



Luonnonvara- ja
biotalouden
tutkimus 56/2015

Lietelannan happokäsittely lannan ravinteiden käytön tehostamisen tukena

Tapio Salo, Juha Grönroos, Sari Luostarinen, Petri Kapuinen,
Kaisa Manninen, Katri Rankinen ja Tanja Myllyviita

Lietelannan happokäsittely lannan ravinteiden käytön tehostamisen tukena

Tapio Salo, Juha Grönroos, Sari Luostarinen, Petri Kapuinen,
Kaisa Manninen, Katri Rankinen ja Tanja Myllyviita



ISBN: 978-952-326-112-9 (Painettu)

ISBN: 978-952-326-113-6 (Verkkojulkaisu)

ISSN 2342-7639 (Verkkojulkaisu)

ISSN 2342-7647 (Painettu)

URN: <http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-326-113-6>

Copyright: Luonnonvarakeskus (Luke)

Kirjoittajat: Tapio Salo, Juha Grönroos, Sari Luostarinen, Petri Kapuinen, Kaisa Manninen, Katri Rankinen, Tanja Myllyviita

Julkaisija ja kustantaja: Luonnonvarakeskus (Luke), Helsinki 2015

Julkaisuvuosi: 2015

Kannen kuva: Sari Luostarinen

Painopaikka ja julkaisumyynti: Juvenes Print, <http://luke.juvenesprint.fi>

Tiivistelmä

Tapio Salo¹⁾, Sari Luostarinen²⁾, Petri Kapuinen³⁾, Juha Grönroos⁴⁾, Kaisa Manninen⁴⁾, Katri Rankinen⁴⁾, Tanja Myllyviita⁴⁾

¹⁾ Luonnonvarakeskus, Humppilantie 14, 31600 Jokioinen. etunimi.sukunimi@luke.fi

²⁾ Luonnonvarakeskus, Viikki (A-talo), Latokartanonkaari 9, 00790 Helsinki

³⁾ Luonnonvarakeskus, Toivonlinnantie 518, 21500 Piikkiö

⁴⁾ Suomen ympäristökeskus, PL 140, 00251 Helsinki. etunimi.sukunimi@syke.fi

Ammoniakin haihtuminen voi kuluttaa levityksen jälkeen lietteen ammoniumtyyppistä kymmeniä prosentteja. Haihtumisen suuruuteen vaikuttavat lietteen, maaperän ja sään ominaisuudet sekä levitysmenetelmä. Jos lietteen pH on valmiiksi tai se lasketaan alle 6,5:n, alhainen pH vähentää tehokkaasti ammoniakin haihtumista. Tanskassa kehitettyä levityksen aikana rikkihappoa lisäävää SyreN-laitteistoa testattiin Varsinais-Suomessa kesällä 2014 kenttäkokeessa, jossa koekasvina oli ohra.

Ohralle annettiin tyypeä 60 kg/ha kylvölannoituksen yhteydessä mineraalilannoitteena, ja kolme erilaista lietettä levitettiin kasvustoon 40 kg N/ha tavoitetason mukaiset määrät. Levityksen jälkeen ilman lämpötila oli matala ja tuulen nopeus pieni, minkä takia ammoniakin haihtuminen oli vähäistä. Happolisäys säästi tyypeä vain muutamia kiloja kasvuston käyttöön. Koepellon orgaanisen typen vapautuminen oli runsasta, ja 60 kg/ha tyypitaso tuotti jo 90 % saavutetusta maksimisadosta. Happolisäyksestä havaittiin vain pientä sadon lisääntymistä. Koepellon viljavuusrikin pitoisuus oli välttävä, ja eri lietteissä annettu rikkilisä oli 18–55 kiloa hehtaarille. Rikkihapon runsas lisäys nosti viljavuusrikin pitoisuutta, muttei alentanut pH:ta syksyn maanäytteissä. Hapotuksen kustannusten kattamiseksi olisi saatava noin 200 kg/ha lisäsatoa.

Levitysmenetelmien ympäristövaikutuksia tarkasteltiin elinkaariarviointiin perustuvalla menetelmällä. Lietelannan levitysmenetelmien ilmastovaikutus oli suunnilleen yhtä suuri letkulevityksellä, happolisäyksellä ja sijoittamisella. Levitysjankoha vaikuttaa varsinkin typen huuhtoutumiseen enemmän kuin levitysmenetelmä. Syyslevitystä tulee enenevästi korvata lisäämällä liotelannan levitystä kasvustoon kesällä kylvön jälkeen. Kun kesälevityksessä käytetään joko sijoituslevitystä tai letkulevitystä happolisäyksellä, ammoniakin haihtuminen vähenee ja lietteen liukoinen tyyppi saadaan paremmin kasvien käyttöön.

Asiasanat: ammoniakki, happolisäys, lannankäsittely, lannanlevitys, lannoite, lietelanta, tyyppi

Sisällys

1. Johdanto	5
1.1. Ammoniakki ja sen haihtuminen.....	5
1.1.1. Eläinsuojat	5
1.1.2. Lannan varastointi	6
1.1.3. Lannan levitys	6
1.2. Happolisäyksen vaikutus ammoniakin haihtumiseen	6
1.3. Happolisäyksen ympäristövaikutukset elinkaarinäkökulmasta	8
1.4. Happolisäyksen mahdollisuudet lannan hyödyntämisen tehostamisessa Suomessa.....	9
1.5. Tutkimuksen tavoitteet ja työn rakenne	9
2. Materiaalit ja menetelmät.....	10
2.1. Levityslaitteisto	10
2.2. Kenttäkoe	10
2.2.1. Koekenttä	10
2.2.2. Kokeen perustaminen ja hoito	11
2.2.3. Ammoniakin haihtumismittaukset	12
2.2.4. Näytteenotot ja mittaukset	14
2.2.5. Sadonkorjuu.....	14
2.2.6. Laboratoriomääritykset	14
2.3. Levitykset käytännön tiloilla.....	15
2.4. Elinkaaristen ympäristövaikutusten arviointi.....	15
2.4.1. Yleinen menetelmäkuvaus	15
2.4.2. Tavoite ja soveltamisala	16
2.4.3. Inventaarioanalyysi.....	17
2.4.4. Ympäristövaikutusten arviointi	21
3. Tulokset	22
3.1. Ammoniakin haihtuminen.....	22
3.2. Kasvuhavainnot	23
3.3. Sato ja sadon laatu	25
3.4. Maan liukoinen tyyppi ja muut ravinteet	27
3.5. Kokemukset käytännön levityksistä	30
3.6. Elinkaariarviointitulokset	30
3.6.1. Inventaarioanalyysin tulokset	30
3.6.2. Vaikutusarvioinnin tulokset.....	32
4. Tulosten tarkastelu.....	34
4.1. Levityslaitteiston toimivuus	34
4.2. Happolisäyksen vaikutus ammoniakin haihtumiseen	34
4.3. Happolisäyksen vaikutus kasvuun ja satoon	35
4.4. Happolisäyksen kustannukset	35
4.5. Elinkaariset ympäristövaikutukset	37
5. Johtopäätökset ja suositukset	39
5.1. Levityksen yhteydessä tehtävän happolisäyksen hyödyt sadonmuodostukselle	39
5.2. Lannan levitysmenetelmien ympäristövaikutukset	39
6. Viitteet	41
7. Liitteet	43

1. Johdanto

Lannan sisältämä typpi on arvokas ravinne, jonka hyödyntäminen tulisi optimoida. Tällöin vältetään mineraalilannoitteiden käyttöä ja niiden tuotantoon liittyviä ympäristövaikutuksia. Osa lannan tyypestä kuitenkin hukataan jo eläinsuojassa, edelleen lannan varastoinnissa sekä peltolevityksessä pääasiassa ammoniakkinä. Tyypeä voidaan menettää myös lannan prosessoinnissa teknologiasta ja käytännön toimista riippuen. Lisäksi lannan tyypeä voi huuhtoutua ja haihtua pellolta muina typen yhdisteinä lannan lannoitekäytön seurauksena. Ammoniakkipäästöjen minimointiin haetaan erilaisia keinoja, joista yhtä, happolisäystä lietelantaan tai liete- ja nestemäisiin prosessoiuihin lantatuotteisiin, käsitellään tässä raportissa.

1.1. Ammoniakki ja sen haihtuminen

Maatalouden ammoniakkipäästöt muodostavat 93 % koko Euroopan ammoniakkipäästöistä (Eurostat 2013). Pääasiallinen maatalouden ammoniakkipäästöjen lähde on kotieläinten lanta. Suomessa maatalouden osuus ammoniakkipäästöistä on noin 90 %, josta lannan osuus on noin 96 %. Loput päästöistä ovat peräisin mineraalilannoitteista (Grönroos 2014).

Tyypeä haihtuu ammoniakkinä lannasta ilmaan kaikissa lannan käsittelyn vaiheissa. Laskeuman kautta maahan ja vesiin päätyvä ammoniakki- ja ammoniumtyppi voivat aiheuttaa happamoitumista ja rehevöitymistä. Lisäksi ilmakehässä ammoniakki osallistuu ihmisten terveydelle haitallisten sekundaarihiukkasten muodostumiseen. Sekundaarihiukkaset muodostuvat ilmakehässä eri kaasuista (rikidioksidi, typpidioksidi, ammoniakki, VOC) ja muuntuvat kemiallisesti sekä kooltaan helposti. Suuret ammoniakkipitoisuudet ilmassa ovat myös haitaksi kotieläinten ja ihmisten terveydelle eläinsuojassa. Lisäksi suurten päästölähteiden, kuten turkistarhojen, lähellä on havaittu korkeista ammoniakkipitoisuuksista johtuvia kasvillisuusvaurioita.

Lannasta ilmaan haihtunut typpi ei ole kasvien hyödynnettävissä. Typpilannoitetta käytetään yleensä suurin sallittu määrä täydentämään viljelykasvin typpitarvetta, jotta lannan ammoniakin mahdollinen haihtuminen ei johtaisi kasvuston typen puutteeseen. Mineraalilannoiteteollisuus on hyvin energiantensiivinen toimiala, joka aiheuttaa kasvihuonekaasupäästöjä ja kuluttaa uusiutumattomia luonnonvaroja. Vähentämällä ammoniakin haihtumista voidaan samanaikaisesti vähentää ammoniakin ympäristövaikutuksia ja mineraalilannoitteiden valmistuksen aiheuttamia vaikutuksia ja jopa lisätä sadon määrää.

Ammoniakkipäästöjen hillitsemiseksi on asetettu tavoitteita, joihin myös Suomi on sitoutunut ja joiden saavuttamiseksi tarvitaan tehokkaita keinoja (Grönroos 2014). Vuosituhannen vaihteessa Suomi sitoutui vähentämään ammoniakkipäästöt 31 kilotonniin vuodessa vuoteen 2010 mennessä (-11 %). Näitä tavoitteita ei kuitenkaan onnistuttu saavuttamaan määräaikaan mennessä, ja uudet päästövähennysvelvoitteet edellyttävät Suomelta 20 prosentin päästövähennystä vuoden 2005 tasta vuoteen 2020 mennessä. Jotta maatalouden ammoniakkipäästöjä saataisiin nopeasti vähennettyä, tulisi maanviljelijöille tarjota kustannustehokkaita keinoja ammoniakkipäästöjen vähentämiseksi.

1.1.1. Eläinsuojat

Eläinsuojissa ammoniakkinä haihtuu kaikilta pinnoilta, joilla on lantaa. Mitä suuremmat pinta-alat lantaa eläinsuojassa on vapaana, sitä suurempaa ammoniakin haihtuminen on. Myös lannan korkea ammoniumtyppipitoisuus ja eläinsuojan korkea lämpötila lisäävät ammoniakin haihtumista. Kuivike-materiaalien käyttö vähentää yleensä ammoniakin haihtumista, koska virtsa imeytyy kuivikkeeseen sisään, kuivikkeeseen epätasainen pinta hidastaa ilman virtausta ja monet kuivikemateriaalit muuttavat ammoniumtyypeä biologisten prosessien kautta orgaaniseen muotoon. Lannan nopea siirtäminen varastoon ja pintojen tehokas puhtaanapito vähentävät ammoniakin haihtumista eläinsuojassa, kuten myös esimerkiksi lietelannan jäähdyttäminen.

1.1.2. Lannan varastointi

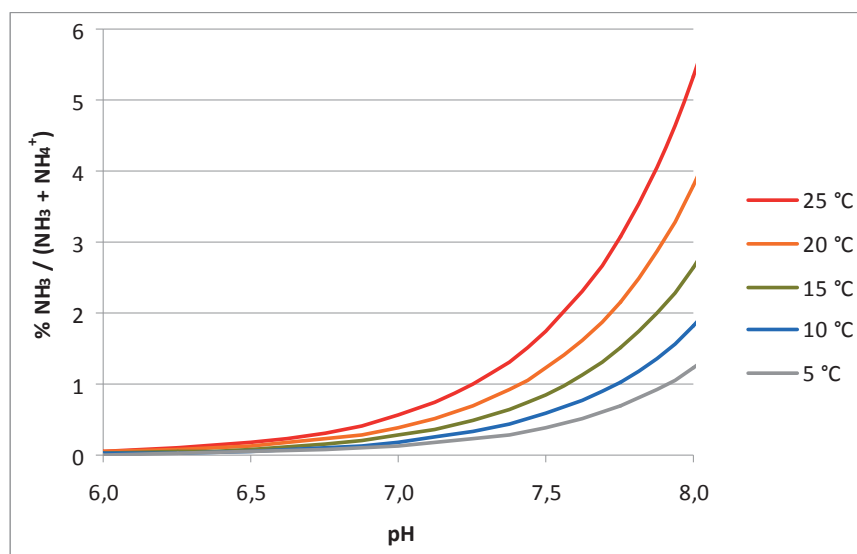
Lietelannasta varastoinnin aikana tapahtuva ammoniakkin haihtuminen on fysikaalis-kemiallinen prosessi, mutta kuivikelannasta tapahtuvaan haihtumiseen vaikuttavat myös mikrobiologiset prosessit. Lietelannan suuri ammoniumtyypen pitoisuus, korkea pH ja ilman sekä lannan korkea lämpötila lisäävät ammoniakkin haihtumista. Lietelannan päällä olevaan ohueen ilmakerrokseen muodostuu tasapainotila, jossa ammoniakkin pitoisuus kyllästyy. Kun ilmavirtaukset eivät pääse siirtämään lietteen pinnasta ammoniakkia pois, ammoniakkin haihtuminen pysähtyy. Ilmavirtauksia vähentävät lietteen oman kuidun muodostama luontainen kuorettuma, lietteen pinnalle levitetty kelluva katemateriaali tai kiinteä säiliön kate.

1.1.3. Lannan levitys

Ammoniakkin haihtumiseen lannan levityksen yhteydessä vaikuttavat lannan ominaisuudet (ammoniumtyyppipitoisuus, pH ja kuiva-ainepitoisuus), säätökijät (lämpötila, tuulen nopeus ja sademäärä) ja maaperän ominaisuudet (pH, kalsiumpitoisuus ja kationinvaihtokapasiteetti). Pellon pinnalle levitetty lanta on alttiina säätökijöille eikä ammoniumioni ehdi sitoutua maaperään ennen haihtumista ammoniakkina. Tällöin riski ammoniakkin haihtumiselle on hyvin suuri. Haihtumista voidaan vähentää sekoittamalla maan pinnalle levitetty lanta nopeasti levityksen jälkeen maahan, esimerkiksi kyntämällä tai äestämällä, tai sijoittamalla lanta. Molempien menetelmien vaikutusta ammoniakkipäästöihin on tutkittu jonkin verran myös Suomessa (Mattila 2006).

1.2. Happolisäyksen vaikutus ammoniakkin haihtumiseen

Koska lannan pH vaikuttaa ammoniakkin haihtumiseen (Kuva 1), sen säätäminen alemmas vähentää ammoniakkitappiota. Lietelantojen pH on yleensä lähellä seitsemää, mutta biokaasutuotannon mädätysjäännöksen pH nousee mädätyksessä lähellä kahdeksaa. pH:n aleneminen vähentää ammoniakkipäästöjä pitämällä lannan ammoniakkin (NH_3) ammoniummuodossa (NH_4^+), eli suolana, joka ei haihdu. Jos lietteen pH lasketaan lähellä kuutta, vapaan ammoniakkin osuus on pieni ja ammoniakkin haihtuminen on vähäistä (Kuva 1). Säätäminen voidaan toteuttaa eri osissa lannankäsittelyketjua lisäämällä lietelannan joukkoon riittävän väkevää happoa, kuten väkevää rikkihappoa tai alumiinisulfaattia. Lannan pH:ta voidaan laskea myös lisäämällä lietelantaan orgaanista ainesta, joka lisää mikrobien aktiivisuutta ja täten laskee pH:ta (Clemens ym. 2002).



Kuva 1. Vapaan ammoniakkin prosentuaalisen osuuden lisääntyminen pH:n noustessa 6:sta 8:aan lämpötila-alueella 5–25 °C.

Happoa voidaan lisätä useissa eri vaiheissa lannankäsittelyketjua eläinsuojasta varastointiin ja levitykseen. **Eläinsuojassa** happo voidaan lisätä muodostuvaan lantaan ja vähentää näin ammoniakkipäästöjen haittoja eläinten hyvinvoinnille ja tuotannolle. Mooren ym. (1999) mukaan broilerihalleissa, joissa kuivikkeen pH:ta laskettiin alumiinisulfaattilla, ilman ammoniakkipitoisuus aleni. Tämän seurauksena eläimet kasvoivat isommiksi ja kuolleisuus oli vähäisempää. Myös sikojen oli havaittu kasvavan nopeammin eläinsuojassa, jossa lietekuiluun lisättiin rikkihappoa lietteen pH:n pitämiseksi alle kuudessa (Jansen 2002). Pienemmät ammoniakkipitoisuudet ovat eduksi myös työntekijöiden terveydelle. Samalla typpi säästyy lannoituskäyttöön.

Happolisäys voidaan tehdä myös lannan **varastoinnin aikana**. Esimerkiksi Kain ym. (2008) tutkimuksessa havaittiin, että 13 kuukauden varastoinnin aikana käsittelemättömän sian lietelannan kokonaistypestä haihtui avonaisessa lietesäiliössä noin 45 %, mutta rikkihappolisäyksellä haihtuminen oli enää kymmenesosa tästä.

Viimeinen mahdollisuus on lisätä happoa lannan **levityksen yhteydessä**. Hapon lisääminen lietteen joukkoon levityksen yhteydessä on yleistä erityisesti Tanskassa, jossa vuonna 2012 jopa 10 % levitettävästä lietelannasta käsiteltiin hapolla ja määrän oletetaan kasvavan tulevaisuudessa (Fangueiro ym. 2015). Happolisäys yhdistettynä letkulevitykseen voi parhaimmillaan vähentää ammoniakkipäästöjä yhtä tehokkaasti kuin sijoituslevitys (Nyord ym. 2013). Lisäksi letkulevityksen energiankulutus levitettävää lietelantakuutiota kohti on pienempi kuin sijoituslevityksen, mutta levitysmenetelmien ympäristövaikutusten arvioinnissa (2.4. Elinkaaristen ympäristövaikutusten arviointi) otetaan huomioon myös hapon valmistus ja kalkituksen lisätarve.

Fangueiron ym. (2015) tekemä laaja kirjallisuuskatsaus listaa yhteensä 30 kokeilua tai tutkimusta lannan pH:n alentamisen vaikutuksesta ammoniakin haihtumiseen lannankäsittelyketjun eri vaiheissa. Tutkimuksista suurin osa oli toteutettu Tanskassa (12 kpl), mutta myös Yhdysvalloissa tekniikoita on kehitetty. Ammoniakkipäästöjen vähenemän lisäksi monissa tutkimuksissa on tarkasteltu myös vaikutusta hajun muodostumiseen, eläinten ja ihmisten hyvinvointia, muiden ravinteiden käyttökelpoisuuden mahdollisia muutoksia sekä mineraalitypen tarpeen mahdollista vähenemistä. Tutkimuksissa ammoniakin haihtumista arvioitiin erilaisilla päästömittaustekniikoilla, mutta varastoinnissa myös lannan sisältämän kokonaistypen määrän muutoksen kautta (Velthof ja Oenema 1993).

pH:n alentaminen happokäsittelyn avulla vähensi ammoniakkipäästöjä kaikissa tarkastelluissa tutkimuksissa riippumatta lannankäsittelyn vaiheesta, jolloin happoa lisättiin. Lyhyillä tarkastelujaksoilla ammoniakkipäästöt vähenivät jopa yli 90 % ollen sian lietelannalla keskimäärin 40–80 % ja naudan lietelannalla 15–80 % (Fangueiro ym. 2015, Taulukko 1).

Joissakin tutkimuksissa todettiin lietelannan liukoisen fosforin pitoisuuden pienenevän happolisäyksen vaikutuksesta (Lefcourt ja Meisinger 2001; Smith ym. 2001; Moore ym. 1999). Liukoisen fosforin pitoisuuden aleneminen on todennäköisesti tilapäistä, eli fosfori tulee kasveille käyttökelpoiseksi, mutta on hetken aikaa suojassa huuhtoutumiselta. Happokäsittelyn on usein myös arvioitu vähentävän hajua, vaikka sitä on harvoin mitattu. Niissä tutkimuksissa, joissa hajua mitattiin, sen ei havaittu olennaisesti vähentyneen (Kai ym. 2008; Biocover 2012). Työntekijät kuitenkin kokivat hajun vähentyneen happolisäyksen myötä (Kai ym. 2008).

Happolisäyksen vaikutuksia muihin päästöihin on tarkasteltu niukasti. Esimerkiksi yhdessä kokeilussa lannan typpihappokäsittely lisäsi levityksen jälkeisiä dityppioksidipäästöjä (Velthof ja Oenema 1993), mihin saattaa jo vaikuttaa typpihapon mukana lisätty nitraatti. Happo saattaa vaikuttaa myös lannan varastoinnin metaanipäästöihin. Kahden tutkimuksen mukaan (Berg ja Pazsiczki 2006; Petersen ym. 2012) metaanipäästöt vähenivät happolisäyksen myötä. Metaania tuottavat bakteerit toimivat parhaiten pH-alueella 6–8, joten sekä pH aleneminen että bakteereille haitallisen sulfidipitoisuuden lisääntyminen ovat todennäköiset syyt metaanipäästöjen vähenemiseen.

Jotta saataisiin mahdollisimman kattava kuva happolisäyksen ympäristö- ja terveysvaikutuksista, tulisi kaikkia olennaisia päästöjä tarkastella samanaikaisesti. Tarkasteluissa tulisi lisäksi huomioida lannan koko käsittelyketju (Petersen ym. 2007; Kai ym. 2008). Lisäksi pitkäaikaiset tutkimuksen hap-

pokäsittelyn vaikutuksista maaperään puuttuvat, sillä suurin osa tutkimuksista on toteutettu lyhyellä aikavälillä.

Taulukko 1. Happolisäyksen vaikutukset kaasumaisiin päästöihin. Päästövaikutus-sarakkeessa käytetyn etumerkin selite: + = päästö kasvaa, - = päästö pienenee (Fangueiro ym. 2015).

Päästö	Lannankäsittelyvaihe	Päästövaikutus ja käytetty happo/lisäaine	Lähteet
Ammoniakki (NH₃)	Eläinsuoja	- 37 % (typpihappo) - 50–70 % (rikkihappo)	Monteny ja Erisman 1998; Kai ym. 2008; Infarm A/S 2014a, 2014b
	Varastointi	- 50–88 % (rikkihappo) - 60–98 % (alumiinisulfaatti)	Lefcourt ja Meisinger 2001; Shi ym. 2001; Berg ym. 2006; Kai ym. 2008
	Peltolevitys	- 40–80 % (useita eri happoja; sian lietelanta) - 18–80 % (useita eri happoja; naudan lietelanta)	Stevens ym. 1989; Frost ym. 1990; Bussink ja Bruins 1992; Stevens ym. 1992; Pain ym. 1994; Frost 1994; Kai ym. 2008; Bio-cover 2012; Nyord ym. 2013
Dityppioksidi (N₂O)	Peltolevitys	> + 100 % (typpihappo) + 23 % (rikkihappo)	Velthof ja Oenema 1993; Fangueiro ym. 2010
Hiilidioksidi (CO₂)	Varastointi	Ei vaikutusta	Fangueiro ym. 2010; Dai ja Blanes-Vidal 2013; Fangueiro ym. 2013
Rikkivety (H₂S)	Varastointi	Ei vaikutusta	Eriksen ym. 2012; Dai ja Blanes-Vidal 2013
Metaani (CH₄)	Varastointi	- 90 % (maitohappo) - 40–65 % (suolahappo) - 17–75 % (typpihappo)	Berg ym. 2006; Berg ja Pazziczki 2006; Petersen ym. 2012

1.3. Happolisäyksen ympäristövaikutukset elinkaarinäkökulmasta

Hapon lietelannan joukkoon lisäämisen ensisijainen vaikutus on ammoniakkipäästöjen ja hajuhaitan väheneminen lietelantaa käsiteltäessä. Jos happolisäys tehdään jo eläinsuojassa, saavutetaan mainituja hyötyjä lannankäsittelyketjun alusta alkaen.

Hapon käyttöön siirtyminen aiheuttaa kuitenkin muitakin seurauksia, jotka elinkaarisessa ympäristövaikutusten tarkastelussa pyritään tunnistamaan ja arvioimaan. Vaikutukset voivat muodostua varsinaisessa lietelannan käsittelyketjussa tai kokonaan muissa tuotejärjestelmissä, jotka ovat kytköksissä lantaketjuun. Esimerkkinä ensin mainituista ovat mahdolliset muutokset lannasta vapautuvissa muissa päästöissä tai lietelannan käsittelyn energiankulutuksessa. Jälkimmäisistä tapauksista mainittakoon ensimmäiseksi itse hapon valmistuksen päästöt. Lisäksi hapon käyttö lisää peltojen kalkitustarvetta, minkä vaikutukset kalkituksen energiankulutukseen ja itse kalkin tuotantoon ja kuljetukseen tulee ottaa huomioon.

Mineraalityypilannoitteiden tuotanto ja siitä aiheutuvat päästöt ja energiankulutus voivat vähentyä, jos lannan lannoitusarvon paraneminen hapon käytön seurauksena otetaan lannoituksessa huomioon. Näin syntyvät ympäristöhyödyt voidaan kohdentaa happolisäykselle. Voidaan myös olettaa, että lannoitusarvon paraneminen näkyy satotasojen nousemisena, eikä lannoituksen muuttumisena. Tämä voitaisiin huomioida elinkaaristen ympäristövaikutusten arvioinnissa siten, että viljan tuotanto ja sen päästöt jossakin muualla vähenevät, kun satotaso happolisäyksen seurauksena paranee. Tuo saavutettu etu kohdennettaisiin happolisäykselle. Tällaisten seurannaisvaikutusten todentaminen on kuitenkin vaikeaa.

Elinkaaristen ympäristövaikutusten arvioinnilla saadaan laaja kuva ympäristövaikutusten muutoksista, jotka aiheutuvat, kun tarkasteltavassa tuotejärjestelmässä siirrytään käyttämään erilaista tekniikkaa. Näin voidaan havaita myös mahdolliset päästöjen ja vaikutusten siirtyminen tarkasteltavan järjestelmän osasta toiseen tai kokonaan toiseen tuotejärjestelmään.

1.4. Happolisäyksen mahdollisuudet lannan hyödyntämisen tehostamisessa Suomessa

Happolisäyksen käyttö viljan oraille alkukasvukaudella tehtävän letkulevityksen yhteydessä voisi vähentää ammoniakkin haihtumista ja lisätä lietteissä levitetyn liukoisen typen päätymistä viljelykasvien käyttöön. Kirjoitushetkellä ympäristökorvausjärjestelmässä on tuettuna kasvukauden aikaisena lietteenlevitysmenetelmänä ainoastaan lietteen sijoituslevitys, jota osa viljelijöistä vierastaa sen kapean levitysleveyden ja mahdollisten juuristovaurioiden takia. Keväällä ennen kylvöä pohjamaat ovat vielä märkiä, ja raskaalla lietelannan levityskalustolla ajaminen aiheuttaa merkittävän maan tiivistymisriskin. Lisäksi tällöin käytettävissä on vain muutaman viikon mittainen jakso, jolloin kaikkea lietettä ei ehditä levittämään, joten alkukasvukauden lietteen levityksille on selkeä tarve.

Esimerkiksi Tanskassa vallitseva lietteenlevitysmenetelmä viljojen oraille on letkulevitys ja sijoitettavia laitteita käytetään lähinnä vain ennen kylvöä mustaan maahan tapahtuvassa levityksessä. Letkulevityksen etuja ovat sijoittavaan kalustoon nähden 2–3-kertainen työleveys, jolloin pyöränjalkien kohdalla tapahtuva tallaantuminen ja siitä johtuva sadonmenetys on letkulevittimellä huomattavasti alempi kuin sijoittavalla kalustolla. Oraille tapahtuvan letkulevityksen haittapuoli on lietelannan ammoniakkin haihtumisriski, joka on levitysajankohdan sääolosuhteista riippuva. Happelevityksessä lieteeseen voidaan lisätä lietteen pH:sta riippuen juuri riittävä määrä happoa, jotta ammoniakkin haihtuminen saadaan estettyä. Lisäksi on mahdollista lisätä lietteen joukkoon rautasulfaattia, jonka uskotaan vähentävän lietteen hajuhaittaa.

Syksyisen lietelannanlevityksen ehtojen kiristäminen vaikeuttaa lietteen levittämistä erityisesti viljavaltaisilla alueilla, joilla ainoaksi lietteenlevityssesoniksi olisi jäämässä alkukasvukausi joko ennen kylvöä tai oraille. Happolisäyksen avulla kylvön jälkeen levitetyn liukoisen typen säilyminen kasvien käytössä lisääntyy, ja samalla satotason vaihtelut vähenevät sekä ammoniakkin haihtuminen pienenee.

1.5. Tutkimuksen tavoitteet ja työn rakenne

Tämän tutkimuksen tavoitteena oli pilotoida Suomessa uutta, mutta esimerkiksi Tanskassa käytännössä toimivaksi todettua levitysmenetelmää, jossa lietelannan tai lietemäisen/nestemäisen prosessoidun lantatuotteen joukkoon lisätään levityksen yhteydessä happoa laskemaan lannan pH:ta. Näin vähennetään lannan levityksen jälkeisiä ammoniakkipäästöjä, kun lietettä levitetään letkulevittimellä oraille tai nurmen pintaan.

Tavoite oli tehdä pilotointi tilamittakaavassa ja oikealla laitteistolla, jotta saadut kokemukset olisivat suoraan maatilojen käytettävissä. Työn olennainen osa oli tästä syystä myös saavutetun tiedon tehokas jakaminen, jotta tutkimus- ja kehitystyön tulokset saadaan nopeasti käytäntöön.

Pilotointi toteutettiin todellisella loholla todellisella levityslaitteistolla tehtynä kenttäkokeena. Happelevitys tehtiin ohran oraille kahdella erilaisella sian lietelannalla sekä biokaasulaitoksen rejektivedellä. Kokeessa seurattiin levityksen jälkeistä ammoniakkin haihtumaa ja arvioitiin happelevityksen vaikutusta lantatypen käyttöön, ohran satoon ja lohkon maaperään. Lietteiden ja mineraalilannoitteiden typen käyttökelpoisuutta verrattiin toisiinsa.

Tutkimuksessa arvioitiin myös happelevityksen vaikutuksia lannan käytön kustannuksiin sekä lietelannan levityksen elinkaariin ympäristövaikutuksiin. Elinkaaritarkastelussa lietelannan letkulevitystä yhdistettynä happolisäykseen verrattiin ilman happolisäystä tehtyyn lietelannan letkulevitykseen ja sijoituslevitykseen.

Luvussa 2 kuvataan ensin käytännön kenttäkokeiden koejärjestelyt ja tehdyt analyysit, minkä jälkeen kuvataan elinkaariarvioinnissa käytetyt aineistot ja laskentamenetelmät. Luvussa 3 esitellään kenttäkokeiden ja elinkaariarvioinnin tulokset, ja luvussa 4 tehdään tarkempaa analyysiä tuloksista ja niihin vaikuttaneista tekijöistä. Luvussa 5 esitellään tutkimuksen johtopäätökset yhdistäen kenttäkokeiden ja elinkaariarvioinnin tulokset, ja annetaan niiden pohjalta lannan käsittelyn kehittämistä koskevia suosituksia.

2. Materiaalit ja menetelmät

2.1. Levityslaitteisto

Kokeessa käytetty SyreN-laitteisto (Biocover A/S, Tanska) saapui Suomeen maaliskuun 2014 puolivälin jälkeen. Laitteisto asennettiin hankkeeseen osallistuneen urakoitsijan työleveydeltään 18 metrin letkulevittimeen 26–28.3.2014. Rikkihappoa käytettiin ja varastoititiin 800 litraa happoa sisältäneissä muovikonteissa. Hapon kuljetuksessa, varastoinnissa ja konttien liittämiseen SyreN-laitteistoon ei havaittu teknisiä ongelmia. Väkevän rikkihapon varastointi ja sen kanssa työskentely vaatii kuitenkin käyttäjiltä suurta huolellisuutta ja varovaisuutta, jotta henkilövahingoilta vältytään. Väkevä rikkihappo on säilytettävä lukitussa tilassa, jotta ulkopuoliset eivät joudu hapolle alttiiksi (VNa 855/2012 ja VNa 856/2012).

2.2. Kenttäkoe

2.2.1. Koekenttä

Koe toteutettiin urakoitsijan loholla Auran kunnassa, Varsinais-Suomessa. Kentän maalaji oli multavaa aitosavea (Taulukko 2). Neljästä koelohkosta ja kahdesta kokeen vieressä sijaitsevasta demoalueesta otettiin maanäytteet viljavuusanalyysiä, liukoisen typen ja kokonaishiilen sekä -typen määrittämistä varten huhtikuun 2014 lopussa (Taulukko 2).

Kenttäkokeen koejäsenet satunnaistettiin osaruutukokeen tyyppisesti neljään lohkoon (Taulukko 3; Liite 2). Pääruututekijöinä olivat väkilannoite (A) tai lietteet (B). Väkilannoitteen osaruututekijänä olivat typpilannoitustasot 0–150 kg/ha kolmenkymmenen typpikilon välein. Kaikkien lietekäsittelyjen osaruututekijänä olivat letkulevitys kasvustoon ilman happolisäystä tai sen kanssa. Lisäksi rejektivedellä testattiin myös sijoituslevitystä.

Varsinaisen kenttäkokeen lisäksi tehtiin yhdeksän demokäsittelyä, joissa testattiin erilaisten lietteen levitystapojen vaikutusta ohran kasvuun ja satoon (Taulukko 3, Liite 2).

Taulukko 2. Koekentän maaperän ominaisuuksia ja viljavuusluokka.

Maan ominaisuus		Viljavuusluokka
pH	6,5	Hyvä
viljavuus-Ca, mg/l maata	2970	Hyvä
viljavuus-K, mg/l maata	199	Välttävä
viljavuus-Mg, mg/l maata	720	Korkea
viljavuus-P, mg/l maata	6,7	Välttävä
maan epäorgaaninen typpi 0–20 cm, kg/ha	17–22	
kokonais-C, %	3,1	Multava
orgaanisen aineksen pitoisuus, %	5,3	
kokonais-N, %	0,3	

Taulukko 3. Kenttäkokeessa käytetyt käsittelyt. (Lietteillä N 40 = liukoisen typen tavoitetaso 40 kg/ha, N60 ja N100 vastaava liukoisen typen tavoitetaso 60 ja 100 kg/ha).

Pääruututekijä	Osaruututekijä
Väkilannoite typpitasoissa	Typpilannoitustaso (kg/ha) N0 N30 N60 N90 N120 N150
Orgaaninen lannoitevalmiste ja lannat	Rej = Rejektivesi N40 L1 = Välikasvattamon liete B N 40 L2 = Lihasikalan liete N 40
Levitysmenetelmä	= letkulevitys + = letkulevitys + happo sij = sijoitus, käytössä vain rejektivedellä
D = Demoruudut	EKsij100 = Välikasvattamon liete A sijoitus ennen kylvöä N100 EKsij40 KL60 = Välikasvattamon liete A sijoitus ennen kylvöä N40 + N60 mineraalilannoitteena kylvön yhteydessä EKlet100 = Välikasvattamon liete A letkulevitys ennen kylvöä N100 EKlet100+ = Välikasvattamon liete A letkulevitys ennen kylvöä N100 + rikkihappo EKlet40 KL60 = Välikasvattamon liete A letkulevitys ennen kylvöä N40 + N60 mineraalilannoitteena kylvön yhteydessä EKlet40+ KL60 = Välikasvattamon liete A letkulevitys ennen kylvöä N40 + rikkihappo + N 60 mineraalilannoitteena kylvön yhteydessä KasSij100 = Rejektivesi sijoitus kasvustoon N100 KasLet100 = Rejektivesi letkulevitys kasvustoon N100 KasLet100+ = Rejektivesi letkulevitys kasvustoon N100 + rikkihappo

Letkulevitin kavennettiin koeruutujen leveyden mukaiseksi, ja sijoituslaite oli kahdeksan metriä leveä. Sijoitusruutujen leveydeksi sovitettiin yhdeksän metriä, jolloin ruudut voitiin kylvää kolmen metrin levyisellä kylvölannoittimella (Tume NovaCombi), ja letkulevitysruutujen leveys oli 12 metriä. Väkilannoiteruutujen leveys oli kolme metriä. Kenttäkartta on liitteessä 2. Koe toteutettiin neljänä kerranteena ja ruutuja oli yhteensä 52, ja lisäksi kokeen vieressä oli yhdeksän demoruutua.

2.2.2. Kokeen perustaminen ja hoito

Kenttäkokeen perustaminen aloitettiin mittaamalla koekenttä 29.4.2014. Kokeen demoruutujen lieteteet levitettiin 15.5.2014, ohra kylvettiin ja mineraalilannoitteet levitettiin seuraavana päivänä 16.5.2014. Lantojen typpilannoitusvaikutuksen arviointia varten kokeeseen tehtiin typpilannoitustasot 0–150 kg/ha kolmenkymmenen typpikilon välein (6 ruutua/kerranne). Ruuduille, jotka varattiin lantojen kasvustolevityksiin (7 ruutua/kerranne), annettiin kylvölannoituksessa 60 kg N/ha. Käytetty mineraalilannoite oli Yaran Kevätviljan Y3 (N-P-K-S: 20-3-8-3). Demoruutujen lannoitukseen kylvön yhteydessä käytettiin välikasvattamon lietalantaa Rantafarmi Oy:lta. Käytetyn lietalannan pH oli valmiiksi alhainen 6,0. Jotta happolisäyksellä saatiin eroa käsittelyiden välille, rikkihappoa lisättiin 3 litraa lietekuutioon, jonka seurauksena pH aleni 5,0:aan. Koekasvina oli ohra (Streif), jonka tavoiteltu kylvötiheys oli 650 kpl/m².

Lietelannat ja rejektivesi levitettiin kasvustoon 10.6.2014. Kasvustolevitykseen käytettiin kahta sian lietalantaa sekä biokaasulaitoksen mädätysjännöksestä erotettua rejektivettä. Lietelanta 1 oli Pirteän porsaana välikasvattamosta ja lietalanta 2 Rantafarmi Oy:n lihasikalasta. Rejektiveden (Biovak-

ka Suomi Oy:n Moniravinne) lähtömateriaaleina ovat sian liettelanta sekä erilaiset teollisuuden orgaaniset jätteet ja sivutuotteet.

Tavoitteena oli kesäkuun alussa otettujen lietteiden ennakonäytteiden pitoisuuksien perusteella levittää niiden mukana 40 kg/ha ammoniumtyyppä kasvustoon letkulevityksenä ja rejektivettä myös sijoitettuna. Asianomaisiin demoruutuihin levitettiin rejektivettä kasvustoon liukoisen typen 100 kg/ha tavoitetason mukaisesti. Ennakonäytteiden pitoisuudet olivat liettelanta 1:ssä selvästi alhaisempia kuin levityksen aikana otetuissa lantanäytteissä (Taulukko 4), jolloin tässä käsittelyssä liukoisen typen lisäys oli 65 kg/ha. Happolisäykseksi säädettiin kaikissa lietekäsittelyissä 3,5 litraa lietekuutiota (6,3 kg/tn) kohden. Levityksen yhteydessä otetuista näytteistä määritettiin rikkipitoisuudet, jolloin rejektiveden ja liettelanta 1:n happolisäys oli 1,7 l/m³ ja liettelanta 2:n 2,9 l/m³. Koska näyte otettiin ruudun päässä levityksen pysähtyttyä, hapon syötön pysähtyminen lietevirtauksen hidastuessa alle 2 m³/min on voinut laimentaa näytteen hapon pitoisuutta.

Hankkeessa toteutettiin tiettävästi ensimmäistä kertaa tutkimuslaitoksen (Luke, aiemmin Maa- ja elintarviketaloudentutkimuskeskus MTT) historiassa täysimittainen kenttäkoe käytännön tilalla. Kylvön ja kasvustoon levityksen jälkeen kenttäkokeen tilannetta seurattiin viikoittain. Rikkakasvit torjuttiin kesäkuun alussa, ja kasvitauti- sekä kasvunsäaderuiskutus oli 4.7.2014.

Taulukko 4. Kenttäkokeessa levitettyjen lietteiden levitysmäärät, ennakko- ja levitysnäytteiden ammoniumtypen ja rikin pitoisuudet sekä hehtaaria kohti levitetty laskennalliset ammoniumtypen ja rikin määrät.

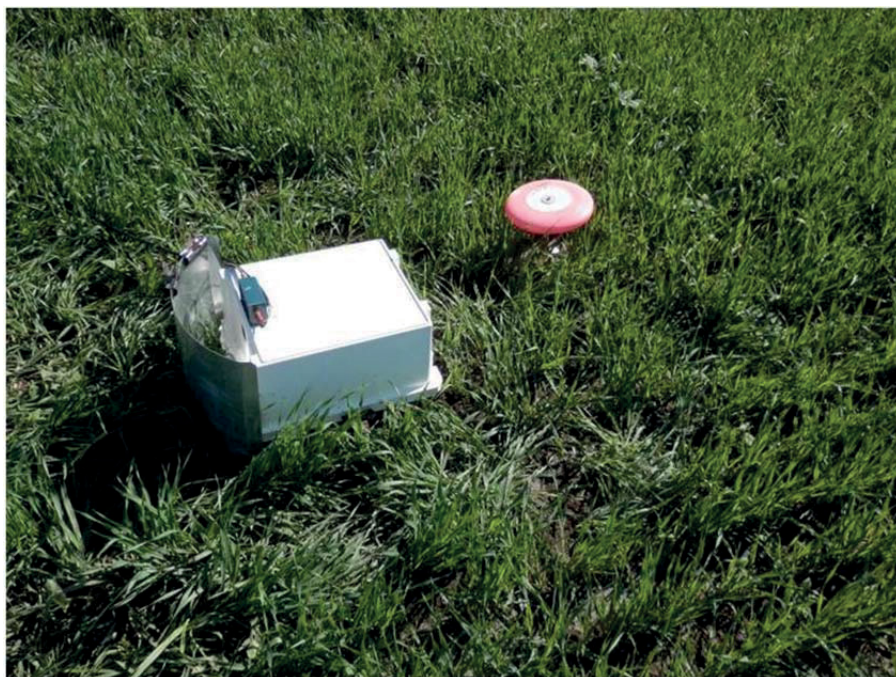
	Rejektivesi	Lietelanta 1	Lietelanta 2
Ennakonäyte NH ₄ -N kg/t	6,6	1,4	4,5
Levitysmäärä m ³ /ha	6,1	27,8	8,8
Levitysnäyte NH ₄ -N kg/t	6,5	2,4	5,2
Levitysnäyte, raakaliete, S kg/t	0,9	0,4	0,7
Lietteen pH	8,1	7,6	7,0
NH ₄ -N kg/ha	39,5	65,8	46,1
Lietteestä S kg/ha	5,3	11,2	5,9
Haposta S kg/ha, 3,5 l/m ³ lisäys	12,1	55,4	17,6

2.2.3. Ammoniakin haihtumismittaukset

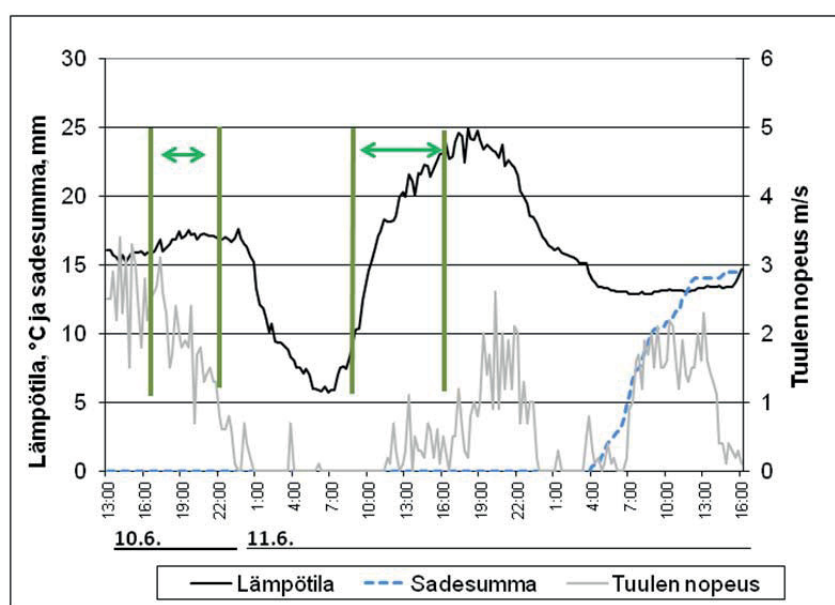
Ammoniakin haihtumista mitattiin oraille levityksen jälkeen 10.6.2014 ja seuraavana päivänä 11.6.2014. Mittaukseen käytettiin passiivisia diffuusiokeräimiä (Mattila 2006). Keräimissä on ammoniakkia sitova suodatinpaperi joko keräimen pinnalla tai membraanin suojassa. Ammoniakin haihtumisnopeus voidaan laskea vertaamalla erilaisten keräinten talteen ottamaa ammoniakkimäärää sekä kammiossa että ulkoilmassa (Kuva 2). Keräinten suodatinpaperit kyllästettiin 2 % oksaalihiappoliuoksella, johon haihtuva ammoniakki sitoutuu. Ammoniumioni uutettiin laboratorioissa vedellä suodatinpaperilta, ja liuokseen siirtyneen ammoniumin pitoisuus määritettiin Skalar-autoanalysaattorilla.

Tavoitteena oli mitata ammoniakin haihtumista kahdesta ruudusta kaikista letkulevityksistä. Rejektiveden ja liettelanta 2:n korkeat liukoisen typen pitoisuudet johtivat alhaisiin levitysmääriin, josta seurasi pieni lietteen virtausnopeus. Alhaisen lietteen virtausnopeuden vuoksi happolisäyksen toteutuminen koeruuduissa oli epävarmaa. Tämän vuoksi happolisätyn rejektiveden ammoniakin haihtuminen mitattiin lietteiden levitystä demonstroivasta ruudusta 43 (KasLet100+), jossa levitysmäärä oli 15 m³/ha (NH₄-N 100 kg/ha). Lietelanta 2:n happolisäyksen ammoniakin haihtumista varten ajettiin erillinen levitysalue, jossa lietettä levitettiin 22 m³/ha (NH₄-N 115 kg/ha). Mittausruudussa oli sekä kammio potentiaalisen haihtumisen ja ammoniakin haihtumisen rajakerroksen paksuuden mittaamiseksi että ulkoilmassa sadesuojan alla olevat keräimet (Kuva 2). Sekä kammion että sadesuojan alla oli molempia keräintyypppejä kaksi kappaletta.

Lietelannan levitykset tapahtuivat 10.6.2014 iltapäivästä klo 16:00 alkaen, ja ammoniakkimittaukset käynnistettiin ruuduissa heti levityksen jälkeen. Ensimmäisistä levityksistä mitattiin kaksi jaksoa ja klo 18:00 jälkeen tehdyistä levityksistä yksi jakso. Mittauksia jatkettiin levityspäivän iltaan noin klo 21:00 asti yhteensä 2–5 tuntia. Seuraavana päivänä mittaukset aloitettiin klo 9:00, jonka jälkeen ruuduista mitattiin kaksi kolmen tunnin jaksoa. Mittausajankohdan lämpötilaa ja tuulen nopeutta mitattiin sääaseman avulla (Kuva 3). Levityspäivänä lämpötila oli suhteellisen matala 16–17 °C, jota seurasi melko kylmä yö. Seuraava päivä ja yö olivat selvästi lämpimämmät. 15 mm sadejakso alkoi 1,5 vrk levityksen jälkeen, johon ammoniakkin haihtumisen voidaan olettaa päättyneen.



Kuva 2. Ammoniakin haihtumisen mittaaminen diffuusiokeräimillä. Vasemmalla kammio ja oikealla sadesuojana toimiva frisbee. Keräimet ovat kammion sisällä ja sadesuojan alla.



Kuva 3. Mittausajankohdan ilman lämpötila, tuulen nopeus ja sadesumma. Vihreät pystyviivat kuvaavat ammoniakkipäästöjen mittausajanjaksoja 10. ja 11.6.

2.2.4. Näytteenotot ja mittaukset

Maanäytteet, joista analysoitiin viljavuus, epäorgaaninen typpi, kokonaishiili- ja typpipitoisuudet sekä maan lajitekoostumus, otettiin ennen kokeen perustamista 0–20 cm kerroksesta. Viljavuusuuton ravinnepitoisuuksien ja lajitekoostumuksen maalajimäärityksen avulla saatiin selville maan ravinnepitoisuudet ennen koetta ja suositusten mukainen lannoitustarve. Epäorgaanisen typen, kokonaishiilen ja –typen pitoisuuksien kautta voidaan arvioida maan orgaanisen aineksesta vapautuvan liukoisen typen määrää. Maanäytteet epäorgaanisen typen pitoisuuksien määrittämiseksi otettiin 3–4.7.2014 kaikista ruuduista 0–10 ja 10–20 cm kerroksista ja sadonkorjuun jälkeen 12. ja 16.9.2014 N0, N150 ja liete-käsittelyistä 10 cm:n kerroksina 80 cm:iin saakka. Heinäkuun näytteistä havaitaan, miten paljon lannoitteeksi annetusta liukoisesta tyypestä on jäljellä maassa kasvien otettavaksi. Saponkorjuun jälkeen otetuista näytteistä tarkistettiin, oliko koelohkolla havaittavissa epäorgaanisen typen huuhtoutumista. Viljavuusanalyysiä ja pH-määrityksiä varten otettiin näytteet N0, N90, N150 ja liete-käsittelyistä 0–10 ja 10–20 cm kerroksista 12. ja 16.9.2014. Viljavuusravinteet mitattiin pitoisuuksien muutosten selvittämiseksi ja pH määritettiin rikkihapon mahdollisen maata happamoittavan vaikutuksen tarkistamiseksi. Koeruuduista mitattiin GreenSeeker-laitteella 1.7.2014 NDVI-indeksi (normaalisoitu kasvillisuusindeksi), joka mittaa kasvuston kykyä absorboida punaista valoa ja heijastaa infrapunasäteilyä. Laitteella saatava indeksi ennustaa aikaisempien kokemusten perusteella hyvin tulevaa satoa tässä vaiheessa kasvukautta. Kasvuston lehtialaindeksi määritettiin 4.7.2014 SunScan-lehtialamittarilla.

2.2.5. Sadonkorjuu

Sadonkorjuu tehtiin 1.9.2014. Sato korjattiin 1,5 metriä leveällä koeruutupuimurilla. Ruuduista, joihin oli tehty lietteiden kasvustoon levitys, sato korjattiin sekä tallaamattomasta että pyöränjäljen kohdasta. Menettely mahdollistaa pyöränjäljen aiheuttaman sato- ja laatutappion laskemisen halutuille käytännön työleveyksille. Sato punnittiin tuoreena ja jaettiin kahteen osanäytteeseen. Osanäytteistä määritettiin puintikosteus, minkä jälkeen näytteet varastoitiin odottamaan laatumäärityksiä. Normisadot (14 % kosteus) määritettiin punnitun sadon, mitatun ruudun pituuden, koeruutupuimurin työleveyden ja puintikosteuden perusteella. Levitysmenetelmien aiheuttama tallaustappio laskettiin seuraavalla tavalla: Kolmen metrin osuudelle työleveyttä annettiin koeruudusta pyöränjäljen kohdalta (1,5 m) mitattu satotaso, ja lopulle työleveydestä (työleveys – 3m) annettiin tallaamattomalta alueelta mitattu satotaso. Jos esimerkiksi letkulevityksessä työleveys on 20 m, niin tallauksen vaikutus satoon lasketaan pyöränjälkien ja tallaamattoman leveyden suhteena seuraavasti:

$$Sato, \frac{kg}{ha} = \frac{3 m}{20 m} * \text{pyöränjäljen kohdalta mitattu sato, } \frac{kg}{ha} + \frac{17 m}{20 m} * \text{tallaamaton sato, } \frac{kg}{ha}$$

2.2.6. Laboratoriomääritykset

Maan liukoiset ravinteet uutettiin viljavuusanalyysin mukaisella happamalla ammoniumasetaattiuutolla. Kalium-, kalsium-, magnesium- ja rikki-pitoisuudet määritettiin ICP-OES-laitteella ja fosfori Skalar-autoanalysaattorilla. Maan epäorgaaninen ja liukoinen orgaaninen typpi uutettiin 2 M KCl-liuoksella 1:2,5 uuttosuhteella. Ammonium- ja nitraattityppi määritettiin Skalar-autoanalysaattorilla, samoin kuin liukoinen orgaaninen typpi autoklaavissa tehdyn peroksoidihappohajotuksen jälkeen. Maan kokonaishiilen ja –typen pitoisuudet määritettiin Dumas’n menetelmällä Leco-analysaattorilla. Maan lajitekoostumus mitattiin kuivaseulonnan ja pipettimenetelmän avulla.

Jyvien typpipitoisuus määritettiin NIR - analysaattorilla, jonka jälkeen valkuaispitoisuus saatiin kertomalla typpipitoisuus 6,25:llä. Jyväsadon typenotto laskettiin kuiva-ainesadon ja jyvien typpipitoisuuden avulla. Sadon laatumäärityksistä tehtiin hehtolitranpaino, ja lajittelu seuraaviin jyvän kokoluokkiin: >2,8 mm, 2,8–2,5 mm, 2,2–2,5 mm ja < 2,2 mm.

Tuloksille määritettiin ensiksi niiden riippuvuus tyypilannoitustasoista. Lietekäsittelyjen vaikutusta verrattiin niiden aiheuttamaan muutokseen verrattuna N60 tyypilannoitustasoon, joka oli käsittelyjen

starttilannoituksena. Happokäsittelyjen vaikutuksia kaikilla lietteillä ja sijoituksen vaikutusta rejektillä verrattiin jokaisessa lietekäsittelyssä erikseen, koska lietekäsittelyjen sisältämä liukoisen typen kokonaisannos vaihteli 100–126 kg/ha. Lietekäsittelyille otettiin vertailuarvoksi typpilannoitustasoilla kussakin kerranteessa vastaavalla mineraalityypen lannoitustasolla estimoitu tulos. Mineraalityypilannoituksen ja satotason väliselle riippuvuudelle määritettiin jokaisessa kerranteessa toisen asteen yhtälö, johon sijoitettiin lietekäsittelyssä annetun liukoisen typen määrä ja yhtälöstä tulokseksi saatua satotasoa verrattiin lietekäsittelystä mitattuun satoon.

2.3. Levitykset käytännön tiloilla

Kasvukauden 2014 aikana urakoitsija levitti 18 metrin letkulevittimeen liitettyä SyreN-hapotuslaitteistolla noin 5000 litraa rikkihappoa lietteeseen sekoitettuna. Naudan tai sian lietteen sekä orgaanisten lannoitevalmisteiden levitystä happolisäyksen kanssa testattiin noin viidellätoista tilalla, ja hapolla käsiteltyä lietettä levitettiin noin 100 hehtaarin peltoalalle. Happoa levitettiin keväällä maahan ilman kasvustoa ja syysviljoille, alkukesällä vilja- ja rypikasvustoihin ja nurmille ensimmäisen ja toisen sadonkorjuun jälkeen. Lietteitä levitettiin mahdollisuuksien mukaan kaistoina, joista voitiin verrata happolevityksen ja pelkän lietteen levityksen vaikutuksia kasvuun. Sian ja naudan lietelantaa levitettiin kumpaakin noin 40 hehtaarin alalle, ja orgaanisia lannoitevalmisteita noin 20 hehtaarille.

2.4. Elinkaaristen ympäristövaikutusten arviointi

2.4.1. Yleinen menetelmäkuvaus

Ympäristövaikutuksia tarkasteltiin elinkaariarviointiin (Life cycle assessment, LCA) perustuvalla menetelmällä. Elinkaariarviointi koostuu neljästä vaiheesta seuraavasti (ISO 14040):

1. Tavoitteen ja soveltamisalan määrittelyssä määritellään esimerkiksi arvioinnin yksityiskohtaisuus ja tarkasteltava ajanjakso. Lisäksi päätetään, mitkä ympäristövaikutusluokat otetaan tarkasteluun ja valitaan toiminnallinen yksikkö. Toiminnallinen yksikkö on elinkaariarvioinnin yksi peruselementeistä, jota kohden ympäristövaikutukset kohdennetaan. Tyypillisesti toiminnallinen yksikkö on tietty massamäärä tuotettua tai prosessoitua tuotetta. Jos erilaisia tuotteita tai tuotantomenetelmiä verrataan toisiinsa, tulee toiminnallisten yksiköiden olla samat. Määrittelyvaihe on elinkaariarvioinnille olennainen, sillä systeemirajaus vaikuttaa lopputulokseen ja tulosten vertailtavuuteen.

2. Inventaariotiedon keräämisessä kerätään tarvittavat tiedot tarkastelun kohteena olevasta systemistä. Tyypillisimpiä tietoja ovat energiankulutus- ja päästötiedot. Tiedon luotettavuuteen tulisi kiinnittää huomioita ja käyttää mahdollisimman luotettavia tietolähteitä. Tarkat mittaukset tuotantoprosessista ovat yleensä luotettavia, mutta käytännössä tietoa joudutaan yleensä etsimään useista eri tietolähteistä, kuten raporteista, kirjallisuudesta ja tekemällä asiantuntija-arvioita. Kerättyjä tietoja käytetään vaikutusarvioinnissa.

3. Vaikutusarvioinnissa inventaariotiedot muutetaan ympäristövaikutuksiksi. Sitä varten eri päästöt karakterisoidaan, eli muutetaan yhteismitallisiksi kunkin ympäristövaikutusluokan sisällä. Esimerkiksi ilmastomuutoksen osalta kaikki kasvihuonekaasupäästöt muutetaan hiilidioksidiekvivalenteiksi. Lisäksi yhteismitallistetut ympäristövaikutusluokkatulokset voidaan normalisoida. Normalisointi voidaan toteuttaa esimerkiksi suhteuttamalla tuotteen ilmastomuutosvaikutukset koko Euroopan ilmastomuutosvaikutukseen. Tällöin voidaan arvioida, kuinka merkittäviä eri ympäristövaikutukset ovat toisiinsa nähden. Normalisoidut ympäristövaikutusluokkatulokset

voidaan lisäksi painottaa, minkä jälkeen erilaisia vaikutuksia voidaan laskea yhteen. Normalisointi ja painotus ovat kuitenkin vapaaehtoisia vaiheita.

4. Tulosten tulkinnan aikana arvioidaan tuloksiin vaikuttavia tekijöitä sekä arvioidaan tulosten herkkyyttä, täydellisyyttä ja johdonmukaisuutta. Johtopäätökset tehdään tulosten pohjalta. Tulokset esitetään kohderyhmälle ja laaditaan jatkotoimenpiteet.

Tässä hankkeessa ympäristövaikutusten arviointi toteutettiin käyttäen seurannaisvaikutuksellista elinkaariarviointimenetelmää. Siinä vaihtoehtoista tapaa käsitellä lantaa (lietelannan letkulevitys happolisäyksellä) verrataan nykyiseen lannan levitystapaan (lietelannan letkulevitys ilman happolisäystä). Tarkastelussa otettiin huomioon suorat vaikutukset päästöihin ja energiankulutukseen varsinaisessa kohteessa (lietelannan levitys peltoon), mutta myös seurannaisvaikutukset muihin tuotejärjestelmiin, kuten rikkihapon, lannoitteiden ja maatalouskalkin valmistamiseen ja niistä aiheutuviin ympäristövaikutuksiin.

Elinkaariarviointimallinnus toteutettiin käyttämällä SimaPro-ohjelmistoa, johon on kytketty laaja Ecoinvent-tietokanta pitäen sisällään mm. peruskemikaalien tuotannon ekotasetiedot.

Ammoniakkipäästöistä saatiin tietoja myös hankkeessa tehtyjen käytännön päästömittausten kautta, mutta pääasiassa tarkasteluissa hyödynnettiin kirjallisuustietoja ja kansainvälisiä tietopankkeja sekä aiemmissa hankkeissa (mm. Baltic Manure) koottua tietoa lannankäsittelyn päästöistä ja niiden arviointitavoista. Tarkasteluissa käytetyt aineistot on kuvattu tarkemmin luvussa 2.4.3.

2.4.2. Tavoite ja soveltamisala

Arvioinnin tarkoitus

Työn tarkoituksena oli arvioida lietelannan levityksen yhteydessä tapahtuvan happolisäyksen vaikutuksia lietelannan levityksestä aiheutuviin elinkaariin ympäristövaikutuksiin. Perus- eli vertailulevitysmenetelmänä oli tavallinen lietteen letkulevitys ilman happolisäystä. Tuloksia verrattiin myös lietelannan sijoituslevityksen ympäristövaikutuksiin.

Toiminnallinen yksikkö

Tässä tutkimuksessa toiminnallisena yksikkönä oli 1000 kg tuoretta sian lietelantaa eläimestä (ex animal) ilman pesu- ym. vesiä ja kuivikkeita.

Järjestelmä ja sen rajaukset

Tässä tutkimuksessa oli tarkasteltavana kolme sian lietelannan levitysvaihtoehtoa:

letkulevitys

letkulevitys + happolisäys

sijoituslevitys.

Eri vaihtoehdot erosivat toisistaan ainoastaan levitysvaiheeltaan. Levitysmenetelmän lisäksi vaihtoehtojen välillä oli eroja levitysaikakohdassa, mikä otettiin päästöjen arvioinnissa huomioon.

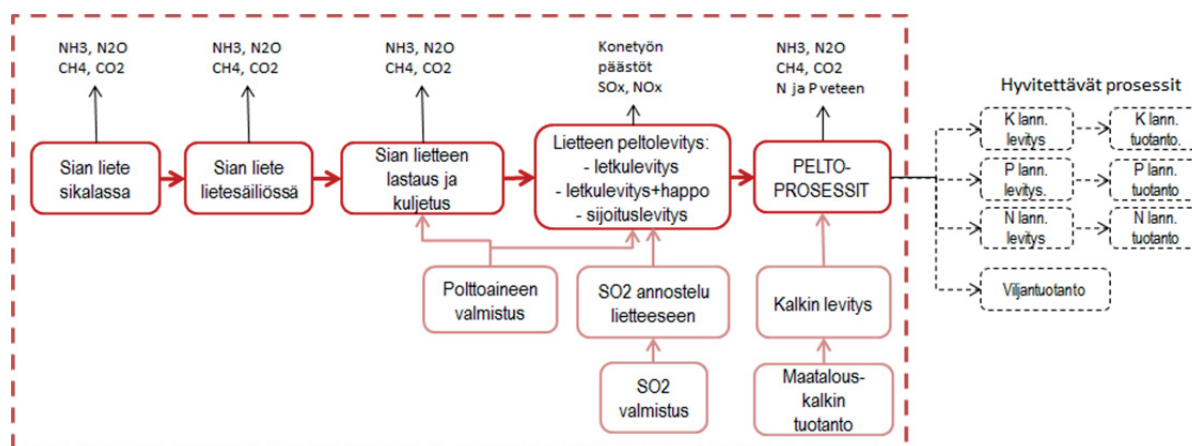
Lietelannan käsittely eläinsuojassa ja varastoinnin aikana olivat kaikissa vaihtoehdoissa samantyyppiset, mutta myös ne sisällytettiin tarkasteluun, jotta nähtäisiin niistä aiheutuvat ympäristövaikutukset suhteessa lannan levityksen vaikutuksiin (Kuva 3).

Tarkastelussa päähuomio oli tavallisen letkulevityksen ja letkulevityksen + happolisäyksen ympäristövaikutuseroissa. Sijoituslevitysvaihtoehto otettiin kolmanneksi vaihtoehdoksi, jotta nähdään, millä tavalla päästövähennysteholtaan tehokas levitysvaihtoehto, jossa ei käytetä happoa, rinnastuu ympäristövaikutuksiltaan happolisäykseen letkulevityksessä.

Tarkasteluun sisällytettiin suoraan päätuotejärjestelmiin (lannankäsittelyketjut) liittyvät muut oleelliset tuotejärjestelmät, joita ovat rikkihapon tuotanto, maatalouskalkin tuotanto ja levitystyö sekä polttoaineiden tuotanto.

Mineraalilannoitteiden käyttöön tai satotasoihin liittyviä hyvityksiä ei otettu huomioon (Kuva 4). Toisin sanoen ammoniakkipäästöjä vähentymisestä johtuva lannan lannoitusarvon paraneminen ei vähentänyt mineraalilannoitteiden käyttöä eikä siten myöskään lannoitteiden käytöstä ja valmistuksesta aiheutuvia ympäristövaikutuksia. Lannan lannoitusarvon paraneminen huomioitiin kuitenkin kasvaneina satotasoina, mutta sen heijastevaikutusta viljan tuotannon vähenemiseen jossakin muualla ja siitä aiheutuneita ympäristöhyötyjä ei otettu hyvityksinä huomioon.

Tarkastellut lannankäsittelyprosessit on alla kuvattu tarkemmin seuraavassa luvussa.



Kuva 4. Elinkaariarvioinnissa tehdyt systeemirajaukset. Tarkasteluun sisällytettiin katkoviivalla erotetut osaprosessit.

2.4.3. Inventaarioanalyysi

2.4.3.1 Lannan käsittely eläinsuojassa, ulkovarastointi, lastaus ja kuljetus pellolle

Sikojen kasvatuksen ja lannankäsittelyn ympäristövaikutuksia arvioitaessa hyödynnettiin Baltic Manure -hankkeessa laadittua lihasikareferenssiä Suomelle (Hamelin ym. 2013). Siinä kuvattiin maakohtainen peruskäytäntö sikojen kasvatukselle ja lannankäsittelylle ja laadittiin eräänlainen mittatikka eli referenssi, jota vasten vaihtoehtoisia lannankäsittelyvaihtoehtoja voidaan verrata. Referenssi kuvaa tämän hetken keskimääräistä tuotantoa ja lannankäsittelyä, ja se sisältää mm. tiedot lannan ominaisuuksista ja lannasta vapautuvista päästöistä lannankäsittelyn eri vaiheissa.

Tarkasteltuihin lannanlevitysvaihtoehtoihin sisältyivät levityksen lisäksi myös lannan käsittely **eläinsuojassa** ja **ulkovarastointi**. Ne ovat kussakin vaihtoehdossa samanlaiset ja vastaavat edellä mainittua referenssilannankäsittelyä lannan ominaisuustietoineen ja päästötietoineen.

Myös lietteen **sekoitus, lastaus ja pellolle kuljetus** oletetaan kaikissa kolmessa vaihtoehdossa samanlaisiksi ja ovat referenssin mukaisia. Myös niille on käytetty Baltic Manure -hankkeessa tuotettuja päästötietoja, jotka perustuvat Ecoinvent-tietokantaan. Lietteen kuljetus pellolle (traktori+lietevaunu) -prosessiin sisältyy päästöt traktorin ja vaunun valmistuksesta, ajon aikaisista päästöistä ja polttoaineen tuotannon päästöistä. Lietteen keskimääräisenä kuljetusmatkana on käytetty 3 km yhteen suuntaan.

Lietteen sekoituksen, lastauksen ja levityksen energiankulutustiedot päästöineen sisältyvät lannan levitysprosessiin. Siihen sisältyvät myös tiedot traktorin ja vaunun valmistuksen päästöistä sekä polttoaineen tuotannon päästöistä.

Lietelannan ominaisuudet perustuivat pääosin Baltic Manure -hankkeessa (Hamelin ym. 2013) laskettuun keskimääräisen suomalaisen lihasian lietelannan laskennallisiin ominaisuuksiin. Tätä hanketta varten lietevaraston kattamistapaa muutettiin (kelluva kate), mikä pienensi ammoniakkityyppi-tappiota ja siten lisäsi levitettävän lietelannan laskennallista tyyppipitoisuutta verrattuna Hamelinin ym. (2013) raportissa esitettyyn. Lietelannan laskennalliset ominaisuudet eri vaiheissa (erityksen,

eläinsuojan ja varastoinnin jälkeen) on esitetty taulukossa 5. Ominaisuustiedot on laskettu massa-taseperusteisesti, ja laskentaan liittyvät lannasta vapautuvat päästöt on esitetty luvussa 3.6.1.

Taulukko 5. Tarkastelussa käytetyn lihasian lietalannan ominaisuustiedot tuoreena (eläimestä), ennen ulkovarastointia (eläinsuojasta) ja ulkovarastoinnin jälkeen ennen levitystä (varastoinnista).

	Eläimestä	Eläinsuojasta	Varastoinnista
Massa (tonnia)	1	1	1
Kuiva-aine (kg)	70,0	69,6	59,9
Tuhka (kg)	13,7	13,3	12,6
Orgaaninen aine (kg)	56,3	56,3	47,3
josta:			
- helposti hajoavaa	38,4	38,4	32,3
- heikosti hajoavaa	17,8	17,8	15,0
Kokonais-N (kg)	5,36	4,74	4,31
NH ₄ ⁺ -N (kg)	3,48	3,07	2,79
Fosfori (P) (kg)	1,28	1,24	1,17
Kalium (K) (kg)	2,14	2,11	2,00
Hiili (C) (kg)	33,31	33,0	28,7

2.4.3.2 Lannanlevitysvaihtoehdot

Lietelannan levityksen konetyön päästöt (energiankulutus ja koneiden valmistus) ovat peräisin Ecoinvent-prosesseista. Sen sijaan lannasta levityksen yhteydessä ja jälkeen vapautuvat päästöt on laskettu erikseen kullekin lannanlevitysvaihtoehdolle. Lannanlevitysvaihtoehdot on kuvattu alla yksityiskohtaisemmin. Lietteen ja ravinteiden levitysmäärät eri vaihtoehdoissa on esitetty taulukossa 6.

Kaikissa levitysvaihtoehdoissa lannasta vapautuvat ammoniakki- ja dityppioksidipäästöt arvioitiin hyödyntäen maatalouden typpimallia (Grönroos ym. 2009). Metaanipäästöjen laskennassa hyödynnettiin IPCC:n laskentaohjeita (IPCC 2006). Vesiin kohdistuvat ravinnepäästöt arvioitiin luvussa 2.4.3.3 esitetyllä tavalla.

Perus- eli referenssitilanne: lietelannan letkulevitys

Referenssitilanteessa levitys toteutetaan letkulevityksellä ilman happolisäystä. Lietteestä 44 % levitetään mullokselle keväällä ennen kylvöä (multaus äestämällä 12–24 tunnin kuluessa levityksestä; lohko 1), 31 % levitetään kesällä kasvustoon (lohko 2) ja 25 % levitetään syksyllä sängelle (multaus kylvämällä 12–24 tunnin kuluessa levityksestä; lohko 3). Osuudet noudattavat sian lietelannan keskimääräisiä levitysosuuksia Suomessa syksyllä 2013 tehdyn laajan lannankäsittelykyselyn mukaan (Grönroos & Luostarinen 2015). Lietteen letkulevityksen polttoaineenkulutuksena käytettiin 0,51 l/tonni lietettä, sisältäen levityksen lisäksi lietteen sekoituksen ja lastauksen.

Lietelannan letkulevitys + happolisäys

Happolisäys -vaihtoehdossa lietteen kasvustoon levityksen yhteydessä lietteen joukkoon lisätään happoa. Myös tässä vaihtoehdossa kaikki levitykset tehdään letkulevittimellä. Lietteestä 30 % levitetään mullokselle keväällä ennen kylvöä (multaus äestämällä; lohko 1), 60 % levitetään kesällä kasvustoon ja samalla lietteen joukkoon lisätään happoa (lohko 2), ja 10 % levitetään syksyllä sängelle (multaus kylvämällä; lohko 3).

Rikkihappoa käytetään 1,5 l/ 1000 kg (2,7 kg/1000 kg) lantaa, jolloin ammoniakkipäästöjen arvioidaan olevan 40 % pienemmät (Agro-technology-atlas, tämän hankkeen mittaustulokset) verrattuna perustilanteeseen. Hapon neutralisoimiseen käytetään kalkkia 1,2 kg/1000 kg happokäsiteltyä lantaa (Agro-technology-atlas). Kalkitseminen lisää CO₂-päästöjä maaperästä 431 kg CO₂ – ekv./t (Mäkinen ym. 2006). Kalkin valmistuksen ja kuljetuksen ympäristövaikutukset arvioitiin hyödyntämällä Ecoinvent-tietokantaa. Lietteen levityksen polttoaineen kulutuksen oletettiin pysyvän samana kuin referenssissä (Biocover 2012). Lisäkalkituksesta johtuva kalkin levityksen polttoaineenkulutus on hyvin

vaatimaton verrattuna lietteen levityksen polttoaineenkulutukseen, eikä sillä ole käytännössä vaikutusta tuloksiin. Tarkastelussa ei huomioitu hapon annostelussa käytettäviä koneita ja laitteita, sillä oletuksena on, että samoja laitteita käytetään hyvin laajoilla alueilla useiden vuosien ajan. Tällöin annostelulaitteiden valmistuksesta aiheutuvat ympäristövaikutukset ovat kokonaisuuden kannalta merkityksettömän pienet.

Lietelannan sijoituslevitys

Sijoituslevitys-vaihtoehto on muuten samanlainen kuin happolisäysvaihtoehto, mutta lietteen levitys tehdään sijoittavalla levityslaitteella, eikä lietteen joukkoon sekoiteta happoa. Lietteen sijoituslevityksen polttoaineen kulutuksena käytetään 0,94 l/tonni lietettä, sisältäen levityksen lisäksi lietteen sekoituksen ja lastauksen.

2.4.3.3. Lannan levityksestä aiheutuvan vesistökuormituksen arviointi

Eri vaihtoehtojen mukaisten lannan levitystapojen ja lannan sisältämien ravinnemäärien perusteella laskettiin lannan sisältämästä fosforista ja tyypestä vesistöihin kulkeutuva osuus (Taulukko 7). Laskelmissa huomioitiin typen kaasumaiset tappiot. Tarkasteluissa huomioitiin myös lannan käytön muutoksista aiheutuvat muutokset mineraalilannoitteiden käytössä lannanlevitysvuotena (vuosi 1) ja sitä seuraavana vuotena (vuosi 2).

Vesiin kohdistuvat typpi- ja fosforipäästöt laskettiin empiirisillä malleilla. Fosforimalli perustuu Suomessa tehtyihin pitkäaikaisiin kokeisiin fosforilannoitustason vaikutuksesta maan fosforilukuun ja fosforipäästöihin vesiin (Ekholm ym. 2005). Typpimalli perustuu Tanskassa tehtyihin pitkäaikaisiin typpilannoituskokeisiin ja havaittuun typpihuuhtoumaan (Simmelgaard ja Djurhuus 1998). Malli sisältää tyypillisimmät viljelykasvit sekä lannan käytön lannoitteena. Baltic Manure-hankkeessa mallin todettiin toimivan hyvin myös suomalaisella aineistolla.

Taulukko 6. Lietelannan ja ravinteiden (liukoinen typpi ja kokonaisfosfori) levitysmäärät eri lannanlevitysvaihtoehtoissa varsinaisena lannanlevitysvuotena (vuosi 1) ja sitä seuraavana vuotena (vuosi 2). Levitysjankohdat: lohko 1 = kevät, lohko 2 = kesä, lohko 3 = syksy.

Lohko	Vuosi	Kevät		Kesä		Syksy	
		Lietelanta-N	Mineraali-N	Lietelanta-N	Mineraali-N	Lietelanta-N	Fosfori*
		[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]
Perusvaihtoehto							
Lohko 1	1.	60	40				25
	2.		100				0
Lohko 2	1.		40	60			25
	2.		100				0
Lohko 3	1.		100			35	14,5
	2.		65				10
Happolisäysvaihtoehto							
Lohko 1	1.	60	40				25
	2.		100				0
Lohko 2	1.		40	60			25
	2.		100				0
Lohko 3	1.		100			35	14,5
	2.		65				10
Sijoituslevitysvaihtoehto							
Lohko 1	1.	60	40				25
	2.		100				0
Lohko 2	1.		40	60			25
	2.		100				0
Lohko 3	1.		100			35	14,5
	2.		65				10

* kaikki fosforilannoitukset lohkon 3 toisen vuoden fosforilannoitusta lukuun ottamatta ovat lannan fosforia ja levitys ajoittuu samaan aikaan lannan typen kanssa.

Taulukko 7. Lannan ravinteista (liukoinen typpi ja kokonaisfosfori) huuhtoutuva osuus eri levitysvaihtoehtoisissa varsinaisena lannanlevitysvuotena (vuosi 1) ja sitä seuraavana vuotena (vuosi 2). Fosforin huuhtoutuma on laskettu kahden vuoden keskiarvona. Levitysjankohdat: lohko 1 = kevät, lohko 2 = kesä, lohko 3 = syksy.

Lohko	Vuosi	N lannoitus (lanta+ mineraali)	P lannoitus (lanta+ mineraali)	N lannasta huuhtoutuva osuus	N mineraalilisästä huuhtoutuva osuus	P lannasta huuhtoutuva osuus	P mineraalilisästä huuhtoutuva osuus
		kg/ha	kg/ha	%	%	%	%
Perusvaihtoehto							
Lohko 1.	1.	60+40	25+0	6,7	10,4	1,800	-
	2.	0+100	0+0	-	13,0		
Lohko 2.	1.	60+40	25+0	10,0	10,4	1,800	-
	2.	0+100	0+0	-	13,0		
Lohko 3.	1.	35+100	14,5+0	24,2	13,0	1,063	
	2.	0+65	0+10	-	7,5		0,733

Happolisäysvaihtoehto							
Lohko 1.	1.	60+40	25+0	6,7	10,4	1,800	-
	2.	0+100	0+0	-	13,0		
Lohko 2.	1.	60+40	25+0	10,4	10,4	1,720	-
	2.	0+100	0+0	-	13,0		
Lohko 3.	1.	35+100	14,5+0	24,2	13,0	1,063	
	2.	0+65	0+10	-	7,5		0,733

Sijoituslevitysvaihtoehto							
Lohko 1.	1.	60+40	25+0	10,7	10,4	1,720	-
	2.	0+100	0+0	-	13,0		
Lohko 2.	1.	60+40	25+0	10,6	10,4	1,720	-
	2.	0+100	0+0	-	13,0		
Lohko 3.	1.	35+100	14,5+0	24,6	13,0	1,022	
	2.	0+65	0+10	-	7,5		0,733

Huuhtoumatarkasteluissa otettiin huomioon eri lietteen levitysmenetelmien myötä saatavan typpisäästön (haihtuman väheneminen) ja happolisän seurauksena saatavan rikkilisän vaikutus sato-tasoon ja edelleen ravinteiden huuhtoutumiseen.

Perusvaihtoehdossa satotasoksi oletettiin 4000 kg ohraa/ha. Lietteen levitys tapahtuu letkulevityksenä keväällä, kesällä ja syksyllä. Keväällä lanta mullataan maahan äestämällä ja syksyllä kyntämällä letkulevityksen jälkeen.

Ammoniakkipäästöjä vähentävissä levitysvaihtoehtoisissa hehtaaria kohti kasvien käyttöön tulevan typpilisän suuruudeksi laskettiin:

Happolisäysvaihtoehto:

- letkulevitys+happolisäys kesällä kasvustoon lisää kasvien käytettävissä olevan NH_4 -typen määrää 18 %, eli 40 kilosta 48 kiloon per ha = + 8 kg/ha
- kevät- ja syyslevitys: levitysmenetelmä on sama kuin perusvaihtoehdossa; ei muutosta typen haihtumiseen

Sijoituslevitysvaihtoehto:

- sijoituslevitys keväällä ennen kylvöä lisää kasvien käytettävissä olevan NH_4 -typen määrää 13 %, eli 49 kilosta 55 kiloon per ha = + 6 kg/ha
- sijoituslevitys kesällä kasvustoon lisää kasvien käytettävissä olevan NH_4 -typen määrää 30 %, eli 40 kilosta 52 kiloon per ha = + 12 kg/ha
- sijoituslevitys syksyllä sängelle lisää kasvien käytettävissä olevan NH_4 -typen määrää 19 %, eli 26 kilosta 31 kiloon per ha = + 5 kg/ha

Lisäksi happolisäysvaihtoehdossa maahan tulee hapon mukana rikkiä 0,87 kg/lietetonni. Lietteen levitysmäärä kesälevityksessä oli 21,5 tonnia/ha, jolloin hehtaarille tulevan rikin määrä oli 19,0 kg.

Typillisän vaikutusta satotasoihin arvioitiin lannoituksen ja sadon vastetta kuvaavalla yhtälöllä, kun ilman typillisää saavutettava satotaso on 2000–3000 kg/ha (Valkama ym. 2013):

- $y = 0,68 \cdot \text{Nlannoitus} + -0,002 \cdot (\text{Nlannoitus} \cdot \text{Nlannoitus})$
- $y = \text{satolisäys (\%)} \text{ typpilannoittamattomaan satoon verrattuna}$

Rikistä ei vastaavia satoyhtälöitä ole olemassa, joten siihen käytettiin hankkeessa toteutetun kenttäkokeen satovaikutusta (ks. Tulokset). Kokeessa satolisä happolisäyksen kohdalla oli 425–465 kg/ha (ks. Tulokset). Happolisäyksen satovaikutus ei kokeessa johtunut tyydestä. Koska happolisäyksen satovaikutukseen sisältyi paljon vaihtelua (95 %:n luottamusväli -100–1000 kg/ha) ja kokeessa rikin määrä oli osittain selvästi laskennassa käytettävää 19,3 kg/ha korkeampi eli 55 kg/ha lietelanta 1:n levityksessä, rikin satolisäksi arvioitiin 50–100 kg/ha.

Typillisän ja rikkilisän satovaikutukseksi yhteensä arvioitiin tämän perusteella +200 kg ohraa/ha.

2.4.4. Ympäristövaikutusten arviointi

Eri lannanlevitysvaihtoehtojen välisiä ympäristövaikutuseroja tarkasteltiin vesiin kohdistuvien typpi- ja fosforipäästöjen ja ilmaan kohdistuvien ammoniakki- ja kasvihuonekaasupäästöjen kautta. Kasvi-huonekaasupäästöt (fossiilinen CO_2 , N_2O , CH_4) muutettiin hiilidioksidiekvivalenteiksi käyttämällä IPCC:n oletuskertoimia (Taulukko 8).

Taulukko 8. Ilmastovaikutuksen laskennassa käytetyt CO_2 -ekvivalenttikertoimet (Myhre ym. 2013).

Yhdiste	GWP 100
Hiilidioksidi, fossiilinen (CO_2)	1
Metaani (CH_4)	28
Dityppioksidi (N_2O)	265

3. Tulokset

3.1. Ammoniakin haihtuminen

Happolisäyksen saaneilla ruuduilla alhaiset lietteiden levitysmäärät (m^3/ha) vaativat suuren ajonopeuden, jotta lietevirtaus oli vähintään $2 \text{ m}^3/\text{min}$, joka on pienin virtaus, jolla laitteisto suostuu anostelevaan lietteeseen happoa. Riittävän ajonopeuden saavuttaminen välikäytävällä ennen koe-ruutua oli vaikeaa, ja tavoiteltua ajonopeutta ei välttämättä saavutettu ennen ruutua. Tämän seurauksena happokäsittelyjen lietenäytteiden pH ja rikkipitoisuudet vaihtelivat huomattavasti. Happokäsittelyn vaikutusta ammoniakin haihtumiseen voitiinkin verrata samalla levitystasolla vain lietalanta 1:sta, jossa levitysmäärä oli $28 \text{ m}^3/\text{ha}$ ja ammoniumtypen levitysmäärä $63 \text{ kg}/\text{ha}$. (Taulukko 9).

Taulukko 9. Lietelannan pH, levitetty ammoniumtyppi ja ammoniakin haihtumisen sekä kammiossa mitatun ammoniakkikonsentraation keskiarvot levityspäivänä ja seuraavana päivänä levityksen jälkeen. (ap = 3 tunnin mittaus aamupäivällä aikavälillä 8:30–12:00 ja ip = 3 tunnin mittaus iltapäivällä aikavälillä 12:00–16:00).

Liete	pH	$\text{NH}_4\text{-N}$ levitetty, kg/ha	Mittausaika	Haihtuminen $\text{g NH}_3\text{-N}/\text{ha}/\text{h}$	Kammion $\mu\text{g NH}_3\text{-N}/\text{m}^3$	Mittausaika, h
L1	7,6	66	10.6.2014	209	1386	4
			11.6.2014 ap	-2	984	3
			11.6.2014 ip	18	961	3
L2	7,0	46	10.6.2014	148	1386	2
			11.6.2014 ap	35	232	3
			11.6.2014 ip	62	866	3
Rej	8,1	40	10.6.2014	593	2406	4
			11.6.2014 ap	55	457	3
			11.6.2014 ip	361	428	3
L1+	6,4	63	10.6.2014	8	545	4,5
			11.6.2014 ap	-16	380	3
			11.6.2014 ip	2	296	3
L2+ N100	6,0	100	10.6.2014	125	1076	1,5
			11.6.2014 ap	80	672	3
			11.6.2014 ip	69	585	3

Hapottamattomien lietteiden ammoniakin haihtumisnopeus oli levityksen jälkeen 148–593 g N/ha tuntia kohti (Taulukko 9). Haihdunta oli suurin rejektivedestä, mihin todennäköisesti vaikutti sen korkea pH. Rejektiveden hapotuskäsittelyn demoruudun (KasLet 100+) mittauspaikassa hapotus ei ilmeisesti toiminut suunnitellusti ja korkean 100 kg N/ha levitysmäärän seurauksena mitattiin hetkellisesti ammoniakin haihtumisnopeudeksi 10 kg N/ha tuntia kohti. Demoruutu tuotti kuitenkin yli 4500 kg/ha sadon (Kuva 7), joten ammoniakin haihtuminen ei koko ruudun satoa merkittävästi heikentänyt. Toisessa hapotetun rejektiveden mittauskohdassa pH oli laskenut lähellä seitsemää ja ammoniakin haihtuminen oli pientä. Lietelanta 1:n happolisäyksen seurauksena pH oli laskenut 6,4:ään ja ammoniakin haihtuminen oli pientä. Myös hapotetun lietalanta 2:n 100 kg/ha liukoisen typen levitysmäärän jälkeen ammoniakin haihtuminen oli vain 125 g N/ha tuntia kohti.

Levityspäivää seuranneen aamun viileässä lämpötilassa kaikkien hapottamattomien käsittelyjen ammoniakin haihtumisnopeus oli alle 60 g $\text{NH}_3\text{-N}/\text{ha}/\text{h}$. Haihtumisnopeus lisääntyi iltapäivällä lämpötilan noustessa ja oli suurimmillaan 361 g $\text{NH}_3\text{-N}/\text{ha}/\text{h}$ rejektiveden levityksestä. Iltapäivällä hapotta-

mattomien lietalantojen ja korkean typpilisäyksen lietalanta 2:n ammoniakin haihtumiset olivat alle 100 g $\text{NH}_3\text{-N}$ /ha tunnissa. Lietalanta 1:n happokäsittelyssä ammoniakin haihtuminen oli lähellä nollaa levitystä seuraavana päivänä.

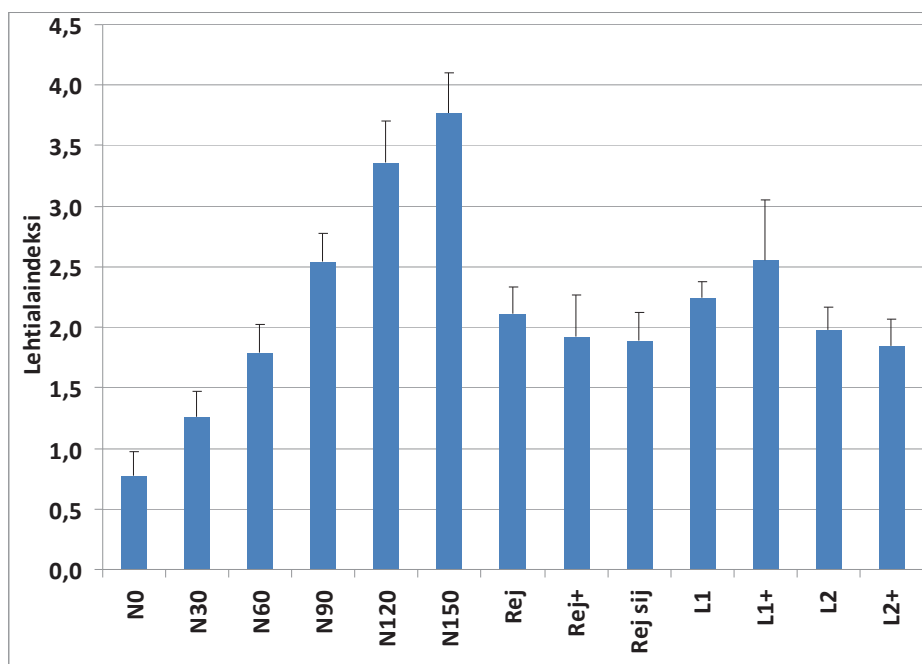
Lietalanta 1:n happolisäyksen seurauksena ammoniakin pitoisuus kammion ilmassa oli 36 % verrattuna pelkän lietalannan levitykseen. Ammoniakin haihtumiselle voidaan määrittää negatiivisia arvoja silloin, kun kasvusto ottaa ammoniakkia ilmasta, ja pienentää varsinkin kammion ammoniakkipitoisuutta. Samaten vierekkäisten ruutujen mittauksessa ammoniakin kulkeutuminen ruudulta toiselle voi aiheuttaa kohonneita ulkoilman keräämien ammoniakkipitoisuuksia, jolloin tuloksena voi olla negatiivisia arvoja.

Ammoniakin kokonaishaihtuminen jäi kasvuston korkeuden, matalan ilman lämpötilan ja alhaisen tuulen nopeuden (Kuva 3) vuoksi pieneksi kokeen aikana. Jos arvioidaan levityksen jälkeen mitatun ammoniakin haihtumisnopeuden jatkuneen keskiyöhön asti, jolloin tuuli tyyntyi lähes täysin, levityspäivän iltana ammoniakin kokonaishaihtuminen olisi alle 1 kg N/ha rejektiveden levityksiä lukuun ottamatta. Ilman happokäsittelyä levitetystä rejektivedestä haihtuisi tyyppiä vastaavana aikana 2,7 kg N/ha. Seuraavana aamupäivänä viileä lämpötila ja alhainen tuulen nopeus pitivät ammoniakin haihtumisen alle 0,4 kg N/ha. Jos 11.6.2014 iltapäivällä mitatun haihtumisnopeuden lasketaan kestäneen 12 tuntia 12.6.2014 alkaneeseen sateeseen asti, tyyppiä haihtuisi lietteistä alle 1,0 kg/ha, ja rejektiveden levityksestä 4 kg/ha. Ammoniakin haihtumisen voidaan arvioida olleen lietekäsittelyissä alhainen eli alle 2 kg N/ha ja enimmillään rejektiveden levityksen jälkeen 7 kg N/ha.

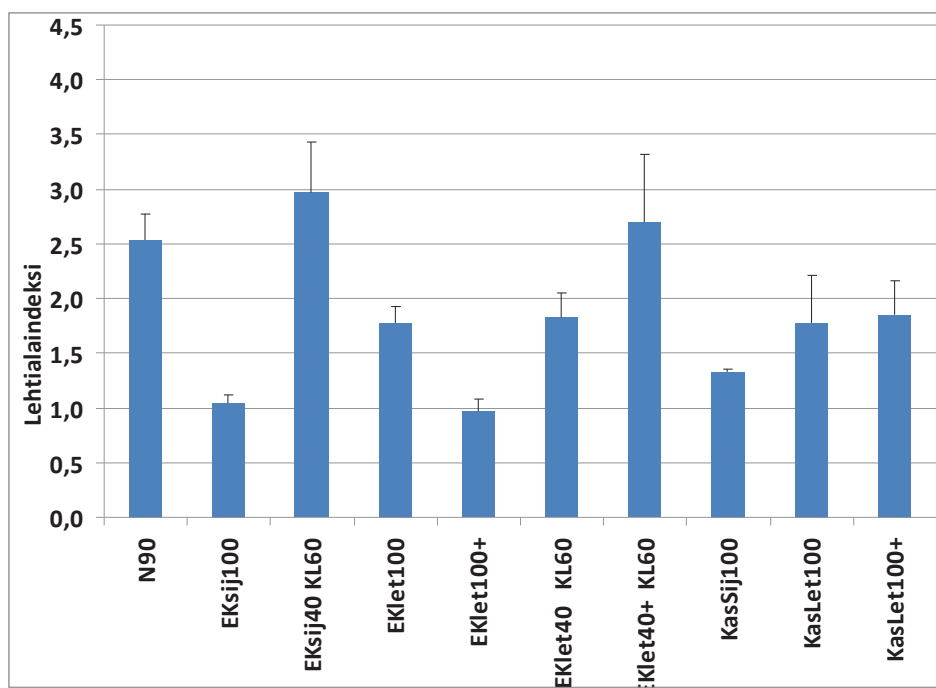
3.2. Kasvuhavainnot

Lehtialaindeksi nousi selvästi typpilannoitustasojen vaikutuksesta 4.7.2014 mittauksessa (Kuva 5). Lietekäsittelyjen lisätyppilannoitus ei vaikuttanut lehtialaindeksiin verrattuna keväällä vastaavan 60 kg N/ha väkilannoituksen saaneisiin typpilannoitustasoihin. Happolisäys ei vaikuttanut kokeessa lehtialaindeksiin. NDVI-indeksi lisääntyi typpilannoitustasojen mukana. Suurin ero oli lannoittamattoman ja 30 kg N/ha käsittelyn välillä. Satotaso oli NDVI-indeksin odotusarvoa parempi sijoitetun rejektin ja happolisätyjen lietalantojen käsittelyissä.

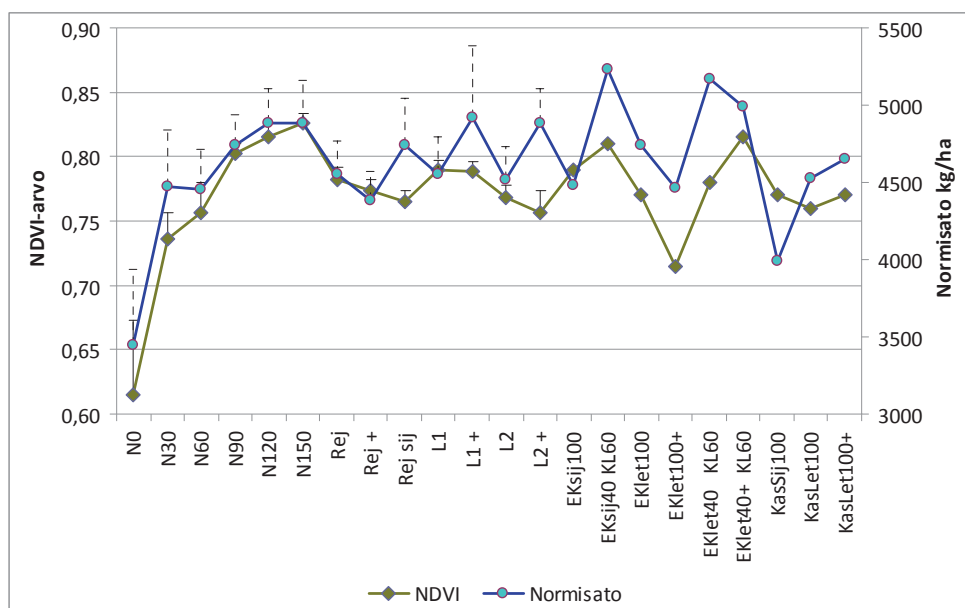
Demoruuduissa lehtiala oli lähellä 90 kg N/ha väkilannoitusta, kun kylvölannoituksena oli annettu 60 kg N/ha ja ennen kylvöä lannassa 40 kg N/ha (Kuva 6). Ennen kylvöä tai kasvustoon levitettyä koko 100 kg/ha typpilannoituksen saaneiden kasvustojen lehtiala oli jaetun lannoituksen käsittelyjä pienempi. Myös NDVI-indeksin mukaan kasvu oli jaetuissa typpilannoituksissa parempaa kuin kaiken liukoisen typen lietalannassa ennen kylvöä tai rejektivedessä kasvustoon saaneissa demoruuduissa (Kuva 7).



Kuva 5. Lehtialaindeksi kenttäkokeen käsittelyissä. Virhepalkit kuvaavat keskiarvon keskivirhettä. Käsittelyjen koodit: + = happolisäys, sij = sijoitus, Rej = rejektivesi, L1 = lietelanta 1 ja L2 = lietelanta 2.



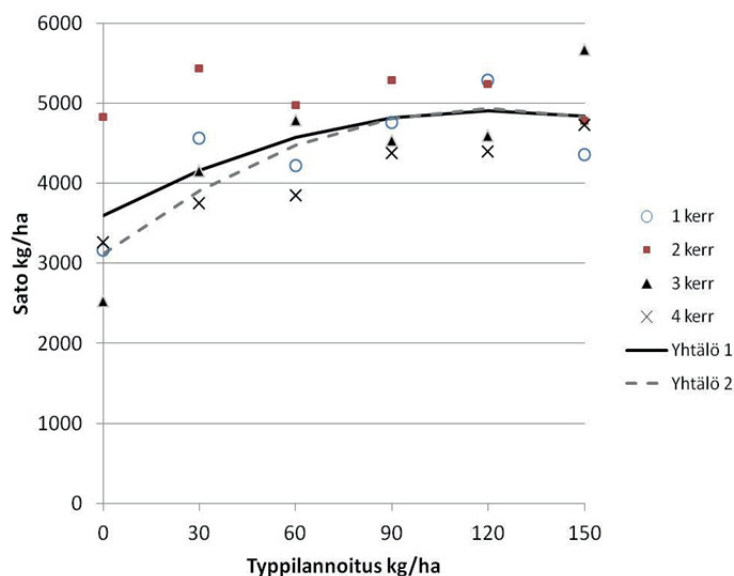
Kuva 6. Demoruutujen lehtialaindeksi verrattuna 90 kg N/ha väkilannoitukseen. Virhepalkit kuvaavat N90 väkilannoituksen neljän ruudun keskiarvon tai demokäsittelyn yhdestä ruudusta tehtyjen kuuden mittauksen keskiarvon keskivirhettä. Käsittelyjen koodit: EK = levitys ennen kylvöä, Kas = kasvustoon levitys, let = letkulevitys, KL = kylvölannoitus, sij= sijoitus.



Kuva 7. NDVI-arvojen ennustamat satotasot. Virhepalkit kuvaavat NDVI-mittauksen ja normisadon keskiarvon keskivirhettä. Normisato on 14 %:n kosteuteen laskettu sadon määrä. Käsittelyjen koodit: + = happolisäys, sij=sijoitus, Rej =rejektivesi, L1=lietelanta 1, L2 = lietelanta 2, EK=levitys ennen kylvää, Kas=kasvustoon levitys, let=letkulevitys ja KL=kylvölannoitus.

3.3. Sato ja sadon laatu

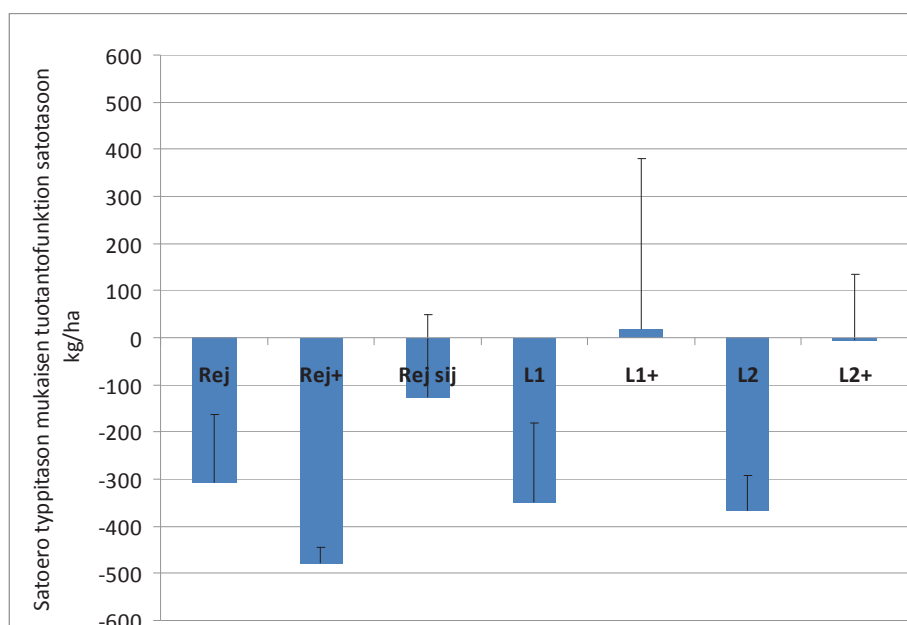
Typpilannoitustasojen vaikutus jyväsatoon on esitetty kuvassa 8. Kun typpilannoitus oli 30 kg/ha, jyväsato lisääntyi noin 1000 kg/ha lannoittamattomaan ruutuun verrattuna. Toisen kerranteen N0 ja N30 käsittelyjen satotasot olivat poikkeuksellisen korkeat, koska ruuduissa oli ilmeisesti helposti mineralisoituvaa orgaanista typpeä. Jos nämä kaksi ruutua jätettiin pois tarkastelusta, sadon lisäys oli 300 kg/ha, 280 kg/ha ja 140 kg/ha lannoitetypen lisääntyessä 30 kg N/ha välein 30:sta kg/ha 120:een kg/ha. Jos lannoitetypen hinnaksi asetetaan 1 €/kg ja rehuohrakilon hinnaksi 13 senttiä, kolmenkymmenen kilon typpilannoituksen pitäisi nostaa satotasoa 230 kg. Jos koko aineisto oli käytössä, niin taloudellinen optimilannoitus oli 78 kg N/ha ja kahden ruudun pois jättäminen nosti optimilannoitusta vain vähän arvoon 83 kg N/ha. Voidaan kuitenkin todeta, että lietekäsittelyille kylvölannoituksen yhteydessä annettu 60 kg/ha typpilannoitus oli lähes riittävä parhaan saavutettavissa ollen satotason tuottamiseen.



Kuva 8. Typpilannoitustasojen (N) vaikutus ohran jyväsatoon. Yhtälössä 1 ovat mukana kaikki havainnot, ja yhtälöstä 2 on toisen kerranteen havainnot N0 ja N30 jätetty pois.

Yhtälö 1: $\text{Sato} = 3592 + 21.6 * N + -0.089 * N^2$; Yhtälö 2: $\text{Sato} = 3355 + 27.3 * N + -0.118 * N^2$

Lietekäsittelyjen satoa verrattiin ensiksi N60 -käsittelyn satoon, joka vastasi kylvölannoituksessa lietekäsittelyille annettua väkilannoitusta. Lietteiden välillä ei ollut eroja satotasossa, vaikka lietelanta 1:n liukoisen typen määrä oli 25 kg/ha muita lietteitä suurempi. Hapon käyttö molemmilla liete-lannoilla näytti hieman lisäävän satotasoa, vaikkei ero ollutkaan tilastollisesti merkitsevä ($p=0,10-0,13$). Lietelanta 1:n happolisäys lisäsi satoa keskimäärin 425 kg/ha (95 %:n luottamusväli: -150–1000 kg/ha) ja lietelanta 2:n happolisäys keskimäärin 465 kg/ha (95 %:n luottamusväli: -110–1040 kg/ha). . Rejektiveden sijoittaminen näytti hieman lisäävän satoa letkulevityksiin verrattuna ($p=0,09$). Sijoittamisen keskimääräinen sadonlisäys oli 280 kg/ha. Kun lietekäsittelyille laskettiin niiden liukoisen typen annoksen mukainen satoarvio, sijoitus ja happokäsittelyt saavuttivat lähes liukoisen typen annoksen mukaisen satotason (Kuva 9). Sijoittaminen oli myös tässä vertailussa 180–350 kg/ha parempi kuin muut rejektin levitystavat ($p=0,09$). Lietelanta 1:n ja lietelanta 2:n happolevitysten keskiarvot olivat 360 kg/ha korkeammat kuin ilman happoa, mutta tilastollinen luotettavuus heikkeni selvästi ($p<0,20$).



Kuva 9. Lietekäsittelyjen satotasojen erot verrattuna vastaavalla liukoisen typen annoksella saatuun mineraalilannoituksen satoon. Virhepalkit kuvaavat keskiarvon keskivirhettä. Käsittelyjen koodit: + = happolisäys, sij = sijoitus, Rej = rejektivesi, L1 = lietelanta 1 ja L2 = lietelanta 2.

Demoruutujen parhaat sadot, 5000–5200 kg/ha, korjattiin ruuduista, joissa kylvölannoituksessa annettiin 60 kg N/ha ja lietettä annettiin ennen kylvöä letkulevityksenä tai sijoitettuna 40 kg N/ha. Sato vastasi pelkällä mineraalilannoitteella saatua. Kaiken liukoisen typen lietteessä saaneiden käsittelyjen satotasot vaihtelivat 4000:sta kg/ha 4700:aan kg/ha.

Letkulevitysten pyöränjäljen kohdalla korjattu jyväsato oli keskimäärin 300 kg/ha pienempi kuin talleamattomasta kohdasta korjattu. Sijoituksen pyöränjäljen kohdalla sato oli keskimäärin 500 kg/ha pienempi kuin talleamattomassa kohdassa. Kun nämä 1,5 metrin leveydeltä korjatut satotulokset yhdistetään esimerkiksi 20 m levyiseen letkulevittimeen ja 6 m levyiseen sijoituslaitteeseen, pyöränjäljet alentaisivat satoa letkulevityksessä vain 0,9 %. Sijoituksessa pyöränjäljet alensivat satoa 5,2 %.

Jyvien valkuaispitoisuudet olivat N0–N60 käsittelyissä 11,6–11,8 %. Korkeammilla typpitasoilla valkuaispitoisuus nousi 12,2 % (N90) ja 13,5 % (N120), ja ero oli tilastollisesti merkitsevä ($p=0,002$). Ohralla oli siis tyypeä käytettävissä valkuaispitoisuuden nostamiseen, vaikka satotason nousu väheni

selvästi N60-käsittelyn jälkeen. Lietteenlevitysten 40 kg N/ha typpilisäys ei nostanut valkuaispitoisuuksia verrattuna 60 kg N/ha typpilannoitukseen. Typpilannoitustasot N60 ja N90 eivät myöskään eronneet toisistaan tilastollisesti merkitsevästi. Lietelannat 1 ja 2 tuottivat pienemmät valkuaispitoisuudet kuin niitä verrattiin saman mineraalilannoitustason valkuaispitoisuuksiin.

Jyväsadon typenotto oli 55 kg/ha ilman typpilannoitusta. Yhden typpilannoituskilon lisäys nosti typenottoa 30 kg/ha typpilannoitustasolla 0,32 kg N/ha, mutta typpilannoituksen noustessa 60:sta 90:een kg/ha typenotto lisäytyi typpikiloa kohden pieneni 0,26:sta kg N/ha 0,20:een kg N/ha. Lietteenlevityksissä typenotto lisääntyi 3–15 kg/ha verrattuna N60 starttilannoitukseen. Lietteiden liukoisesta tyypestä onnistuttiin kotiuttamaan jyväsatoon vain 5–23 %.

Jyvien puintikosteus kohosi hieman N60 käsittelyjä suuremmilla typpilannoitustasoilla. Lietteiden happokäsittelyillä näytti olevan pieni puintikosteutta lisäävä vaikutus ($p=0,07$). Tämä vaikutus erottui selvimmin lietalanta 1:n happokäsittelyssä, joka nosti puintikosteutta yhden prosenttiyksikön 60 kg N/ha lannoitukseen verrattuna.

Hehtolitransapainot vaihtelivat typpitasen N0 64,7 kg:sta tason N90:n 66,4 kg:aan. N60 käsittelyn hehtolitransapaino oli 65,5 kg, ja kaikki lietekäsittelyt nostivat hehtolitransapainoa tästä tasosta 0,5–0,7 kg eli lähelle N90 käsittelyä. Hinnoittelun laatuvaatimus täyttyy 66 kg:n hehtolitransapainolla, jonka kaikki käsittelyt saavuttivat.

Yli 2,5 mm jyvien osuus ei riippunut typpilannoitustasosta, ja vaihtelu oli 84–87%. Lietekäsittelyt nostivat yli 2,5 mm jyvien osuutta verrattuna N60 käsittelyyn, mutta kun jyvien määrää verrattiin vastaavan suuruisen mineraalilannoituksen saaneisiin käsittelyihin, eroja ei havaittu. Alle 2,2 mm jyvien osuus oli typpitasoilla N0–N90 3,7–4,2 %. N120 ja N150 typpitasoilla pienten jyvien osuus nousi 5,0–5,1 %:iin. Lietekäsittelyt vähensivät hieman pienten jyvien osuutta N60 typpitasoon verrattuna, mutta pieniä jyviä oli myös vähemmän kuin vastaavan liukoisen typen tasolla olleissa mineraalilannoitekäsittelyissä. Lietekäsittelyjen liukoisen typen annos ei siis aiheuttanut samanlaista pienten jyvien määrän lisääntymistä kuin vastaava mineraalityppilannoitus, joten liukoista tyyppiä tuli lietteistä kasvin käyttöön vähemmän.

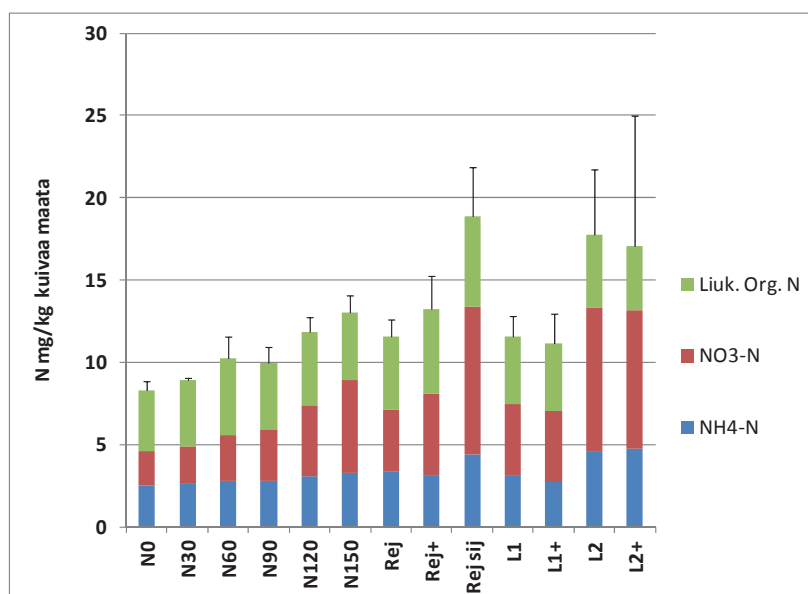
Kokeessa pyrittiin tuottamaan mallasohraa, jolloin valkuaispitoisuuden pitäisi olla alle 11,5 % ja yli 2,5 mm jyvien osuuden yli 85 %. Kaikissa käsittelyissä saavutettiin riittävän suuri jyvätkoko, mutta valkuaispitoisuus oli alle 11,5 % vain N0–N30 typpilannoitustasoilla.

3.4. Maan liukoinen typpi ja muut ravinteet

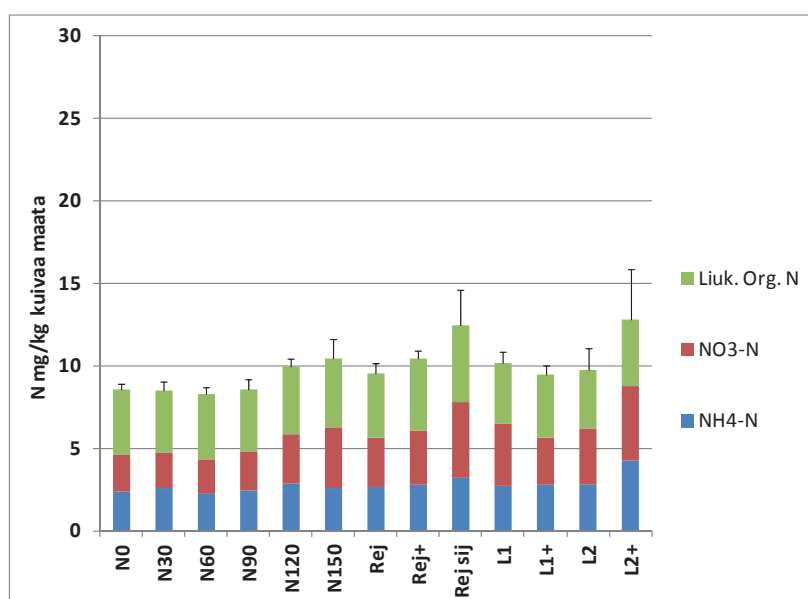
Heinäkuun alussa otetuissa maanäytteissä epäorgaanisen ammonium- ja nitraattitypen määrä vaihteli 0–10 cm kerroksessa 5–13 mg/kg (Kuva 10) ja 10–20 cm kerroksessa 5–8 mg/kg (Kuva 11). Sekä ammonium- että nitraattitypen pitoisuudet lisääntyivät typpilannoituksen kasvaessa 0–10 cm kerroksessa ja nitraattitypen myös 10–20 cm kerroksessa. Sijoitetun rejektin ja Lietalanta 2:n ammonium- ja nitraattitypen pitoisuudet olivat korkeampia kuin suuremman liukoisen typen annoksen saaneen lietalanta 1:n 0–10 cm kerroksessa. Rejektin sijoitus näyttää säilyttäneen liukoista tyyppiä maassa letkulevityksiä paremmin.

Hehtaaria kohden laskettuna 0–20 cm kerroksen epäorgaanisen typen määrä oli heinäkuun alussa 10–21 kg/ha. Liukoisen orgaanisen typen määrä oli myös pieni, noin 5 mg/kg kaikissa käsittelyissä. Kasvusto oli ottanut suurimman osan lannoitetyyppistä maanäytteenoton hetkellä, mutta käsittelyjen välillä oli kuitenkin jäljellä eroja.

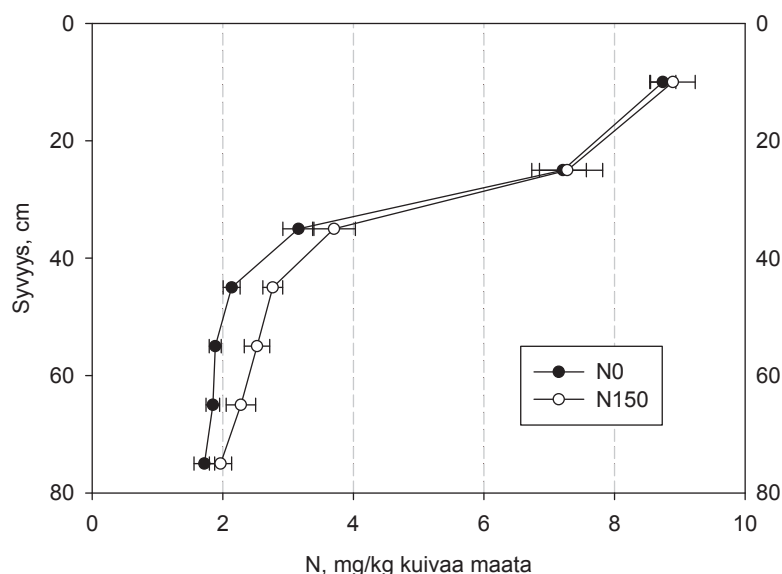
Syksyn maanäytteistä verrattiin lannoittamattoman (N0) ja korkeimman typpitasen (N150) typpipitoisuuksien profiilia 0–80 cm syvyydessä (Kuva 12). Korkeasta typpilannoituksesta huolimatta syvemmällä maassa oli vain noin 0,5 mg N/kg korkeampia typpipitoisuuksia kuin lannoittamattomassa maassa, joten ylimääräisen typen huuhtoutuminen ei vaikuta todennäköiseltä. Ero käsittelyjen välillä vastasi vain muutamia typpikiloja hehtaaria kohden.



Kuva 10. Maan liukoisien typen pitoisuudet heinäkuun alussa 0–10 cm maakerroksessa. Virhepalkit kuvaavat keskiarvon keskivirhettä. Käsittelyjen koodit: + = happolisäys, sij=sijoitus, Rej =rejektivesi, L1=lietelanta 1 ja L2 = lietelanta 2.

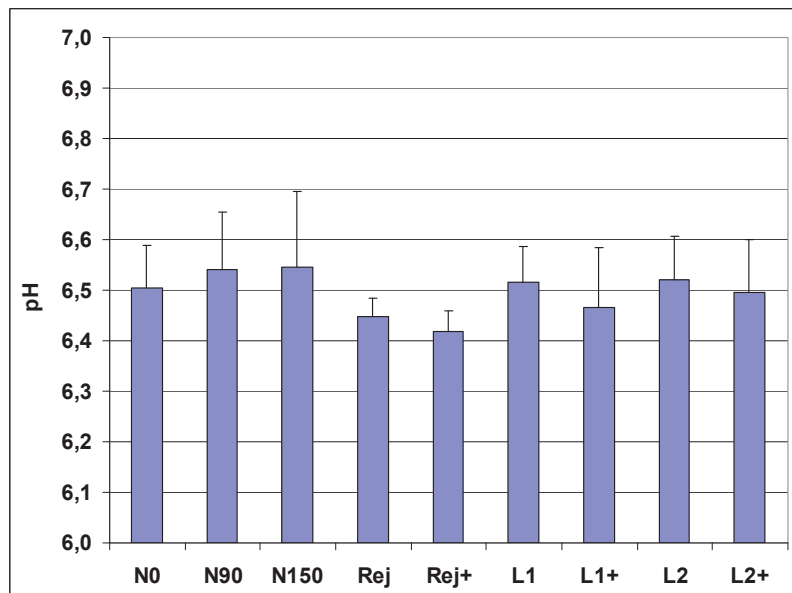


Kuva 11. Maan liukoisien typen pitoisuudet heinäkuun alussa 10–20 cm maakerroksessa. Virhepalkit kuvaavat keskiarvon keskivirhettä. Käsittelyjen koodit: + = happolisäys, sij=sijoitus, Rej =rejektivesi, L1=lietelanta 1 ja L2 = lietelanta 2.



Kuva 12. Liukoisien typen (ammonium-, nitraatti- ja liukoinen orgaaninen tyyppi) yhteenlaskettu pitoisuus N0 ja N150 käsittelyissä 0–80 cm syvyydessä. Virhepalkit kuvaavat keskiarvon keskivirhettä.

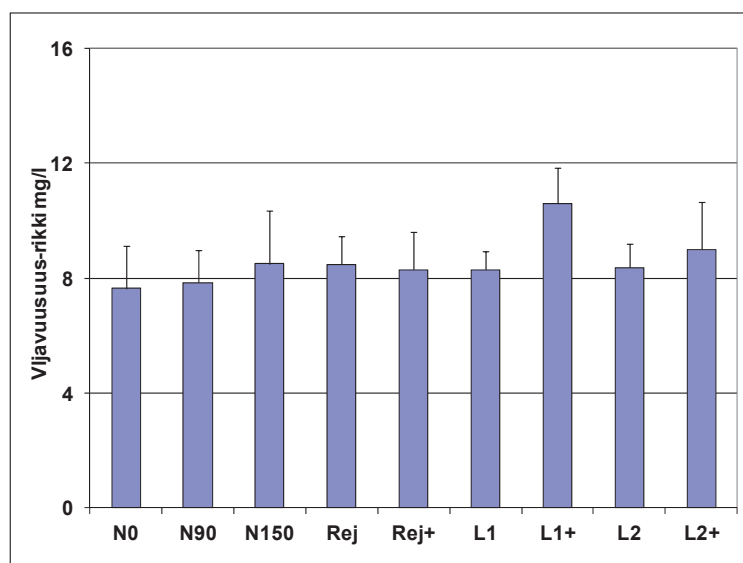
Rikkihappolisäyksillä ei ollut havaittavaa vaikutusta maan happamuuteen 0–20 cm pintakerroksessa. Kaikkien käsittelyjen maanäytteiden pH oli syksyllä 6,5–10 cm kerroksessa (Kuva 13).



Kuva 13. Käsittelyjen vaikutus maan happamuuteen 0–10 cm kerroksessa.

Viljavuusuutossa määritetyn liukoisien rikin pitoisuus nousi lietalanta 1:n happolevityksen seurauksena sekä muokkauskerroksen yläosassa (0–10 cm, Kuva 14) että muokkauskerroksen alaosassa (10–20 cm). Rikkipitoisuus nousi pintakerroksessa 8,3:sta 10,6:een milligrammaan litrassa ja 10–20 cm kerroksessa 11,0:sta 14,5 milligrammaan litrassa.

Käsittelyillä ei ollut vaikutusta viljavuusuutolla määritettyjen kalsiumin, magnesiumin ja kaliumin pitoisuuksiin. Viljavuusfosforin pitoisuus oli lietalanta 1:n happolevityksen jälkeen hieman korkeammalla, P 5,4 mg/l, kuin ilman happolevitystä, P 4,3 mg/l 0–10 cm pintakerroksessa.



Kuva 14. Viljavuusutossa liukenevan rikin pitoisuudet 0–10 cm kerroksessa.

3.5. Kokemukset käytännön levityksistä

Urakoitsijalle toimitettiin rikkihappoa kuution konteissa (1500 kg eli 833 l). Rikkihapon hinta oli toimituserän koosta riippuen 0,30–0,48 €/l, ja rahdin osuus nosti hintaa selvästi (0,1–0,2 €/l) pienissä toimituserissä. Lietteiden levityksissä pyrittiin laskemaan pH alle 6,0:n ja lietteille, joiden pH aleni pienillä happolisäyksillä, pH laskettiin 5,5:een. Urakoitsija määritteli testauksissa happolisäyksen lisäkustannukseksi 1 € levitettyä lietekuutiota kohti, jolloin rikkihapon annostelu 1,5 l/m³ vastasi 1 €:n lisäkustannusta. Orgaanisten lannoitevalmisteiden, kuten mädätysjäännösten ja rejktiveden pH:n alentaminen, kulutti paljon rikkihappoa, kuten Tanskassakin saadut kokemukset ovat osoittaneet. Rikkihapon tarve mädätysjäännösten pH:n alentamiseen oli usein lähes viisi litraa kuutiota kohden ja toisinaan jopa yli 7 l/m³, joten mädätysjäännösten pH:n alentaminen lisäsi levityskustannusta huomattavasti. Toisaalta potentiaalinen hyöty on myös suuri, jos mädätysjäännöksen tyyppä saadaan tehokkaammin kasvien käyttöön. Sian ja naudan lietelantojen lähtö-pH:t vahtelivat 6:sta 7:ään. Lähtö-pH:ltaan alhaisten lietelantojen pH:n alentaminen tavoitetasolle kulutti noin 1 l rikkihappoa/m³. Korkean pH:n alentamiseen rikkihappoa kului 2–4 l/m³. Yli talven varastoitujen lietelantojen pH:t näyttivät olevan alhaisempia ja myös niiden kyky puskuroida pH:n muutosta vaikutti pienemmältä kuin tuoreiden lietteiden.

Aluksi happoannostelun säätöihin perehtyminen kulutti työaikaa, mutta tämän jälkeen urakoitsija oli tyytyväinen laitteiston toimintaan, eikä siinä havaittu ongelmia. Hapotettua lietettä ja pelkkää lietettä saaneiden kaistojen välillä oli havaittavissa hieman värieroja ja parempaa kasvua hapotuksen hyväksi. Näiden havaintojen konkretisoitumista korkeammiksi sadoiksi ei kuitenkaan voitu varmistaa. Myös Tanskassa happolevityksissä maataloilla on havaittu kasvustojen olevan vihreämpiä happolevityksen jälkeen ja myös juuriston kasvu on ollut parempaa (Birkmose ja Vestergaard 2013).

3.6. Elinkaariarviointitulokset

3.6.1. Inventaarioanalyysin tulokset

Lannasta eläinsuojassa ja ulkovarastoinnin aikana vapautuvat päästöt on esitetty taulukossa 10. Päästöt ovat samat kaikille kolmelle tarkastellulle vaihtoehdolle, koska ne erosivat toisistaan vain levitysmenetelmältään. Eri levitysvaihtoehtojen lannasta levityksen jälkeen syntyvät päästöt on kuvattu taulukoissa 11–13.

Lannan levitysvaihtoehtojen aiheuttama ravinnekuormitus vesiin laskettiin ottamalla huomioon eri levitysjankohtien ja eri levitystapojen vaikutukset päästöihin (ks. luku 2.4.3.3). Kullekin levitysvaihtoehdolle laskettiin keskimääräinen lietetonnikohtainen typpi- ja fosforihuuhtoutuma, joka pitää sisällään myös mineraalilannoitteiden käytön muuttumisesta aiheutuvat päästömuutokset, kattaen lannan levitysvuoden ja sitä seuraavan vuoden.

Kunkin levitysvaihtoehdon lantatonnikolle lasketut typpi- ja fosforihuuhtoutumaluvut toimivat peruspäästötasoina. Happolisäsvaihtoehdon ja sijoituslevitysvaihtoehdon huuhtoutumalukuja korjattiin ylös- tai alaspäin siltä osin kuin vaihtoehtojen mineraalilannoitteiden käytöstä aiheutuvat N- ja P-kuormitukset erosivat perusvaihtoehdon vastaavista mineraalilannoitteiden käytöstä aiheutuvista kuormituksista. Koska kullekin levitysvaihtoehdolle laskettiin keskimääräiset lietelantatonnikohtaiset huuhtoutumaluvut, on kunkin levitysvaihtoehdon päästöjä esittävissä taulukoissa (11–13) samat huuhtoutumaluvut levitysjankohdasta riippumatta. Todellisuudessa levitysjankohtien välillä on huuhtoutumaeroja, kuten taulukosta 7 (luku 2.4.3.3) nähdään.

Taulukko 10. Eläinsuojassa ja ulkovarastoinnin aikana vapautuvat päästöt (kg/1000 kg lantaa eläimestä).

	Eläinsuoja	Ulkovarastointi
NH ₃	0,586	0,184
N ₂ O	0,013	0,029
NO	0,0005	0,0005
CO ₂ *	1,081	3,892
CH ₄	0,236	2,127
Epäsuora N ₂ O-N (haihtuvasta tyypestä)	0,008	0,002

* lannasta haihtuvaa hiiltä

Taulukko 11. Perusvaihtoehdon aiheuttamat levityksen päästöt lannasta (kg/1000 kg lantaa eläimestä) eri levitysjankohtina.

	Kevät	Kesä	Syksy
NH ₃	0,565	1,048	0,798
NH ₃ , levitetessä	0,019	0,019	0,019
N ₂ O	0,074	0,074	0,074
NO	0,015	0,015	0,015
CO ₂ *	114,8	114,8	114,8
P huuhtoutuma**	0,019	0,019	0,019
N huuhtoutuma**	0,345	0,345	0,345
Epäsuora N ₂ O (haihtuvasta tyypestä)	0,008	0,014	0,011
Epäsuora N ₂ O (huuhtoutuvasta tyypestä)	0,004	0,004	0,004

* lannasta haihtuvaa hiiltä

** ks. teksti

Taulukko 12. Happolisäsvaihtoehdon aiheuttamat levityksen päästöt lannasta (kg/1000 kg lantaa eläimestä) eri levitysjankohtina.

	Kevät	Kesä	Syksy
NH ₃	0,565	0,629	0,798
NH ₃ , levitetessä	0,019	0,019	0,019
N ₂ O	0,074	0,074	0,074
NO	0,015	0,015	0,015
CO ₂ *	114,8	114,8	114,8
P huuhtoutuma**	0,019	0,019	0,019
N huuhtoutuma**	0,197	0,197	0,197
Epäsuora N ₂ O (haihtuvasta tyypestä)	0,008	0,008	0,011
Epäsuora N ₂ O (huuhtoutuvasta tyypestä)	0,003	0,003	0,003

* lannasta haihtuvaa hiiltä

** ks. teksti

Taulukko 13. Sijoituslevitysvaihtoehdon aiheuttamat levityksen päästöt lannasta (kg/1000 kg lantaa eläimestä) eri levitysjankohtina.

	Kevät	Kesä	Syksy
NH ₃	0,214	0,363	0,321
NH ₃ , levitettäessä	0,019	0,019	0,019
N ₂ O	0,074	0,074	0,074
NO	0,015	0,015	0,015
CO ₂ *	114,8	114,8	114,8
P huuhtoutuma**	0,018	0,018	0,018
N huuhtoutuma**	0,235	0,235	0,235
Epäsuora N ₂ O (haihtuvasta tyypestä)	0,003	0,005	0,004
Epäsuora N ₂ O (huuhtoutuvasta tyypestä)	0,003	0,003	0,003

* lannasta haihtuvaa hiiltä

** ks. teksti

3.6.2. Vaikutusarvioinnin tulokset

Kokonaisilmastovaikutuksiltaan eri levitysvaihtoehdot eivät eronneet toisistaan juuri lainkaan (taulukot 14–16). Maaperästä levityksen jälkeen vapautuvat kasvihuonekaasupäästöt olivat pienimmät sijoituslevitysvaihtoehdossa, koska pienten ammoniakkipäästöjen takia myös epäsuorat N₂O-päästöt olivat pienimmät.

Vaikka sijoituslevitysvaihtoehdon levitystyöstä johtuvat päästöt olivatkin suurimmat, oli sen kokonaisilmastovaikutus samaa luokkaa muiden levitysvaihtoehtojen kanssa. Happolisäysvaihtoehdon happoon ja kalkkiin liittyvien prosessien ilmastovaikutuslisä oli pienempi kuin levitystavan muutoksen tuottama ilmastohyöty, mutta vaihtoehtojen ilmastovaikutuserojen kannalta tällä oli hyvin pieni merkitys.

Perusvaihtoehdon elinkaarista ilmastovaikutuksesta noin 63 % aiheutui eläinsuojassa ja ulko-varastoinnin aikana lannasta vapautuvasta metaanista. Noin 34 % aiheutui lannan levityksen jälkeen maaperästä vapautuvasta dityppioksidista ja noin 3 % lannan levityksen konetyön fossiilisista hiilidioksidipäästöistä. Muiden osaprosessien kasvihuonekaasupäästöjen osuus elinkaarista ilmastovaikutuksesta oli alle prosentin.

Happolisäys- ja sijoituslevitysvaihtoehdoissa ilmaston lämpenemistä kiihdyttävien kaasujen osuudet elinkaarista ilmastovaikutuksesta olivat suunnilleen samanlaiset kuin perusvaihtoehdossa: metaani 63 %, dityppioksidi 33 % ja hiilidioksidi 4 %.

Ammoniakkipäästöt olivat selvästi pienimmät sijoituslevitysvaihtoehdossa, mikä toisaalta hie-man nosti kyseisen vaihtoehdon vesiin kohdistuvaa typpihuutoutumista verrattuna happolisäysvaihtoehtoon. Ammoniakkina haihtuneen typen osuus tuoreen lannan liukoisen typen pitoisuudesta oli suurimmillaan 37 % (perusvaihtoehto) ja pienimmillään 26 % (sijoituslevitysvaihtoehto), kun mukana ovat koko lantaketjun aikaiset päästöt eläinsuojasta levitykseen. Pelkästään levitysvaiheen päästöjen osuus tuoreen lannan liukoisen typen sisällöstä oli perusvaihtoehdossa 19 %, happolisäysvaihtoehdossa 15 % ja sijoituslevitysvaihtoehdossa 8 %.

Sijoituslevitys tuotti pienimmät fosforin vesistö päästöt, mikä selittyy muita vaihtoehtoja paremmalla sadolla. Erot vaihtoehtojen välillä olivat kuitenkin pieniä. Levitettäessä kesällä kasvustoon pelkkä letkulevitys tuotti pienimmät typpipäästöt vesistöön, johtuen muita levitysvaihtoehtoja suuremmista typpipäästöistä ilmaan (ks. Taulukko 7, luku 2.4.3.3). Syyslevityksen osuudella oli kuitenkin selvästi merkittävin vaikutus typen huuhtoutumiseen, mikä näkyy perusvaihtoehdon muita suurempana typpikuormituslukuna (taulukot 14–16), sillä syyslevitys lisää typen huuhtoutumista selvästi verrattuna kevät- ja kesälevitykseen. Typpihuutoutuman osuus tuoreen lannan liukoisesta tyypestä oli

suurin perusvaihtoehdossa, ollen 10 %, mikä on selvästi pienempi kuin ammoniakkinen haihtuneen typen osuus.

Taulukko 14. Perusvaihtoehdon elinkaariset ympäristövaikutustulokset (kg/1000 kg lantaa eläimestä).

	Ilmastovaikutus (kg CO ₂ -ekvivalenttia)	NH ₃ -päästöt (kg NH ₃)	N huuhtouma (kg N)	P huuhtouma (kg P)
Yhteensä	110,9	1,572	0,345	0,019
Eläinsuoja	12,0	0,585		
Ulkovarastointi	72,3	0,195		
Kuljetus pellolle	1,0	0,000		
Lannan levitystyö*	2,2	0,000		
Päästöt levityksen jälkeen**	23,5	0,792	0,345	0,019

* konetyö, sis. lietalannan sekoitus, lastaus ja levitys

** maaperästä vapautuvat päästöt levityksen jälkeen, pl. lannasta vapautuva hiilidioksidi

Taulukko 15. Happolisäysvaihtoehdon elinkaariset ympäristövaikutustulokset (kg/1000 kg lantaa eläimestä).

	Ilmastovaikutus (kg CO ₂ -ekvivalenttia)	NH ₃ -päästöt (kg NH ₃)	N huuhtouma (kg N)	P huuhtouma (kg P)
Yhteensä	110,5	1,425	0,197	0,019
Eläinsuoja	12,0	0,585		
Ulkovarastointi	72,3	0,195		
Kuljetus pellolle	1,0	0,000		
Lannan levitystyö*	2,2	0,000		
Päästöt levityksen jälkeen**	22,6	0,645	0,197	0,019
Rikkihapon valmistus	0,1	0,000		
Kalkin valmistus, kuljetus ja levitys	0,3	0,000		

* konetyö, sis. lietalannan sekoitus, lastaus ja levitys. ** maaperästä vapautuvat päästöt levityksen jälkeen, pl. lannasta vapautuva hiilidioksidi

Taulukko 16. Sijoituslevitysvaihtoehdon elinkaariset ympäristövaikutustulokset (kg/1000 kg lantaa eläimestä).

	Ilmastovaikutus (kg CO ₂ -ekvivalenttia)	NH ₃ -päästöt (kg NH ₃)	N huuhtouma (kg N)	P huuhtouma (kg P)
Yhteensä	110,5	1,113	0,235	0,018
Eläinsuoja	12,0	0,585		
Varastointi	72,3	0,195		
Kuljetus pellolle	1,0	0,000		
Lannan levitystyö*	3,7	0,000		
Päästöt levityksen jälkeen**	21,5	0,332	0,235	0,018

* konetyö, sis. lietalannan sekoitus, lastaus ja levitys

** maaperästä vapautuvat päästöt levityksen jälkeen, pl. lannasta vapautuva hiilidioksidi

4. Tulosten tarkastelu

4.1. Levityslaitteiston toimivuus

Talousviljelymittakaavan levityslaitteiston käyttö oli haasteellista kenttäkokeen toteuttamisessa. Levityslaitteiston happoannostelun kalibrointiin tarvittiin erillinen levitysalue, jossa tehdyn lietteen lähtö-pH:n mittauksen ja happolisäyksen säädön jälkeen siirryttiin koeruutuihin. Letkulevittimen ka-ventaminen 12 metrin leveyteen, ja etenkin rejektiveden sekä lietelanta 2:n alhaiset levitysmäärät aiheuttivat sen, että lietteen virtausnopeus laski hapon lisäyksen kannalta alarajalle ($2 \text{ m}^3/\text{min}$). Näin osassa lietenäytteistä pH ei ollut laskenut suunnitellulla tavalla.

Käytännössä tehdyissä testilevityksissä levityslaitteisto osoitti toimivuutensa. Tanskassa ensimmäiset 19 laitteistoa otettiin käyttöön vuonna 2011 ja keväällä 2014 lietteitä levitettiin jo lähes 100 yksiköllä (<http://www.biocover.dk/about-biocover>). Työturvallisuuteen joudutaan kiinnittämään erityistä huomiota väkevän rikkihapon käsittelyssä, mutta tähän mennessä Tanskassa ainoat vaaratilanteet ovat liittyneet muutamien rikkihappokonttien rikkoutumiseen kuljetusten ja siirtojen aikana (Morten Toft, toukokuu 2014). Laitteiston käyttö tulisi kuitenkin olla vain siihen perehtyneiden urakoitsijoiden käsissä.

4.2. Happolisäyksen vaikutus ammoniakkin haihtumiseen

Lietteen pH:n alentaminen vähentää todistetusti ammoniakkin haihtumista. Ammoniakkiiin haihtumiseen vaikuttavat kuitenkin monet tekijät liittyen mm. säähän, lietteen laatuun, levitettävään kasvu-oon ja maan pintaan. Kenttäkokeessa hapon annostelu saatiin näytteiden perusteella toteutettua luotettavasti vain emakkosikalan lietteeseen (liotelanta 1). Rejektin ammoniakkin haihtuminen mitattiin demoruudusta, johon liukoista tyyppä levitettiin kasvustoon 100 kg N/ha ja lihasikalan lietettä levitettiin erilliselle levitysalueelle liukoisen tyyppä tavoitetasolle 100 kg N/ha .

Kokeen olosuhteissa oli useita tekijöitä, jotka vähensivät ammoniakkin haihtumista. Kasvuston korkeus oli noin 15 cm, jolloin kasvusto hidastaa tuulen nopeutta maan pinnassa ja ammoniakkin haihtuminen vähenee. Levitystä seuranneen 1,5 vrk:n keskilämpötila oli $16,3 \text{ }^\circ\text{C}$ ja tuulen keskinopeus $0,6 \text{ m/s}$. Levityksen aikana ja seuraavana päivänä mitattu ammoniakkin haihtuminen oli niin vähäistä, että sillä ei ollut vaikutusta kasvuston käytettävissä olevaan tyyppä.

Jos arvioidaan ammoniakkin haihtumiselle edullisissa oloissa lietteen liukoisesta tyyppä haihtuvan 60 %, niin kasvustoon levitetystä 40 kg N/ha määrästä haihtuisi 60 % eli 24 kg N/ha (Taulukko 17). Esimerkiksi ALFAM-mallin (<http://alfam.dk/>) mukaan ammoniakkin haihtuminen kokeessa käytetystä rejektistä olisi 4 vrk:n kuluessa tätä suuruusluokkaa, kun ilman lämpötila on $22 \text{ }^\circ\text{C}$ ja tuulen nopeus 4 m/s . Jos haihtumisen happolisäyksen avulla arvioidaan vähenevän 40 %, niin ammoniakkin haihtuminen olisi $14,4 \text{ kg N/ha}$ ja tyyppä säilyisi kasvien käytössä $9,6 \text{ kg N/ha}$ enemmän. Kenttäkokeessa lietelanta 1:ssä levitettiin liukoista tyyppä 65 kg N/ha , josta ammoniakkin 60 %:n haihdunta olisi 39 kg N/ha .

Taulukko 17. Ammoniakkin haihdunnan (60 % liukoisesta tyyppä) ja happolisäyksen haihdunnan vähentämisen (-40 %) laskennallinen vaikutus kasvuston käytettävissä olevaan liukoiseen tyyppä kenttäkokeen levitysmäärillä, kun ammoniakkin haihdunta on voimakasta.

	Liuk. N levitysmäärä lietteessä	Ammoniakkin haihdunta (60 %)	Haihdunta happolisäyksellä (-40 %)	Happolisäys säästää tyyppä kasville
	kg N/ha			
Rejekti	41	25	15	10
Lietelanta 1	65	39	23	16
Lietelanta 2	49	30	18	12

Happolisäyksen hyötyjen kotiuttamiseksi olisi tunnistettava lietteen ja levitysalustan laatuun liittyvät ammoniakkin haihtumiseen vaikuttavat ominaisuudet sekä arvioitava levityksen aikaan ja jälkeen vallitsevan sään vaikutus (Taulukko 18).

Taulukko 18. Tekijät, jotka vaikuttavat happolisäyksen tehoon vähentää ammoniakkin haihtumista.

	Happolisäyksen vaikutus	
	Suurin hyöty	Vaikutus vähenee
Lietelanta	Korkea pH	Alhainen pH
	Korkea kuiva-ainepitoisuus	Alhainen kuiva-ainepitoisuus
	Korkea ammoniumpitoisuus	Alhainen ammoniumpitoisuus
Levitysalusta	Huonosti läpäisevä	Helposti läpäisevä
	Lietettä ei mullata maahan	Multaus levityksen jälkeen
	Ei kasvustoa	Korkea kasvusto
Sää	Korkea ilman lämpötila	Matala ilman lämpötila
	Suuri tuulen nopeus	Alhainen tuulen nopeus

4.3. Happolisäyksen vaikutus kasvuun ja satoon

Happolisäys ei juuri lisännyt kokeen olosuhteissa kasvin käytettävissä olevaa typpeä. Mahdollinen muutaman lisätyypikilon vaikutus hapon käytön seurauksena koelohkolla ei vaikuttanut kasvuun, koska kasvusto ei ollut typpirajoitteinen vaan hyvään kasvuun ja sadonmuodostukseen riitti kylvölan- noituksessa annettu 60 kg N/ha ja kaikista lietekäsittelyistä saatu liukoisen typen lisäys. Yhden typpi- kilon tuottama lisäsato on yleensä 10–40 kg, kun sadonmuodostus hyötty lisätypestä (Valkama ym. 2013). Kasvuun tarvittavan typen tarpeen täytyttyä, viljat varastoivat saatavilla olevaa typpeä valku- aisena. Valkuaispitoisuuden nousu on leipä- ja rehuviljojen laadulle eduksi, mutta pyrittäessä tuot- tamaan mallasohraa valkuaisen pitäisi pysyä alle 11,5 %:n.

Happolevityksen kokeessa aiheuttama pieni sadonlisä on mahdollisesti peräisin rikkihapon mu- kana tulleesta rikistä. Yara Suomen tekemissä kokeissa 15 tai 30 kg/ha rikkilannoitus on nostanut kevätilviljojen satoa 10–30 % maan huonossa ja välttävässä (< S 10 mg/l) rikkipitoisuudessa. Kenttäko- keessa rikkihappoa lisättiin 3,5 l/m³ lietettä, ja koeruutujen rikkilannoitus oli siten lietelanta 1:llä 55 kg S/ha ja lietelanta 2:lla 18 kg S/ha. Koekentän rikkipitoisuus oli välttävässä luokassa eli 9 mg/l.

Elinkaaritarkastelussa hapon annostelu oli 1,5 l/m³ ja lietteen levitystaso 21,5 m³/ha, joten rikin määrä olisi 19 kg S/ha. Tällä rikkilannoitustasolla arvioitiin saatavan keskimäärin 50–100 kg/ha sato- lisäystä. Satovaikutus olisi suurempi alhaisen rikkipitoisuuden lohkoilla, ja tyydyttävän rikkipitoisuu- den lohkoilla sato ei lisääntyisi. Jos happokäsitteltyjen lietteiden parempi satotrendi (ei siis tilastolli- sesti merkitsevä) tulisi tyydestä, silloin ammoniakkin haihtumisella olisi kuitenkin merkitystä, koska lietteet ilman happoa tuottivat hieman heikompia satoja kuin happolisätyt.

4.4. Happolisäyksen kustannukset

Hankkeen käytännön levityksissä urakoitsija arvioi happokäsittelyn lisäkustannukseksi 1 €/m³ verrat- tuna letkulevitykseen ilman happolisäystä. Lisäkustannus 1 €/m³ riitti vastaamaan kustannuksiltaan noin 1,5 l/m³ happolisäystä. Urakoitsijan hinnoittelussa eivät olleet mukana laitteen investointikus- tannukset, koska levityslaitte oli vuokrattu hankerahoituksella.

Laitteiston hankintahinnaksi tarvittavine asennuksineen on arvioitu 60 000 € ja vuosittaiseksi lietteen levitysmääräksi urakoinnissa 50 000 tn (<http://agro-technology-atlas.eu/>). Jos oletetaan ura- koitsijan käyttävän laitteistoa 10 vuotta ja levittävän vuosittain puolet 50 000 tonnin levitysmäärästä hapolla käsiteltynä, laitteistolla levitettäisiin kymmenessä vuodessa 250 000 tn lietettä eli yhden levi- tetyn lietetonnin investointikustannus olisi 0,24 €. Jos keskimääräinen haponlisäys on 1,5 l/m³ lietet-

tä, niin happokäsittelyn lisäkustannus lietekuutiota kohti olisi 1,24 € (Taulukko 19). Arvio perustuu siis 25 000 kuution vuotuisen levitysmäärään, ja huomioon on otettu laitteiston investointi- ja käyttökustannukset. Tanskassa happolisäyksen kustannusarvio on lietekuutiota kohti 1–2 € (Birkmose & Vestergaard 2013).

Suomessa pelkän letkulevityksen aiheuttama kustannus per lietetonni on urakoitsijan toimesta tehtynä noin 2,20 euroa (Palva 2013). Happokäsittelyn 1,24 €:n lisäkustannus nostaa letkulevityksen kustannusta 56 %, ja yhteinen kustannus lietekuutiota kohti olisi 3,44 €. Sijoituslevityksen kustannus lietekuutiota kohti urakoitsijan levittämänä on noin 2,70 euroa (Palva 2013). Hapotettu letkulevitys olisi siis kustannukseltaan 27 % korkeampi kuin sijoittaminen.

Kustannuksiin ja saavutettaviin hyötyihin vaikuttavat keskeiset tekijät nähdään taulukosta 19. Esimerkkitalanteessa levitetään elinkaarilaskelman mukaisessa tilanteessa 21,5 m³/ha lietettä, jonka happamoittamiseen kuluu 1,5 l/m³ rikkihappoa. Happokäsittelyllä arvioidaan saatavan 200 kg/ha korkeampi sato haihtumiselta säästyneen typen avulla. Happokäsittelyssä maahan tulevan rikin ajatellaan korvaavan rikkilannoitetta. Kustannusten laskennassa on käytetty yllä olevassa kappaleessa esitettyjä lukuarvoja ja hintoja.

Taulukko 19. Happolevityksen kustannukset ja mahdollisesti saavutettavat hyödyt.

Kustannukset		€/ha	€/m ³
Happo	21,5 m ³ x 1,5 l x 0,48 € =	15,48	0,72
Hapon rahti ja muut kulut	21,5 m ³ x 1,5 l x 0,19 € =	6,13	0,28
Poisto, 10 v	60 000 € / (25 000 m ³ /a * 10a) * 21,5 m ³ /ha	5,16	0,24
Kustannusten summa		26,77	1,24
Tuotot			
Sadon lisääntyminen	200 kg/ha * 0,13€/kg	26,00	1,21
Rikkilannoituksen korvaaminen	15 kg/ha * 0,5 €/kg	7,50	0,35
Tuottojen summa		33,50	1,56

Rikkihapon hinta alenee suuremmissä käyttöerissä noin 0,3:een euroon litraa kohti, jolloin happokäsittelyn kustannukset alenevat 0,97 €/m³ (21 €/ha). Toisaalta myös rikkilannoitukseen voidaan käyttää mineraalilannoitteita edullisempaa nestemäistä ammoniumsulfaattia, jonka rikin hinnaksi voidaan laskea 0,25 €/kg. Tällöin happokäsittelyn tuotto olisi 30 euroa hehtaaria kohti.

Lietelannan levitysmäärä ja sen pH:n laskemiseen tarvittava happomäärä vaikuttavat olennaisesti kustannuksiin hehtaaria kohti. Mikäli hapon kulutus pH:n laskemiseksi esimerkiksi kaksinkertaistuu 3 l/m³ tasoon, levityskustannus olisi 2,24 €/m³ ja tämän kustannusnousun korvaamiseksi sadon olisi oltava 370 kg/ha suurempi pelkkään letkulevitykseen verrattuna levitettäessä lietettä 21,5 m³/ha.

Jos sato lisääntyy 200–425 kg/ha sen tähden että ammoniakkin haihtuminen on happolevityksen takia pienempää, sadonmuodostuksen on oltava tyypirajoitteinen. Yhdellä tyypikilolla voidaan parhaimmillaan tuottaa 10–40 kg/ha jyväsatoa. (Taulukossa 20). Esimerkiksi kenttäkokeessa yksi kilo tyyppiä lisäsi satoa 16–22 kg, kun tyypilannoitus nousi N0:sta N30:een. Seuraavalla typpiportaalla N30:sta N60:een yhden tyypikilon satoa lisäävä vaikutus oli enää 10–16 kg, ja N60 tyypilannoitustason jälkeen 1 kg tyyppiä lisäsi satoa enää alle 10 kg:a. Kenttäkokeessa oli siis hyvin pieni vaste tyypilannoituksella 60 kg/ha lannoitustason jälkeen.

Taulukko 20. Kasvuston käytettävissä olevan typpimäärän tarve eri sadonlisäyksiin, kun lisätty typpi tuottaa 10–40 kg jyväsatoa lohkon olosuhteiden mukaan.

	Typen vaikutus jyväsatoon, kg satoa/1 kg N			
	10	20	30	40
Sadonlisäys, kg/ha	Typpimäärän lisäys, joka tarvitaan sadon lisäykseen, kg N/ha			
200	20	10	7	5
300	30	15	10	8
400	40	20	13	10

4.5. Elinkaariset ympäristövaikutukset

Vesistökuormitukseen vaikuttavat lannan levitysjankohdan lisäksi kasvien käyttöön päätyvien ravinteiden määrät. Perusvaihtoehdossa syyslevityksen osuus on suurempi kuin kahdessa muussa vaihtoehdossa, mikä lisää varsinkin typpikuormitusta muihin nähden. Typen haihtumista vähentävät levitystekniikat lisäävät kasvien käytettävissä olevan typen määrää, mikä lisää satoa. Samalla kuitenkin myös huuhtoutumalle alttiin typen määrä maassa kasvaa. Koska sijoituslevitysvaihtoehdossa haihtumiselta säästyy suurempi osa tuestä kuin happolisäysvaihtoehdossa, sen typpikuormitus on happolisäysvaihtoehtoa suurempi. Tämä voitaisiin välttää jos lannoituksessa huomioitaisiin tarkemmin kasvien käyttöön haihtumisen jälkeen jäävän liukoisen typen määrä.

Kasvien ulottuville päätyvän fosforin määrä eri levitysvaihtoehdoissa on sama. Fosforihuuhtoutumaan vaikuttaa eniten kasvien fosforinotto eli fosforitase, joka pitkällä aikavälillä muuttaa maan liukoisen fosforin pitoisuutta. Tuestä - ja happolisäysvaihtoehdossa myös rikistä - johtuva satolisä parantaa fosforitasetta, mikä vähentää fosforin huuhtoutumista perusvaihtoehtoon verrattuna. Myös fosforilla syyslevitys lisää huuhtoutumariskiä.

Ilmastovaikutuseroihin vaikuttavat eniten erot konetyössä ja epäsuorissa N₂O-päästöissä. Lannan varastoinnin metaanipäästöt aiheuttavat lannan koko käsittelyketjun suurimmat ilmastovaikutukset, mutta tarkastellut vaihtoehdot eivät varastoinnin ja sen päästöjen osalta eroa toisistaan.

Happolisäysvaihtoehdossa hapon valmistuksesta ja maatalouskalkin valmistuksesta ja käytöstä aiheutuu hieman lisäilmastovaikutusta muihin vaihtoehtoihin verrattuna. Happolisäyksestä aiheutuvaa rikkilannoituksen vähentämistarvetta ei laskelmissa otettu huomioon rikkilannoitteiden valmistustietojen puuttumisen takia. Siitä saataneen hieman hyvityksiä ilmastovaikutuksissa, mutta vaikutus kokonaisilmastovaikutukseen on todennäköisesti hyvin vaatimaton.

Maahan levitettävän lannan sisältämästä hiilestä osa päätyy maan hiilivarastoon, ja osa päätyy hiilidioksidina ilmakehään. Lannan levitystavat ennen levitystä vaikuttavat lannan hiilen määrään ja siten potentiaalisesti maaperään sitoutuvan hiilen määrään. Maaperällä on hiilitasapaino, jota lisää mm. kasvinjätteiden ja orgaanisten lannoitteiden lisäykset, ja joka vähenee mm. hajotuksen, eroosion ja huuhtouman myötä. Jos hiilen poistuma on suurempi kuin saapuva hiilen määrä, maaperän hiilivarasto pienenee. Hiilivaraston virtoihin vaikuttavat mm. lämpötila ja sadanta, jotka lisäävät hajontaa ja siten hiilen poistumaa. Toisaalta lannan sisältämä hiili saattaa sitoutua maaperään, jolloin lannalla lannoittaminen voi hillitä ilmastomuutosta. Tässä erilaisten lannan levitysvaihtoehtojen vertailussa ei maaperän hiilitasapainoon huomioitu, sillä lannan käsittelytavoissa ennen levitystä ei ollut eroja, ja oletuksena oli, ettei myöskään kolmen levitysvaihtoehdon välillä ollut eroja maaperän hiilivarastomuutoksia ajatellen. Erityisesti sijoituslannoitus voi tosin vaikuttaa maaperän tasapainotilaan, sillä se saattaa muuttaa maaperän happipitoisuutta ja kiihdyttää hiilidioksidin muodostumista (Hamelin ym. 2013). Aiheesta ei kuitenkaan ollut käsillä tarpeeksi tutkimustietoa, jonka pohjalta määrällisiä arvioita hiilivarastomuutoksista olisi voitu tehdä.

Käyttämällä orgaanisten lannoitteiden levityksessä ammoniakkin haihtumista minimoivia menetelmiä, saadaan kasvien käyttöön entistä enemmän liukoista tyyppiä, jolloin mineraalityppilannoittei-

den käyttöä voidaan vähentää. Tässä tarkastelussa ei kuitenkaan oletettu mineraalilannoitteiden käytön muuttuvan eri levitysvaihtoehtojen ansiosta. Käytännössä typpilannoitus suunnitellaan lannan liukoisen typen pitoisuuden pohjalta, eikä levityksen jälkeistä typen haihtumista voida käytännössä ottaa huomioon. Haihtumiselta säästyvällä typelle saadaan kuitenkin todennäköisesti satotasonousemaan.

Olisikin perusteltua kiinnittää enemmän huomioita siihen, miten maan orgaanisen aineksen typipivarat (Valkama ym. 2013) ja lannan sekä muiden orgaanisten lannoitteiden käyttötavat vaikuttavat mineraalilannoitteiden tarpeeseen. Mineraalilannoitteiden valmistus kuluttaa energiaa ja luonnonvaroja ja aiheuttaa haitallisia päästöjä. Ottamalla orgaanisten lannoitteiden ravinteet, ja maan orgaanisen aineksen tyyppi paremmin lannoituksessa huomioon ja vähentämällä mineraalilannoitteiden käyttöä, voidaan maanviljelyssä siirtyä entistä ympäristöystävällisempään suuntaan.

Eri levitystapojen myötä kasvien käyttöön jää levityksen jälkeen eri määrä liukoista typpeä. Jos levitysmenetelmää muuttamalla tämä typpimäärä lisääntyy, se periaatteessa kasvattaa myös satoa. Rikkipäätöksen yhteydessä peltoon tulee myös rikkiä, mikä myös on tärkeä kasvinravinne. Viljojen sadossa poistuu rikkiä noin 5–10 kiloa hehtaarilta vuodessa. Lannoituskokeissa, joissa maan rikkipitoisuus on välttävä tai huono, rikkilannoituksen on osoitettu kasvattavan satoa. Hankkeessa tehdyn arvion mukaan happolisäys lietteeseen parantaa ohrasatoa noin 200 kg/ha (+5 %, perussatotason ollessa 4000 kg/ha). Seurannaisvaikutuksellisessa elinkaariarvioinnissa tämän satolisän voidaan ajatella periaatteessa vähentävän ohran viljelyä jossakin muualla. Tästä seuraisi viljelyn päästöjen pienemistä, mikäli vapautuva peltoala siirtyy vähemmän ympäristöä kuormittavaan tuotantoon. Tämä päästövähennys voitaisiin lukea hyvitykseksi happolisäysvaihtoehdolle, jolloin sille lasketut päästöt pienenisivät vastaavasti. Tällainen tapahtuma on kuitenkin hyvin vaikea osoittaa todeksi, minkä takia laskelmissa ei tätä ole huomioitu.

Ammoniakkipäästöjen vähentäminen pienentää myös lannoituksen aiheuttamia hajuhaittoja. Hajuhaittojen sisällyttämiseksi elinkaariarviontiin ei ole toistaiseksi saatavilla vakiintuneita menetelmiä. Lisäksi hajuhaittoja on mitattu happokäsittelyn yhteydessä vain vähän, ja mittaustulosten perusteella happokäsittelyllä ei ollut merkittävää vaikutusta hajuhaittoihin, vaikka työntekijät arvioivat niiden vähentyneen happokäsittelyn myötä (Fangueiro ym. 2015). Näistä syistä johtuen eri levitysmenetelmien hajuvaikutuksia ei sisällytetty elinkaariarviontiin. Todennäköistä kuitenkin on, että sijoituslevitysvaihtoehdossa hajuvaikutukset ovat tarkastelluista vaihtoehdoista selvästi pienimmät.

Elinkaariarvioinnissa ei kyetty huomioimaan letku- ja sijoituslevitysmenetelmien välillä olevia mahdollisia eroja tallaus- ja tiivistymisvaikutuksissa tai kasvuston vaurioitumisessa ja niiden vaikutuksia mm. satotasoihin ja edelleen maaperästä vapautuviin päästöihin. Voidaan kuitenkin olettaa, että levitystavat eivät eroa toisistaan tallaus- ja tiivistymisvaikutuksiltaan, jos työleveys on sama. Letkulevityksessä työleveys voi kuitenkin olla selvästi sijoituslevitystä suurempi. Sijoituslevitys todennäköisesti aiheuttaa enemmän kasvustovaurioita letkulevitykseen verrattuna, koska maahan tehdään vantoja viilto. Toisaalta sijoitetun lietelannan ravinteet ovat paremmin kasvuston käytettävissä, ja vuoden 2014 kokeessa kasvustoon täydennyslannoituksena sijoitetun rejektin tuottama sato oli vähintään samalla tasolla kuin letkulevitysten, jollei pyöränjalkien vaikutusta otettu huomioon. Sijoituksessa joudutaan käyttämään letkulevitystä kapeampaa työleveyttä, minkä seurauksena käsittelyn, jossa rejektivesi sijoitettiin, sato oli samansuuruinen kuin letkulevityksen, kun sadontuotto laskettiin kuuden metrin työleveydellä. Ilman pyöränjalkien vaikutusta rejektiveden sijoittaminen lisäsi satoa 6 % letkulevitykseen verrattuna. Kokeessa kasvustoon levitys tehtiin myöhäisessä vaiheessa, jolloin työleveyden ja tallauksen vaikutus korostui. Levitysjankohdalla on merkitystä maan tiivistymiseen. Raskeilla koneilla tehty levitys aikaisin keväällä tai myöhään syksyllä lisää tiivistymisriskiä. Tämä puoltaa kesälevityksen osuuden kasvattamista päästöjä vähentävillä levitystekniikoita käyttämällä.

5. Johtopäätökset ja suositukset

5.1. Levityksen yhteydessä tehtävän happolisäyksen hyödyt sadonmuodostukselle

Lietelannan pH:n alentaminen vähentää tunnetusti ammoniakkin haihtumisriskiä. pH:n alentaminen voidaan aikaansaada lisäämällä lietelantaan happoa. Saavutettavat hyödyt riippuvat sekä lietteen ominaisuuksista että levityksen olosuhteista.

Eniten happolisäyksestä hyötyvät lietelannat, joiden pH on noin 7 tai yli. Sen sijaan lietteillä, joiden pH on valmiiksi 6,0–6,5, happolisäys ei merkittävästi ammoniakkipäästöä vähennä. Happolisäystä harkitsevan tilan kannattaa mitata lannan pH ennen levitysmenetelmän käyttöönottoa.

Happolisäys vahvasti puskuroituihin lietteisiin tai lannoitevalmisteisiin, kuten mädätysjäännöksiin, kuluttaa useita litroja rikkihappoa. Happolisäyksen kustannus voikin käydä saavutetusta päästövähennyksestä huolimatta liian suureksi. Tanskassa on happolisäys lietelantoihin ollut keskimäärin 1–2 l/m³.

Levitystilanteessa ammoniakkin haihtuminen ja täten happolisäyksellä saavutettava etu riippuu olosuhteista. Viileä ja tyyni sää, lietteen nopea imeytyminen maahan ja tiheän kasvuston haihtumista vähentävä vaikutus ovat esimerkkejä tilanteista, joissa hapon käytöllä ei voida olettaa saatavan merkittävää etua. Sen sijaan päinvastaisissa olosuhteissa happolisäys voi vähentää ammoniakkipäästöjä merkittävästi. *Levitysratkaisut kannattaa sovittaa yhteen parhaan hyödyn saamiseksi happolisäyksestä.*

Happolisäyksestä voi olla myös hyötyä sadonmuodostukselle, kun ammoniakkin haihtuminen vähenee ja kasvien käytettävissä olevan typen määrä lisääntyy. Eniten etua saadaan lietteen liukaisen typen muodostaessa merkittävän osan typpilannoituksesta ja lohkoilla, joilla maassa on vähän orgaanista typpeä. Mikäli lietteen liukaisen typen osuus typpilannoituksesta on pieni tai maan orgaanisen typen vapautuminen on suurta, haihtumiselta säästynyt typpi ei merkittävästi vaikuta sadon määrään tai laatuun. Mitä pikemmin kylvön jälkeen kasvustoon levitys tehdään, sitä enemmän lietteessä annettu typpi ehtii vaikuttamaan sadonmuodostukseen. Happolisäyksen avulla voidaan arvioida kasvuston käytettävissä olevan typen lisääntyvän parhaissa tapauksissa 10–20 kg/ha.

Rikkihapon käytön ei tässä raportoidussa kokeessa havaittu vaikuttavan maan happamuuteen. Rikkisäilön vaikutus maan viljavuusrikin pitoisuuteen havaittiin kuitenkin korkealla rikkihapon levitysmäärällä.

Tanskassa rikkihapon lisäämisen kustannukseksi on arvioitu 1,0 €/m³ lietettä, jossa rikkihapon kustannus on 0,5€/m³ ja laitteiston käytön 0,5 €/m³. Tämän koesarjan laskelmissa päädyttiin kuitenkin kustannukseen 1,24 €/m³. Isojen rikkihappoerien ostaminen laskisi kustannuksen Tanskan tasolle, 1,0 €/m³. Kustannusten kattamiseksi sadon pitäisi lisääntyä vähintään 200 kg/ha, jos lietettä levitetään noin 20 m³/ha.

Levityksen yhteydessä rikkihappoa lisäävä *SyreN järjestelmä osoitti toimivuutensa myös Suomessa*. Väkevän rikkihapon käsittelyyn on suhtauduttava asiaan kuuluvalla kunnioituksella, mutta noin sadan laitteen käytössä Tanskassa on selvitty ilman vakavia onnettomuuksia. Suomen mittakaavassa levityslaitteen hankintakustannus on siinä määrin korkea, että vuosittaisten levitysmäärien on oltava suuria. Laskelmissa käytetty 25 000 m³:n vuosittainen hapollinen levitysmäärä vastaisi happokäsittelyn lietelannan levittämistä noin 1000 ha:lla. *Sekä turvallisuus- että kannattavuusseikkojen vuoksi happolisäys olisikin suositeltavaa olla asiantuntevien urakoitsijoiden käsissä.*

5.2. Lannan levitysmenetelmien ympäristövaikutukset

Elinkaariarvioinnin tulosten mukaan tarkasteltujen levitysvaihtoehtojen (letkulevitys, happolisäys, sijoitus) ilmastovaikutus oli suunnilleen samansuuruinen. Happolisäysvaihtoehdossa hapon tuotanto

sekä maatalouskalkin tuotanto ja käyttö aiheuttivat hieman lisäpäästöjä, mutta ne olivat levitysmenetelmästä aiheutuvaa päästöhyötyä pienemmät.

Lannankäsittelyketjun suurin ilmastovaikutus muodostuu lannan varastoinnin aikaisista metaanipäästöistä. Toiseksi suurin merkitys on levityksen jälkeisillä dityppioksidipäästöillä. Enimmäkseen konetyöstä aiheutuvien fossiilisten hiilidioksidipäästöjen merkitys on pieni.

Metaanipäästöjä voidaan vähentää lannan biokaasutuksella. Dityppioksidipäästöjen vähentämiseksi typen käytön tehostaminen ja siten typen käytön vähentäminen ovat avainasemassa. Myös levitystavalla ja -ajankohdalla sekä maan ominaisuuksilla lienee vaikutusta dityppioksidipäästöjen suuruuteen, mutta sen arvioimiseksi tarvitaan lisätietoja.

Levitysajankohdalla on vaikutusta varsinkin vesiin kohdistuvaan typpikuormitukseen. Syyslevitystä tulee enenevästi korvata lisäämällä lietelannan levitystä kasvustoon kesällä kylvön jälkeen. Kesälevitystä kannattaa suosia myös maan tiivistymisen minimoimiseksi. Kesälevityksessä tulee käyttää joko sijoituslevitystä tai letkulevitystä happolisäyksellä. Kesällä kasvustoon tehtävästä hajalevityksestä tulee luopua.

Lannoituksessa olisi syytä ottaa huomioon levitystavan vaikutus haihtuvan typen ja edelleen kasvien käyttöön jäävän typen määrään. Lannoitusta näin tarkentamalla voidaan vähentää huuhtoutumalle alttiiksi jäävän typen määrää. Myös lannan orgaanisen typen vapautumisen arviointiin tarkoitettuja menetelmiä pitäisi kehittää ja ottaa käyttöön.

6. Viitteet

- Agro-technology atlas. Spreading and other outdoor logistics handling of livestock manure. <http://agro-technology-atlas.eu/techdescs.aspx?techgroup=1000>
- Berg, W. 2003. Reducing ammonia emissions by combining covering and acidifying liquid manure. In: 3rd International Conference on Air Pollution from Agricultural Operations. Raleigh NC., USA, 12-15 October 2003.
- Berg, W., Pazsiczki, I. 2006. Mitigation of manure emission during manure storage. International Congress Series 1293, 213-216.
- Biocover 2012. SyreN: Reduction of odour and ammonia emission from slurry during application. http://www.reusewaste.eu/events/kickoff/studytour/5a_SyreN_system_UK_2012.pdf
- Birkmose, T. & Vestergaard, A. 2013. Acidification of slurry in barns, stores and during application: review of Danish research, trials and experience. Proceedings. RAMIRAN 2013, 15th International Conference, Versailles, France. 4 p.
- Bussink, D.W., Bruins, M.A. 1992. Reduction in ammonia volatilization using different slurry application techniques on grassland. *Meststoffen* 1, 31e36 (in Dutch).
- Clemens, J., Bergmann, S., Vandre, R., 2002. Reduced ammonia emissions from slurry after self-acidification with organic supplements. *Environ. Technol.* 23, 429-435.
- Dai, X.R., Blanes-Vidal, V. 2013. Emissions of ammonia, carbon dioxide, and hydrogen sulfide from swine wastewater during and after acidification treatment: effect of pH, mixing and aeration. *J. Environmental Management* 115, 147-154.
- Ekholm, P., Turtola, E., Grönroos, J., Seuri, P., Ylivainio, K., 2005. Phosphorus loss from different farming systems estimated from soil surface phosphorus balance. *Agriculture Ecosystems & Environment* 110, 266-278.
- Eriksen, J., Andersen, A.J., Poulsen, H.V., Adamsen, A.P.S., Petersen, S.O. 2012. Sulfur turnover and emissions during storage of cattle slurry: effects of acidification and sulfur addition. *Journal of Environmental Quality* 41, 1633-1641.
- Fangueiro, D., Ribeiro, H., Coutinho, J., Cardenas, L., Trindade, H., Cunha-Queda, C., Vasconcelos, E., Cabral, F. 2010. Nitrogen mineralization and CO₂ and N₂O emissions in a sandy soil amended with original or acidified pig slurries or with the relative fractions. *Biology and Fertility of Soils* 46, 383-391.
- Fangueiro, D., Surgu, S., Coutinho, J., Vasconcelos, E. 2013. Impact of cattle slurry acidification on carbon and nitrogen dynamics during storage and after soil incorporation. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 176, 540-550.
- Fanguiero, D., Hjorth, M., Gioelli, F. 2015. Acidification of animal slurry – a review. *Journal of Environmental Management* 149, 46-56.
- Frost, J.P. 1994. Effect of spreading method, application rate and dilution on ammonia volatilization from cattle slurry. *Grass and Forage Science* 49, 391-400.
- Frost, J.P., Stevens, R.J., Laughlin, R.J. 1990. Effect of separation and acidification on ammonia volatilization and on the efficiency of slurry nitrogen for herbage production. *Journal of Agricultural Science* 115, 49-56.
- Grönroos, J. 2014. Maatalouden ammoniakkipäästöjen vähentämismahdollisuudet ja -kustannukset. Ympäristöministeriön raportteja 26/2014. 92 s.
- Grönroos, J., Mattila, P., Regina, K., Nousiainen, J., Perälä, P., Saarinen, K., Mikkola-Pusa, J. 2009. Development of the ammonia emission inventory in Finland Revised model for agriculture. *The Finnish Environment* 8 / 2009.
- Hamelin, L., Baky A., Cano-Bernal J., Grönroos J., Kuligowski K., Pehme S., Rankinen K., Skura D., Wenzel H., Wesnæs M., Ziolkowsky M. 2013. Life cycle assessments of manure management techniques for the Baltic Sea Regions. Baltic Manure report. [Balticmanure.eu. http://www.balticmanure.eu/download/Reports/lca_final_report_wp5_web.pdf](http://www.balticmanure.eu/download/Reports/lca_final_report_wp5_web.pdf)
- Infarm A/S 2014a. [http://mst.dk/virksomhed-myndighed/landbrug/husdyrgodkendelser/den-bedstetilgaengelige-teknik-\(bat\)-og-miljoeteknologi/teknologilisten/](http://mst.dk/virksomhed-myndighed/landbrug/husdyrgodkendelser/den-bedstetilgaengelige-teknik-(bat)-og-miljoeteknologi/teknologilisten/) (accessed 07.05.14.).
- Infarm A/S 2014b. <http://infarm.dk> (accessed 20.09.14.).
- ISO 14040. 2006. Ympäristöasioiden hallinta. Elinkaariarviointi. Periaatteet ja pääpiirteet. Suomen Standardisoimisliitto, Helsinki.
- Jensen, A.O. 2002. Changing the environment in swine buildings using sulfuric acid. *Trans. ASAE* 45 (1), 223-227.
- Kai, P., Pedersen, P., Jensen, J.E., Hansen, M.N., Sommer, S.G. 2008. A whole-farm assessment of the efficacy of slurry acidification in reducing ammonia emissions. *European Journal of Agronomy* 28, 148e154.

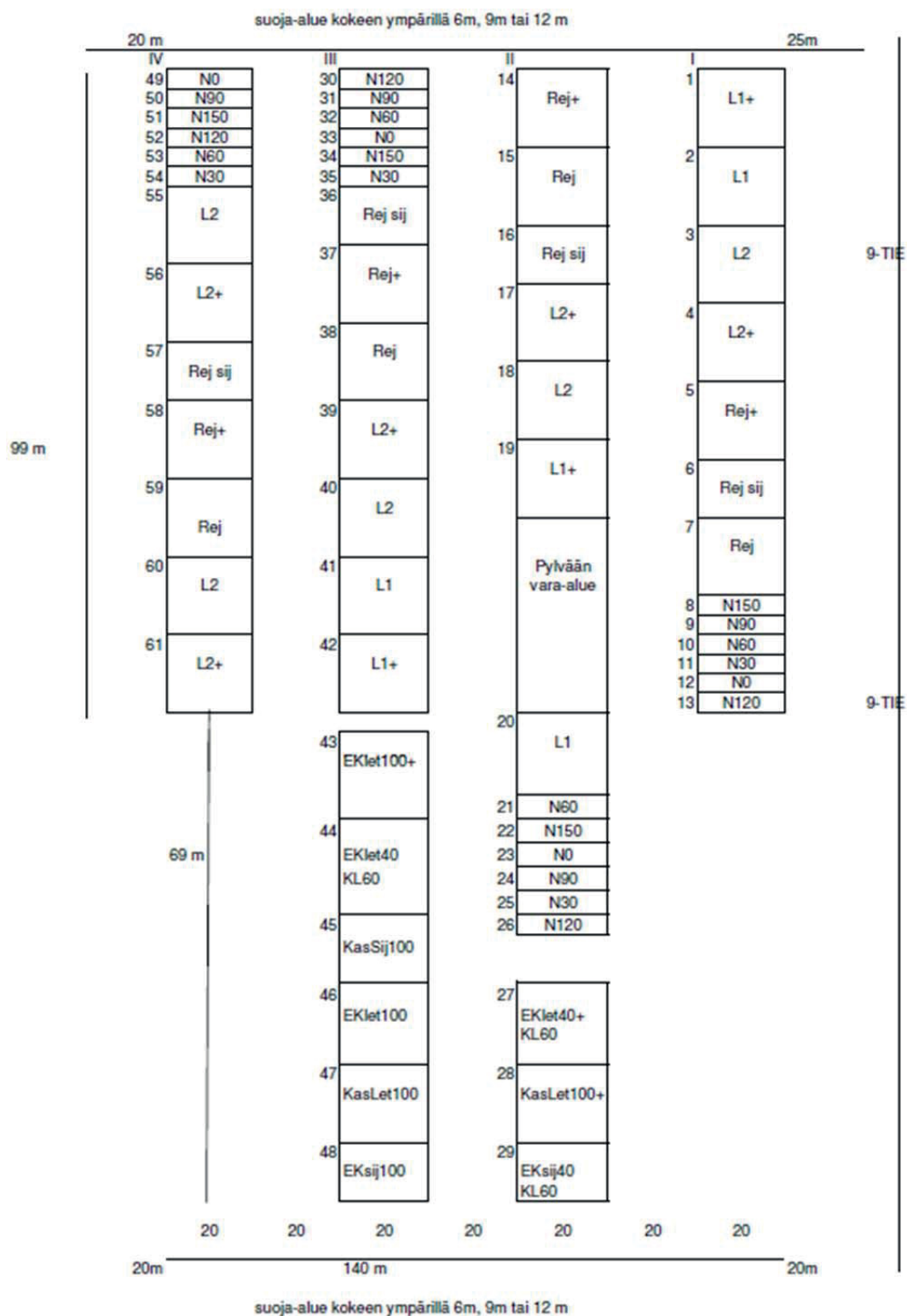
- Lefcourt, A.M., Meisinger, J.J. 2001. Effect of adding alum or zeolite to dairy slurry on ammonia volatilization and chemical composition. *Journal of Dairy Science* 84, 1814-1821.
- Mattila, P.K. 2006. Ammonia emissions from pig and cattle slurry in the field and utilization of slurry nitrogen in crop production. *Maa- ja elintarviketalous* 87. 136 s.
<http://www.mtt.fi/met/pdf/met87.pdf>
- Monteny, G.J., Erisman, J.W. 1998. Ammonia emission from dairy cow buildings: a review of measurement techniques, influencing factors and possibilities for reduction. *Netherlands Journal of Agricultural Science* 46, 225-247.
- Moore, P.A., Daniel, T.C., Edwards, D.R. 1999. Reducing phosphorus runoff and improving poultry production with alum. *Poultry Science* 78, 692-698.
- Myhre, G., D. Shindell, F.-M. Bréon, W. Collins, J. Fuglestad, J. Huang, D. Koch, J.-F. Lamarque, D. Lee, B. Mendoza, T. Nakajima, A. Robock, G. Stephens, T. Takemura and H. Zhang, 2013: Anthropogenic and Natural Radiative Forcing. In: *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.)]. Cambridge University Press. Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Mäkinen, T., Soimakallio, S., Paappanen, T., Pahkala, K., Mikkola, H. 2006. Liikenteen biopolttoaineiden ja peltoenergian kasvihuonekaasutaseet ja uudet liiketoimintakonseptit. VTT Tiedotteita. 141 s.
- Nyord, T., Liu, D., Eriksen, J., Adamsen, A.P.S. 2013. Effect of acidification and soil injection of animal slurry on ammonia and odour emission. In: *Proceedings from the 15th RAMIRAN Conference*, Versailles, France.
- Pain, B.F., Misselbrook, T.H., Rees, Y.J. 1994. Effects of nitrification inhibitor and acid addition to cattle slurry on nitrogen losses and herbage. *Grass and Forage Science* 49, 209-215.
- Palva, R. 2013. Konetyön kustannukset ja tilastolliset urakointihinnat. TTS:n tiedote Maataloustyö ja tuottavuus 3/2013 (645).
- Petersen, S.O., Sommer, S.G., Beline, F., Burton, C., Dach, J., Dourmad, J.Y., Leip, A., Misselbrook, T., Nicholson, F., Poulsen, H.D., Provolto, G., Sørensen, P., Vinneras, B., Weiske, A., Bernal, M.-P., Böhm, R., Juhász, C., Mihelc, R., Martinez, J. 2007. Recycling of livestock wastes and other residues: a whole farm perspective. *Livestock Production Science* 112, 180-191.
- Petersen, S.O., Andersen, A.J., Eriksen, J. 2012. Effects of cattle slurry acidification on ammonia and methane evolution during storage. *Journal of Environmental Quality* 41, 88-94.
- Shi, Y., Parker, D.B., Cole, N.A., Auvermann, B.W., Mehlhorn, J.E. 2001. Surface amendments to minimize ammonia emissions from beef cattle feedlots. *Trans. ASAE* 44, 677-682.
- Simmelsgaard, S.E., Djurhuus, J. 1998. An empirical model for estimating nitrate leaching as affected by crop type and the long-term N fertilizer rate. *Soil Use and Management* 14, 37-43.
- Smith, D.R., Moore Jr., P.A., Griffis, C.L., Daniel, T.C., Edwards, D.R., Boothe, D.L. 2001. Effects of alum and aluminum chloride on phosphorus runoff from swine manure. *Journal of Environmental Quality* 30, 992-998.
- Sørensen, P., Eriksen, J. 2009. Effect of slurry acidification with sulphuric acid combined with aeration on the turnover and plant availability of nitrogen. *Agriculture Ecosystems and Environment* 131, 240-246.
- Stevens, R.J., Laughlin, R.J., Frost, J.P. 1989. Effect of acidification with sulphuric acid on the volatilization of ammonia from cow and pig slurries. *Journal of Agricultural Science Cambridge* 113, 389-395.
- Stevens, R.J., Laughlin, R.J., Frost, J.P. 1992. Effects of separation, dilution, washing and acidification on ammonia volatilization from surface-applied cattle slurry. *Journal of Agricultural Science* 119, 383-389.
- Valkama, E., Salo, T., Esala, M., Turtola, E. 2013. Nitrogen balances and yields of spring cereals as affected by nitrogen fertilization in northern conditions: A meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 164, 1– 13.
- Velthof, G., Oenema, O. 1993. Nitrous oxide from nitric-acid-treated cattle slurry applied to grassland under semi-controlled conditions. *Netherlands Journal of Agricultural Science* 41, 81-93.

7. Liitteet

Liite 1. Lannan happokäsittelyä koskevat julkaisut.

Vertaisarvioitu	Ei vertaisarvioitu	Julkaisun tiedot	Maa
x		Jensen, 2002	Tanska
x		Kai et al., 2008	Tanska
x		Eriksen ym. 2012	Tanska
	x	Armstrong ym. 2003	USA
x		Berg ja Pazziczki 2006	Unkari
x		Clemens ym. 2002	Saksa
x		Kithome ym 1999	Kanada
x		Lecourt ja Meisinger 2001	USA
	x	Li ym. 2006	USA
x		Moore ym. 1999	USA
x		Moore ym. 2000	USA
		Nahm 2005	Tanska
x		Nyord ym. 2013	Tanska
x		Nyord ym. 2013	Tanska
x		Panetta ym. 2005	USA
x		Shi ym. 2001	USA
x		Smith ym. 2001	USA
x		Smith ym. 2004	USA
x		Sørensen ja Eriksen 2009	Tanska
x		Velthof and Oenema, 1993	Hollanti
x		Petersen ym. 2012	Tanska
		Husted et al., 1991	Tanska
x		Vandre and Clemens, 1997	Saksa
x		Tran ym. 2011	Vietnam
x		Stevens ym. 1995	Iso-Britannia
x		Witter and Kirchmann, 1989;	Ruotsi
x		Mahimairaja et al., 1994	Uusi-Seelanti
	x	Biocover 2012	Tanska
	x	Infarm A/S, 2014a	Tanska
	x	Infarm A/S, 2014b	Tanska
	x	Biocover 2013	Tanska

Liite 2. Kenttäkartta.





Luonnonvarakeskus
Viikinkaari 4
00790 Helsinki
puh. 029 532 6000