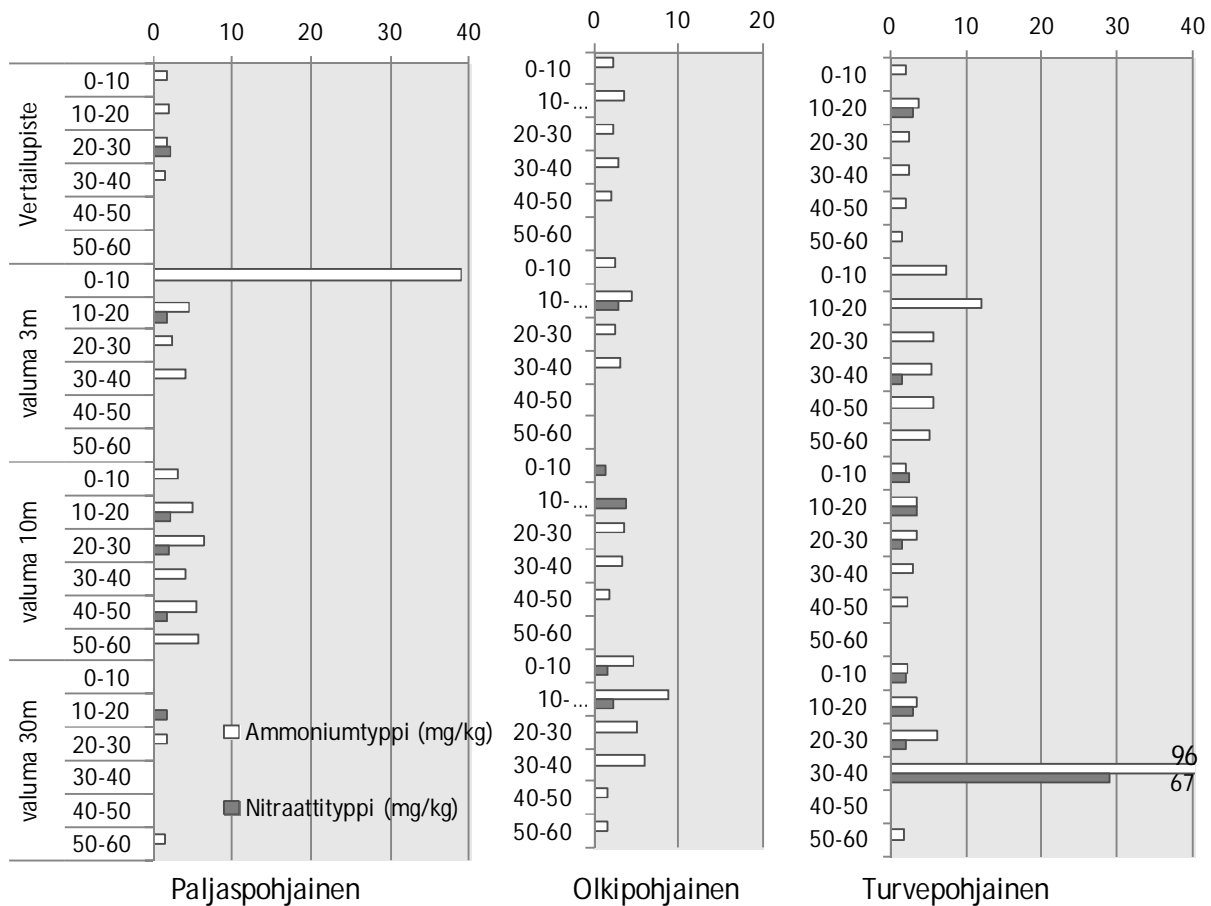
Perusalustaan lisättiin 1,5 ml 40 %:sta malakiittivihreäliuosta

0,006 g malakiittivihreä-oksalaatti

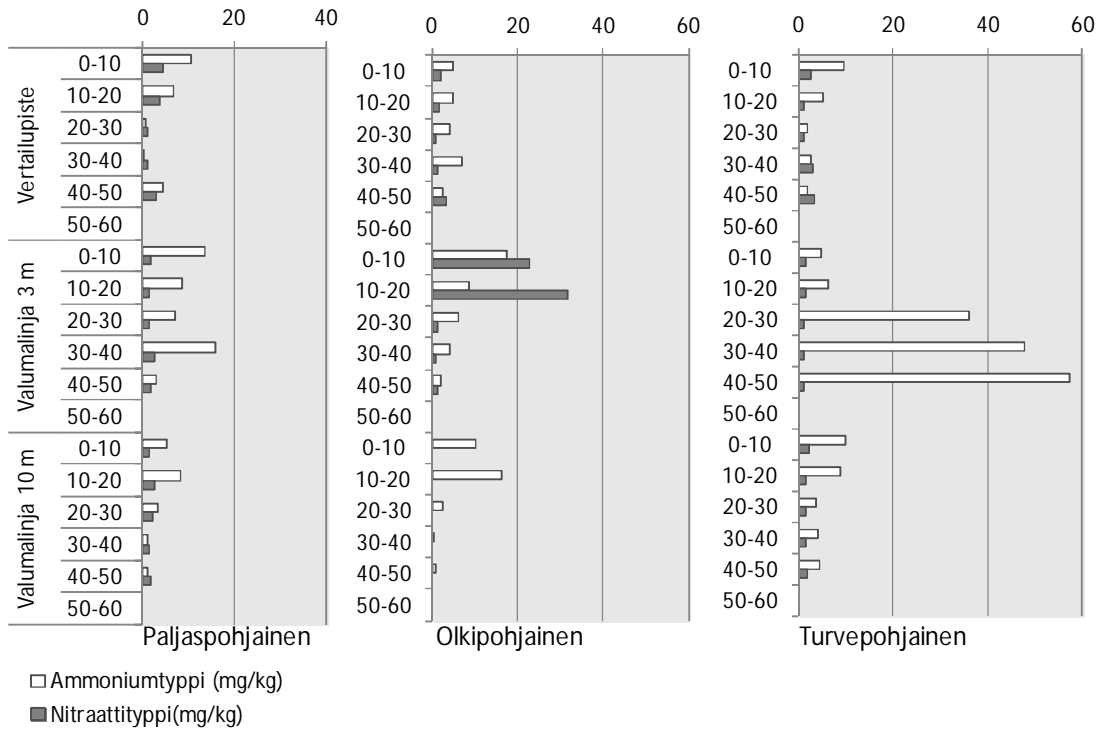
1,5 ml tislattua vettä

Lämmitetään 80 °C.

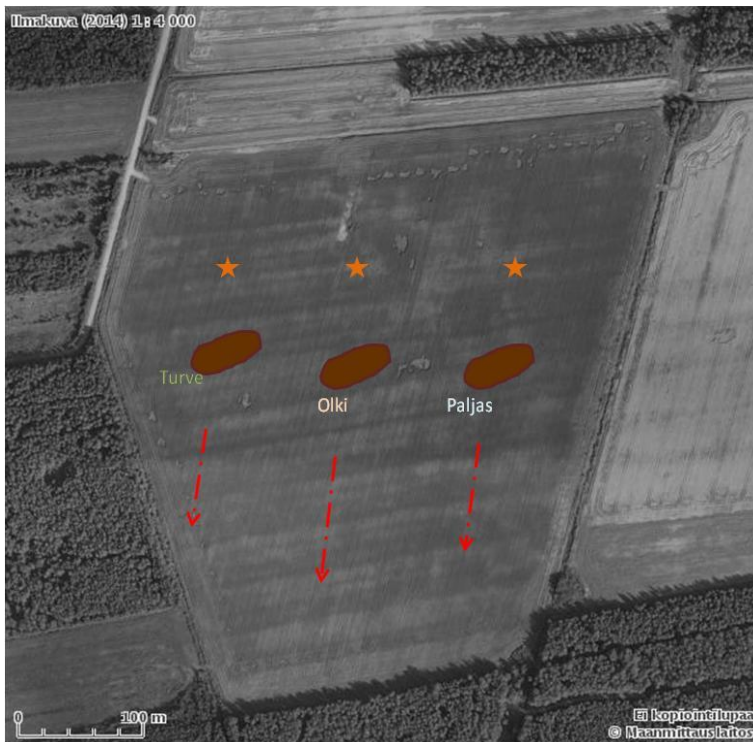
LIITE 2. PELTOKOHTEIDEN 1 JA 2 TYYPPIPITOISUUDET VERTALUPISTEESSÄ JA VALUMALINJALLA SEKÄ PATTERNIN PAIKAT, VALUMALINJAT JA VERTAILUPISTEET.



Kuva 11. Ammoniumtyypen ja nitraattityypen pitoisuudet (mg/kg) maaperässä peltokohteella 1, jossa varastoitii Kemicondia, kemiallisesti hapetettua puhdistamolietettä, 3 kuukautta erilaisilla pohjamateriaaleilla varustetuissa lannoitepattereissa. Typpipitoisuudet vertailupisteestä ja valumalinjalta 10 cm kerroksista 60 cm syvyyteen asti.

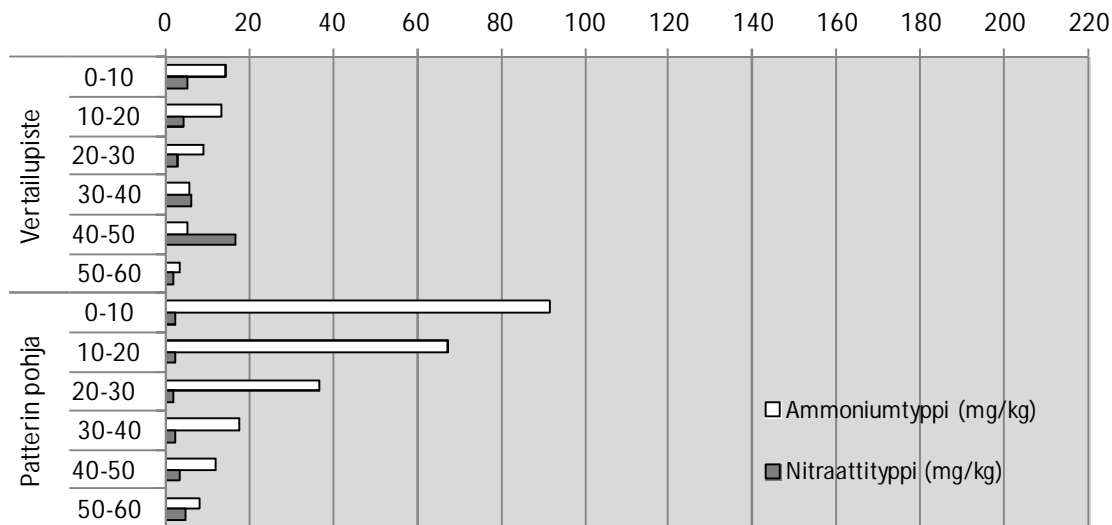


Kuva 12. Ammoniumtyypen ja nitraattityypen pitoisuudet (mg/kg) maaperässä peltokohteella 2, jossa varastoitiin Kemicondia, kemiallisesti hapetettua puhdistamolietettä, 3 kuukautta erilaisilla pohjamateriaaleilla varustetuissa lannoitepattereissa. Typpipitoisuudet vertailupisteestä ja valumalinjalta 10 cm kerroksista 60 cm syvyyteen asti.



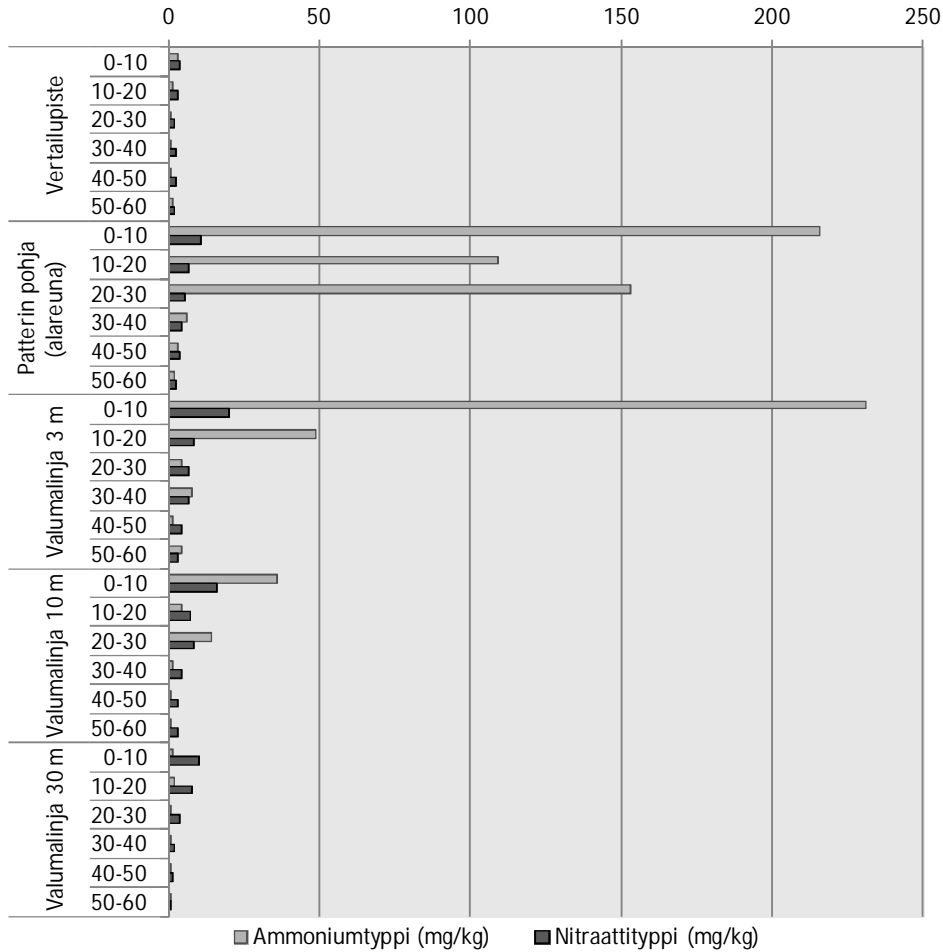
Kuva 13. Peltokohteen 1 patterin paikat, valumalinjat nuolilla ja vertailupisteet tähdillä. Karttapohja: Maanmittauslaitos, kansalaisen karttapaikka.

LIITE 3. PELTOKOHTTEEN 3 TYYPPIPITOISUUDET PATERIN PAIKASSA JA VERTALUPISTEESSÄ.



Kuva 14. Ammoniumtyypen ja nitraattityypen pitoisuudet (mg/kg) maaperässä peltokohteella 3, jossa varastoitiin Kemicondia, kemiallisesti hapetettua puhdistamolietettä, alle 3 kuukautta. Tyypipitoisuudet vertailupisteestä ja patterin paikalta 10 cm kerroksista 60 cm syvyyteen asti.

LIITE 4. PELTOKOHTTEEN 4 TYPPIPITOISUUDET PATERIN PAIKASSA, VALUMALINJALLA JA VERTAILUPISTEESSÄ SEKÄ PATERIN PAIKKA, VALUMALINJA JA VERTAILUPISTE

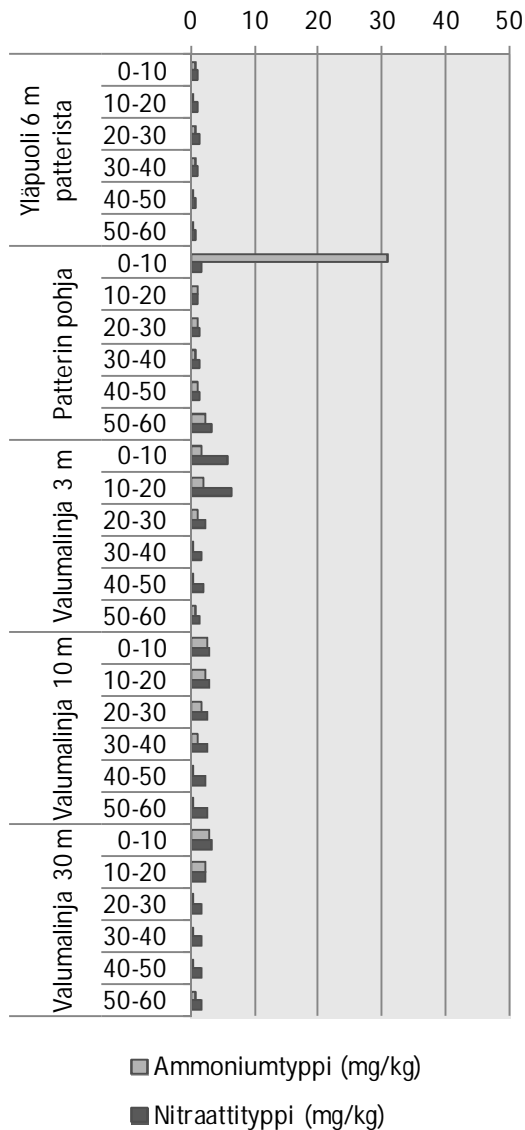


Kuva 15. Ammoniumtyypen ja nitraattityypen pitoisuudet (mg/kg) maaperässä peltokohteella 4, jossa varastoitiin maanparannuskompostia 1 kuukauden. Typpipitoisuudet patterin paikalta, valumalinjalta 3 – 30 m etäisyydeltä patterista ja vertailupisteestä 10 cm maakerroksista 60 cm syvyyteen asti.

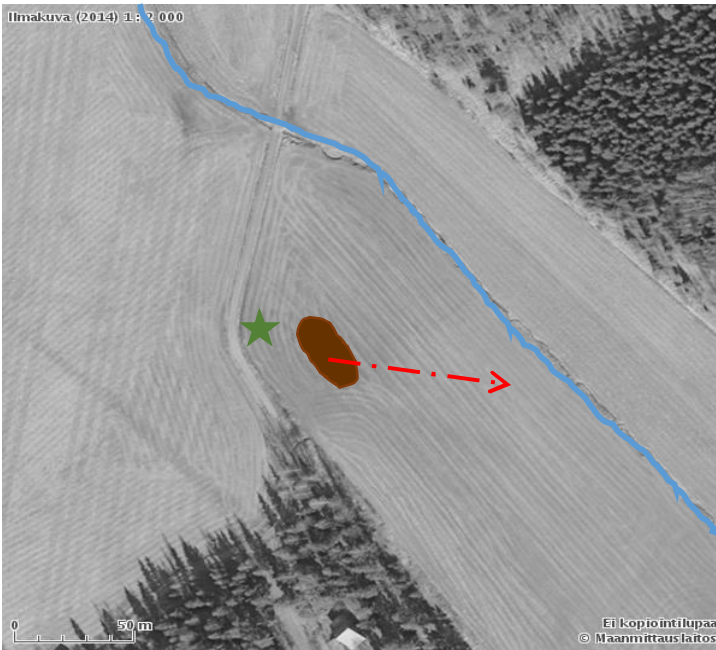


Kuva 16. Peltokohteen 4 patterin paikka, valumalinja nuolella ja vertailupiste tähdellä. Karttapohja: Maanmittauslaitos, kansalaisen karttapaikka.

LIITE 5. PELTOKOHTTEEN 5 TYPPIPITOISUUDET PATERIN PAIKASSA, VALUMALINJALLA JA VERTALUPISTEESSÄ SEKÄ PATERIN PAIKKA, VALUMALINJA JA VERTAILUPISTE.

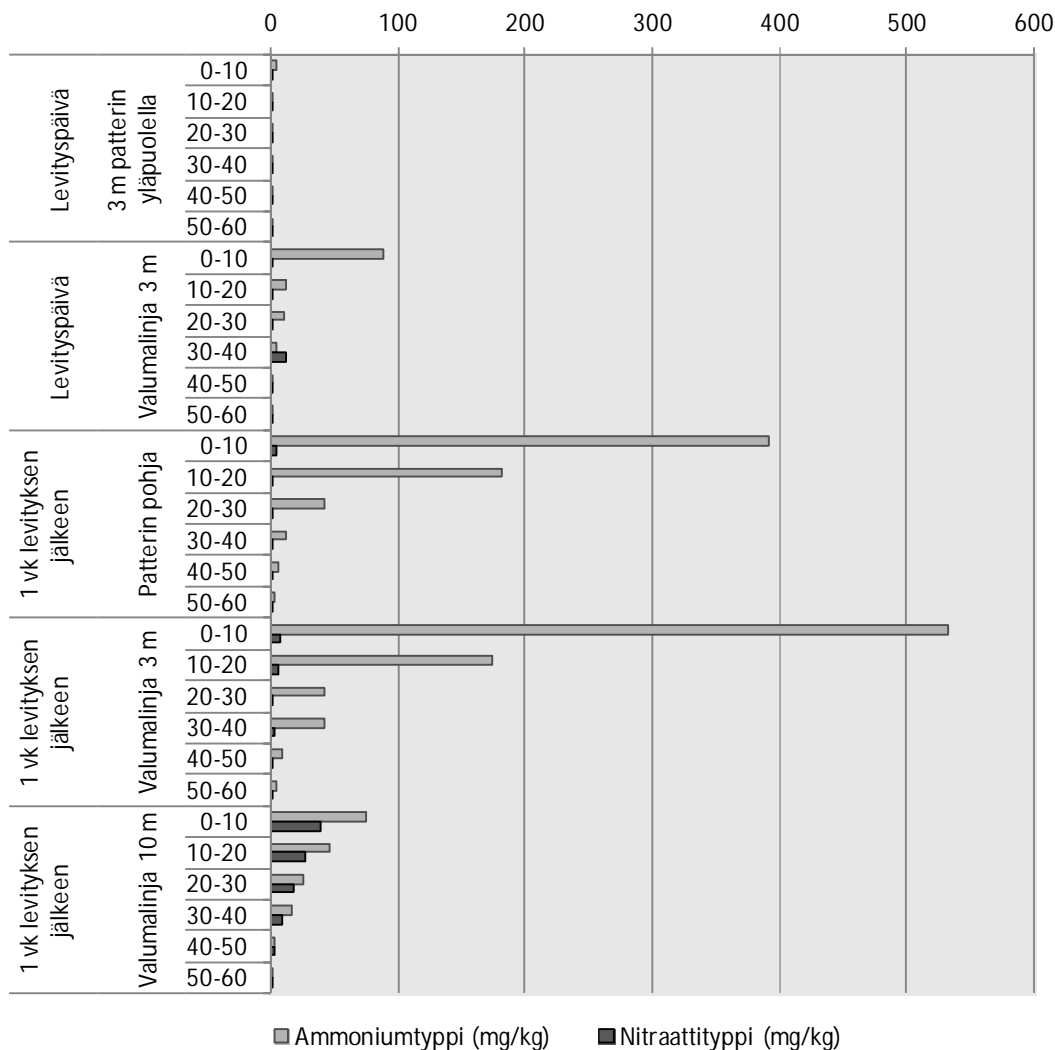


Kuva 17. Ammoniumtyypen ja nitraattityypen pitoisuudet (mg/kg) maaperässä peltokohteella 5, jossa varastoitii maanparannuskompostia yli 5 kuukautta. Typpipitoisuudet patterin paikalta, valumalinjalta 3 – 30 m etäisyydeltä patterista ja vertailupisteestä 10 cm maakerroksista 60 cm syvyyteen asti.

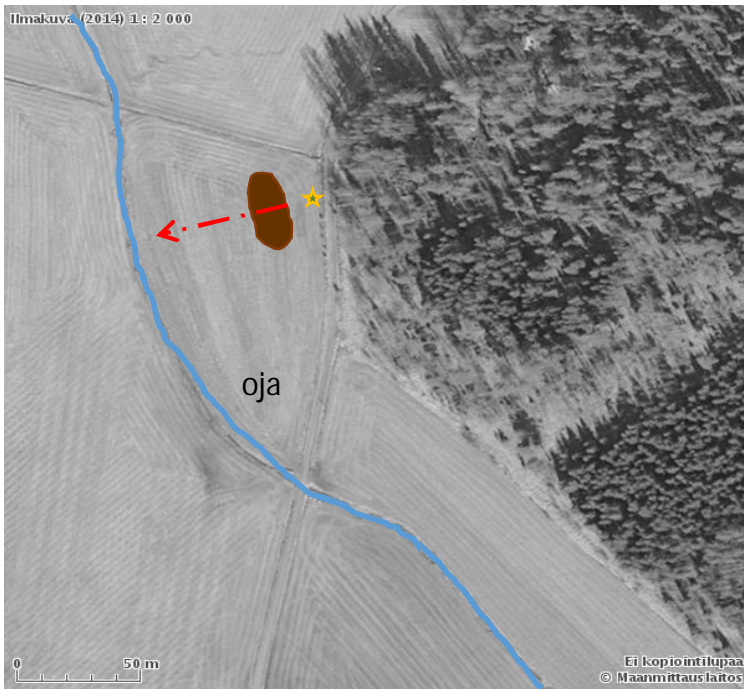


Kuva 18. Peltokohteen 5 patterin paikka, valumalinja nuolella ja vertailupiste tähdellä. Karttapohja: Maanmittauslaitos, kansalaisen karttapaikka.

LIITE 6. PELTOKOHTTEEN 6 TYPPIPITOISUUDET PATERIN PAIKASSA, VALUMALINJALLA JA VERTALUPISTEESSÄ SEKÄ PATERIN PAIKKA, VALUMALINJA JA VERTAILUPISTE.

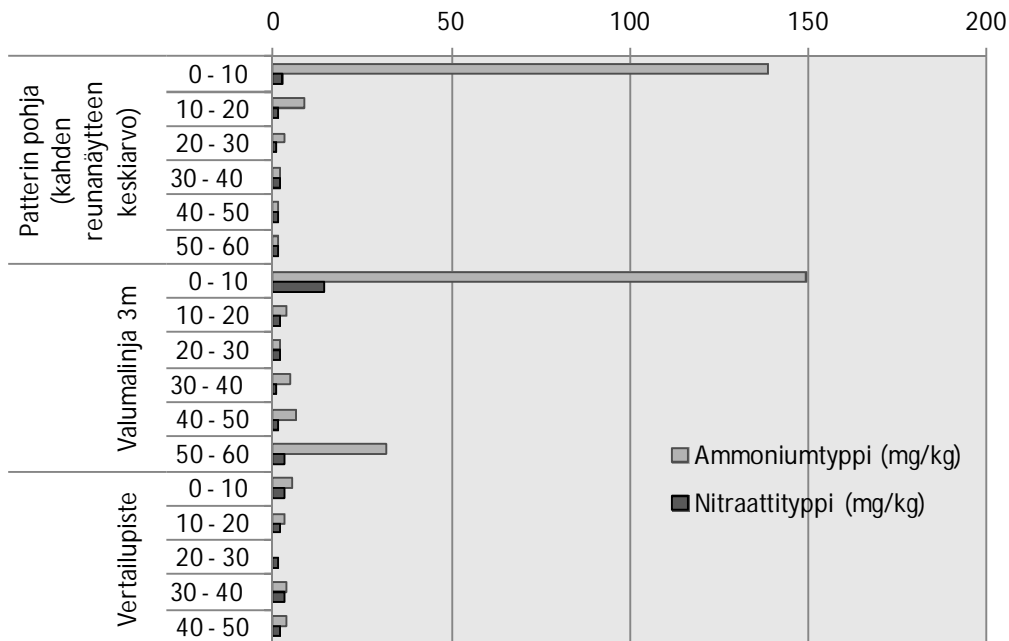


Kuva 19. Ammoniumtyypen ja nitraattityypen pitoisuudet (mg/kg) maaperässä peltokohteella 6, jossa varastoitiin maanparannuskompostia 3-5 kuukautta. Typpipitoisuudet patterin paikalta, valumalinjalta 3 – 10 m etäisyydeltä patterista ja vertailupisteestä 10 cm maakerroksista 60 cm syvyyteen asti.



Kuva 20. Peltokohteen 6 patterin paikka, valumalinja nuolella ja vertailupiste tähdellä. Karttapohja: Maanmittauslaitos, kansalaisen karttapaikka.

LIITE 7. PELTOKOHTTEEN 7 TYYPPIPITOISUUDET PATERIN PAIKASSA, VALUMALINJALLA JA VERTAILUPISTEESSÄ SEKÄ PATERIN PAIKKA, VALUMALINJA JA VERTAILUPISTE.

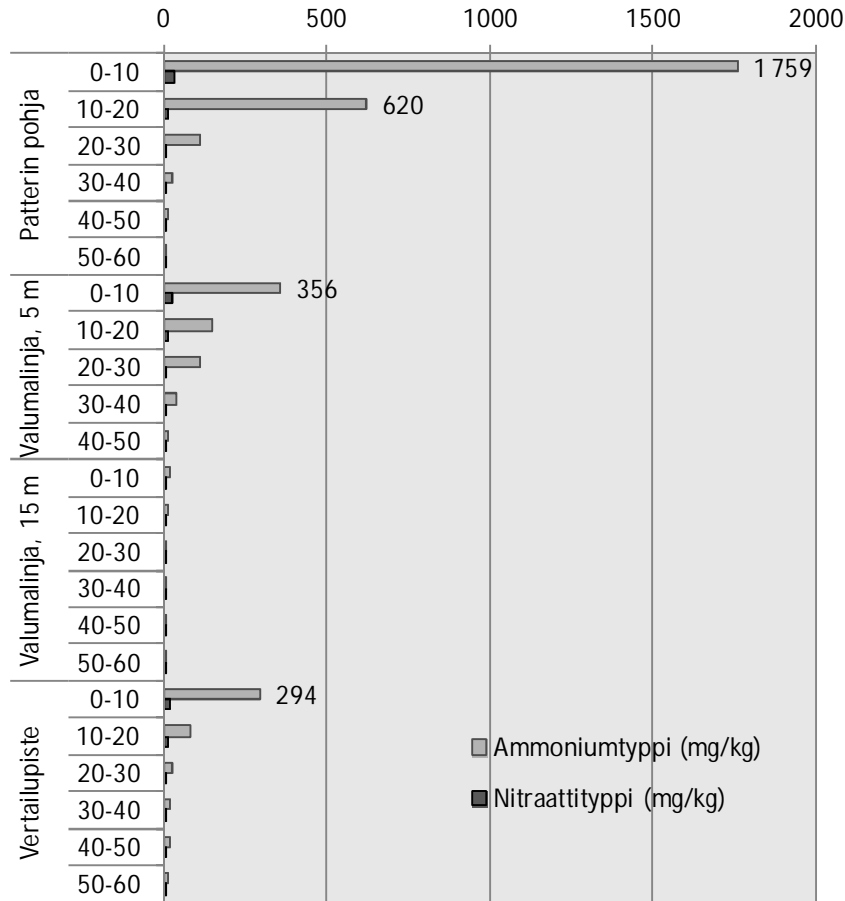


Kuva 21. Ammoniumtyypen ja nitraattityypen pitoisuudet (mg/kg) maaperässä peltokohteella 7, jossa varastoitiin maanparannuskompostia 5 kuukautta. Tyypipitoisuudet patterin paikalta, valumalinjalta 3 m etäisyydeltä patterista ja vertailupisteestä 10 cm maakerroksista 60 cm syvyyteen asti.



Kuva 22. Peltokohteen 7 patterin paikka, valumalinja nuolella ja vertailupiste tähdellä. Karttapohja: Maanmittauslaitos, kansalaisen karttapaikka.

LIITE 8. PELTOKOHTTEEN 9 TYPPIPITOISUUDET PATERIN PAIKASSA, VALUMALINJALLA JA VERTAILUPISTEESSÄ SEKÄ PATERIN PAIKKA, VALUMALINJA JA VERTAILUPISTE.

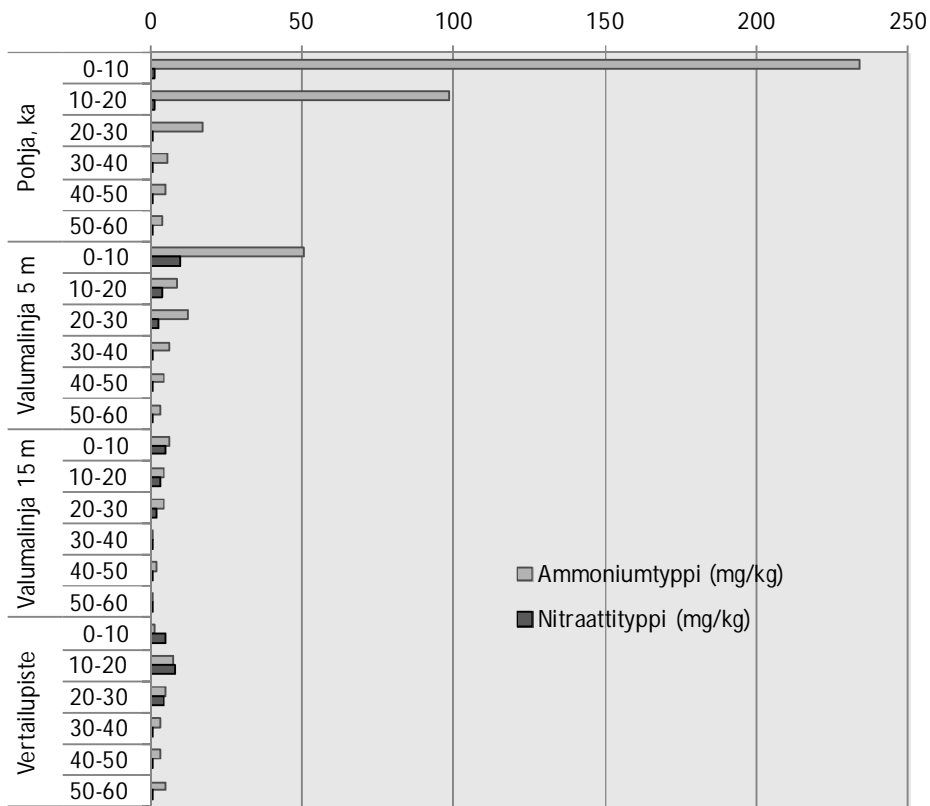


Kuva 23. Ammoniumtypen ja nitraattitypen pitoisuudet (mg/kg) maaperässä peltokohteella 9, jossa varastoitettiin maanparannuskompostia 3-5 kuukautta. Typpipitoisuudet patterin paikalta, valumalinjalta 5 – 15 m etäisyydeltä patterista ja vertailupisteestä 10 cm maakerroksista 60 cm syvyyteen asti.



Kuva 24. Peltokohteen 9 patterin paikka, valumalinja nuolella ja vertailupiste tähdellä. Karttapohja: Maanmittauslaitos, kansalaisen karttapaikka.

LIITE 9. PELTOKOHTTEEN 10 TYPPIPITOISUUDET PATERIN PAIKASSA, VALUMALINJALLA JA VERTAILUPISTEESSÄ SEKÄ PATERIN PAIKKA, VALUMALINJA JA VERTAILUPISTE.

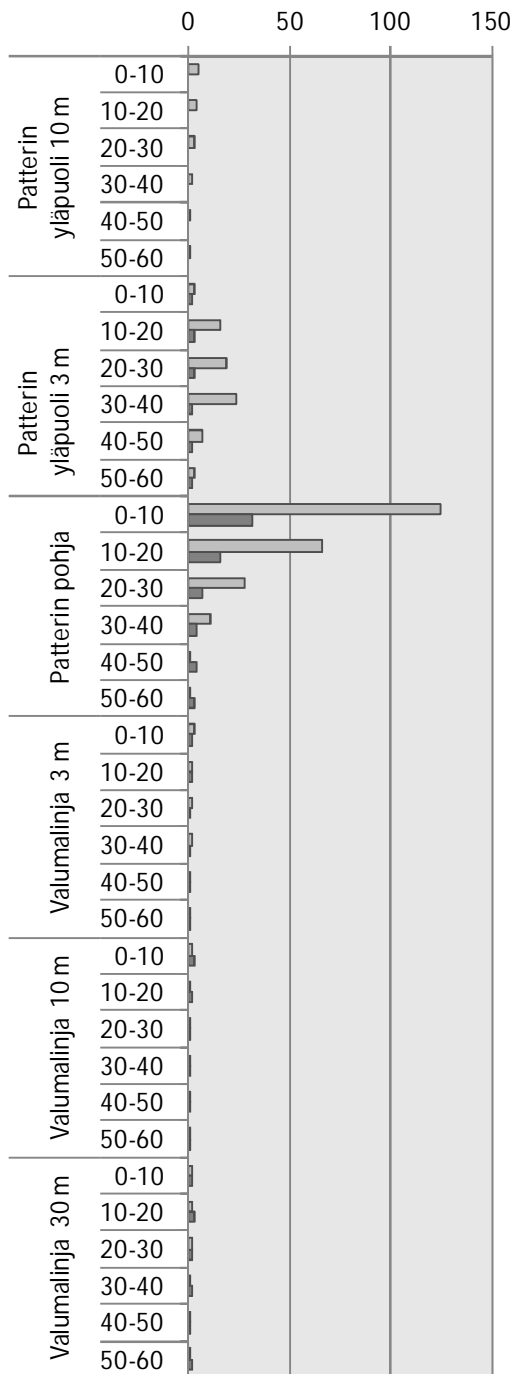


Kuva 25. Ammoniumtyypen ja nitraattityypen pitoisuudet (mg/kg) maaperässä peltokohteella 10, jossa varastoitettiin maanparannuskompostia 4 kuukautta. Typpipitoisuudet patterin paikalta, valumalinjalta 5 – 15 m etäisyydeltä patterista ja vertailupisteestä 10 cm maakerroksista 60 cm syvyyteen asti.



Kuva 26. Peltokohteen 10 patterin paikka, valumalinja nuolella ja vertailupiste tähdellä. Karttapohja: Maanmittauslaitos, kansalaisen karttapaikka.

LIITE 10. PELTOKOHTTEEN 11 TYYPPIPITOISUUDET PATTERN PAIKASSA, VALUMALINJALLA JA VERTALUPISTEESSÄ SEKÄ PATTERN PAIKKA, VALUMALINJA JA VERTAILUPISTE.

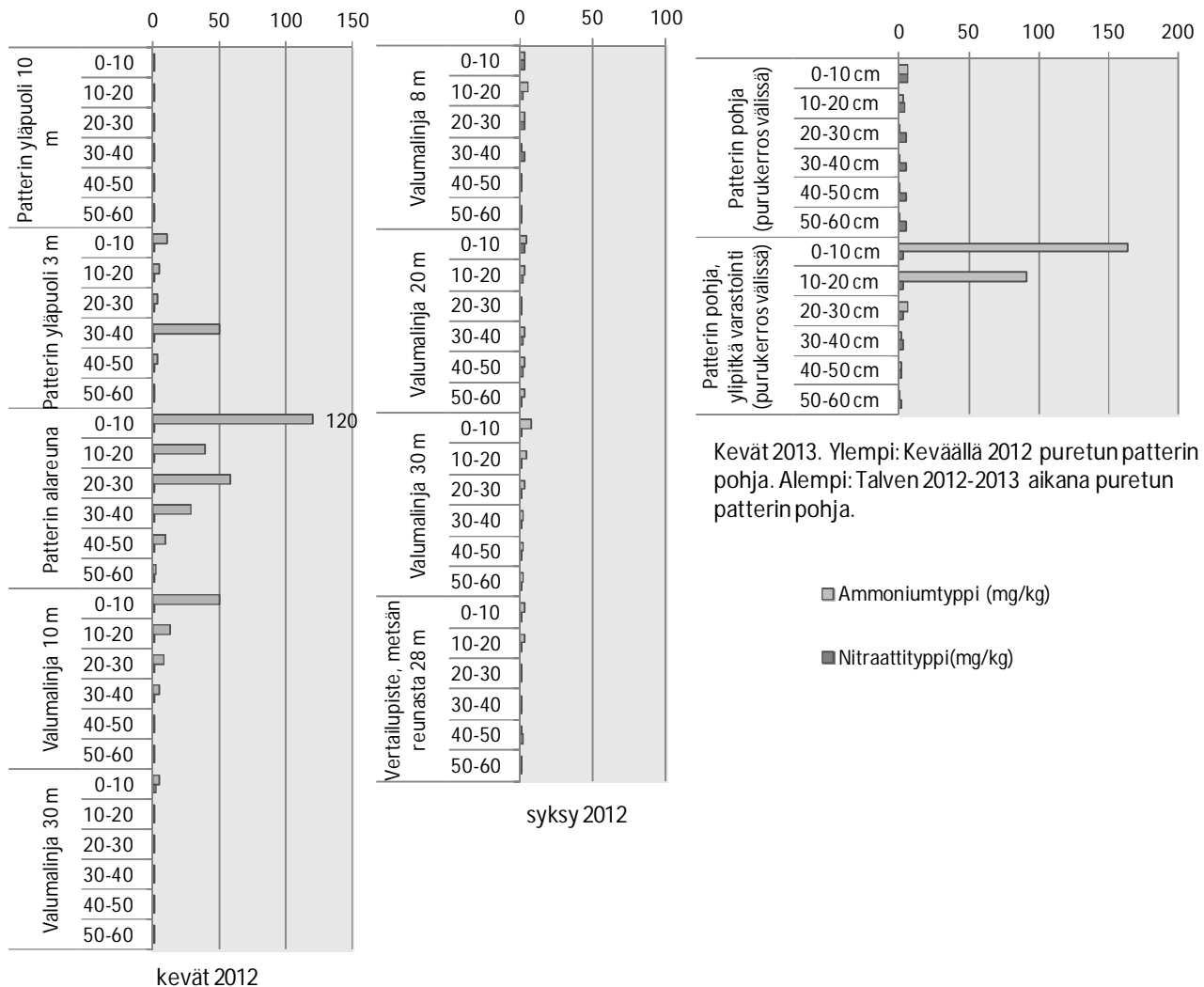


Kuva 27. Ammoniumtypen ja nitraattitypen pitoisuudet (mg/kg) maaperässä peltokohteella 11. Typpipitoisuudet keväältä 2012 valumalinjalta 3 – 30 m etäisyydeltä patterista ja vertailupisteestä 10 cm maakerroksista 60 cm syvyyteen asti.



Kuva 28. Peltokohteen 11 patterin paikka, valumalinja nuolella ja vertailupiste tähdellä. Karttapohja: Maanmittauslaitos, kansalaisen karttapaikka.

LIITE 11. PELTOKOHTTEEN 12 TYYPPIPITOISUUDET PATTERN PAIKASSA, VALUMALINJALLA JA VERTALUPISTEESSÄ SEKÄ PATTERN PAIKKA, VALUMALINJA JA VERTAILUPISTE.

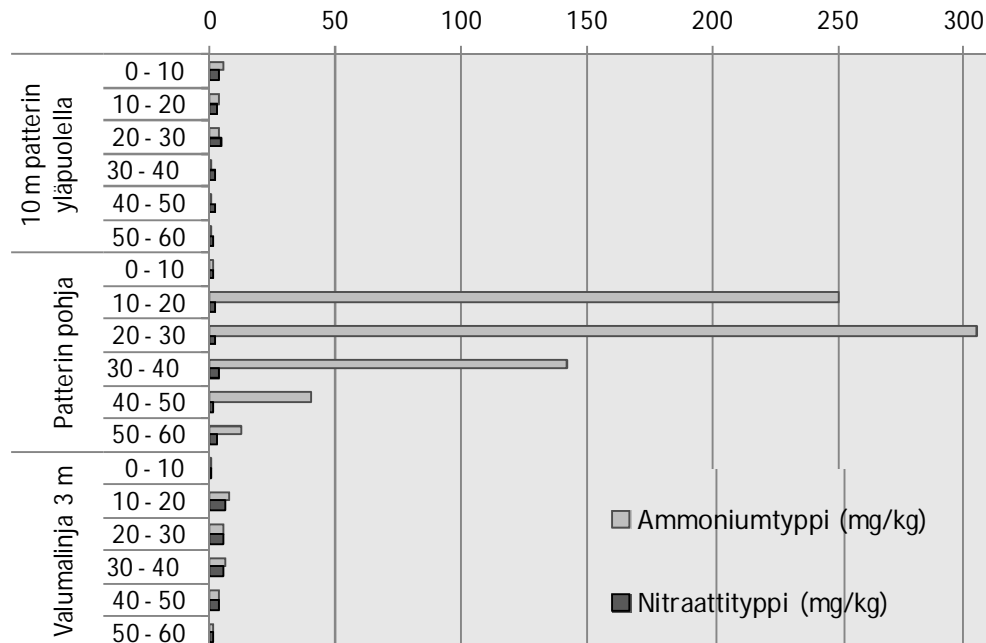


Kuva 29. Ammoniumtyypen ja nitraattityypen pitoisuudet (mg/kg) maaperässä peltokohteella 12, jossa varastoiminen pitkittyi ja mädätysjäännöstä varastoitiin yli 9 kuukautta. Typpipitoisuudet keväältä ja syksyltä 2012 sekä keväältä 2013 kahden patterin paikalta, valumalinjalta 8 – 30 m etäisyydeltä patterista ja vertailupisteestä 10 cm maakerroksista 60 cm syvyyteen asti.



Kuva 30. Peltokohteen 12 patterin paikka, valumalinja nuolella ja vertailupiste tähdellä. Karttapohja: Maanmittauslaitos, kansalaisen karttapaikka.

LIITE 12. PELTOKOHTTEEN 13 TYYPPIPITOISUUDET PATERIN PAIKASSA, VALUMALINJALLA JA VERTAILUPISTEESSÄ SEKÄ PATERIN PAIKKA, VALUMALINJA JA VERTAILUPISTE.

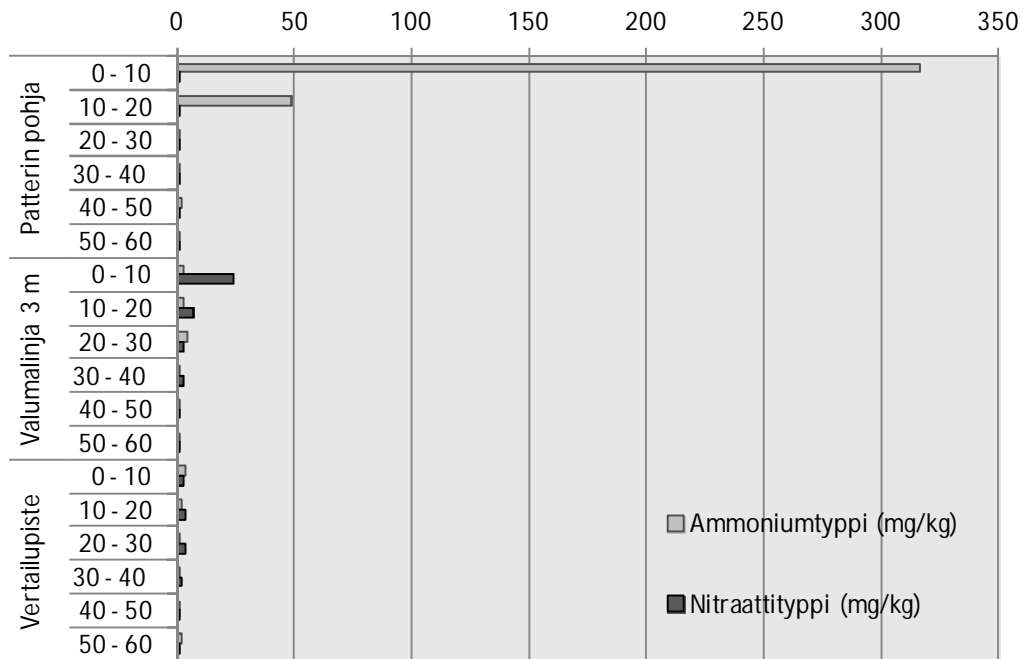


Kuva 31. Ammoniumtyypen ja nitraattityypen pitoisuudet (mg/kg) maaperässä peltokohteella 13, jossa varastoitiiin mädätysjäänöstä 3 kuukautta. Typpipitoisuudet patterin paikalta, valumalinjalta 3 m etäisyydeltä patterista ja vertailupisteestä 10 cm maakerroksista 60 cm syvyyteen asti.



Kuva 32. Peltokohteen 13 patterin paikka, valumalinja nuolella ja vertailupiste tähdellä. Karttapohja: Maanmittauslaitos, kansalaisen karttapaikka.

LIITE 13. PELTOKOHTTEEN 14 TYYPPIPITOISUUDET PATERIN PAIKASSA, VALUMALINJALLA JA VERTAILUPISTEESSÄ SEKÄ PATERIN PAIKKA, VALUMALINJA JA VERTAILUPISTE.

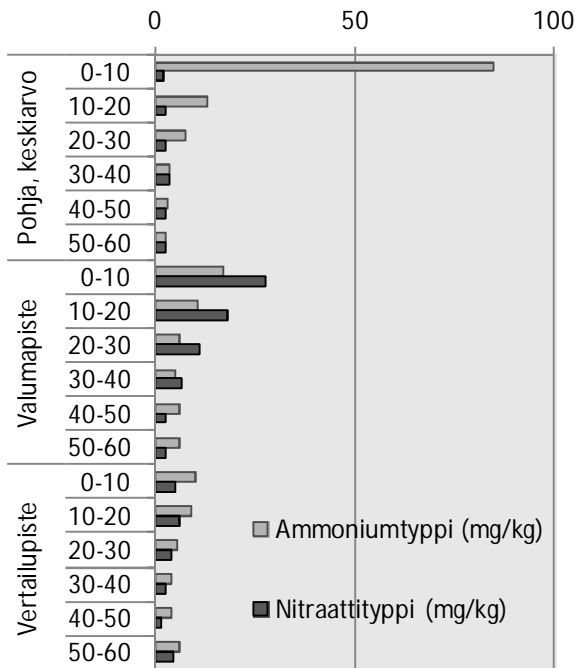


Kuva 33. Ammoniumtypen ja nitraattitypen pitoisuudet (mg/kg) maaperässä peltokohteella 14, jossa varastoitiiin mädätysjäännöstä yli 3 kuukautta. Typpipitoisuudet patterin paikalta, valumalinjalta 3 m etäisyydeltä patterista ja vertailupisteestä 10 cm maakerroksista 60 cm syvyyteen asti.

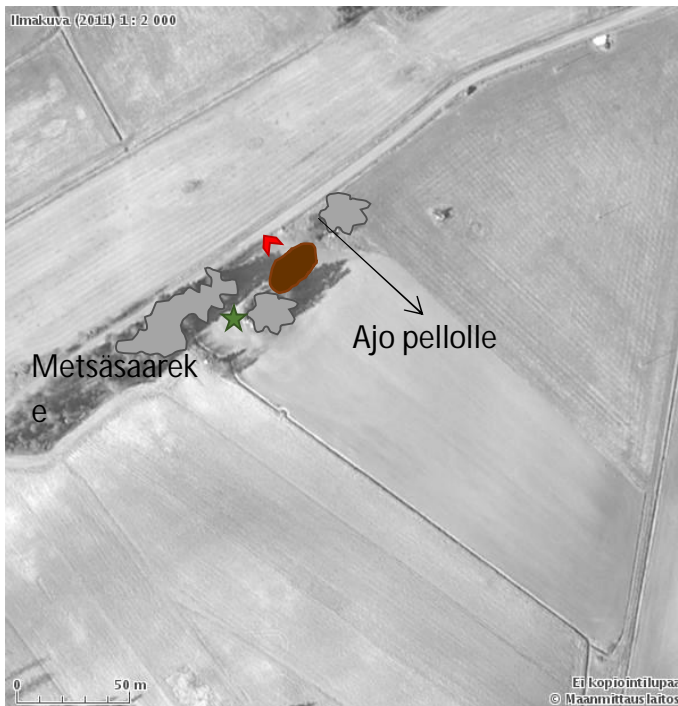


Kuva 34. Peltokohteen 14 patterin paikka, valumalinja nuolella ja vertailupiste tähdellä. Karttapohja: Maanmittauslaitos, kansalaisen karttapaikka.

LIITE 14. PELTOKOHTTEEN 15 TYYPPIPITOISUUDET PATERIN PAIKASSA, VALUMALINJALLA JA VERTALUPISTEESSÄ SEKÄ PATERIN PAIKKA, VALUMALINJA JA VERTAILUPISTE.

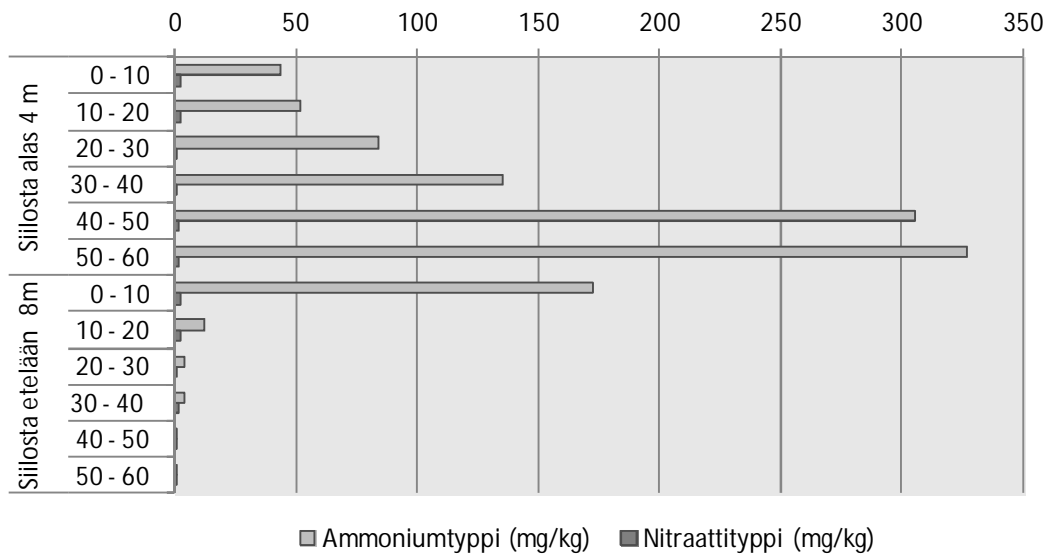


Kuva 35. Ammoniumtyypen ja nitraattityypen pitoisuudet (mg/kg) maaperässä peltokohteella 15, jossa varastoitiin mädätysjäännyksiä yli 3 kuukautta. Typpipitoisuudet patterin paikalta, valumapisteestä ja vertailupisteestä 10 cm maakerroksista 60 cm syvyyteen asti.



Kuva 36. Peltokohteen 15 patterin paikka, valumapiste nuolenkärjellä ja vertailupiste tähdellä. Karttapohja: Maanmittauslaitos, kansalaisen karttapaikka.

LIITE 15. PELTOKOHTTEEN 16 TYYPPIPITOISUUDET VALUMALINJALLA SEKÄ SIILON PAIKKA JA VALUMALINJAT.



Kuva 37. Ammoniumtyypen ja nitraattityypen pitoisuudet (mg/kg) maaperässä peltokohteella 15, jossa varastoitin mädätysjäännöstä siilossa 8 kuukautta. Typpipitoisuudet valumalinjalta 4 ja 8 m etäisyydeltä patterista 10 cm maakerroksista 60 cm syvyyteen asti.



Kuva 38. Peltokohteen 16 siilossa varastoidun lannoitevalmisteen paikka ja valumalinjat (alas 4 m ja etelään 8 m) nuolella. Karttapohja: Maanmittauslaitos, kansalaisen karttapaikka.