



Luonnonvara- ja
biotalouden
tutkimus 53/2017

Lypsykarjanavetoiden ammoniakki- päästöjen nykytaso ja vähentämis- menetelmät

Maarit Hellstedt, Sari Luostarinen, Kristiina Regina,
Susanna Särkijärvi, Juha Grönroos, Hannu Haapala

Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 53/2017

Lypsykarjanavetoiden ammoniakki- päästöjen nykytaso ja vähentämismenetelmät

Loppuraportti

Maarit Hellstedt, Sari Luostarinen, Kristiina Regina, Susanna Särkijärvi,
Juha Grönroos, Hannu Haapala

Luonnonvarakeskus, Helsinki 2017



Hellstedt, M., Luostarinen, S., Regina, K., Särkijärvi, S., Grönroos, J., Haapala H. 2017. Lypsykarjanavetoiden ammoniakkipäästöjen nykytaso ja vähentämismenetelmät. Luonnonvara- ja biotaloudentutkimus 53/2017. Luonnonvarakeskus. Helsinki. 64 s.

ISBN: 978-952-326-452-6 (Painettu)

ISBN: 978-952-326-453-3 (Verkkójulkaisu)

ISSN 2342-7647 (Painettu)

ISSN 2342-7639 (Verkkójulkaisu)

URN: <http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-326-453-3>

Copyright: Luonnonvarakeskus (Luke)

Kirjoittajat: Maarit Hellstedt, Sari Luostarinen, Kristiina Regina, Susanna Särkijärvi, Juha Grönroos, Hannu Haapala

Julkaisija ja kustantaja: Luonnonvarakeskus (Luke), Helsinki 2017

Julkaisuvuosi: 2017

Kannen kuva: Maarit Hellstedt / Luke

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

Tiivistelmä

Maarit Hellstedt¹⁾, Sari Luostarinen²⁾, Kristiina Regina³⁾, Susanna Särkijärvi⁴⁾, Juha Grönroos⁵⁾, Hannu Haapala⁶⁾

¹⁾Luonnonvarakeskus Luke, Kampusranta 9, 60320 Seinäjoki,

²⁾Luonnonvarakeskus Luke, Vuorimiehentie 2, 02150 Espoo

³⁾Luonnonvarakeskus Luke, Humppilantie 14, 31600 Jokioinen

⁴⁾Luonnonvarakeskus Luke, Opistontie 10 A 1, 32100 Ypäjä

⁵⁾Suomen ympäristökeskus SYKE, Mechelininkatu 34a, 00250 Helsinki

⁶⁾Agrinnotech, Kalevankatu 12b A26, 60100 Seinäjoki

Lypsykarjanavetan ammoniakkipäästöjen määrä riippuu tuotantoyksikön sisälämpötilasta, muodostuvan lannan tyypistä, typpipitoisuudesta ja pH:sta, lannan käsittelytavasta sekä käytettävien kuivikkeiden laadusta ja käyttömäärästä. Maatalouden kaasumaisten päästöjen arviointiin on kehitetty kansainvälisten ohjeiden pohjalta kansalliset laskennat typpiyhdisteille (SYKE) ja hiiliyhdisteille (Luke). Pääosin ulkomaiseen päästötietoon perustuvan päästölaskennan luotettavuuden parantamiseksi tarvitaan riittävä määrä kotimaista, erilaisista käytännön olosuhteista mitattua päästötietoa.

Tässä hankkeessa selvitettiin tilatason mittauksilla erilaisten lypsykarjanavetoiden perusratkaisujen (lämmin, viileä) sekä lannankäsittely- ja kuivitustapojen vaikutusta navetoissa muodostuviin ammoniakkipäästöihin. Mittauksia tehtiin kuudessa eri lypsykarjanavetassa eri vuodenaikoina noin yhden viikon mittausjaksoissa. Tulosten hyödyntämistä testattiin kansallisessa ammoniakkipäästömallinnuksessa. Lisäksi hankkeessa selvitettiin lyhyillä laboratoriokeilla erilaisten katteiden vaikutusta lantavarastojen ammoniakki- ja kasviuonekaasupäästöihin. Ammoniakkipäästöjä vähentäviä tekniikoita selvitettiin kirjallisuudesta.

Laboratoriokekeen mukaan liete- ja kuivalantaloiden kattaminen vähentää ammoniakkipäästöjä. Käytännössä tämä merkitsee kattamattomaan varastointiin verrattuna pienempää typen hävikkiä ja siten tehokkaampaa ravinteiden kiertoa kasvien käyttöön lannoitekäytössä. Koska ammoniakki on myös merkittävä hajuhaittojen aiheuttajana, katteet vähentävät hajujen muodostusta tiloilla.

Pihattojen ammoniakkipäästöt vaihtelivat merkittävästi sekä samalla tilalla eri vuodenaikoina että tilojen välillä ollen pääosin alle 5 g/lehmä/vrk. Parsinavetoissa ammoniakkipäästö oli keskimäärin alle 3,5 g/lehmä/vrk. Lietelantavarastojen ammoniakkipäästö vaihteli 0,04 – 1,49 g N/m²/vrk.

Ammoniakkina haihtuvan typen osuus oli 1–17 % lannan ammoniumtypestä. Pihattojen keskiarvo, 5,5 %, on huomattavasti pienempi kuin päästömallissa oletuspäästökertoimella lietalannalle laskettu 17,6 %. Parsinavetoille mitattu keskiarvo, 9,3 %, on puolestaan suurempi kuin mallin tuottama alle 6 %. Lietesäiliöistä puolen vuoden varastoinnin aikana ammoniakkina haihtuvan ammoniumtypen osuus oli keskimäärin noin 10 %. Se on sama kuin päästömallin tuottama nettopäästökerroin.

Tässä hankkeessa mitatut ammoniakkipitoisuudet navetoissa olivat alhaisempia verrattuna aiempaan samankaltaisissa olosuhteissa tehtyyn tutkimukseen. Mittaustuloksiin ja niiden suhteuttamiseen lannan typpisisältöön sisältyy normilantalaskentaan, lantanäytteenottoon ja näytteiden analysointiin liittyviä epävarmuustekijöitä, joiden merkitys on arvioitava ennen tulosten viemistä esimerkiksi päästömallinnukseen. Suomessa on tähän mennessä tehty verrattain vähän ammoniakkipäästömittauksia tuotantorakennuksista sekä lantaloista. Yhtään tutkimusta ei ole tehty siten, että mittauksia olisi tehty samoista kohteista kaikkina vuodenaikoina. Siten saadut tulokset antavat uutta tietoa päästöjen vaihtelusta vuodenaikojen mukaan.

Hankkeen tuloksia voidaan rajoitetusti hyödyntää maatalouden kaasumaisten päästöjen laskennassa. Tulosten käyttökelpoisuudessa täytyy huomioida, että kyseessä on vasta muutama mittaus muutamissa kohteissa. Lisäksi on käytetty uudenlaista dynaamista mittausmenetelmää, jota voitaisiin edelleen kehittää. Päästöjen mittaaminen vaatii huolellista anturivalintaa, instrumentointia ja näytteenottoa. Edustava lantanäytteenotto, johon ilmasta mitattua typpipitoisuutta verrataan, vaatii eläinsuojien olosuhteissa kehittämistä. Hankkeessa käytetyt jatkuvasti mittaavat anturit mahdollista-

vat päästön muodostukseen vaikuttavien navettojen erojen aiempaa tarkemman analyysin. Mittauksen hinta-laatusuhde on merkittävä menetelmien käytännön sovellettavuutta rajoittava tekijä. Tutkimuksen ja viranomaisvalvonnan tarkkuus- ym. vaatimukset ovat erilaisia kuin mitä mahdolliset tilatasolla käytettävät säätöjärjestelmien ohjausohjelmistot edellyttävät. Jatkohankkeiden varassa on kehittää pidemmälle optimoidut ratkaisut, joilla päästömittauksia voitaisiin tehdä optimaalisin laatu-kustannussuhtein eri käyttötarkoituksiin.

Asiasanat: lypsykarjatuotanto, lypsykarjanavetta, lantavarasto, ammoniakkipäästö, mittaaminen

Sisällys

Tiivistelmä	3
Sisällys	5
1. Tausta	6
2. Ammoniakin muodostuminen ja hallinta kotieläintiloilla –kirjallisuuskatsaus	8
2.1. Ammoniakin muodostuminen tuotantorakennuksessa	9
2.1.1. Ruokinnan vaikutus ammoniakkipäästöihin	10
2.1.2. Lannan ominaisuuksien ja ympäristön olosuhteiden vaikutus ammoniakin haihduntaan	10
2.1.3. Työtekniikoiden ja toimintatapojen vaikutus ammoniakin haihduntaan	11
2.2. Ammoniakin muodostuminen lantaloista	13
2.3. Ammoniakin muodostuminen lannan prosessoinnista	18
3. Laboratoriokoe erilaisten katteiden vaikutuksesta kaasumaisiin päästöihin	20
3.1. Koejärjestely	20
3.2. Kokeen tulokset	22
3.3. Tulosten tarkastelu	29
4. Tilatason ammoniakkipäästömittaukset	30
4.1. Mittaukset navetoissa	30
4.1.1. Mittausjärjestelyt navetoissa	32
4.1.2. Mittaustulokset navetoista	34
4.1.3. Sisämittausten tulosten tarkastelu	36
4.2. Mittaukset lantavarastoista	39
4.2.1. Mittausjärjestelyt lantavarastoissa	39
4.2.2. Mittaustulokset lantavarastoista	40
4.2.3. Lantavarastomittausten tulosten tarkastelu.....	42
4.3. Mittausten luotettavuuden tarkastelu	42
5. Mittaustulosten sovittaminen päästömalliin	44
5.1. Päästölaskennan periaatteet	44
5.2. Mitatut ja mallinnetut päästöt lypsykarjanavetoissa	44
5.3. Mitatut ja mallinnetut päästöt naudan lietelannan varastoinnissa.....	45
6. Johtopäätökset	46
Viitteet	48
LIITE 1	52
LIITE 2	58
LIITE 3	64

1. Tausta

Karjasuojasta muodostuvien ammoniakkipäästöjen määrä riippuu tuotantoyksikön sisäolosuhteista, pääasiassa sisälämpötilasta, muodostuvan lannan tyypistä, ominaisuuksista (typpi, pH) ja käsittelytavasta sekä käytettävien kuivikkeiden laadusta ja käyttömäärästä. Viimeaikoina viileät pihatot ovat yleistyneet Suomessa. Eläinsuojelusäädökset edellyttävät riittävää kuivikkeiden käyttöä, jolloin tyyppillisen lietejärjestelmän toimintaratkaisut joudutaan miettimään uudelleen. Ympäristölainsäädännössä mm. nitraattiasetus (1250/2014) velvoittaa kattamaan uudet lantalat. Tosin naudon lietejärjestelmälle luonnollinen kuorettumakin hyväksytään. Toisaalta kasvavissa tuotantoyksiköissä ympäristöluvituksen myötä vaaditaan enenevästi lantavarastojen kattamista myös naudonlietteelle, etenkin, jos eläinsuoja sijaitsee lähellä häiriintyviä kohteita, kuten asutusta. Eläinsuojatyypillä, käytettävillä kuivikkeilla ja lannankäsittelylle asetetuilla vaateilla on vaikutusta eläinsuojien päästöihin.

EU:lle sekä YK:n ilmastopöytäkirjalle ja kaukokulkeutumissopimukselle tehtävästä maatalouden kaasumaisten päästöjen laskennasta ja raportoinnista vastaavat Suomessa Luonnonvarakeskus (Luke) ja Suomen ympäristökeskus (SYKE). Luke vastaa kasvihuonekaasupäästöistä (ns. UNFCCC-inventaario). SYKEN vastuulla on ilman epäpuhtauksien laskenta ja raportointi (ns. CLRTAP -inventaario), johon kuuluu mm. maataloudesta peräisin olevat ammoniakkipäästöt.

Päästöinventaariorilla seurataan päästöjen kehittymistä ja päästövähennysvelvoitteiden saavuttamista. Osana ei-päästökauppasektoria raportoitavat maatalouden kasvihuonekaasupäästöt eivät ole vähentyneet kuten EU:n ilmastopolitiikka (EU 2009) ja kansallinen ilmasto- ja energiastратегия (TEM 2008) edellyttivät. Suomen ammoniakkipäästöille asetettu katto ja haasteet sen saavuttamisessa ovat kuitenkin viime aikoina puhuttaneet enemmän. Kaukokulkeutumissopimuksen Göteborgin pöytäkirjan (1999) ja päästökattodirektiivin (NEC-direktiivi; Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi 2001/81/EY), jolla Göteborgin pöytäkirja on EU:ssa pantu täytäntöön, ammoniakkipäästöjen päästökatto Suomessa vuodesta 2010 oli 31 kilotonnia/vuosi. Suomi ei saavuttanut tavoitteitaan. Vuonna 2012 uusitus Göteborgin pöytäkirjassa uudeksi ammoniakkipäästöjen vähentämistavoitteeksi on asetettu 20 % vuoden 2005 päästöistä. Göteborgin pöytäkirjan muutoksen velvoitteet pannaan EU:ssa täytäntöön uudella päästökattodirektiivillä (2016/2284). Suomen laskennalliset ammoniakkipäästöt kokonaisuudessaan olivat vuonna 2015 noin 31 kt, joista maatalouden osuus oli noin 94 % (29 kt). Maatalouden ammoniakkipäästöistä ylivoimaisesti suurin osa on peräisin kotieläintaloudesta eli eläinten lannasta.

Maataloudesta peräisin olevaa ammoniakkipäästöjen määrää arvioidaan mallintamalla (Grönroos ym. 2009, Grönroos ym. 2017). Mallilla saatavan päästötiedon luotettavuus on suoraan verrannollinen käytettävissä olevan lähtötiedon luotettavuuteen. Koska Suomessa maatilojen ammoniakkipäästöjä on mitattu vain vähän, nykyinen päästömalli perustuu pääosin ulkomaiseen päästötietoon, joita on hyödynnetty kansainvälisten päästölaskentaohjeiden laadinnassa. Suomen viileämmän ilmaston vaikutuksia päästöihin on pyritty korjaamaan soveltamalla mallissa korjauskertoimia. Jotta mallin luotettavuutta voitaisiin parantaa, tarvitaan riittävä määrä kotimaista, erilaisista käytännön olosuhteista kerättyä päästötietoa.

Eläinsuojissa ammoniakkipäästömittauksia lienee kattavimmin suomalaisissa olosuhteissa tehnyt Frederick Teye, joka väitöskirjaansa (2008) varten mittasi ammoniakkipäästöjä lypsykarjanavetoissa Suomessa ja Virossa. Mitattujen navetoiden eläinpaikoista pääosa oli kuitenkin kylmissä, eristämättömissä navetoissa, kun Suomessa suurin osa eläimistä on viileissä/lämpimissä, ainakin osittain eristetyissä pihatoissa. Koska ammoniakki haihtuminen on voimakkaasti riippuvainen vallitsevasta lämpötilasta sekä eläinten ruokinnasta, Teyen tuloksia voidaan käyttää tausta- ja vertailumateriaalina, mutta ei suoraan Suomen lypsykarjanavetoista peräisin olevien ammoniakkipäästöjen arvioinnissa. Lisäksi Teyen työssä ei tuloksia esitetty lantatyypeittäin, mikä on päästölaskennalle välttämätöntä. Vuonna 2013 lypsylehmistä noin 60 % ja 30-40 % muista naudoista oli Suomessa lietejärjestelmässä, loppujen ollessa kuiva-, kuivike- tai kuivikepohjalantajärjestelmässä (Grönroos 2014). Päästöt eri lantatyypeillä ovat erilaisia.

Koska merkittävä osa Suomen ammoniakkipäästöistä on peräisin kotieläintuotannosta, päästövähennystavoitteisiin pääseminen edellyttää toimenpiteitä juuri tällä tuotantosektorilla. Toiminnassa tarvitaankin tehostamista ja investointeja päästöjä vähentävään tekniikkaan, mutta myös ruokinnallisia toimenpiteitä. Grönroosin (2014) mukaan lannankäsittelyteknisistä menetelmistä kustannustehokkaimpia ovat lannan levittämiseen liittyvät menetelmät, mutta lantaloiden kattamista ja rehun valkuaisen hyväksikäytön tehostamista pitää myös edistää.

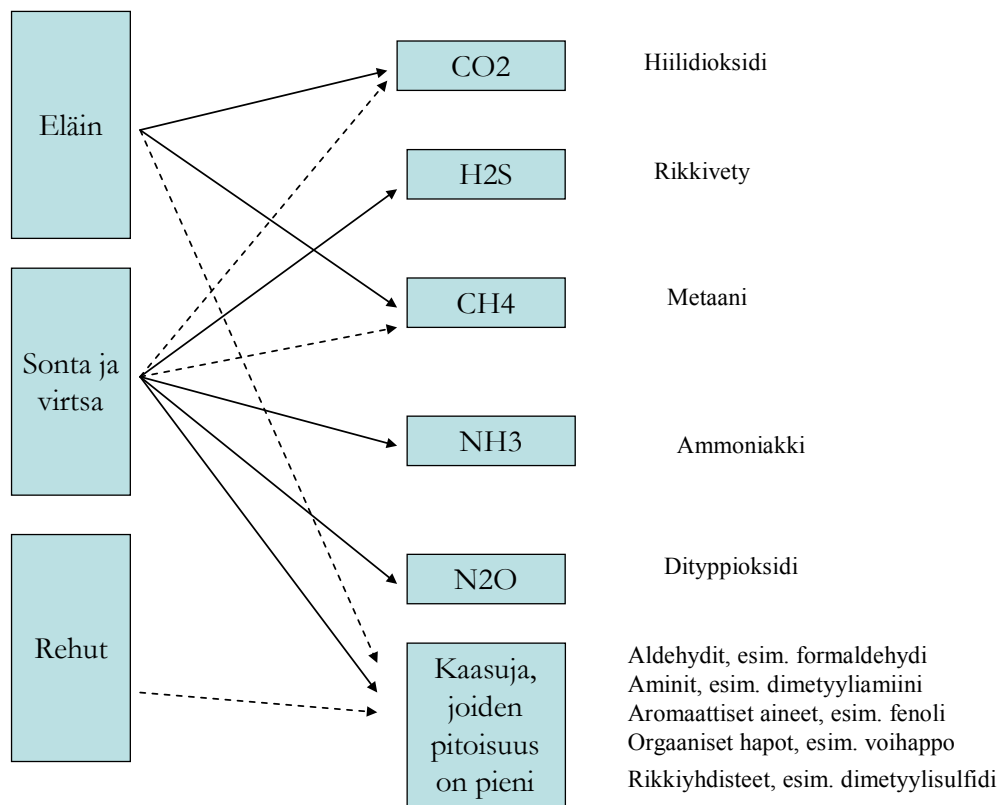
Erilaisia päästöjä vähentäviä toimintatapoja ja tekniikoita on tutkittu ja käytössä useissa Euroopan maissa, mutta Suomessa ko. päästötutkimusta on tehty melko vähän. Maatalouden ammoniakkipäästöjen vähentämispotentiaalia ja –kustannuksia on tarkasteltu ainoastaan vuosina 1998 (Grönroos ym. 1998) ja 2014 (Grönroos 2014) valmistuneissa selvityksissä. Siten onkin tarpeen kerätä käyttökokemuksia Suomessa jo käytössä olevista päästöjä vähentävistä tekniikoista ja toimintatavoista ja täydentää sitä muissa maissa tuotetulla tutkimus- ja käytännön tiedolla. Tällöin voidaan arvioida niiden soveltuvuutta ja tehokkuutta Suomen olosuhteissa päätöksenteon tueksi, mm. tuettujen toimien valitsemisessa.

Ympäristölupamenettelyssä maatilayrittäjän pitää pystyä osoittamaan, ettei toiminnasta aiheutu kohtuutonta haittaa ympäristölle. Ammoniakkipäästöjen vähentämisessä käytettävät tekniikat ja niiden toimivuus on pystyttävä todentamaan. Tämän työn helpottamiseksi tarvitaan työkaluja, joilla voidaan osoittaa, minkälaisia päästöjä tietyn tyyppisestä kotieläinyksiköstä aiheutuu. Tarvittavien työkalujen rakentamiseen tarvitaan jo olemassa olevista tuotantoyksiköistä käytännön olosuhteista mitattua päästötietoa. Kun työkalut ovat käytettävissä, kotieläintila voi jo luvanhakuvaiheessa esittää tarvittavia laskelmia päästöjen hallintaan. Vastaavasti viranomaisten tehtävänä on tarkastaa, että lupahakemuksessa esitetyt tekniikat/toimintatavat vastaavat parasta käyttökelpoista tekniikkaa. Tämä onnistuu parhaiten, kun niin tuottajilla kuin viranomaisilla on käytettävissään yhtenäiset, toimivat työkalut, jotka parhaimmillaan myös nopeuttavat lupakäsittelyprosessia. Tällä hetkellä Suomessa ei tällaisia yhtenäisiä työkaluja ole olemassa.

2. Ammoniakin muodostuminen ja hallinta kotieläintiloilla –kirjallisuuskatsaus

Suurin osa kotieläintuotannossa syntyvistä kaasumaista päästöistä on peräisin eläinten erittämistä sonnasta ja virtsasta sekä niistä muodostuvasta lannasta, mutta myös suoraan eläimestä sekä rehusta (Kuva 1). Kotieläinrakennuksissa kaasuja muodostuu tuoreesta tai varastoidusta sonnasta ja virtsasta. Kaasuja muodostuu myös rakennuksen ulkopuolella varastoidusta ja pellolle levitetystä lannasta. Pääasiallinen kotieläintilojen ammoniakin lähde on lanta. Maatalouden ammoniakkipäästöistä suurin osa on peräisin kotieläintuotannosta ja niistä noin 70 % on lähtöisin nautakarjasta.

Ammoniakkipäästöjä on tarpeen vähentää lannankäsittelyketjun jokaisessa vaiheessa. Ammoniakin haihtumista voidaan vähentää eläinsuojan, lannan varastoinnin ja levityksen ratkaisulla. Myös lannan prosessoinnilla voidaan vaikuttaa haihtuvan ammoniakin määrään, tosin prosessointi ei automaattisesti tarkoita päästöjen vähenemistä, vaan päästöt voivat myös lisääntyä. Tässä hankkeessa tarkasteltiin eläinsuojan, lannan varastoinnin ja lannan prosessoinnin ammoniakkipäästöjä ja päästövähenemismahdollisuuksia erillisinä toimenpiteinä. Käytännön ratkaisuja etsittäessä ammoniakkipäästöjä on tarkasteltava koko toimintaketjun yhteisvaikutuksiin perustuen, koska ketjun alkupään päästöjä vähentävien toimenpiteiden ansiosta säästynyt typpi haihtuu helposti seuraavassa vaiheessa. Myös muita kaasumaisia päästöjä tulisi tarkastella koko tuotantoketjussa yhdessä ammoniakin kanssa, koska vaikutukset voivat olla ristikkäisiä (Taulukko 1).



Kuva 1. Kotieläinrakennuksessa esiintyvien kaasujen alkuperä. (Hartung & Phillips 1994).

Taulukko 1. Eläinten ruokinnan, pito-olosuhteiden ja lannan varastoinnin erilaisten toimenpiteiden vaikutus lannan kaasumaisiin päästöihin (NH₃, CH₄, N₂O ja CO₂) (Novak ym. 2009, alkuperäisessä taulukossa olleet virheelliset merkinnät korjattu artikkelin tekstin mukaisiksi).

Kaasujen haihtumiseen vaikuttavia tekijöitä		NH ₃	CH ₄	N ₂ O	CO ₂
Eläinten ruokinta	Rajoitetaan ylimääräisen tyypin saantia	↘		↘	-
Eläintenpito-olosuhteet	Lisätään oljen käyttöä kuivikkeena	-	-		↘
	Vältetään kuivikkeiden anaerobista tilaa	-	↘	-	-
Lannan varastointi	Lantavaraston tyhjentäminen ennen kuin ulkoilman lämpötila nousee	↘	-	-	↘
	Lantasäiliön jäädyttäminen	↘	-	↗ (fossiilisen energian käyttö)	↘
	Kuorettuman muodostumisen edistäminen	↘	↗?	-	↘
	Lietesäiliöiden kattaminen	↘	↘ kylmissä olosuhteissa ↗ lämpimissä olosuhteissa	-	↘
	Lietteen biokaasutus	↘ oikealla varastoinnilla ja levityksellä	peltolevityksessä: ↘ tai 0	-	peltolevityksessä: 0, ↗ tai ↘
	Lietteen pH:n alentaminen	↘	↘	-	-
	Lietteen ilmastaminen	↗	↗?	↗ (fossiilisen energian käyttö)	↗
	Kuivalannan kompostointi	↗	↘	↗ kompostoinnin aikana ↘ levityksessä	↗ kompostoinnin aikana ↘ levityksessä
	Lanta-aumojen tiivistäminen ja peittäminen	?	↘	-	↘?
	Oljen lisääminen kuivalantaan	↘?	↘?	-	↘
Kuiva- versus lietelanta, tuotantorakennuksessa		↘	0?, ↗? Tai ↘?	↗ sekä rakennuksessa että varastoinnissa	↘ (korkeampi hiilen sidonta)
↘ toimenpide vähentää päästöjä ↗ toimenpide lisää päästöjä ↗ tai ↘ molempia vaihtoehtoisia vaikutuksia on raportoitu - ko. tekijää ei ole raportoitu 0 tutkimukset ovat osoittaneet, että ko. toimenpiteellä ei ole merkittävää vaikutusta tähän tekijään ? tulokset tarvitsevat varmistukseksi lisää tutkimusta					

2.1. Ammoniakin muodostuminen tuotantorakennuksessa

Tuotantorakennuksista peräisin olevat ammoniakkipäästöt ovat 18–37 % kotieläintuotannon kokonaisammoniakkipäästöistä (Dohler 2003). Tuotantorakennuksen ammoniakkipäästöihin vaikuttavat lukuisat tekijät: eläinten ruokinta, sisälämpötila, ilman nopeus lantakerroksen pinnassa, lannan pH ja lämpötila, lannan kosteus, lattian rakenne, lannalla tahriintuneen lattian ala, lannan poistoväli, rehun kulutus sekä lisäaineiden käyttö rehussa ja lannassa (Pfeiffer ym. 1994; Büscher ym. 1994; Myczko 2003; Kavolelis 2003). Päästöt ovat kesällä suurempia kuin talvella. Kun ulkolämpötila nousee 1 °C, navetan päästöt lisääntyvät 2,6 %. Päästö kasvaa eksponentiaalisesti maidon ureapitoisuuden noustessa (Duinkerken Van ym. 2004).

2.1.1. Ruokinnan vaikutus ammoniakkipäästöihin

Nauta ei ole erityisen tehokas hyväksikäyttämään rehun tyypeä. Typen hyväksikäyttö maidontuotannossa on vain noin 25–35 prosentin luokkaa. Ylimääräinen valkuaisaineiden sisältämä typpi eritetään sontaan ja virtsaan. Kontrolloiduissa lypsylehmien kammiotutkimuksissa 1–3 % rehutypestä on hävinnyt ammoniakkin muodossa (Powell ym. 2008a), kun taas maatalaolosuhteissa tehdyissä tutkimuksissa (Rumburg ym. 2008), jotka kuvaavat eläinsuojassa syntyviä tappioita, lukema on ollut 11 % luokkaa. Kun otetaan huomioon myös hävikki lannan varastoinnin ja levityksen aikana, päästään lukemaan 35 % rehutypestä (Rumburg ym. 2008).

Noin puolet eritetystä tyypestä poistuu virtsan mukana ja toinen puoli sonnassa. Virtsan tyypestä 60–80 prosenttia on urean muodossa. Eritteiden typpi muuntuu bakteeritoiminnan ja entsyymien vaikutuksesta ammoniakiksi erityisesti virtsasta. Mikro-organismien tuottama sonnan ureaasientsyymi reagoi virtsan urean kanssa tuottaen ammoniakkaa. Ureaasin aktiivisuus on korkea ja reaktio nopea. Virtsan ureapitoisuus on tärkeä mittari arvioitaessa lypsylehmien valkuaisen hyväksikäyttöastetta ja edelleen siitä riippuvaa ammoniakkipäästöpotentiaalia lannankäsittelyketjussa. Ruokintastrategioiden avulla on mahdollista vähentää virtsan ja sonnan määrää ja virtsan ureapitoisuutta (Ishler 2017). Huomattavaa on, että puhtaasta sonnasta ja puhtaasta virtsasta ammoniakkihaidunta on pientä, mutta kun sonnan ja virtsan sekoittuminen mahdollistaa ureaasientsyymien vaikutuksen, niin ammoniakkihaiduntaa syntyy runsaasti.

Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskuksen tutkimuksissa on todettu, että sonneille yleisesti annettu raakavaluauisliä ei nosta tuotosta, on siksi taloudellisesti kannattamatonta ja heikentää typen hyväksikäyttöastetta lisäten myös päästöjä. Sama koskee myös hiehoja. Lypsylehmillä valkuaisliä nostaa maitotuotosta ja heikentää typen hyväksikäyttöä, mutta sen taloudellinen vaikutus riippuu rehujen ja maidon hinnoista (Grönroos 2014).

Raisioagro on kehittänyt tilatasolla käytettäväksi ureaindeksi-nimisen työkalun, jonka avulla lehmien ruokintaa voidaan suunnitella entistä ympäristöystävällisemmäksi ja taloudellisemmaksi. Indeksillä nähdään, mikä on kullakin maitotuotostasolla ja maidon valkuaispitoisuudella sopiva annos rehuvalkuaisista, jotta typen ja aminohappojen saanti riittää ylläpitämään maidon tuotantoa (Raisioagro 2017).

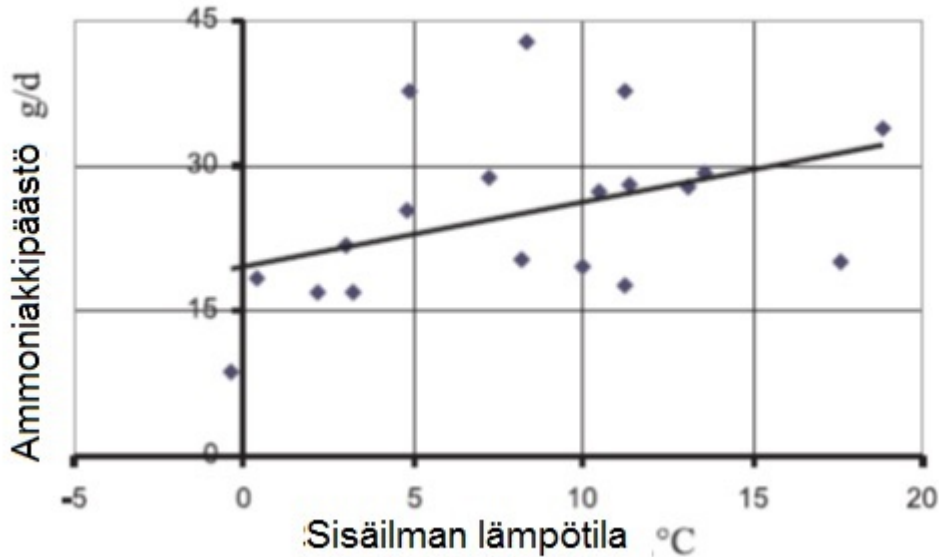
2.1.2. Lannan ominaisuuksien ja ympäristön olosuhteiden vaikutus ammoniakkin haihduntaan

Kotieläinrakennuksen sisälämpötilan noustessa lisääntyy ammoniakkin haihtuminen ilmaan. Ammoniakkaa tuottavan ureaasin aktiivisuus on matala 5–10 asteessa ja lisääntyy eksponentiaalisesti yli 10 asteen lämpötiloissa (Braam ym. 1997a).

Liettualaisessa tutkimuksessa (Kavolelis 2006) tutkittiin rakenteeltaan erilaisia navetoita. Tutkittavina kohteina olivat lämpöeristetty parsinavetta, lämpöeristetty pihatto osittaisella rakolattialla sekä kylmäpihatto lantaraapoin. Kaikissa navetoissa oli tuotostasoltaan, ruokinnaltaan ja kooltaan samanlaista lypsykarjaa noin 200 eläintä. Lämpöeristettyjen navetoiden kesken ei ollut eroa ammoniakkin haihdunnassa ja se oli noin 29 g per eläin päivässä. Sen sijaan kylmäpihatossa ammoniakkin haihdunta oli merkittävästi pienempi ollen vain 12 g per eläin päivässä ($p < 0,02$). Sisälämpötilalla oli ammoniakkin haihduntaan suurin merkitys, lämpötilan noustessa nolasta 15 asteeseen nousi ammoniakkin haihdunta 20 grammasta 30 grammaan, eli 50 % (Kuva 2). Rakennuksissa oli eroa myös lannalla tahriintuneen lattian pinta-alassa sen vaihdeltaessa 0,8 m² ja 4,1 m² välillä lehmää kohti, mutta sillä ei ollut ratkaisevaa merkitystä ammoniakkin haihdunnan kannalta tässä tutkimuksessa. Pedersen (2006) tutki yhdeksän tanskalaista lypsykarjapihattoa ja havaitsi ammoniakkihaidunnan lisääntyvän eksponentiaalisesti 2–22 asteen lämpötilojen välillä.

Myös vuorokauden aika vaikuttaa ammoniakkin haihduntaan, ja öiseen aikaan (kun on viileämpää) ammoniakkin haihdunta on pienempää. Jopa vain 1,6 asteen ero sisälämpötilassa sai aikaiseksi

merkitsevän eron päivä- ja yöhaihdunnan välille (Powell ym. 2008a). Yöllä myös ilman suhteellinen kosteus oli korkeampi kuin päivällä.



Kuva 2. Ammoniakin haihtumisen (g/pv) ja sisälämpötilan välinen riippuvuus (Kavolelis 2006).

Ilman suhteellisen kosteuden vaikutuksesta ammoniakin haihduntaan on vaihtelevia havaintoja. Lisäksi tutkimuksia nautakarjan osalta on hyvin vähän. Siipikarjalla ammoniakkipitoisuudet nousevat ilman suhteellisen kosteuden lisääntyessä (Weaver ja Meijerhof 1991; Seedorf ja Hartung 1999). Ammoniakin haihduntaan vaikuttavia tekijöitä on erittäin paljon ja niiden yhdysvaikutusten selvittäminen on työlästä. Seedorf ja Hartung (1999) toteavatkin, että lämpötila ja suhteellinen kosteus yksistään eivät selitä riittävällä tavalla ammoniakin haihduntaa kotieläinrakennuksissa nautakarjalla tai sioilla. Myöskään siipikarjalla tätä ei ole kiistatta todettu, sillä Lacey ym. (2003) totesivat, etteivät lämpötila tai suhteellinen kosteus ole merkittäviä tekijöitä ammoniakin haihdunnassa.

Lannan korkea pH lisää ammoniakin haihtumista ilmaan. Lypsylehmän sonnan pH vaihtelee tyyppillisesti 7 ja 8,5 välillä, mikä mahdollistaa ammoniakin nopean haihtumisen. Laboratorioolosuhteissa on osoitettu, että pH:n noustessa kahdeksaan kaikki ammoniakki lannasta haihtuu. Kun lannan pH laskee alle neljän, lannan ammoniakki on täysin sitoutunut lantaan (Derikx ym. 1994).

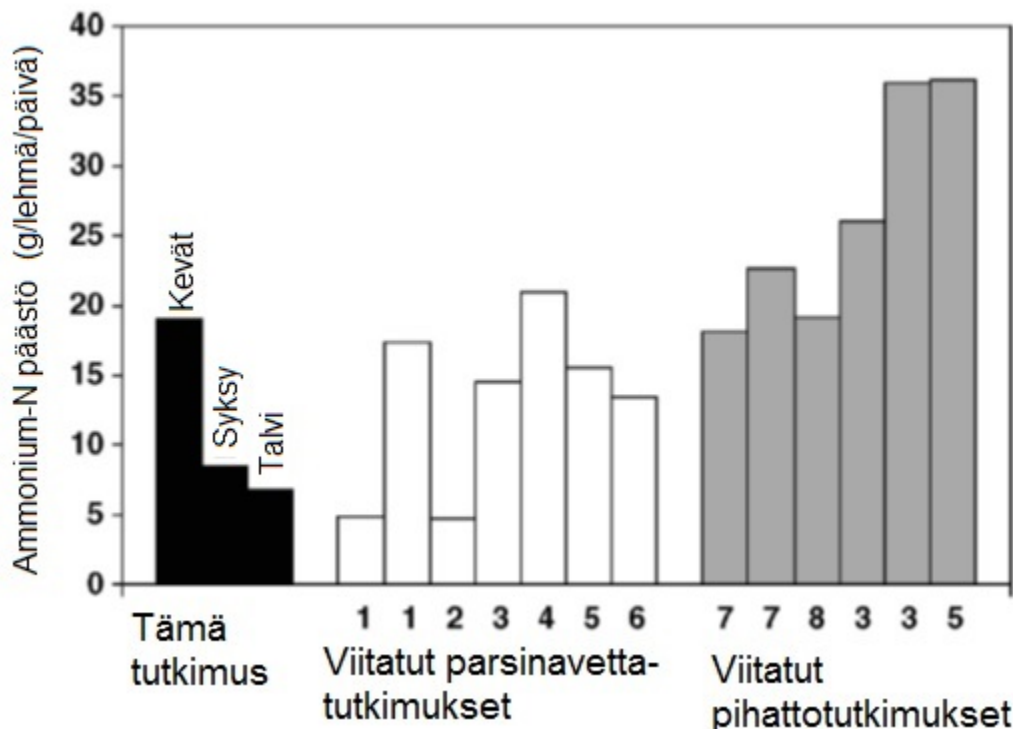
Vuodenaikojen vaihtelu vaikuttaa ammoniakin haihduntaan siten, että lämpimään vuodenaikaan ammoniakin haihdunta on suurinta. Kotieläinrakennuksista haihtuvan ammoniakin määrä kasvaa suhteellisesti tilamittakaavassa lantavarastoon nähden kylmään vuodenaikaan, koska lantavarastossa oleva lanta jäähtyy tai jäätyy ja haihdunta siten vähenee. Lämpimään vuodenaikaan kotieläinrakennuksesta haihtuva osuus vähenee, kun lantavarastoista haihtuvan ammoniakin määrä on suuri. Vuodenaikavaihtelua on tarkasteltu esimerkiksi Harperin ym. (2009) tutkimuksessa, jossa ammoniakin haihdunta lypsynavetasta oli talvella 11–15 kg NH₃/vrk ja kesällä 30–70 NH₃/vrk. Navetoiden välillä oli suurta vaihtelua. Tutkimus oli tehty olosuhteissa (Wisconsin, USA), jotka vuodenajoiltaan vastasivat suomalaisia olosuhteita. Eläinmäärät olivat suuria (>800 lehmää) ja rakennukset rakenteeltaan erilaisia, mutta tämä tuskin on vaikuttanut itse ilmiön suuntaan. Navetoiden sisälämpötiloja ei tässä tutkimuksessa mainittu.

2.1.3. Työtekniikoiden ja toimintatapojen vaikutus ammoniakin haihduntaan

Lattian rakenne voi navettarakennuksissa olla lähinnä kiinteä tai rakolattia. Braam ym. (1997a) vertasivat eri lattiarakenteen ja lannanpoiston tiheyden vaikutusta ammoniakin haihduntaan. Rakolattiaa

verrattiin kiinteään tasalattiaan sekä kiinteään lattiaan 3 % kallistuksella. Lannanpoisto tehtiin joko erittäin tiheästi (96 kertaa/pv) tai normaalilla tiheydellä (12 kertaa/pv) lantaraapoilla. Ammoniakin haihdunta oli samanlaista rakolattialla ja kiinteällä lattialla, jota puhdistettiin 12 kertaa päivässä. Kallistettu lattia vähensi ammoniakkihaihduntaa 21 %. Lietelantajärjestelmän pudotusaukkojen peittäminen vähensi myös ammoniakin haihduntaa. Kun lannanpoistoa tihennettiin (12→96 kertaa), ammoniakin haihdunta väheni 5 % tasaisella lattialla ja 26 % kallistetulla lattialla. Lattian kallistuksella oli suurempi vaikutus ammoniakin haihduntaan kuin lannanpoiston tihentämisellä, mikä johtui virtsan nopeammasta valumisesta lantakuiluihin kallistuksen ansiosta.

Parsinavetoiden ammoniakkipäästöt ovat yleensä alhaisempia kuin pihatoiden päästöt (Kuva 3). Tähän on useita syitä. Parsinavetoissa suhteellisen kapeista lantakouruista poistetaan lanta yleensä 1–2 kertaa päivässä. Pihatoissa taas lantaraapat kulkevat leveillä käytävillä useita kertoja päivässä. Tämä lisää virtsan ja sonnan sekoittumista ja siten ammoniakin haihduntaa. Lannalla tahriintuneen lattian pinta-alassa, eli haihdunta pinta-alassa, on suuri ero parsi- ja pihattonavetoiden välillä. Hollantilaisen tutkimuksen mukaan haihdunta oli 35 % alhaisempi parsinavetassa pihattoon verrattuna (Monteny ja Erisman 1998). Tanskalaisen tutkimuksen mukaan haihdunta parsinavetoista oli puolet pihattonavetoiden haihdunnasta (5 % eritetystä tyypestä vs. 10 % eritetystä tyypestä) (Pedersen 2006).



Kuva 3. Ammoniakin haihdunta kammiomittauksessa (tämä tutkimus), parsinavetoissa ja pihattonavetoissa (Powell ym. 2008b).

Lisäaineiden käyttö on yksi tapa vaikuttaa ammoniakkipäästöihin. Formaldehydiä voidaan käyttää hidastamaan urean hydrolyysiä. Kun laimennettua formaldehydiä käytettiin lattioiden huuhteluun, pystyttiin ammoniakin haihduntaa vähentämään 50 % (Ogink ja Kroodsma 1996) ja 87 % (Bleijenbergen ym. 1995) käyttömäärillä 19 ja 34 litraa liuosta per lehmä.

Lietteen sekä haihduttavien pintojen pH:n alentaminen hapon avulla vähentää ammoniakin haihduntaa. Bleijenbergen ym. (1995) alensi lietekanavassa olevan lietteen pH:n tasolle 4–4,5 lisäämällä siihen typpihappoa ja vähensi siten ammoniakin haihduntaa 37 %. Toisessa tutkimuksessa päästiin 60 % vähennykseen, kun lisätoimenpiteenä vielä huuhdeltiin ritilöitä hapotetulla lietteellä (Kroodsma ja Ogink 1997). Hieman uudemmassa tutkimuksessa (Berg 2006) käytettiin hapottamiseen maitohap-

poa ja typpihappoa. Saavutetut pH:t olivat 5,7, 5,1 ja 4,2. ja vähennys ammoniakkin haihdunnassa vastaavasti 65 %, 72 % ja 88 %.

Huuhtelemalla lattioita vedellä voidaan ureapitoisuutta alentaa ja laimentaa syntyvää lietettä. Samalla pienennetään haihduntapinta-alaa kun sonnan ja virtsan seos poistetaan haihduttavalta pinnalta lantakouruun. Saavutettu ammoniakkin haihdunnan väheneminen on vaihdellut eri tutkimuksissa 17 – 65 % välillä erilaisilla huuhtelutiheyksillä, vesimäärillä ja lattiarakenteilla (Braam ym. 1997b; Ogink ja Kroodsma 1996).

Yhtenä toimenpiteenä ammoniakkipäästöjen vähentämisessä voitaisiin käyttää virtsan sitomista kuivikkeeseen. Powellin (2008b) mukaan ammoniakkipäästö (g/hieho vuorokaudessa) olivat kammiomittauksissa pelkästä kuivalannasta 20,0, kun sanomalehtipaperia, olkea ja männyn sahanpurua käytettäessä päästöt olivat 18,9, 18,9 ja 15,2 vastaavasti. Runsaampi kuivikkeiden käyttö ei kuitenkaan kovin hyvin sovellu ritilälattioille ja lietelantajärjestelmiin, koska kuivike haittaa lannan kulkua.

2.2. Ammoniakin muodostuminen lantaloista

Lantaloista muodostuvat kaasumaiset päästöt riippuvat monesta tekijästä, joita ovat:

- lannan/lietteen kemiallinen koostumus (erit. typpipitoisuus)
- fysikaaliset tekijät (kuiva-aine %, pH, lämpötila)
- haihduttava pinta (pinta-ala, kuorettuma)
- sääolosuhteet (ympäristön lämpötila, sademäärä)
- katteen käyttö ja tiiveys
- lannan prosessointi ennen varastointia

Tärkeimmät näistä tekijöistä ovat lannan kuiva-aine- (ka %) ja ravinnepitoisuudet, erityisesti typpipitoisuus (N), joka riippuu ruokinnasta. Varastoinnin alkuvaiheessa ammoniakkia haihtuu lietteen pintakerroksesta, mutta myöhemmin köyhtynyt pintakerros estää haihtumisen. Suhteellisen vähän typpeä haihtuu syvemmältä. Useissa tutkimuksissa on todettu säiliön syvemmistä kerroksista peräisin olevan haihtuvan typen osuudeksi 5 – 15 % typen kokonaismäärästä. Alhaiseen haihtumiseen vaikuttaa todennäköisesti lähellä neutraalia oleva pH sekä se, ettei lantaa sekoiteta varastoinnin aikana.

Lantalalan kattamisella on selkeä vaikutus ammoniakkin haihtumiseen. Saavutettu haihtumisen vähenemä vaihtelee ja riippuu käytetystä katteesta (Taulukko 3). Kate paitsi estää ammoniakkia huuhtovaa ilmapvirtausta lietteen pinnasta, myös muodostaa selkeän haihtumista hidastavan/estävän kerroksen. Vähenemä on yleensä suurempi kesällä kuin talvella.

Lannoissa tapahtuu varastoinnin aikana typen muuntumista, millä on vaikutusta päästöihin. Esimerkiksi kuivalannoilla typen immobilisaatio, jolla tarkoitetaan mikrobien aikaansaamaa epäorgaanisessa muodossa olevan typen (NH_4^+ , NH_3 , NO_2^- , NO_3^-) sitoutumista orgaaniseen muotoon osaksi mikrobibiomassaa, voi vähentää päästöjä merkittävästikin.

Tehokkaimmin ammoniakkipäästöjä vähentää kiinteä katto (Sommer ym. 1993). Muita kattamisvaihtoehtoja ovat kelluvan esim. muovikalvon käyttö tai turpeesta, kasviöljystä, oljesta tai esim. polystyreenirakeista muodostuva kelluva kate (Hartung ja Phillips 1994, Loyon ym. 2007). Kaikki näistä katteista vähentävät lietelannan typpitappioita 80–90 %, jos katekerros pysyy ehjänä koko varastointijakson ajan. Katteen vaikutus heikkenee oleellisesti, jos pintaan muodostuu halkeamia tai jos kate uppoaa lietteen sekaan (Rotz 2004, Loyon ym. 2007). Halvin kate on lietteen pintaan muodostuva luonnollinen kuorettuma, joka edellyttää, että lietteen kuiva-ainepitoisuus on vähintään 1 % ja liete sisältää kelluvaa kuitua. Kylmemmillä alueilla kuorettuma voi upota talven aikana, koska kuiva-aineen kellumista tukeva kaasun tuotanto vähenee lietteen alentuneen mikrobiaktiivisuuden vuoksi (Loyon ym. 2016). Misselbrook ym. (2005) mukaan lietteen kuiva-ainepitoisuus on tärkein kuorettuman muodostumiseen vaikuttava tekijä. Pihatossa käytetty kuivikemateriaali ei vaikuttanut kuorettuman muodostumiseen, kuten ei myöskään vallinnut lämpötila eikä ilmanvirtaus lannan pinnassa. Kuorettuma alkaa muodostua 10 – 20 vrk:n varastoinnin jälkeen, josta alkaen myös päästöt pienenevät.

Sillä, oliko ruokinta maissi- vai nurmisäilörehupohjainen, oli huomattava vaikutus kuorettuman muodostumiseen ollen nurmisäilörehupohjaisella ruokinnalla voimakkaampaa. Myös maissitärkkelyksen ja glukoosia sisältävän seosaineen lisääminen edistivät kuorettuman muodostumista ja vähensivät ammoniakkipäästöä. (Misselbrook ym. 2005)

Olkikatteen ja luonnollisen kuorettuman etuja on myös kyseenalaistettu, koska ne saattavat lisätä N_2O - ja CH_4 -päästöjä (Sommer ym. 2000, Vanderzaag ym. 2008). Laboratoriossa kasviöljy toimii hyvin katteena (Portejoie ym. 2003), mutta käytännössä menetelmän teho on rajallinen, koska lanan mikro-organismit saattavat hajottaa sitä, se saattaa sekoittua lietteen nesteeseen tai tuuli saattaa hajottaa sitä siten, että vain osa säiliön pinnasta on katettuna (Loyon ym. 2016).

Shah ym. (2012) mukaan naudnan kuivalanta-auman kattaminen vähentää typpipäästöjä merkittävästi. Heidän 130 päivän varastointikokeessaan 12 tonnin kattamattoman lanta-auman kokonaistyyppihäviö oli 31 %, kun katetun vastaavan auman kokonaistyyppihäviö oli 10 %. Puumalan (2001) kenttäkokeessa, jossa lanta-aumoja seurattiin noin 9 kk ajan elokuusta toukokuuhun, broilerilanta-aumojen kattamisen 10 cm turvekerroksella havaittiin vähentävän ammoniakkipäästöjä 80–90 % kattamattomaan verrattuna. Rodhe ja Karlsson (2002) saivat kenttäkokeessa, jossa broilerinlanta varastoitiin aumassa lokakuusta toukokuuhun, tulokseksi, että 30 cm olkikate lisäsi ammoniakkipäästöjä 3 prosenttiyksikköä kattamattomaan verrattuna katetun auman ammoniakkihävikin ollessa 10 % ammoniumtyyppistä. Hassounan ym. (2008) mukaan lanta-auman kääntäminen lisää kuivalannan typpitappioita. Heidän kolmen kuukauden kokeessaan sian kuivikelantaa varastoitiin aumoissa, joista toista käännettiin kolme kertaa varastoinnin aikana. Kokonaistypen tappio oli käännetyllä aumalla 10,5 % ja kääntämättömällä 9 %. Tutkijoiden mukaan suurin osa typpihäviöstä oli ammoniumtyypen hävikkiä.

Grönroos (2014) on arvioinut lantaloiden kattamisen investointikustannuksia perustuen MMM:n rakentamisinvestointien yksikkökustannuksiin (korotettuna 20 prosentilla) ja säiliön sadevesivaran poisjättämisestä syntyvään kustannussäästöön:

- lietesäiliön kiinteä kate $52,2 \text{ e/m}^2$
- lietesäiliön kelluva kate 24 e/m^2
- liete-/virtsa-säiliön betonikate $75,2 \text{ e/m}^2$
- kuivalantalan seinät+vesikate 72 e/m^2

Investointikustannukset on laskettu edelleen vuosikustannuksiksi käyttäen käyttöikäoletuksina betonikannelle 20 vuotta, kiinteälle katteelle 15 vuotta ja kelluvalle katteelle 5 vuotta. Kun lietesäiliön syvyudeksi on oletettu kolme metriä, ja kuivalantalan hyötykorkeudeksi kaksi metriä, ovat vuosikustannukset per lantakuutio eri katevaihtoehdoille muodostuneet seuraavasti:

- lietesäiliön kiinteä kate $1,85 \text{ e/m}^3$
- lietesäiliön kelluva kate $1,93 \text{ e/m}^3$
- liete-/virtsa-säiliön betonikate $2,26 \text{ e/m}^3$
- kuivalantalan seinät+vesikate $3,25 \text{ e/m}^3$

Edellä esitetyt kustannukset pätevät kiinteän katteen osalta uusille liete- ja virtsa-säiliöille, sillä ne eivät ote huomioon vanhaan säiliöön tarvittavaa seinämien ulkopuolista vahvistamista johtuen betonikannen painosta tai telttakatteen keskimaston edellyttämää pohjalaatan lisävahvistusta.

Taulukko 2. Erilaisten kateaineiden vaikutus kaasumaisten päästöjen (NH₃, CH₄, CH₄+CO₂) haihtumisen ja typen tappioiden (N_{tot}) pienenemiseen erilaisilla lietalannoilla. Vaikutus prosentteina verrattuna kattamattomaan, + -merkki lukuarvon edessä tarkoittaa, että kate on lisännyt ko. päästöä.

Kirjallisuuslähde	Loyon et al. 2016		Matulaitis et al. 2015		Misselbrook et al. 2016		Petersen et al. 2014	Karlsson 1996	Grönroos (ref.) 1993	Sommer 1991		deBode 1990		Anon. 1988,1989	Manni &Kapuinen 1990
	NH ₃	CH ₄ +CO ₂	NH ₃	CH ₄	NH ₃	NH ₃	NH ₃	NH ₃	NH ₃	NH ₃	NH ₃	NH ₃	NH ₃	N _{tot}	N _{tot}
Lanta	Sika		Sika		Sika	Lehmä	Nauta	Nauta, virtsa	Sika	Sika	Nauta	Sika	Nauta	Sika	Sika
Suure	NH ₃	CH ₄ +CO ₂	NH ₃	CH ₄	NH ₃	NH ₃	NH ₃	NH ₃	NH ₃	NH ₃	NH ₃	NH ₃	NH ₃	N _{tot}	N _{tot}
Vuodenaika								Kevät		Kesä	Talvi	Kesä/talvi			Syksy
Kate															
Puukansi								-	-	-	87	-	-	-	-
Telttakangas								90	90	-	-	94/84	84/71	-	-
Aitolevy								-	-	-	-	84/54	50/46	-	-
Kelluva kalvo			54,7	91,5				90	-	85	71	94/73	86/82	-	-
Kelluva levy								-	79	-	-	85/89	81/78	-	-
Polystyreenipallo Ø 20 cm	80	24													
Synteettinen levykatto	100	100													
Turve, 8-9 cm								-	92	85	82	-	-	-	-
4 -5 cm	24,2	+ 32	43,8	88,5											
Kevyt sora															
9-10 cm								90	79	47	81	-	-	75	41
7 cm						77									
5 cm			34,6	0				-	-	-	-	-	-	79	34
2 cm								-	-	-	-	-	-	72	17
Sahanpuru, 40 mm			73,4	100											
Silputtu olki								60	71	43	53	-	71/64	-	-
Olkisilppu <6cm, vehnä, 40 mm			64,4												
Rapsiöljy								80	92	-	72	-	-	-	-
Auringonkukkaöljy, 2 mm			45,9												
Luontainen kuorettuma								-	-	-	-	-	0-35/-	-	-
Happolisäys, pH 5,5						75	84								
pH 6,5							49								

Malgeryd & Karlsson (1996) ovat selvittäneet lietalantalan kattamisen vaikutuksia ammoniakkipäästöön sekä laskeneet kattamisen kustannukset säästettyä typpikiloa kohti (Taulukko 3). Laskenta perustuu 60 lypsylehmään, joiden tuottama lietalantamäärä kahdeksan kuukauden sisäruokintakauden aikana on 460 m³. Eritetystä tpeestä lietesäiliöön on oletettu päätyvän 50 – 75 %. Katteen investointikustannus on laskettu 500 m³ säiliölle. Hörnigin ym. (1999) arvioimat erilaisten katteiden keskiarvot ja käyttökustannukset on esitetty taulukossa 4. Esitetyt katekustannukset ovat suuntaa-antavia, eivätkä välttämättä vastaa ko. katemateriaalien tämän hetkisiä hintoja tai hintasuhteita.

Taulukko 3. Lietesäiliön erilaisten katevaihtoehtojen vaikutus ammoniakkipäästöön ja katteen investointikustannus säästettyä typpikiloa kohti (Malgeryd & Karlsson 1996). Kustannus säästettyä typpikiloa kohti on muunnettu alkuperäisteoksen Ruotsin kruunuista euroiksi kurssilla 1 Skr = 0,1045 €.

Katemateriaali	Ammoniakkipäästön vähenemä, %	Katteen kustannus, €/säästetty typpikilo
Betonikansi	95	1,28 – 1,87
Muovikate	90	1,49 – 2,13
Siirrettävä muovikate	90	0,59 – 0,85
Lecarae, 10 cm	70	0,59 – 0,91
Rapsiöljy, 0,5 cm	80	1,81 – 2,61
Muovipussisäiliö	100	ei lisäkustannusta

Taulukko 4. Erilaisten katemateriaalin käyttöikä ja käyttökustannus (Hörnig ym. 1999). Käyttökustannus on muunnettu alkuperäisteoksen Saksan markoista euroiksi kurssilla 1 € = 1,95583 DM.

Katemateriaali	Käyttöikä, vuotta	Käyttökustannus, €/m ² /vuosi
Silputtu olki	0,5	0,5
Perliitti (PegülitM)	10	1 – 1,5
Kelluva polyeteenikalvo	10	1,5 – 4
Telttakate	12 – 15	2 – 4,5

Katteilla on vaikutusta ammoniakkin lisäksi myös muodostuvaan hajuun (Taulukko 5). Hörnigin ym. (1999) mukaan lietesäiliöiden kattaminen vähentää sekä ammoniakkipäästöjä että hajua. Tutkijoiden mukaan Pegülit M, joka on vulkaanisesta tuhkasta lämpökäsittelmällä valmistettua 1– 5 mm rautaa, sisältää hienoa kevyttä jauhetta, joka parantaa katekerroksen tiiveyttä. Heidän tuloksensa viittaavat siihen, että tiivis kate vähentää hajua huomattavasti. Guarinon ym. (2006) mukaan ainoastaan ohut hakekerros ja vehnän olki eivät pystyneet vähentämään hajua. Kaikki muut testatut katemateriaalit vähensivät hajua merkittävästi. Taulukossa 6 on esitetty eri katteilla aikaansaattavia hajupäästövähennyksiä ja kattamisen kustannuksia.

Taulukko 5. Erilaisten katemateriaalin vaikutus ammoniakkipäästöihin ja hajuun maatilakokeen ja laboratorio-
kokeen perusteella.

Katemateriaali	Kerrospaksuus, mm	Hörnig ym. 1999 Maatilakoe Päästön vähenemä, %		Guarino ym. 2006 Laboratoriokoe Päästön vähenemä, %	
		Ammoniakki	Haju	Ammoniakki	Haju
Silputtu olki	50-150	79,9	83,8		
Silputtu vehnän olki	70			34,2	0
	140			86	61
Maissiruoko	70			14,2	73
	140			84	90
Perliitti (Pegülit M)	100	91	93		
Perliitti (Pegülit R)	100	62,9	30		
Hake	70			0.5	30
	140			80	55
Kevytsora	70			16,8	75
	140			75	69
Kasviöljy	3			79,5	51
	9			100	52
Kelluva polyetyleenikalvo	2	99,7	e.m.		
Telttakate		99,5	81,9		
e.m. ei mitattu					

Taulukko 6. Lietesäiliöiden katteilla aikaansaatu hajun vähentyminen ja vähentämistoimenpiteen kustannukset eri tutkimuksissa.

Katetyyppi	Hajuvähennys, %	Kustannukset, euroa	Viite/huomioitavaa
Kiinteä katto, betoni tai lasikuitu	> 95	betoni 150-225/m ²	Ø 15-30 m säiliöihin; EC 2003
		lasikuitu 45-185/m ² ; 6-8 /m ² /a	Grimm 1997
Teltta (keskitolpalla)	90-95	54 -180/m ²	Sopii Ø < 30 m pyöreisiin säiliöihin; EC 2003
		2-6/m ² /a (12-15 v käyttöikä)	Hörnig ym. 1999, Grimm 1997
Kelluvat	Noin 80	15-36 /m ²	Grimm 1997
Olki	70-85	1,2-2/m ² /a	Hörnig ym. 1999
		0,6-1,5/m ² /a +ylläpito	SLU 2003
Muovi- tai kangaspressu	85-95	3,2-4,2/m ² /a	Grimm 1997
		2,2 /m ² /a	SLU 2003
		1,5-4/m ² /a (10 v käyttöikä)	Hörnig ym. 1999
Leca, muovirouhe ym. rakeet	80-90	2,5-4,2/m ² /a	Grimm 1997
		1-1,5/m ² /a	Hörnig ym. 1999
Turve	60-90	kuten oljen	SLU 2003
Leca		1,5/m ² /a	SLU 2003
Muovirakeet (eps)	90		Arnold 2003

Lantaloiden kattaminen vähentää tai muovikatteita käytettäessä estää hapen siirtymistä ilmasta lietteeseen ja nostaa lietteen lämpötilaa. Nämä vaikutukset luovat sekoittamattomaan lantaan hapestavan olosuhteen, jossa saattaa muodostua metaania. Kattamisen katsotaan kuitenkin yleensä vähentävän metaanipäästöjä. Kattamisesta johtuva hapen puute vähentää nitrifikaatiota (ja vastaavasti denitrifikaatiota), minkä seurauksena di-tyyppioksidipäästöt voivat merkittävästi pienentyä tai estyä kokonaan.

Bergin ym. (2006) tulosten mukaan katemateriaalit lisäsivät kaikkia kasvihuonekaasupäästöjä. Hänen mukaansa metaani oli hallitseva haihtuva kasvihuonekaasu sekä kattamattomissa että kate- tuissa lietelantasäiliöissä. Dityppioksidin merkitys kasvoi, kun pinnat katettiin. Myös Pahl ym. (2002) ovat tutkimuksissaan todenneet, että kate lisää metaanipäästöjä. Hellstedtin ja Sipilän (2009) tutki- muksen tulosten mukaan solumuovikate pienensi metaanipäästöjä. Tulosten ero johtunee erilaisista käytetyistä lämpötiloista. Dinuccio ym. (2008) ovat todenneet, että lämpötilan nosto +5 °C:stä + 25 °C:een lisäsi metaanipäästöjä 60 %.

N₂O-päästöt lisääntyvät kuorettuneesta tai kelluvalla katteella katetusta lietesäiliöstä verrattuna kattamattomaan. Kiinteällä katteella katetussa säiliössä vaikutus on epäselvempi. Metaanin päästöt pääsääntöisesti pienenevät kattamisen seurauksena. Kaikkiaan katetun lietesäiliön kokonaiskasvi- huonekaasupäästöt pienenevät kattamattomaan säiliöön verrattuna (Petersen ym. 2013).

2.3. Ammoniakin muodostuminen lannan prosessoinnista

Kotieläintilat keskittyvät edelleen alueellisesti ja suurempiin yksiköihin. Tämä edesauttaa mahdolli- suuksia prosessoida lanta kannattavasti energiaksi ja/tai uusiksi ravinnetuotteiksi. Tavoite saada puo- let Suomen lannoista kehittyneen prosessoinnin piiriin on myös osa Juha Sipilän hallitusohjelmaa. Hallitusohjelman päätavoitteena on edistää lannan ravinteiden kierrätystä omavaraisemman maata- louden varmistamiseksi. Osa tavoitetta on samalla ravinnehävikin vähentäminen, ts. päästöjen aiem- paa parempi hallinta. Helposti kaasumaisina päästöinä hukattu typpi on näin myös prosessointita- voitteiden keskiössä.

Kehittynyt prosessointi voi lannankäsittelyssä tarkoittaa mitä tahansa menetelmää, joka edistää lantaravinteiden käyttöä kohteissa, joissa niitä todella tarvitaan. Se voi olla yhtä hyvin tilakohtaista separointia kuin tilakohtaista tai keskitetympää biokaasutuotantoa tai kompostointia. Keskitetyn prosessoinnin yhteydessä teknologioita voidaan myös laittaa peräkkäin siten, että yhden lopputuote on toisen syöte ja lopputuloksena saadaan hyvinkin pitkälle jalostettuja ja väkeviä ravinnetuotteita.

Olennaista lannan prosessoinnin päästöjen hallinnassa on huomioida koko lannankäsittelyketju, ei ainoastaan prosessointiosiota. Prosessointi muuttaa lannan ominaisuuksia, jolloin myös sitä edel- tävässä varastoinnissa sekä lopputuotteiden varastoinnissa ja levityksessä on huomioitava päästöjä vähentävät ratkaisut. Itse prosessia tulisi operoida siten, että päästöt minimoidaan.

Lannan mekaanisessa separoinnissa lietelantaa jakeistetaan neste- ja kuivajakeeksi yleensä joko ruuvipuristukseen, suotonauhaan tai linkoukseen perustuvilla menetelmillä (esim. Hjorth ym. 2009; Luostarinen ym. 2011). Eri separoinneilla on erilainen typen erotusteho. Erotusteho riippuu myös lietelannan ominaisuuksista. Lietelannan tyypestä osa on orgaanisessa muodossa kiintoaineessa ja osa liukoisena, pääasiassa ammoniumtyyppinä. Separoitaessa pääosa liukoisesta tyypestä päättyy nesteja- keeseen, jonka tyyppipitoisuus on siis raakalietettä korkeampi. Tämän vuoksi nestejakeen varastointi tulisi toteuttaa katettuna edellä mainittujen varastoinnin tyyppihävikkiriskien takia. Orgaaninen typpi päättyy pääasiassa kuivajakeeseen, joka voi varastoinnin aikana alkaa kompostoitumaan spontaanisti (ts. palamaan). Tällöin tyypeä menetetään sen muuntuessa kaasumaiseksi tyypeksi. Kuivajae tulisikin varastoida peitettyinä. Mikäli lietelantaa varastoidaan ennen separointia merkittäviä aikoja (esim. separointi vasta juuri ennen levitystä), tulee se varastoida katettuna.

Kompostointi voi myös olla kuivien lantojen tai separoitujen kuivajakeiden tarkoituksenmukai- nen prosessointimenetelmä. Aumakompostoinnissa orgaanisen typen hajotessa muodostuva ammo- niumtyppi tosin menetetään suurelta osin kaasumaisina päästöinä. Sen sijaan laitoskompostoinnissa

vapautuvaa typpeä voidaan ottaa talteen esim. pesemällä se vesiliuokseen tai happoon. Muodostuva typpiliuos voidaan hyödyntää lannoitteena. Sekin on kuitenkin syytä varastoida katetuissa säiliöissä typen hävikin minimoimiseksi.

Lannoista voidaan tuottaa biokaasua mädättämällä hapettomissa olosuhteissa (teknologian perusteiden kuvauksia esim. Luostarinen ym. 2011, Kymäläinen & Pakarinen 2015). Menetelmä on mikrobiologinen, ts. mikrobit hajottavat lannan orgaanista ainesta biokaasuksi ja mädätysjäännökseksi. Mädätysjäännös sisältää kaikki lannan alkuperäiset ravinteet, mutta osa orgaanisesta tyypestä muuttuu liukoiseksi ja osa orgaanisesta aineksesta hajoaa biokaasuksi. Biokaasu voidaan hyödyntää energiantuotannossa ja mädätysjäännös sellaisenaan tai jatkojalostettuna lannoitteena. Orgaanisen typen hajoamisen seurauksena mädätysjäännöksen kokonaistyypestä suurempi osuus on liukoisena ammoniumtyyppinä kuin raakalietteessä. Tämä on lannoitekäytön kannalta toivottavaa, sillä liukoinen tyyppi on suoraan kasville käyttökelpoinen ja kasvukaudella levitettäessä suurempi osa tyypestä tulee suoraan kasvin käyttöön. Samalla on kuitenkin huomioitava paitsi jäännöksen korkeampi ammoniumtyypen pitoisuus, myös sen korkeahko pH (usein 7–8), jotka lisäävät ammoniakkipäästöjen riskiä. Mädätysjäännös onkin syytä varastoida katetuissa säiliöissä. Avoimet laguunit ovat erityisen huonoja jäännöksen varastointiin suuren haihtumispinta-alansa vuoksi. Katesuositus koskee myös jäännöksestä separoituja jakeita sekä mahdollisesti nestejakeesta vielä esimerkiksi haihduttamalla, strippaamalla tai kalvotekniikoilla väkevöityjä typpituotteita, joissa ammoniumtyypen pitoisuus on korkea. Jäännöksen ominaisuuksien takia myös sen levitystekniikkaan tulee kiinnittää erityistä huomiota.

Lannan ravinteiden tehokkaampaan hyödyntämiseen tähtäviä käsittelytekniikoita ollaan kaiken aikaa kehittämässä lisää. Suomessakin on kehitteillä erilaisiin teknologioihin perustuvia menetelmiä, joissa yhdistetään eri tavoin biologisia, kemiallisia ja fysikaalisia prosesseja. Kehitteillä olevien menetelmien vaikutusta ammoniakkipäästöihin ei välttämättä vielä tunneta ja se on joka tapauksessa riippuvainen eläinsuojan, prosessoinnin, varastoinnin ja levityksen kokonaisuudesta.

3. Laboratoriokoe erilaisten katteiden vaikutuksesta kaasumaisiin päästöihin

Lantavarastoista haihtuvan ammoniakkin määrää selvitettiin laboratoriokokeella tilaseurannan (luku 4) tueksi. Ammoniakin lisäksi kokeessa mitattiin haihtuvan metaanin ja hiilidioksidin määriä. Pienen mittakaavan kokeessa oli mahdollisuus vertailla erilaisia katteita ja myös säädellä lämpötilaa halutuissa rajoissa.

3.1. Koejärjestely

Laboratoriokoe toteutettiin Luken säahuoneessa kolmessa viikon mittaisessa koejaksossa 16.11.–7.12.2015 välisenä aikana. Koeastioina käytettiin 80 litran muovisaaveja, jotka täytettiin puolilleen tutkittavalla lannalla. Saaveissa ollut lanta punnittiin sekä ennen koejaksoja että niiden jälkeen. Lannan katekerroksen paksuus oli 5 cm, mikä tilavuutena oli 9,8 litraa. Katemateriaalit annosteltiin tilavuuden perusteella ja katteen määrä punnittiin kokeen alussa. Laboratoriokokeen eteneminen ja viikon koejakson aikana käytetyt lämpötilat on esitetty kuvassa 4. Lämpötilan uudelleensäätö tehtiin klo 16, jolloin huoneen lämpötila ehti tasaantua ennen seuraavan päivän mittauksia. Säahuoneen suhteellinen kosteus vaihteli kokeen aikana 60 ja 65 %:n välillä.

Kullakin koejaksolla oli käytössä erilainen lypsykarjan raakalanta. Ensimmäisellä koejaksolla saaveissa oli lypsykarjapihatton lantakuiluista kerättyä kuivalantaa, toisella koejaksolla pihatton lietteen pumppauskaivosta otettua lietalantaa ja kolmannella koejaksolla samoin pihatton pumppauskaivosta otettua lietalantaa sekä sen separoituja jakeita. Lietalanta separointiin Bauer Separator S 655 ruuvi-puristimella, jonka seulakoko oli 0,5 mm. Ensimmäisen ja toisen koejakson lannat tuotiin suoraan tilalta kokeeseen, mutta kolmannen koejakson lanta oli kuljetettu kauempaa, jolloin separoinnin ja kokeen aloituksen välillä oli noin kahden viikon viive. Raakalantojen ominaisuudet on esitetty taulukossa 7.

Taulukko 7. Laboratoriokokeessa käytettyjen raakalantojen ominaisuudet. Lyhenteiden selitykset ja käytetyt analyysit on esitetty taulukossa 9.

	Kuivalanta	Liete, koejakso 2	Liete, koejakso 3	Kuivajae	Nestejae
N_{tot}, g/kg	4,41	4,28	3,44	4,37	3,33
N_{tot}, g/kg ka	28,62	39,12	36,36	18,76	60,55
NH₄-N, g/kg	0,70	1,52	1,44	0,69	1,80
NH₄-N, g/kg ka	4,54	13,89	15,22	2,96	32,73
P, g/kg	0,82	0,77	0,68	1,06	0,53
K, g/kg	5,24	3,10	3,31	3,45	3,43
Kuiva-aine, %	15,41	10,94	9,46	23,30	5,50
VS, g/kg	122,46	90,07	78,66	208,24	41,80

Käytetyt katteet olivat olki, turve, kutteri, kevytsora (Leca) ja biohiili. Laboratoriokokeen koejäsenet koejaksoittain on esitetty taulukossa 8. Toisella koejaksolla lietalannalle käytetty olkikate kutsutettiin, koska sillä simuloitiin kuivikkeena käytettävän oljen kertymistä lietteen pintaan eli naudan lietalannoilla lannan sisältämästä kuidusta muodostuvaa luonnollista kuorettumaa.

Ammoniaki-, metaani- ja hiilidioksidimittaukset koeastioista tehtiin kaasuanalysointorilla (12-kanavainen; Innova Multi-gas analyser, Innova, Denmark) 1–2 kertaa päivässä. Koeastiat katettiin

kannella mittauksen ajaksi (Kuva 5) ja kaasun tuottonopeus määritettiin mittauksen aikana todetun pitoisuuden nousun mukaan. Käsittelyjen eroja verrattiin yksisuuntaisen varianssianalyysin avulla koko viikon mittauksen ajalta kumuloituneen tuottoluvun perusteella. Sitä varten luvuille tehtiin logaritmuunnokset jakauman normalisoimiseksi.

Koemateriaaleista otettiin näytteet ravinnemäärittäystä varten koejakson alussa ja lopussa. Koejakson päätteeksi otetuissa näytteissä pyrittiin estämään katteen ja lannan sekoittuminen. Katemateriaalinäyte kerättiin siten, että noin 0,5 cm katetta lantapinnan yläpuolelle jäi koskemattomaksi. Tämän jälkeen poistettiin kaikki katemateriaali ja noin 1 cm lantaa pinnasta. Vasta tämän jälkeen otettiin lopputilanteen lantanäyte. Näytteet analysoitiin Luken laboratoriossa. Näytteistä analysoitiin kokonaistyyppi, ammonium-tyyppi, kokonaisfosfori, kalium, kuiva-aine ja orgaaninen aine, taulukko 9.

Koejakso							Seuraava koejakso
ma	ti	ke	to	pe	la	su	ma
koeasetelman rakentaminen	I lämpötila 2-5 °C		II lämpötila 13-17 °C		III lämpötila 22-25 °C		kokeen purku + uusi koeasetelma

Kuva 4. Laboratoriokokeen koeasetelma.

Taulukko 8. Laboratoriokokeen koejäsenet koejaksoittain.

	Koejakso 1	Koejakso 2	Koejakso 3
Astianumero	Kuivalanta	Lietelanta	Lietelanta
L1 – L3	Kattamaton	Kattamaton	Raakaliete
L4 – L6	Olkikate	Olkikate, kostutettu	Nestejäte
L7–L9	Turvekate	Turvekate	Kuivajäte
L10 – L12	Kutterikate	Kevytsovakate	Liete + Biohiilikate



Kuva 5. Kaasumaisten päästöjen (ammoniakki, metaani ja hiilidioksidi) mittaukset laboratoriossa koeastioista. Astiat peitettiin kannella mittauksen ajaksi.

Taulukko 9. Laboratoriokoemateriaalien analyysit ja analyysimenetelmät.

Analyyysi	Menetelmä
Kokonaistyyppi, N_{tot}	Kjeldahl- menetelmä . Näytettä keitetään väkevässä rikkihapossa, jolloin orgaaninen aine hajoaa. Cu ₂ + katalysoi hapettumista. Hajoamista edistetään suolaväkevyyttä (K ₂ SO ₄) lisäämällä, jolloin kiehumispiste kohoaa. Näytteen tyyppi sitoutuu nitraattityyppiä lukuun ottamatta ammoniumtyyppinä rikkihappoon, jolloin muodostuu ammoniumsulfattia (NH ₄) ₂ SO ₄ . Polton jälkeen näytteisiin lisätään natriumhydroksidia ja näytteet tislataan. Tislauksessa ammoniumsulfattiin sitoutunut ammoniakki vapautuu. Vapautunut ammoniakki sidotaan vastaanottoliuokseen (boorihappo) ja titrataan 0.1 M rikkihapolla.
Ammonium-N, NH₄-N	Vesiliuoksena olevan näytteen sisältämät ammoniumionit reagoivat fenolin ja hypokloriitin kanssa alkaalisessa liuoksessa muodostaen indofenolia. Nitroprussidi (natriumnitroferrisyaniidi) katalysoi reaktiota. Dissosioituneen indofenolin absorbanssi mitataan spektrofotometrisesti 625 nm:ssa.
Kokonaisfosfori ja –kalium P_{tot} ja K_{tot}	Näytteiden mineraalit vapautetaan liuokseen n. 32,5 %:ssa typpihapossa (väkevä typpihappo (65%) 1:2 liuoksena) korkeassa paineessa (25 bar) mikroaaltouunissa, lämpötila 180 °C. Mittaus liuoksesta ICP-OES –laitteella viitteen mukaisesti.
Kuiva-aine, TS	Tuoretta näytettä kuivataan 105 °C:ssa lämpökaapissa yön yli (20 h). Painonvähennys ilmaisee kuiva-aineen (liukoisen ja liukenemattoman) kokonaismäärän näytteessä (%).
Hehkutushäviö, VS	Tuoretta bionäytettä, jota on ensin kuivattu yön yli 105 °C:ssa lämpökaapissa, hehkutetaan 510 °C:ssa uunissa yön yli. Tuhka määritetään punnitsemalla epäorgaaninen hehkutusjännös. Hehkutushäviö ilmoittaa näytteen orgaanisen aineen eli hehkutuksessa haihtuvan aineen määrän. Hehkutushäviö lasketaan kuiva-aineen (TS) ja hehkutusjännöksen erotuksena.

3.2. Kokeen tulokset

Koemateriaalien typpipitoisuuksienmuutokset eri koejaksoilla on esitetty taulukoissa 10–12.

Kokonais- ja ammoniumtyypen sekä kuiva-ainepitoisuudet muuttuivat kuivalannassa kokeen aikana (Kuva 6). Koejäsenten, erityisesti kattamattoman koejäsenen kuiva-ainepitoisuudet nousivat seurantajakson aikana. Katetuissa koeastioissa olevan lannan kokonaistyyppipitoisuus laski kokeen aikana, kattamattoman lannan sen sijaan nousi. Ammoniumtyypen pitoisuus lannan kuiva-ainekiloa kohti tarkasteltuna nousi lievästi olki- ja turvekatetuilla, kun kattamattomalla ja kutterikatetulla se hieman laski.

Myös lietelantojen kahden eri jakson koejäsenten typpipitoisuudet ja kuiva-ainepitoisuudet muuttuivat kokeen aikana (Kuva 7). Turve- ja biohiilikatteella oli selkeä vaikutus ammoniumtyypen säilymiseen lietteessä. Biohiilikatetun lietelannan kokonaistyyppipitoisuus näytti lisääntyneen koejakson aikana, mitä voi selittää hienojakoisen biohiilen sekoittuminen lannan joukkoon.

Kevytsoraa lukuun ottamatta katteet sitoivat itseensä tyyppiä (Kuva 8). Kaikkien katteiden ammoniumtyppipitoisuus nousi viikon mittaisen koejakson aikana. Lietelannan katteena käytetty kostea olki näyttäisi sitovan tyyppiä paremmin kuin kuiva olki.

Lisäksi tarkasteltiin lypsykarjan lietteestä separoidun neste- ja kuivajakeen typpi- ja kuiva-ainepitoisuuden muutoksia koejakson aikana (Kuva 9). Nestejakeessa typpipitoisuudet laskivat hie-man kuiva-ainepitoisuuden pysyessä ennallaan. Myös kuivajakeen typpipitoisuudet laskivat, mutta kuiva-ainepitoisuus nousi.

Taulukko 10. Laboratoriokokeen 1. koejakson lannan ja katemateriaalien typpi- ja kuiva-ainepitoisuuksien muutokset koejakson aikana.

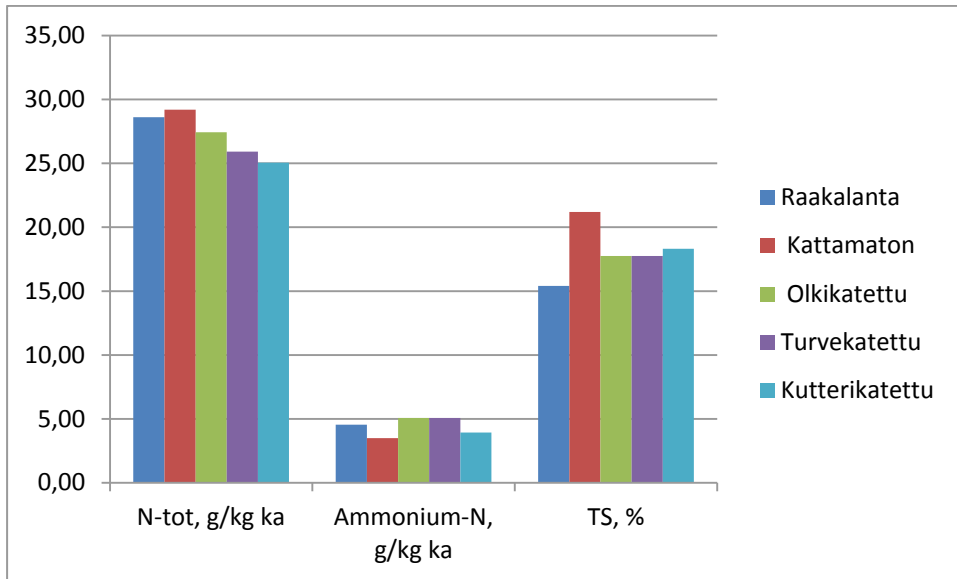
	N_{tot} , g/kg	N_{tot} , g/kg ka	NH_4-N , g/kg	NH_4-N , g/kg ka	Kuiva-aine, %
Kuivalanta, alku	4,41	28,62	0,70	4,54	15,41
Kuivalanta, kattamaton	6,17	29,2	0,74	3,49	21,20
Kuivalanta, olkikatettu	4,87	25,15	0,90	4,65	19,36
Kuivalanta, turvekatettu	4,60	25,92	0,90	5,07	17,75
Kuivalanta, kutterikatettu	4,59	25,05	0,72	3,93	18,32
Olki	4,71	5,77	0	0	81,67
Olkikate (kuivalanta)	6,26	7,34	0,29	0,34	85,30
Turve	5,94	9,9	0,05	0,08	60,01
Turvekate (kuivalanta)	7,99	13,2	0,39	0,64	60,51
Kutteri	0,39	0,44	0	0	88,98
Kutterikate (kuivalanta)	1,37	1,52	0,40	0,44	90,17

Taulukko 11. Laboratoriokokeen 2. koejakson lannan ja katemateriaalien typpi- ja kuiva-ainepitoisuuksien muutokset koejakson aikana.

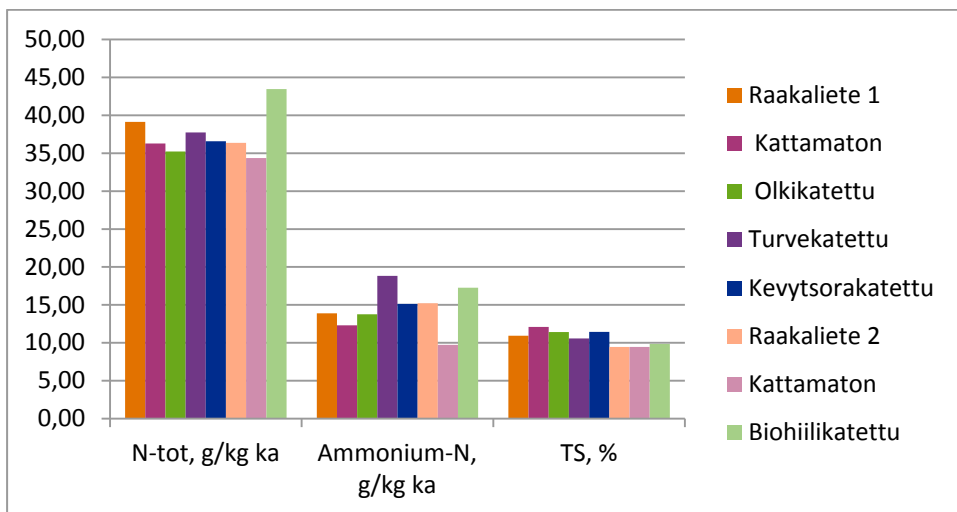
	N_{tot} , g/kg	N_{tot} , g/kg ka	NH_4-N , g/kg	NH_4-N , g/kg ka	Kuiva-aine, %
Raakaliete, alku	4,28	39,12	1,52	13,89	10,94
Raakaliete, kattamaton	4,39	36,28	1,49	12,31	12,1
Lietelanta, olkikatettu	4,02	35,23	1,57	13,76	11,41
Lietelanta, turvekatettu	3,99	37,75	1,99	18,83	10,57
Lietelanta, kevytsorakatettu	4,18	36,57	1,73	15,13	11,43
Olki	4,71	5,77	0	0	81,67
Olkikate, kostutettu (lietelanta)	2,66	11,18	0,40	1,68	23,79
Turve	5,94	9,90	0,05	0,08	60,01
Turvekate (lietelanta)	8,16	11,58	0,19	0,27	70,45
Kevytsora	0	0	0	0	98,89
Kevytsorakate (lietelanta)	0	0	0,01	0,01	98,98

Taulukko 12. Laboratoriokokeen 3. koejakson lannan, separoitujen jakeiden ja katemateriaalien typpi- ja kuiva-ainepitoisuuksien muutokset koejakson aikana.

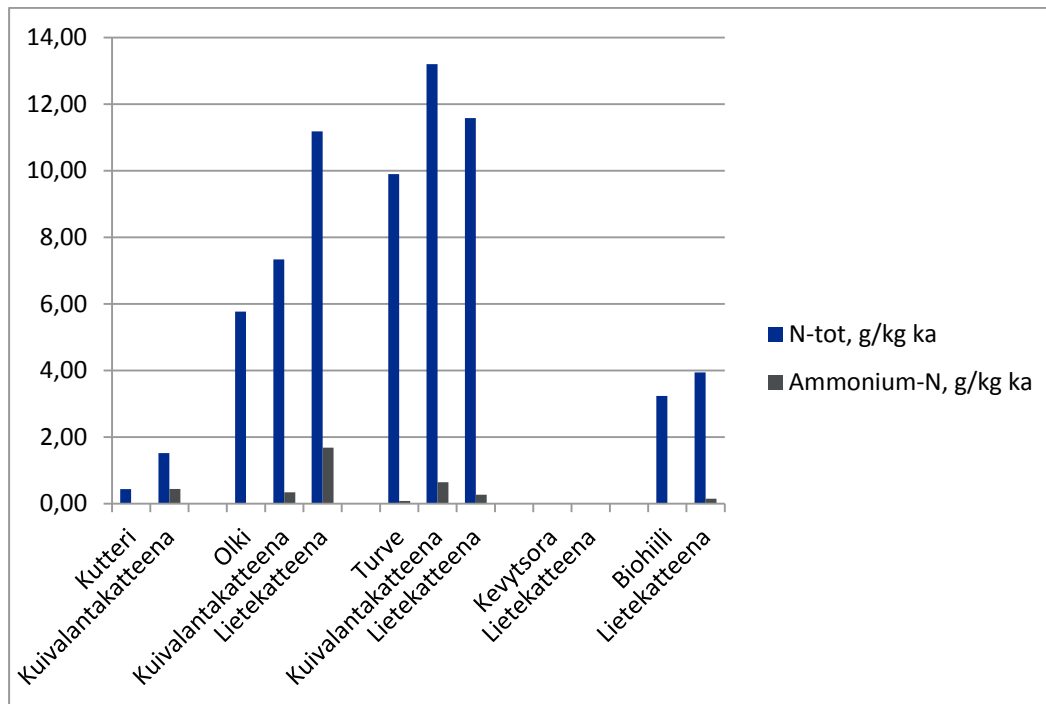
	N_{tot} , g/kg	N_{tot} , g/kg ka	NH_4-N , g/kg	NH_4-N , g/kg ka	Kuiva-aine, %
Raakaliete, alku	3,44	36,36	1,44	15,22	9,46
Raakaliete, kattamaton	3,25	34,36	0,92	9,73	9,46
Raakaliete, biohiilikatettu	4,28	43,45	1,70	17,26	9,85
Nestejae, alku	3,33	60,55	1,80	32,73	5,50
Nestejae, kattamaton	3,11	57,38	1,27	23,43	5,42
Kuivajae, alku	4,37	18,76	0,69	2,96	23,30
Kuivajae, kattamaton	5,08	17,46	0,35	1,20	29,09
Biohiili	3,07	3,23	0	0	94,93
Biohiilikate (lietelanta)	3,65	3,94	0,14	0,15	92,63



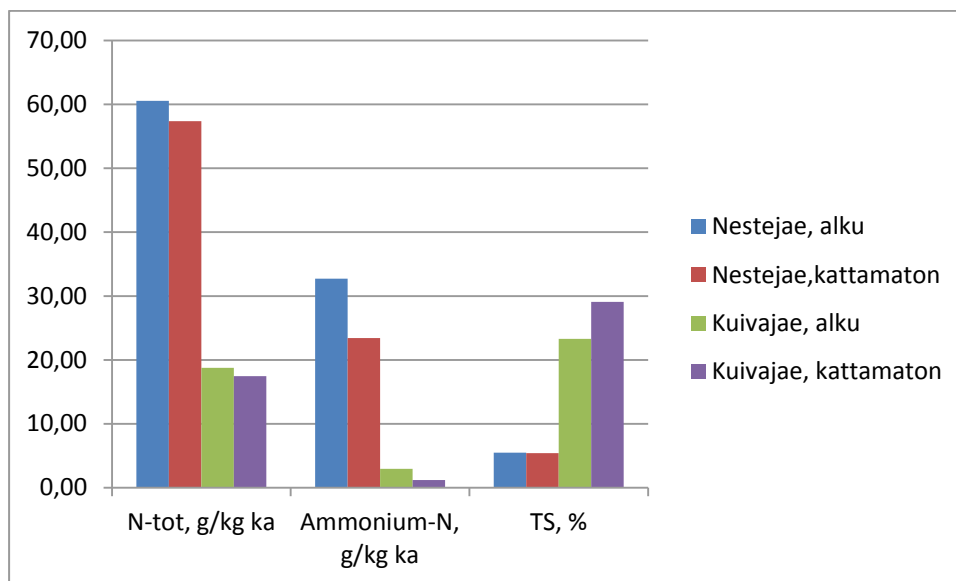
Kuva 6. Kokonais- ja ammoniumtypen sekä kuiva-ainepitoisuuden muutokset lypsykarjan kuivalannassa yhden viikon koejakson aikana. Raakalanta = lähtötilanteen analyysitulokset.



Kuva 7. Kokonais- ja ammoniumtypen sekä kuiva-ainepitoisuuden muutokset lypsykarjan lietalannoissa yhden viikon koejakson aikana huomioiden molemmat lietalantojen koejaksot. Raakaliete = lähtötilanteen analyysitulokset.

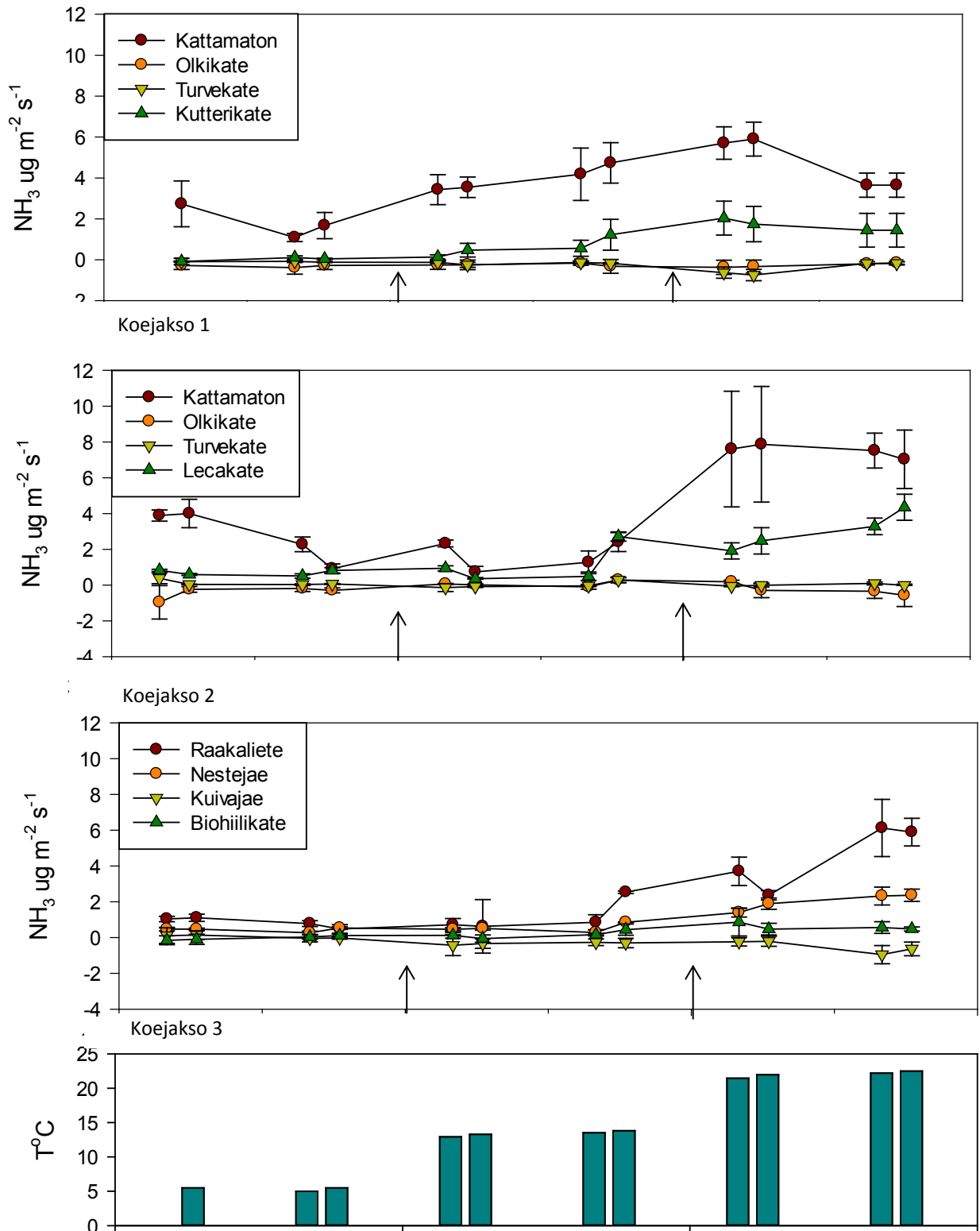


Kuva 8. Eri katteiden typpipitoisuudet kokeen alussa ja eri lypsykarjan lantojen katteina yhden viikon koejakson jälkeen.

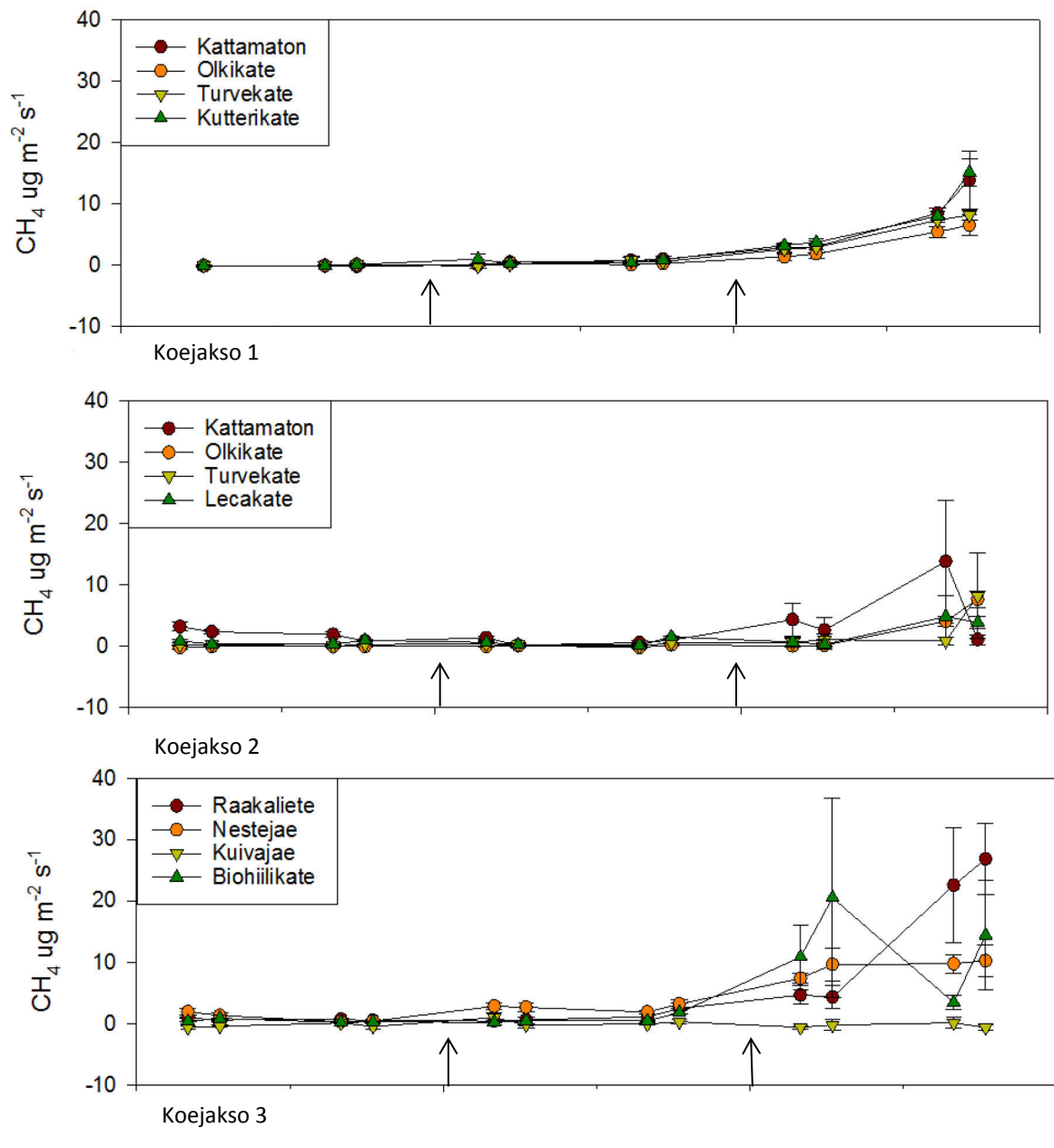


Kuva 9. Lietteen separoidun neste- ja kuivajakeiden kokonais- ja ammoniumtyypen sekä kuiva-aineen muutokset kokeen aikana.

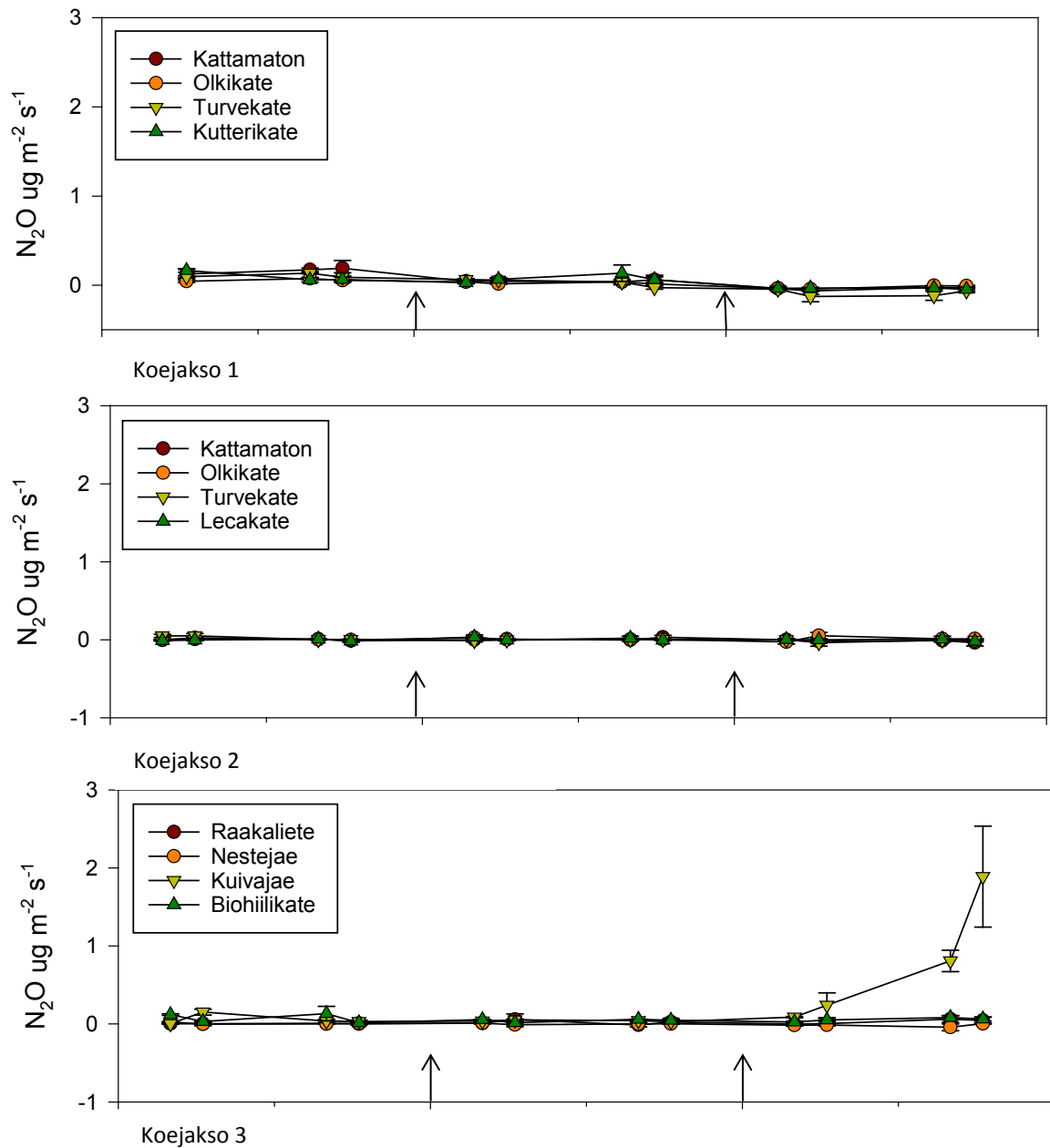
Kaasumittausten tulokset on esitetty erikseen kullekin kaasulle ja kullekin koeviikolle (kuvat 10-12). Jokaisena viikkona raakalanta oli erilaista. Koejaksojen alussa, alhaisilla lämpötiloilla ammoniaki- ja metaanipäästöt olivat useimmilla käsittelyillä selkeästi pienempiä kuin koejaksojen lopun korkeammilla lämpötiloilla. Dityppioksidin päästöt lisääntyivät selkeästi lämpötilan nousun seurauksena vain lietelannan kuivajakeella. Kaikki käytetyt katteet (Taulukko 8) vähensivät lannan ammoniakkipäästöjä. Kutteri- ja kevytsorakate olivat jonkin verran heikompia ammoniakkipäästöjen torjunnassa kuin muut katteet. Katteiden vaikutus metaani- ja dityppioksidipäästöihin ei pääasiassa ollut tilastollisesti merkitsevä (0,05 merkitsevyystasolla eli 20 mittauksesta yksi on poikkeava). Tilastollista eroavuutta on taulukossa 13 esitetty eri kirjaimilla.



Kuva 10. Ammoniakkipäästö lantasaaveista (keskiarvo±keskivirhe) eri koejaksojen aikana ja mittaushuoneen lämpötila. Kuvioihin merkityt nuolet ilmaisevat lämpötilanvaihtumisajankohdan. Jokaisena koejaksona raakalanta on ollut eri, ylin käyrästä kuivalanta, keskimäinen käyrästä lietelanta, alimmainen lietelanta ja sen jakeet.



Kuva 11. Metaanipäästö lantasaaveista (keskiarvo±keskivirhe) eri koejaksojen aikana. Kuvioihin merkityt nuolet ilmaisevat lämpötilanvaihtumisajankohdan. Jokaisena koejaksona raakalanta on ollut eri, ylin käyrästä kuivalanta, keskimäinen käyrästä lietelanta, alimmainen lietelanta ja sen jakeet



Kuva 12. Dityppioksidipäästö lantasaaveista (keskiarvo±keskivirhe) kolmen eri koejakson aikana. Kuvioihin merkityt nuolet ilmaisevat lämpötilanvaihtumisajankohdan. Jokaisena koejaksona raakalanta on ollut eri, ylin käyrästä kuivalanta, keskimäinen käyrästä lietelanta, alimmainen lietelanta ja sen jakeet.

Taulukko 13. Tilastolliset erot lypsykarjan lantojen katemateriaalien välillä koejakson aikana kumuloituneen kaasutuoton perusteella. Eri kirjain käsittelyn perässä viikon sisällä merkitsee tilastollista eroa. Esimerkiksi A- ja B –merkityt eroavat toisistaan, mutta A- ja AB –merkityt eivät eroa, 0,05 merkitsevyytasolla. Yhdistekohtaista vertailua kattamismenetelmien välillä voi tehdä vain saman sarakkeen sisällä. Eri sarakkeiden tuloksia ei voi verrata keskenään, koska kunkin sarakkeen käsittelyt ovat erillisiä.

	Koejakso 1	Koejakso 2	Koejakso 3
Kaasu	Kuivalanta	Lietelanta	Lietelanta
Ammoniakki	Kattamaton A	Kattamaton A	Raakaliete A
	Olkikate B	Olkikate, kostutettu B	Nestejake B
	Turvekate B	Turvekate B	Kuivajake C
	Kutterikate B	Kevytsorakate BC	Liete + Biohiilikate B
Metaani	Kattamaton AB	Kattamaton A	Raakaliete A
	Olkikate A	Olkikate, kostutettu A	Nestejake A
	Turvekate AB	Turvekate A	Kuivajake B
	Kutterikate B	Kevytsorakate A	Liete + Biohiilikate AB
Dityppioksidi	Kattamaton AB	Kattamaton A	Raakaliete A
	Olkikate AB	Olkikate, kostutettu A	Nestejake A
	Turvekate A	Turvekate A	Kuivajake B
	Kutterikate B	Kevytsorakate A	Liete + Biohiilikate A

3.3. Tulosten tarkastelu

Tulosten perusteella lantaloiden kattaminen vähentää ammoniakkipäästöjä. Käytännössä tämä merkitsee kattamattomaan varastointiin verrattuna vähäisempää typenhukkaa ja siten tehokkaampaa ravinteiden kiertoa takaisin kasvien käyttöön. Toimenpiteet lantaloiden kattamiseksi (mm. nitraattiasetuksessa vaadittu uusien lantaloiden kattaminen) siis pitemmällä aikavälillä tulevat vähentämään lannasta aiheutuvia ammoniakkipäästöjä. Koska ammoniakki on myös merkittävä lannan hajuhaittojen aiheuttajana, katteet vähentävät hajujen muodostusta tiloilla.

Separoidun lietelannan nestejakeessa $\text{NH}_4\text{-N}$ osuus N_{tot} :sta oli odotetusti korkea. Ammoniumtypestä osa on aina haihtuvassa ammoniakkimuodossa, jolloin se haihtuu helposti otollisissa olosuhteissa, kuten kattamattomissa varastosäiliöissä tai laguuneissa varastoitaessa. Nestejakeessa ei myöskään ole enää kuorettavaa kuitua jäljellä luontaiseksi katteeksi. Tämä tulee huomioida nestejakeen varastointia suunniteltaessa.

Laboratoriokokeessa käytetty separoitu kuivajake oli hyvin kuivaa (23,3 % ka). Mitä todennäköisimmin se oli tämän vuoksi myös huokoista, mikä lisää haihtumispinta-alaa typelle ja vedelle. Lantalassa näin kuivan kuivajakeen spontaani kompostoituminen eli palaminen on todennäköistä. Typenhukka muodostuu todennäköisesti pitemmässä varastoinnissa selvästi suuremmaksi kuin tässä lyhyessä koejaksossa mitattuna. Kuivajakeen peittäminen olisi tarpeellista typen säilyttämiseksi.

Metaanin ja dityppioksidin osalta on mahdollista, että kate voisi lisätä kaasun tuottoa, jos se aiheuttaa lannassa hapettomuutta. Näin ei tutkimuksessa kuitenkaan käynyt, mikä osaltaan tukee tutkitunlaisen kattamisen käyttöä lannan ympäristövaikutusten torjunnassa. Koska koejakso oli lyhyt, tämän vaikutuksen varmistamiseksi olisi syytä toteuttaa pidempiaikainen koe.

Kuvan 6 mukaan vesipitoisuus on ollut suurempi katetuissa lannoissa, koska veden haihtuminen on ollut vähäisempää. Siksi voi arvella, että isompi vesipitoisuus on voinut jossain määrin lisätä metaanin tai dityppioksidin tuottoa lannassa, kun taas kate vähentää niiden vapautumista ilmakehään. Tämä voi olla yksi syy katteiden vaatimattomaan vaikutukseen ko. päästöihin laboratoriokokeessa.

Lämpötilan muutoksen vaikutusta tuloksiin on vaikea selkeästi osoittaa, koska kyseessä oli hyvin lyhytaikaiset koejaksot pienessä mittakaavassa. Mikäli lämpötilavaikutusta halutaan selvittää tarkemmin, tarvitaan pidempi koejakso ja mukaan käsittely, jossa lämpötila on koko koejakson ajan tasainen. Tällä koasettelulla pystytään osittamaan luotettavammin lämpötilan vaikutus päästöihin, tai, mikäli näin ei tapahdu, voidaan päästöjen lisäyksen todeta johtuvan muista tekijöistä.

4. Tilatason ammoniakkipäästömittaukset

Hankkeessa mitattiin erilaisista lypsykarjanavetoista ja lantavarastoista syntyviä ammoniakkipäästöjä. Mittauksia tehtiin kuudessa kohteessa, noin yhden viikon mittausjaksoissa neljä kertaa vuodenajoista johtuvan vaihtelun selvittämiseksi. Navetta- ja lantavarastomittaukset tehtiin samoilla tiloilla.

4.1. Mittaukset navetoissa

Mittaukset tehtiin neljässä viileässä (verho-/kennolevyseinät) pihatossa, joissa lantaa käsiteltiin lietteenä, sekä kahdessa parsinavetassa, joissa lanta käsiteltiin kuivikelantana (kuva 13). Tilojen kuvaukset on esitetty taulukossa 14. Tilatyypit valittiin MTT:n ja SYKE:n syksyllä 2013 tekemän lantakyselyn sekä kesäkuussa 2015 järjestetyn kohdennetun asiantuntijaryhmän työpajatyöskentelyn tulosten perusteella.



Kuva 13. Sisänäkymiä navettamittauskohteista.

Taulukko 14. Navettamittauskohteiden kuvaukset.

Tila	Navetta- tyyppi	Mitoitus; lypsyleh- miä, kpl	Lypsy- tekniikka	Lantatyyp <i>i</i>	Ilman- vaihto	Ruokinta	Kuivitus	Ritilä-/lanta- kouru-ala, m ² ja m ² /lehmä mittausjaksol- la	Eläintilan pinta-ala, m ² ja m ² /lehmä mittausjak- solla	Eläintilan tilavuus, m ³	Lannankäsittely
1	Pihatto	140	2 robottia	Lietelanta	Verho- seinä	Visiiri, apevaunu	Turve	1225 8,7	1820 12,9	9100	Puuhapete, Syvät kuilut, Sla- lom, pumppaus
2	Pihatto	150	2 robottia	Lietelanta	Ikkunoissa avattavat luukut, harja auki	Ruokinta-pöytä, apevaunu	Sahanpuru ja turve, kiskolevitin	972 7,1	2390 17,4	16200	Syvät kuilut, Slalom, pumppa- us
3	Pihatto	120	2 robottia	Lietelanta	Verho- seinä	Visiiri, apevaunu	Olki ja turve	764 6,3	1380 11,4	6900	Matala kuilu, raapat sekä kuilun pohjalla että ritilän päällä, pumppaus
4	Pihatto	130	2 robottia	Lietelanta	Poisto- puhaltimet	Ruokintapöytä, apevaunu	Sahanpuru	536 3,3	1380 8,5	8200	Puuhapete, syvät kuilut, pumppaus
5	Parsi- navetta	40	Putkilypsy	Kuivikelantana navetassa, kuiluista eteenpäin lietelantana	Poisto- puhaltimet	Ruokintapöytä, sukkularuokkija	Turve	164 3,6	370 8,2	1480	60 cm leveä ritilä, syvät kuilut, valutus
6	Parsi- navetta	45	Putkilypsy	Kuivikelanta	Poisto- puhaltimet	Ruokinta-pöytä, sukkularuokkija	Olki ja turve	62 1,4	410 9,0	1230	Avonaiset kourut, lantaraappa

4.1.1. Mittausjärjestelyt navetoissa

Mittauskohteiden pohjapiirustuksista määritettiin mittauspaikat, 3 tai 4 pistettä, joihin mitta-anturit sijoitettiin kolmelle korkeudelle, 0,1 m, 1,0 m ja 2,5 m Teyen (2008) väitöskirjassa esitettyjen mittauskorkeuksien mukaisesti. Kohdetilojen pohjapiirroksat ja mittauspisteiden sijainti on esitetty liitteenä 1.

Kussakin kohteessa mitattiin tuotantorakennuksen sisältä haihtuvan ammoniakkin määrää sekä lämpötila ja suhteellinen kosteus. Ilmanvaihdon suuruuden määrittämiseksi mitattiin sisäilman hiilidioksidipitoisuutta. Ilmavirtausta ja lattian sekä lannan lämpötilaa mitattiin kerran kunkin mittausjakson aikana. Lisäksi lattialla olevasta lannasta otettiin koontinäyte ravinnemäärityksiä varten. Näyteistä määritettiin kokonais- ja ammoniumtyppi, kokonaisfosfori ja kuiva-aine.

Mittauksissa käytettiin pääosin tallentavia mittauslaitteita. Ammoniakkia ja hiilidioksidimittauksissa käytössä oli Dräger PAC 7000 –anturit, jotka ohjelmoitiin rekisteröimään sisäilman pitoisuuksia 2 minuutin välein. Lämpötila ja kosteus mitattiin TinyTag –antureilla, jotka ohjelmoitiin rekisteröimään tietoja 30 minuutin välein. Mittausantureiden teknisiä tietoja on esitetty taulukossa 15. Anturit asennettiin paikoilleen kolmen anturin ryhmissä, kuva 14. Sama anturi asennettiin jokaisella mittauskeralla samaan pisteeseen, mikä eliminoi eri anturiyksilöiden käytöstä johtuvan mittausepävarmuuden. Kohdissa, joissa lehmät pääsivät kulkemaan anturien vieritse, ne suojattiin metallikotelolla, kuva 15. Ilmavirtausta mitattiin termooanemometrillä rakennuksen keskilinjalta sekä sen pitkittäis- että poikittais suunnassa useista mittauspisteistä. Lannan lämpötilaa sekä ritilöiden pinnalta että kuiltuista mitattiin infrapunalämpömittarilla.

Taulukko 15. Mittauksissa käytettyjen antureiden teknisiä tietoja.

Mitattava suure	Anturityyppi	Mittaus tapa	Mittausalue	Tarkkuus
NH ₃	Dräger PAC 7000	Sähkökemiallinen	0–300 ppm	<±2 ppm
CO ₂	Dräger PAC 7000	Sähkökemiallinen	0–5 til.-%	<±0,3 til.-%
Lämpötila	TinyTag	NTC-termistori	-30—+50 °C	<±0,25 °C
Suhteellinen kosteus	TinyTag	Kapasitiivinen	0–95 %	<±3 %



Kuva 14. Mittauspisteissä anturit sijaitsivat kolmella korkeudella, kolmen anturin ryhmissä. Samat anturiyksilöt olivat mittausjaksojen aikana aina samoissa pisteissä.



Kuva 15. Lehmien kulkualueille sijoitetut anturit suojattiin metallikotelolla.

Tilat täyttivät taustatietolomakkeen, jossa selvitettiin muun muassa lehmien ruokintaa, kuivikkeiden käyttöä ja lannankäsittelyä (liite 2). Lisäksi tilat pitivät mittausjakson ajalta päiväkirjaa (esimerkki liitteessä 3). Siihen merkittiin tapahtumat, jotka mahdollisesti aiheuttivat muutoksia ammoniakin haihtumiseen, johtuen esimerkiksi lehmien ylimääräisestä liikehtimisestä. Mittaukset kohdeiloilla toteutettiin taulukon 16 esittäminä ajankohtina.

Taulukko 16. Navetoissa tehtyjen mittausten aloitusajankohdat vuodenajoittain.

Tilan numero	Navettatyyppi	Syky	Talvi	Kevät	Kesä
Tila 5	Parsinavetta	19.11.	19.3.	30.5.	23.8.
Tila 6	Parsinavetta	12.12.	27.2.	23.5.	15.8.
Tila 4	Pihatto	29.10.	13.2.	3.5.	4.7.
Tila 1	Pihatto	21.11.	5.3.	13.5.	11.7.
Tila 3	Pihatto	1.10.	9.1.	10.4.	6.6.
Tila 2	Pihatto	15.10.	30.1.	23.4.	17.6.

Ilmanvaihdon suuruuden määrittämien verhoseinään/seinäkennoihin ja avoimeen kattoharjaan perustuvassa rakennusratkaisussa on haasteellista, koska selkeää ilmavirtauksen mittauspistettä (poistohormi tms.) ei ole. Aiempien tutkimusten (Teyen 2008 , Ngwabien ym. 2009) mukaan sisäilmasta mitatun hiilidioksidipitoisuuden perusteella voidaan luotettavasti määrittää ilmanvaihdon suuruus. Tietyn kaasun tuotto voidaan laskea kaavalla (CIGR 2002):

$$P_x = qV_x (C_{g_x} - C_{out_x}) \quad (1)$$

jossa qV_x on ilmanvaihto (m³/h)

C_{g_x} on kaasun konsentraatio rakennuksen sisällä (ppm)

C_{out_x} on kaasun konsentraatio sisään tulevassa ulkoilmassa (ppm)

Tästä saadaan ilmanvaihdon määräksi:

$$qV_x = \frac{P_x}{C_{g_x} - C_{out_x}} \quad (2)$$

Ammoniakkipäästö saadaan mitatun hiilidioksidin perusteella kaavalla:

$$j_{CO_2} = \frac{qV_{CO_2} \rho_{NH_3} (C_{g_{NH_3}} - C_{out_{NH_3}}) \times 10^{-6}}{A} \quad (3)$$

jossa ρ_{NH_3} on ammoniakin tiheys (g/m³)

A on lantakäytävien pinta-ala (m²)

4.1.2. Mittaustulokset navetoista

Mittausajankohtina sekä pihatoissa että parsinavetoissa vallitsi tavanomainen sisäolosuhde (Taulukko 17). Sisälämpötila vaihteli vuodenajasta riippuen 5 °C ja 18 °C välillä sekä suhteellinen kosteus 50 % ja 75 % välillä. Vain yhdellä tilalla ja yhdellä mittauskerralla suhteellinen kosteus oli yli 90 %. Sisäilman hiilidioksidipitoisuuksista lasketut ilmanvaihtomäärät olivat verrattain pieniä ja vastasivat hyvin mitattuja ilman nopeuksia, jotka vaihtelivat pääosin välillä 0,03 – 0,5 m/s (Taulukko 18). Antureiden erottelukyky huomioiden mitatuista ammoniakkipitoisuusmittauksista otettiin laskentaan mukaan vain nollasta eroavat arvot.

Pihatoiden päästöt vaihtelivat merkittävästi sekä samalla tilalla vuodenaikojen mukaan että tilojen välillä (Taulukko 19). Pihatoiden ammoniakkipäästö oli pääosin alle 5 g/lehmä/vrk. Parsinavetojen ammoniakkipäästöt vaihtelivat 0,67 ja 6,74 g/lehmä/vrk välillä, ja olivat talvella selkeästi pienimmät. Keskimäärin ammoniakkipäästö parsinavetoista oli alle 3,5 g/lehmä/vrk.

Ammoniakkipäästö ei noussut selkeästi suhteessa navetan sisälämpötilaan (Kuva 16). Navetan toiminnassa esiintyneet häiriöt näkyivät sitä vastoin selkeinä piikkeinä mittauksissa, kuten slalomlannanpoiston päällejäännistä johtunut korkea pitoisuus (46,6 g/lehmä/vrk) tilan 2 kesämittauksessa (Kuva 16).

Taulukko 17. Navetoiden keskimääräinen sisälämpötila (°C) ja suhteellinen kosteus (%) mittausjaksojen aikana.

	Pihatot				Parsinavetat	
	Tila 1	Tila 2	Tila 3	Tila 4	Tila 5	Tila 6
Talvi	4,9/72	8,1/66	5,3/62	10,6/73	9,3/75	10,1/59
Kevät	10,5/74	10,6/64	8,4/60	15,8/50	16/65	20,8/50
Kesä	17,7/68	18,2/63	12,6/62	15,2/67	16,3/72	15,9/73
Syksy	5,4/72	9,4/65	7,4/68	11,8/57	10,3/94	6,2/58
Keskiarvo	9,6/72	11,6/65	8,4/63	13,4/62	13,0/77	13,3/60

Taulukko 18. Navetoista mitatut ilman nopeuden vaihtelut (m/s) tiloittain eri vuodenaikoina.

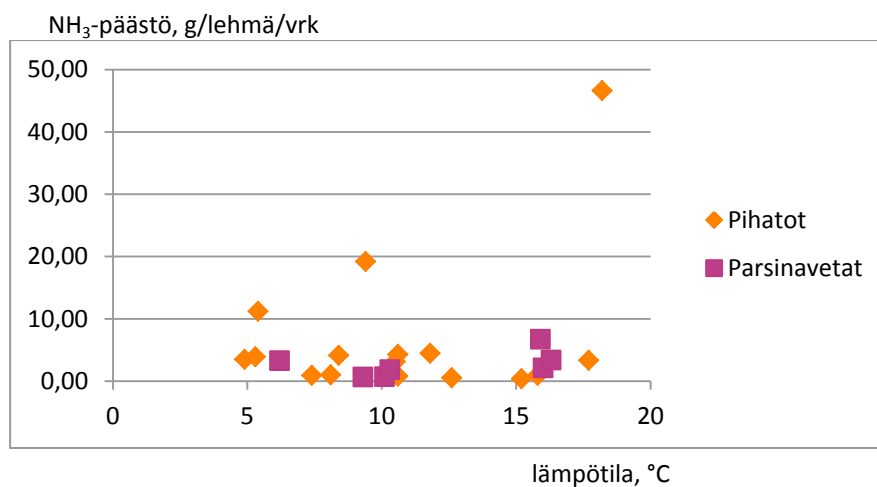
	Pihatot				Parsinavetat	
	Tila 1	Tila 2	Tila 3	Tila 4	Tila 5	Tila 6
Talvi	0,06–0,24	0,03–0,27	0,10–0,55	0,01–0,28	0,07–0,11	0,06–0,11
Kevät	0,09–0,41	0,04–0,18			0,05–0,35	0,23–1,03
Kesä	0,03–0,55	0,05–0,11	0,08–0,28	0,09–1,79	0,10–0,81	0,12–0,56
Syksy		0,02–0,13	0,13–0,97	0,04–0,1	0,05–0,06	
Keskiarvo	0,06–0,24	0,03–0,27	0,10–0,55	0,01–0,28	0,07–0,11	0,06–0,11

Taulukko 19. Navetoista mitatut ammoniakkipäästöt tiloittain eri vuodenaikoina sekä tilan keskimääräinen päästö, g/lehmä/vrk

	Pihatot				Parsinavetat	
	Tila 1	Tila 2	Tila 3	Tila 4	Tila 5	Tila 6
Talvi	3,51	1,01	3,91	4,30	0,67	0,73
Kevät	3,12	0,79	4,15	0,93	2,14	n/a
Kesä	3,35	29,64*	0,55	0,40	3,41	6,74
Syksy	11,21	19,21	0,94	4,48	1,87	3,29
Keskiarvo	5,23	11,42	2,37	2,55	2,04	3,55

n/a = ei mittaustulosta antureiden toimintahäiriöiden takia

* lannanpoiston toimintahäiriöstä aiheutunutta päästöpiikkiä ei ole sisällytetty keskimääräiseen päästöarvoon.

**Kuva 16.** Mittauskohteiden ammoniakkipäästön riippuvuus navetan sisälämpötilasta. Muista poikkeava mittaustulos (46,6 g/lehmä/vrk) johtuu lannanpoistolaitteen toimintahäiriöstä, joten kyseinen tulos poistettiin laskennasta (näin korjattu tulos on taulukossa 19 merkitty tähdellä).

Navetoista tehtyjen ammoniakkipäästömittausten, lattiapinnoilta kerättyjen lantanäytteiden ammoniumtyppipitoisuuden (Taulukko 20) ja normilantalaskennan (Luostarinen ym. 2017a; liite c) antamien laskennallisten lantamäärien (lietelanta 23,46 tn/eläinpaikka/vuosi ja kuivikelanta 25,54 tn/eläinpaikka/vuosi) perusteella laskettiin, mikä osuus lannan sisältämästä ammoniumtypestä haihtuu navetassa ammoniakkinä (Taulukko 21).

Pihatoiden keskimääräinen ammoniakkin haihtuma oli 5,5 % lannan ammoniumtypestä ja parsinavetoille vastaavasti 9,3 %. Ngwabien ym. (2009) tulosten mukaan ammoniakkipäästön osuus oli 5,6 % kokonaistyyppihäviöstä. Kaasik ym. (2002) ja Gustafsson ym. (2005) ovat mitanneet parsinavetojen tyyppihävikkejä. Kaasikin ym. (2002) mukaan 4 % lannan kokonaistypestä häviää ammoniakkinä käytettäessä sahanpurua kuivikkeena. Myös Gustafssonin ym. (2005) mukaan ko. päästön suuruus on 4 % lannan kokonaistypestä.

Taulukko 20. Navetoiden lattiapinnoilta (ritilöiltä ja kuivalantakourusta) kerättyjen lantojen keskimääräiset ominaisuudet tiloittain (n=4/tila).

	NH ₄ -N g/kg	N _{tot} g/kg	P _{tot} g/kg	TS %	VS g/kg	pH
Tila 1	0,85	3,29	0,82	9,25	54,63	7,43
Tila 2	1,60	4,91	1,24	12,29	101,82	7,82
Tila 3	0,70	3,70	1,12	11,88	84,07	7,33
Tila 4	1,00	4,25	1,31	12,47	101,97	7,52
Tila 5	0,21	3,96	1,14	14,97	128,97	6,86
Tila 6	0,91	5,39	1,32	16,10	106,24	7,43

Taulukko 21. Navetassa haihtuneen ammoniakkin osuus (%) lannan ammoniumtyyppien määrästä tiloittain ja erityyppisissä navetoissa keskimäärin.

	Pihatto	Parsinavetta
Tila 1	9,3	
Tila 2	4,9	
Tila 3	1,0	
Tila 4	6,9	
Tila 5		16,7
Tila 6		2,0
Navettatyyppi keskimäärin	5,5	9,3

Erot tilojen välillä ovat huomattavia. Ne kuvaavat tilojen olosuhteita ja toimintatapoja. Pihatoista erottuu selvästi tila 3, jossa mittausjaksojen sisälämpötilat olivat tasaisesti koko joukon alimmat ja päästö siten pieni. Tilan 3 lanta oli analyysien mukaan selvästi muita väkevempää, mikä myös painaa päästön osuutta alaspäin, koska se laskettiin suhteessa lannan tyyppipitoisuuteen. Lisäksi tilalla 3 oli lantaraappa myös kuilun pohjalla, joten lantaa poistettiin pihatosta tehokkaasti. Tilalla 4 oli pienin ritilä-ala suhteessa lehmämäärään, eli haihtumiselle altis pinta-ala on kaikkein pienin. Tällä ei tulosten mukaan ollut kuitenkaan päästömäärää vähentävää vaikutusta. Parsinavetoista tilalla 6 lantakourun pinta-ala lypsylehmää kohti oli alle puolet siitä, mitä tilalla 5 oli. Tilalla 5, jossa mitattiin suuri päästö, on vanha, peruskorjaamaton parsinavetta, jota korvaamaan oltiin parhaillaan rakentamassa uutta pihattoa. Tilalla 6 oli puolestaan muutama vuosi sitten peruskorjattu ja tekniikaltaan päivitetty navetta, mikä osaltaan selittää huomattavan pientä päästöä. Parsinavetoissakaan rakenteelliset eroavaisuudet eivät täysin selitä navettojen välisiä eroja. Tilalla 5 lannan ammoniumtyyppipitoisuus oli alhaisin. Tällöin pienestä ammoniakkipäästöstä/lehmä (Taulukko 19) huolimatta suhteellinen päästö voi muodostua suureksi, vaikka absoluuttinen päästö on pieni.

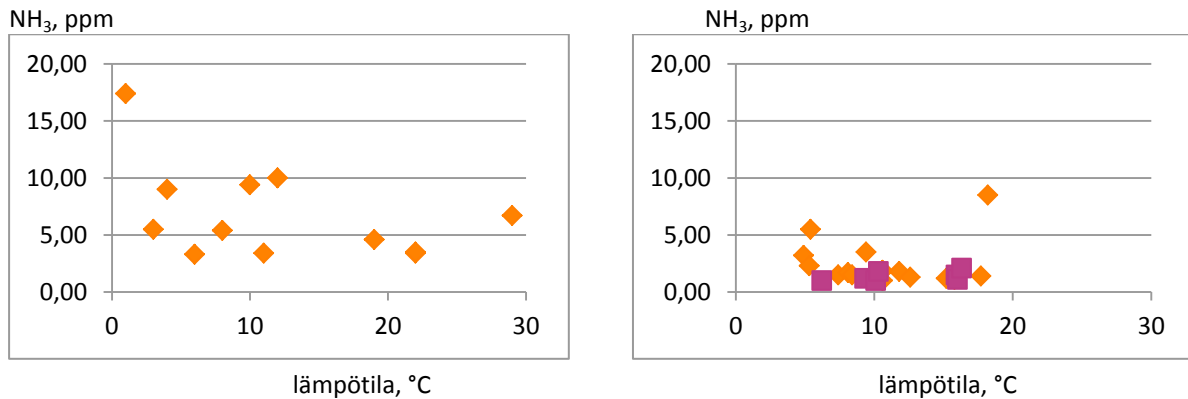
Navetoista haihtuvan tyyppien osuuden määrittelyssä lantanäytteet ovat merkityksellisiä. Vaikka lantanäytteiden näytteenottorutiini pyritään pitämään mahdollisimman vakiona, näytteissä on erityisesti kuivalannalla huomattavaa hajontaa, mikä aiheuttaa epävarmuutta laskettuihin haihtuneen ammoniakkin suhteellisiin osuuksiin.

4.1.3. Sisämittausten tulosten tarkastelu

Mitatut sisäilman ammoniakkipitoisuudet asettuivat pääosin 1 – 5 ppm:n välille (Kuva 17). Teyen (2008) tutkimuksessa, jossa käytettiin vastaavia mittauskorkeuksia, viileiden pihatoiden sisäilman ammoniakkipitoisuus oli 3,4–17,4 ppm ja keskimäärin se oli 6,8 ppm. Ammoniakkipitoisuus ei kummankaan tutkimuksen tulosten mukaan ollut riippuvainen lämpötilasta.

Wentaon ym. (2012) mittaustulokset kahdessa eri pihatossa olivat 1,46 ppm ja 5,73 ppm välillä, ollen molemmissa alimmat syksyllä. Tutkimuksen mukaan ammoniakkipäästöpiikit seurasivat lämpötilan muutosta sisällä ja myös ulkolämpötilalla ja päästöllä oli merkittävä korrelaatio. Ngwabien ym. (2009) eteläruotsalaisesta lietalantapihatosta mittaamat ammoniakkipitoisuudet olivat 1,70 ppm ja 17,93 ppm välillä. He havaitsivat mittauksissaan myös selkeät piikit lannanpoiston yhteydessä sekä

eläinten aktiivisuuteen liittyen. Nyt tehdyissä mittauksissa parsinavettojen alimmat päästöarvot mitattiin talvella. Pihatoista kahden päästö oli pienin keväällä ja kahden kesällä.

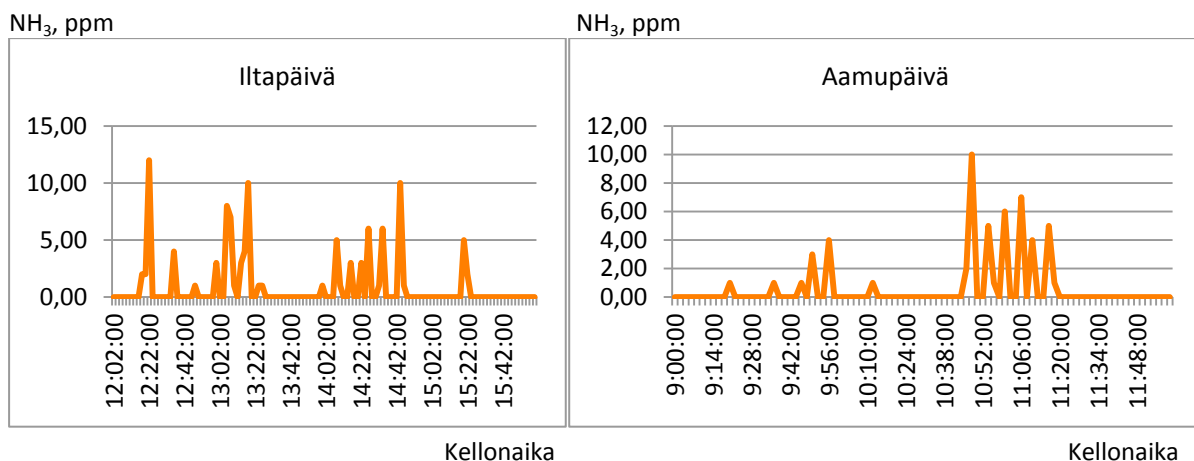


Kuva 17. Lypsykarjanavetoiden sisäilman ammoniakkipitoisuus eri lämpötiloilla. Vasemmalla Teyen (2008) tulokset suomalaisista pihatoista ja oikealla tämän hankkeen tulokset; mittausjaksolla mitattu keskimääräinen ammoniakkipitoisuus/keskimääräinen lämpötila (keltainen vinoneliö=pihatto, punainen neliö=parsinavetta).

Mittaustekniikka valittiin tarvittavien ominaisuuksien mukaisesti. Ammoniakkianturien tarkkuus oli käytetyllä mittausalueella parempi kuin ± 2 ppm. Hiilidioksidianturit pystyivät parempaan kuin $\pm 0,3$ tilavuus-% tarkkuuteen. Lämpötila-anturien virhe oli korkeintaan $\pm 0,25$ °C ja suhteellinen kosteus mitattiin vähintään ± 3 %-yksikön tarkkuudella. Käytännössä anturien tarkkuus oli suurempi, sillä tarkkuusarvot ilmoitetaan laitevalmistajien toimesta 95 %:n tasolla (ks. ed. Taulukko 15).

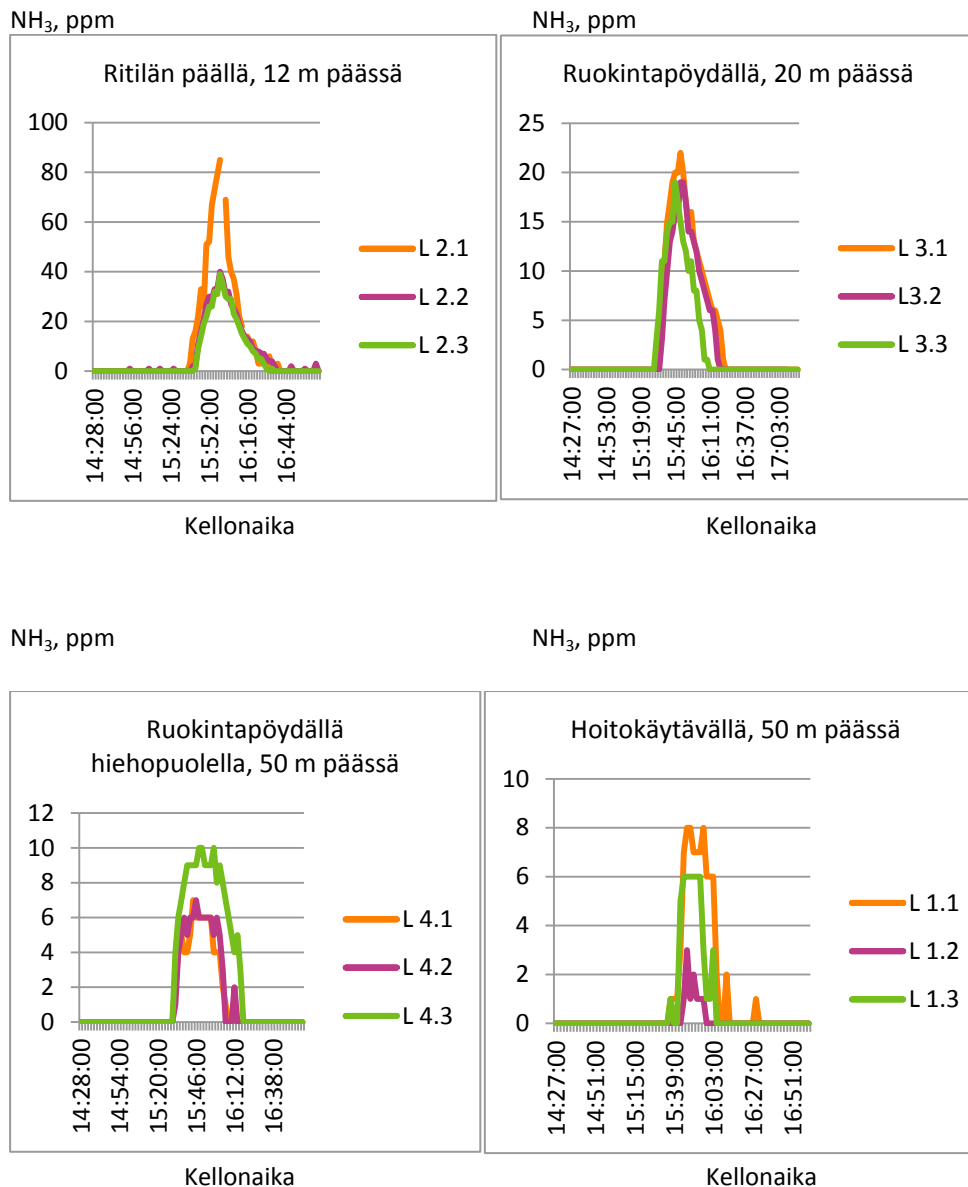
Merkittävämpi virhemahdollisuus kuin pelkkä anturien mittaustarkkuus on anturien instrumentoinnissa, ts. siinä, miten anturit asetetaan suhteessa tutkittavaan kohteeseen. Mittauspisteen valinta on pihatossa kriittinen tekijä. Anturien sijoittelu korkeussuunnassa tehtiin samalla tavalla kuin Teye (2008) oli vastaavat anturit sijoittanut. Tällä varmistettiin myös tulosten vertailtavuus. Anturien sijoittelu navetan pohjapiirroksen on mittausepävarmuutta aiheuttava tekijä. Siksi antureita sijoitettiin 3 – 4 kohtaan rakennusta, rakennuksen koosta riippuen. Laskentaan valittiin edustavimmin sijoitellut anturit. Lähelle rakennusten päätyä asennetut anturit eivät edustaneet päästöä niin hyvin kuin keskelle sijoitetut, koska päädyn lähellä ilma virtasi hitaasti.

Navetan rutiinit (esim. lannanpoisto, ruokinta) vaikuttavat hetkelliseen päästöön merkittävästi (Kuva 18). Siksi dynaaminen mittausmenetelmä, jonka mittausihti on riittävä, antaa tarkemman kuvan kuin silloin tällöin tapahtuva mittaus. Mitattu vaihtelu myös osoittaa, ettei pistemäisen hetkellisen mittauksen avulla saada oikeaa tulosta navetan päästömäärästä.



Kuva 18. Ammoniakkipitoisuuden vaihtelu samassa navetassa (robottipihatto) aamu- ja iltapäivällä. Rutiinien vaikutukset näkyvät ammoniakkipitoisuuden piikkeinä.

Anturien sijoitus on kriittinen. Kuvassa 19 on kuvattuna tilanne, jossa slalom-lannanpoisto oli jäänyt vahingossa päälle normaalia pidempään. Navettaan eri paikkoihin asennetut anturit mittasivat päästöpiikin hyvin loogisesti. Kauempana lähettä (pumppauskaivoa) olleet anturit antoivat pienempiä tuloksia. Eri korkeuksilla pitoisuudet kuitenkin vaihtoivat suuruusjärjestystä. Tämä osoittaa, että ilma liikkuu eri osissa navettaa vaihtelevasti johtuen ilmavirtauksen reiteistä. Tulos painottaa anturien asiantuntevan sijoittelun merkitystä. Satunnaisella sijoittelulla tai vain yhtä pistettä käyttäen saadaan todennäköisesti käyttökelvottomia tuloksia.



Kuva 19. Lannanpoiston aiheuttaman päästöpiikin näkyminen eri osissa navettaa. Lähellä lähettä piikki on korkea ja alin anturi antaa suurimman tuloksen. Kauempana taso laskee ja ylin tai alin anturi antaa suurimman lukeman. Anturien merkinnät: ensimmäinen numero sijoituspaikka navetassa, jälkimmäinen numero korkeus-asema ko. paikassa; .1 alin, .2 keskimäinen, .3 ylin. Huomaa erilaiset skaalat eri kaavioiden y-akselissa.

Useat tukijat ovat todenneet, että alueelliset mittaukset ovat oleellisia luotettavien päästökerrointen ja sitä kautta laskettavien päästöjen kokonaismäärien selvittämiseksi. (GrootKoerkamp ym. 1998, Amon ym. 2001, Jungbluth ym. 2001, Snell ym. 2003, Zhang ym. 2005, Starmans & Van der Hoek 2007). Tämän tutkimuksen tulokset vahvistavat tätä havaintoa.

4.2. Mittaukset lantavarastoista

4.2.1. Mittausjärjestelyt lantavarastoissa

Lantavaraston ympäriltä haihtuvan ammoniakkin määrää mitattiin sovelletulla mastomittausmenetelmällä. Mallina käytettiin Schjøerringin ym. (1991) käyttämää mittausperiaatetta. Mittausta varten suunniteltiin ja valmistettiin 10 m korkeat teleskooppiset mittausmastot, jotka sijoitettiin mitattavan kohteen neljälle reunalle. Mastoihin kiinnitettiin anturit Schjøerringin ym. (1991) menetelmän mukaisille korkeuksille (0,46, 1,84, 4,60 ja 8,00 metriä lantalan reunasta). Mastot sijoitettiin mahdollisimman lähelle lantavarastoa (Kuva 20).



Kuva 20. Mittausmastojen sijoittelu lantavaraston ympärille. 10 metriä korkeita mastoja oli neljä, yksi kussakin pääilman-suunnassa.

Kahdella tilalla käytettiin mastoissa sekä sähköisiä Dräger PAC 7000 ammoniakiantureita että Schjøerringin ym. (1991) käyttämiä lasisia passiiviputkia (Kuva 21). Tällä järjestelyllä haluttiin vertailla sähköisiä antureita hyvin dokumentoituun ja tarkaksi todettuun passiiviputkimenetelmään. Tavoitteena oli selvittää, voidaanko mittausjakson keskiarvon antavat passiiviputket korvata halvemmalla ja yksinkertaisemmalla, mutta jatkuvasti mitaavalla sähköisellä mittausmenetelmällä. Passiiviputket sijoitettiin eri puolille mastoa siten, että toinen ruostumaton terästulppa oli mitattavan kohteen (säiliön) suuntaan ja toinen siitä poispäin. Tämä instrumentointitapa mahdollistaa kohteesta ja taustasta tulevan päästön erottelun.

Vallitsevat sääolosuhteet rekisteröitiin mittausjakson ajaksi paikalle tuodulla A-Lab -sääasemalla.



Kuva 21. Mastomittauksen passiiviputket ja PAC 7000 anturi asennettuina samaan mittauspisteeseen mittausmastossa. Passiiviputket ovat lasia ja niissä on toisessa päässä ruostumattomasta teräksestä tehdyt pienireikäiset levyt, jotka hidastavat mitattavan ilman virtausnopeuden sopivaksi. Putkien ulkohalkaisija oli 10 mm (sisähalkaisija 7mm) ja pituus 210 mm.

Mittauksen ajaksi passiiviputken toinen pää avataan avoimeksi ja suunnataan kohteeseen. Ammoniikki kerääntyy putken sisäpinnalla olevaan reagenssiin, joka analysoidaan mittausjakson päätyttyä. Toinen putki suunnataan päästölähteeseen ja toinen päinvastaiseen suuntaan, taustapäästön mittaamiseksi. Tuloksena saadaan jakson aikana kerääntynyt, taustapäästöllä korjattu päästö.

Muilla tiloilla mittaukset tehtiin pelkästään Dräger PAC 7000 antureilla. Anturit asennettiin jokaisella mittauskerralla aina samaan pisteeseen, mikä poistaa eri anturiyksilöiden käytöstä aiheutuvan mittausepävarmuuden.

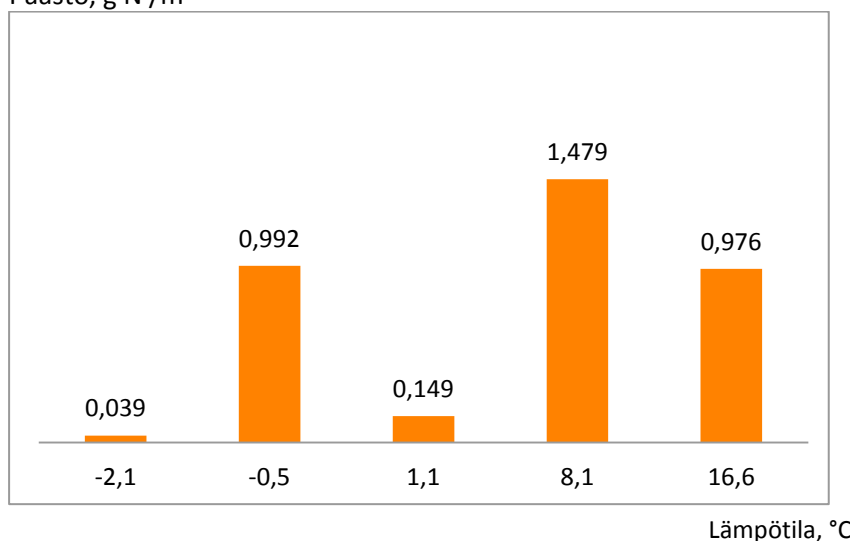
4.2.2. Mittaustulokset lantavarastoista

JTI:n laboratorio Ruotsissa analysoi passiiviputket ja laski niiden perusteella ammoniakkipäästön suuruuden Schjøerringin ym. (1991) menetelmän mukaisesti. Mitatut ammoniakkipäästöt vaihtelivat 0,04 – 1,48 g N/varastoneliö (Taulukko 22). Kuvasta 22 havaitaan, että muodostuva ammoniakkipäästö ei ole suoraan riippuvainen lämpötilasta, vaan siihen vaikuttavat myös muut tekijät kuten tuuliolosuhteet, lietteen pinnalla oleva lumikerros ja kuorettuma sekä keväällä auringon vaikutuksesta muodostuvan sulan reuna-alueen suuruus (Kuva 23).

Taulukko 22. Lietelantaloista muodostunut ammoniakkipäästö passiiviputkilla mitattuna eri vuodenaikoina. Suluissa lämpötilan vaihtelu mittausjaksolla. Tilalla 5 tehtiin vain yksi mittaus.

	Tila 1			Tila 5		
	g N / varastoneliö	g N / vrk	Ulkolämpötila, °C	g N / varastoneliö	g N / vrk	Ulkolämpötila, °C
Talvi, maaliskuu	0,99	620,3	-0,5 (-7,7 – +5,6)			
Kevät, toukokuu	1,48	924,1	8,1 (2,0 – 17,9)			
Kesä, heinäkuu	0,97	609,7	16,6 (9,1 – 24,5)			
Syksy, marras-joulukuu	0,15	92,7	1,1 (-5,4 – +5,3)	0,04	12,5	-2,1 (-11,4 – +0,6)

Päästö, g N / m²



Kuva 22. Ulkolämpötilan vaikutus litesäiliöistä muodostuvan ammoniakkipäästön määrään. -2,1 °C -pylväs on mitattu eri säiliöstä kuin muut.

Lietesäiliöistä saatujen mittaustulosten ja lietesäiliöistä otettujen lantanäytteiden (Taulukko 23) perusteella on laskettu lietesäiliöistä haihtuneen ammoniakkin määrä suhteessa säiliössä olleeseen lietelannan sisältämään ammoniumtyypeen (Taulukko 24). Mittausajankohtaa vastaava sää/lietesäiliön pinnan tilanne on esitetty kuvassa 23.

Taulukko 23. Lietesäiliöistä otettujen lantanäytteiden analyysitulokset tiloilta 1 ja 5.

	NH ₄ -N g/kg	N _{tot} g/kg	P _{tot} g/kg	TS %	VS g/kg	pH
Tila 1	0,58	0,80	0,034	1,12	5,07	n.a
Tila 5	1,48	3,31	0,708	5,36	43,13	7,18
n.a= tieto puuttuu						

Taulukko 24. Lietesäiliöistä haihtuneen ammoniakkin määrä suhteessa säiliössä olleen lannan ammoniumtyypeen määrään eri mittausjaksoilla. Joulukuun mittaus on eri säiliöstä kuin muut.

Mittausajankohta, (sama kuin taulukossa 22)	Keskimääräinen ulkolämpötila, °C	Vuorokaudessa haihtuneen NH ₃ -N:n määrä, % lannan NH ₄ -N:stä
Marraskuu (1)	1,1	0,01
Maaliskuu (2)	-0,5	0,06
Toukokuu (3)	8,1	0,09
Heinäkuu (4)	16,6	0,07
Joulukuun (5)	-2,1	0,002



Kuva 23. Sää/lietesäiliöiden pinnan tilanne ammoniakkipäästömittauksia vastaavina ajankohtina. Kuvien yläkulman numerointi vastaa taulukossa 24 esitettyä mittausajankohdan numeroa.

4.2.3. Lantavarastomittausten tulosten tarkastelu

Ammoniakkipäästön vaihtelu oli välillä 0,04 – 1,49 g N/m² vuorokaudessa. Karlsson (1996) on mitannut vastaavalla tekniikalla tilamittakaavan kokeessa marras- huhtikuun mittausjaksolla keskimääräiseksi päästökseksi 1,03 g NH₃-N/m² vuorokaudessa. Päästö on samaa suuruusluokkaa kuin tässä tutkimuksessa mitatut. Kyseisen ajanjakson typen hävikiksi on laskettu 2,2 % lannan kokonaistyyppimäärästä. Pilottimittakaavan kokeen keskimääräiseksi päästökseksi Karlsson (1996) sai 4,3 g NH₃-N/m² vuorokaudessa. Päästö on Karlssonin mukaan suuri, ja syyksi oletetaan sitä, että mittaukset on tehty myöhäiskevällä/kesällä ja lietteen lämpötila on ollut +19 °C. Maasikmets ym. (2015) mukaan lietesäiliöstä muodostuva ammoniakkipäästö on keskimäärin 0,3 g NH₃/m³. Mittaukset on tehty Virossa 650 lypsylehmanavetan lietesäiliöistä eri vuoden aikoina lämpötilan vaihdellessa – 2 °C ja + 23 °C välillä.

Käytetty lantavaraston päästön mittausmenetelmä tehtiin tunnetun mastomenetelmän periaatteen mukaisesti. Anturien sijoitus varmistaa sen, että lasketut päästöt edustavat lantalasta tulevaa päästöä. Passiiviantureihin verrattuna sähköiset anturit antavat jatkuvaa dynaamista tulosta, joten niitä voidaan käyttää päästön vaihteluiden mittaamiseen.

Mittauksen virhelähteet liittyvät kummassakin menetelmässä taustaan. Passiiviputkimenelmässä taustalta, esim. lähellä olevasta varastosta tai navetasta, tuleva päästö vähennetään tuloksesta anturikohtaisesti. Sähköisessä menetelmässä tätä korjausta ei tehty. Tästä johtuen sähköisen menetelmän mittaustuloksia ei pystytty vertaamaan passiiviputkimenelmällä saatuihin tuloksiin. Jatkossa taustakorjaus pitää tehdä, ja se edellyttää suunnattua mittausta, kuten passiiviputkimenelmässä.

Sähköisten anturien haasteeksi muodostui mittaus kylmässä. Akkujen kestoja pitää parantaa, mikäli mittauksia tehdään noin -20 °C:ssa. Toisaalta näissä lämpötiloissa lantalan pinta on havaintojen mukaan poikkeuksetta jäässä, ja päästö on minimaalinen. Anturit soveltuvat hyvin olosuhteisiin, joissa päästöä pääosin syntyy.

4.3. Mittausten luotettavuuden tarkastelu

Päästöjen luotettava mittaaminen, kuten kaikki mittaus, edellyttää tarkkaa suunnittelua ja instrumentointia, taulukko 25.

Taulukko 25. Mittaukselta edellytettävät ominaisuudet ja niiden toteutuminen hankkeen kannalta.

Tekijä	Hankkeen kannalta oleellista
Validiteetti	Edustavatko valitut mittauskoordinaatit tarpeeksi hyvin mitattavaa päästöä? Hankkeessa mitattiin 3- 4 pistettä/navetta ja 16 pistettä/lantavarasto. Mittauksessa käytettiin tunnettua vertailumenetelmää.
	Onko näytteenotto edustavaa? Lietenäytteet otettiin lantaritilältä, kuivalanta kouruista useina osanäytteinä; lietesäiliöistä pinnalta, kuivalantavarastosta useista paikoista eri syvyyksiltä.
Reliabiliteetti	Ovatko käytetyt anturit tarpeeksi tarkkoja ja toimintavarmoja? Valittiin olosuhteiden mukainen riittävä mittausalue, halutun taajuusvasteen mukainen dynamiikka ja sovelluksen tarvitsema erottelukyky. Kalibroinnista huolehdittiin.
	Lanta-analyyysien luotettavuus? Valittiin luotettavat laboratoriot.
Konstanssi	Toistettavuus? Käytetyt menetelmät, mittausten suoritus, näytteenotto ja analyysit dokumentoitiin tarpeellisella tarkkuudella.

Oikean anturivalinnan lisäksi tarvitaan huolellista anturien sijoittelua, joka on navetta-kohtainen. Sisämittauksissa on oleellista, että anturit sijoitetaan siten, että mittaustulos edustaa päästöä. Ilman

ja sen mukana kulkeutuvan päästön liikkeisiin rakennuksessa vaikuttavat useat tekijät, kuten rakennuksen rakenteelliset tekijät, rakennuksen sijoitus maastoon, tuuliolot ja eläinten määrä. Edustavuus edellyttää mittauksia eri korkeuksilta ja useammasta koordinaatista. Hankkeessa saatujen tulosten perusteella parhaat anturien sijoituspaikat ovat rakennuksen keskiosassa, mutta niiden tarkka sijoitus vaihtelee tapauskohtaisesti. Mittauksia tehtiin tästä syystä kattavasti eri kohdista. Jatkossa tullaan toimeen vähemmällä anturimäärällä, mikäli mittaus tehdään asiantuntevasti ja em. tekijät osataan ottaa huomioon.

Lantavarastomittauksissa käytetty passiivisen mittauksen mukainen anturisijoittelu varmistaa edustavuuden. Hankkeessa käytetyt sähköiset anturit soveltuvat mittaukseen. Ne mahdollistavat syvällisemmän analyysin päästöstä eri olosuhteissa kuin passiiviputket sallivat. Taustapäästön vaikutuksen eliminoimiseksi menetelmään on kuitenkin jatkossa lisättävä suuntaava mittaus.

Sähköiset anturit antavat navetoista jatkuvaa mittaustulosta, jonka perusteella on mahdollista erottaa päästöön vaikuttavien dynaamisten tekijöiden, kuten päivittäisten rutiinien, vaikutus päästön syntymiseen. Jatkuva mittaus selittää navetoiden eroa kokonaispäästöissä ja sen perusteella olisikin jatkossa mielenkiintoista selvittää esim. erilaisten ruokinta-, lannanpoisto- ja siivousrutiinien vaikutusta päästötasoon. Tällaisen tiedon perusteella voitaisiin parantaa päästöihin vaikuttavia rutiineja.

5. Mittaustulosten sovittaminen päästömalliin

5.1. Päästölaskennan periaatteet

Kotieläintaloudesta peräisin olevat ammoniakkipäästöt arvioidaan Suomen ympäristökeskuksessa kehitetyllä laskentamallilla, jonka ensimmäinen versio julkaistiin vuonna 1998 (Grönroos ym. 1998) ja päivitetty versio kymmenisen vuotta myöhemmin (Grönroos ym. 2009). Malliin on tehty pienempiä päivityksiä muulloinkin, mm. v. 2014 tehtyä päästöjen vähentämismenetelmiä ja –kustannuksia tehtyjä tarkasteluja varten (Grönroos 2014). Viimeisin päivitys on valmistunut talvella 2017. Tämä päivitys on tähänastisista laajin, ja siihen liittyvä dokumentaatio valmistuu vuoden 2017 aikana (Grönroos ym. 2017). Laskennassa noudatetaan kansainvälisiä päästölaskentaohjeistuksia, joita päivitetään säännöllisesti. Viimeisimmät ohjeet ovat vuodelta 2016 (EMEP/EEA 2016).

Kotieläintaloudesta peräisin olevien ammoniakkipäästöjen neljä päälähdettä ovat:

- eläinsuojissa ja jaloittelualueilla muodostuva lanta
- lanta lantavarastoissa
- peltoon levitetty lanta
- laiduntavista eläimistä laitumelle päätyvä lanta

Tässä hankkeessa haettiin vastausta siihen, vastaavatko nykyisin päästölaskentamallissa sovellettavat viimeisimmän laskentaohjeistuksen mukaiset päästökertoimet lypsykarjanavetoista ja lantavarastoista peräisin olevia suomalaisissa olosuhteissa mitattuja päästöjä.

5.2. Mitatut ja mallinnetut päästöt lypsykarjanavetoissa

Päästömallinnuksessa navetassa eläintä kohti vuodessa muodostuvien päästöjen laskennassa sovelletaan seuraavaa laskentaperiaatetta:

- lasketaan ensin ns. bruttopäästö, joka saadaan kertomalla eläimen vuodessa lannassa erittämä ammoniumtyppi (kg NH₄-N/eläin/v) eläinlaji-, lantatyyppi- ja eläinsuojatyyppi-kohtaisella päästökertoimella (prosenttia eritetystä ammoniumtypestä). Pihatoille ja parsinavetoille sovelletaan eri päästökertoimia;
- bruttopäästöä vähennetään eläinsuojassa käytössä olevien päästöjen vähentämismenetelmien vaikutus, joka perustuu arvioon käytössä olevien päästövähennysmenetelmien valtakunnallisesta yleisyydestä ja menetelmien päästövähennystehtoon;
- jäljelle jäävä päästmäärä kerrotaan vielä Suomi-kohtaisella lämpötilakertoimella, jolla pyritään ottamaan huomioon viileän ilmaston vaikutus päästöjen muodostumiseen. Mallissa sovelletaan yhtä ja samaa kerrointa (0,9) kaikille eläinryhmille ja eläinsuojatyypeille.

Ammoniakkipäästöjen lisäksi malli laskee myös muiden kaasumaisten tyyppiyhdisteiden päästöt (NO_x, N₂, N₂O). Vastaavalla periaatteella malli laskee päästöt muillekin lannankäsittelyvaiheille huomioiden edellisissä vaiheissa tapahtuneet tyyppitappiot. Malli ottaa huomioon myös lannan varastoinnin aikana tapahtuvat typen muutokset, eli immobilisaatio- ja mineralisaatioprosessit.

Malli laskee typen massataseen, eläinmäärien, eläinsuoja- ja lannankäsittelytietojen ja päästökertoimien avulla valtakunnalliset eläinryhmäkohtaiset kokonaispäästöt.

Uusimmalla päästömallilla vuodelle 2015 laskettuna, lypsylehmiä ja lypsykarjarotuisten muiden nautojen (80 % kaikista hiehoista, 70 % kaikista vasikoista) osuus kotieläinten lannasta peräisin olevista ammoniakkipäästöistä on noin 45 %. Siitä puolestaan vajaa kolmasosa (n. 31 %) vapautuu eläinsuojassa. Näin ollen lypsykarjasta navetoissa vapautuvan ammoniakkin osuus koko kotieläintalouden päästöistä on noin 15 %, mikä vastaa noin 12,5 % maan kokonaisammoniakkipäästöistä.

Lietelantajärjestelmässä, nykyisillä oletusarvoilla ja laskentaohjeiden mukaisilla päästökertoimilla, lypsykarjan lannan ammoniumtypestä keskimäärin 14,2 % haihtuu eläinsuojassa. Pihatoille ja parsinavetoille käytetään eri päästökertoimia bruttopäästöille. Eri eläinsuojatyypeille erikseen laskettuna

pihatoissa ammoniakkina haihtuu 17,6 % ja parsinavetoissa 5,8 % eritetystä lannan ammoniumtyyppistä, kun tarkastellaan lietelantajärjestelmää.

Kuivikelantajärjestelmässä keskimääräinen ammoniakkina haihtuva osuus on lähellä lietelantajärjestelmän osuutta, noin 13 %. Kuivalantajärjestelmässä osuus on pienempi, noin 8 %, koska parsinavetoissa olevien eläinten osuus on lietelantajärjestelmää ja kuivikelantajärjestelmää suurempi. Noin 60 % lypsykarjan lannasta käsitellään lietelantajärjestelmässä.

Hankkeessa tehtyjen mittausten mukaan ammoniakkina lannan ammoniumtyyppistä haihtuvan typen osuus vaihtelee yhden ja 17 prosentin välillä. Pihattojen keskiarvo 5,5 % on huomattavasti pienempi kuin oletuspäästökertoimen kautta mallissa lietelannalle laskettu 17,6 %. Parsinavetoille mitattu keskimääräinen osuus (9,3 %) on puolestaan suurempi kuin mallin tuottama vajaan kuuden prosentin osuus.

Nykyisillä eläinsuojatyypien osuuksilla (29 % lypsykarjan lietelannasta ja 34 % kuivikelannasta eritetyt parsinavetoissa) hankkeessa saadut mittaustulokset antavat keskimääräiseksi haihtuvaksi osuudeksi noin seitsemän prosenttia eritetyn lannan ammoniumtyyppistä lietelanta- ja kuivikelantajärjestelmissä. Tämä on noin puolet pienempi kuin mallin tuottamat vastaavat arvot (14,2 % lietelannalle ja 13 % kuivikelannalle). Kuivalantajärjestelmissä eroa mitatun ja laskennallisen osuuden välillä ei käytännössä ole, sillä niissä pihattojen osuus on selvästi pienempi kuin liete- ja kuivikelantajärjestelmässä.

Edellä käsitellyn perusteella jatkotarkastelut kohdistettiin lypsylehmien liete- ja kuivikelantajärjestelmiin ja siihen, miten siellä eläinsuojalle käytetyn päästökertoimen pienentäminen mittausten mukaiseen suuntaan vaikuttaisi ammoniakkipäästöihin valtakunnan tasolla. Tarkastelussa lypsykarjan päästökerroin eläinsuojalle muutettiin vastaamaan seitsemän prosentin haihtuvaa osuutta liete- ja kuivikelantajärjestelmissä. Sen vaikutuksesta lypsykarjan ammoniakkipäästöt vähenivät noin kymmenen prosenttia. Kotieläintalouden päästöjä se vähensi vajaan viisi prosenttia ja koko maan ammoniakkipäästöjä neljän prosentin verran.

5.3. Mitatut ja mallinnetut päästöt naudon lietelannan varastoinnissa

Lietelannan varastoinnin aikana haihtuvan ammoniakin määrää päästömallinnuksessa arvioidaan neljän tekijän yhteisvaikutuksen kautta:

- varastoon tulevan lannan ammoniumtyypin määrä,
- ns. bruttopäästön laskennassa käytettävä päästökerroin (prosenttia ammoniumtyyppistä), joka naudon lietelannalle on 20 % lannan ammoniumtyyppistä,
- lietesäiliön kattamistapa ja katteen päästövähennysvaikutus. Jos naudonlietesäiliö ei ole katettu, naudonlietteen pinnalla on kuitenkin luonnollinen kuorettuma, jonka päästövähennysvaikutus on 40 %.
- lämpötilakerroin, jolla otetaan huomioon pohjoisten olojen kylmän ilmaston vaikutus ammoniakkipäästöihin. Mallissa käytetään lannan varastoinnille kerrointa 0,8.

Edellä mainittujen tekijöiden kautta saatava nettopäästökerroin on 9,6 % lietelannan ammoniumtyyppistä. Tätä kerrointa verrattiin hankkeessa mitattujen päästöjen kautta laskettuun vastaavaan haihtumisosuuteen.

Lietesäiliöistä tehtyjen mittausten perusteella lietesäiliössä olevan lannan ammoniumtyyppistä haihtuu vuodenajasta riippuen noin 0,015 %–0,090 % päivää kohti. Ensin mainittu luku edustaa talvella tapahtuvaa päästöä, ja jälkimmäinen korkeinta kesämittauksissa havaittua päästöä. Keväällä maaliskuussa tehty mittausta osoitti päästötason olevan lähellä kesällä tehtyjen mittausten tuloksia. Mittaustulosten puuttuessa syksyltä samaa maaliskuun tulosta käytettiin tässä yhteydessä kuvaamaan myös syksyllä tapahtuvaa ammoniakin haihtumista. Keskimääräinen lietelannan varastointiaika oletetaan olevan puoli vuotta, koska lietelantavarastot mitoitetaan 12 kuukauden varastoinnille ja säiliö on tyhjennettävä kokonaan kerran vuodessa.

Mittausten perusteella puolen vuoden varastoinnin aikana ammoniakkina haihtuvan ammoniumtyypin osuus on keskimäärin noin 10 %. Se on sama kuin päästömallin käyttämä nettopäästökerroin.

6. Johtopäätökset

Ammoniakin haihduntaan vaikuttavia tekijöitä on lukuisia ja haihdunnan vähentämiseksi on monia keinoja. Keinojen käyttökelpoisuutta käytännössä sekä niiden muita vaikutuksia (ympäristöön, kustannuksiin, tuotokseen, eläinten hyvinvointiin) on kuitenkin syytä tutkia vielä lisää ja kokonaisuuksina. Päästöjen vähennystoimenpiteet eivät myöskään välttämättä sovellu kaikkiin toimintaympäristöihin ja olosuhteisiin ja vaatisivat usein myös tuotantorakennuksiin rakenteellisia muutoksia. Eläinsuojissa tehtävät toimenpiteet ovat yksinään melko vaatimattomia päästövaikutukseltaan. Sen sijaan lannan levitysmenetelmät vaikuttavat päästöihin merkittävimmin. Myös lantaloiden kattamisella voidaan päästöjä vähentää. Päästövähennyksiin tähtäävistä toimenpiteiden yhdistelmistä tehokaimpia ovatkin ruokinnan tehostamisen, lantaloiden kattamisen, lannan prosessoinnin ja levityksen tehostamisen yhdistävät vaihtoehdot. Päästövähennystoimenpiteiden kokonaisvaltaista arviointia, joka ottaa huomioon ammoniakin lisäksi myös kasvihuonekaasupäästöt, suomalaisissa olosuhteissa tarvitaan lisää.

Laboratoriokokeen tulokset vastasivat hyvin aikaisempien tutkimusten tuloksia lantavarastojen katteiden vaikutuksesta ammoniakkipäästöihin eri olosuhteissa. Samoin tuloksista ilmenee kattamisen vaikutus lantavarastojen kasvihuonekaasupäästöihin. Ilman lämpötilan muutoksen vaikutusta tuloksiin on vaikea selkeästi osoittaa, koska kyseessä oli hyvin lyhytaikaiset koejaksoit eikä lannan lämpötilaa erikseen mitattu. Mikäli lämpötilavaikutusta halutaan selvittää tarkemmin, tarvitaan pidempi koejakso, lannan lämpötilan seuranta sekä vertailuun käsittely, jossa lämpötila on koko koejakson ajan tasainen. Tällä koeasettelulla pystytään osoittamaan luotettavammin lämpötilan ja erilaisten katteiden vaikutus lyhytaikaisiin päästöihin, tai, mikäli näin ei tapahdu, voidaan päästöjen muutoksen todeta johtuvan muista tekijöistä. Pidemmällä aikavälillä ja pidemmillä tasaisilla lämpötilajaksilla päästöt voivat muuttua lantavaraston pinnan pysyessä rikkomattomana. Toisaalta sitä seuraavista sekoituksen ja tyhjennyksen yhteydessä vapautuvista päästöistä ei myöskään ole mitattua tietoa. Näitä ei käytetyssä koeasetelmassa voinut selvittää.

Kirjallisuudessa esitetyt ammoniakkipitoisuudet navetoissa vaihtelevat ja ovat sekä tässä tutkimuksessa saatuja tuloksia pienempiä että suurempia. Mittaustuloksiin ja niiden suhteuttamiseen lannan typpisisältöön sisältyy epävarmuustekijöitä, joiden merkitys on arvioitava ennen kuin tuloksia voidaan viedä esimerkiksi päästömallinnukseen. Suomessa on tähän mennessä tehty verrattain vähän ammoniakkipäästömittauksia tuotantorakennuksista sekä lantaloista. Yhtään tutkimusta ei ole aikaisemmin tehty siten, että mittauksia olisi tehty samoista kohteista kaikkina vuodenaikoina. Siten saadut tulokset antavat uutta tietoa päästöjen vaihtelusta vuodenaikojen mukaan.

Hankkeen tuloksia ei voida suoraan hyödyntää maatalouden kaasumaisten päästöjen laskennassa, sillä kyseessä on vasta muutama mittaus muutamissa kohteissa. Lisäksi on käytetty uudenlaista dynaamista mittausten menetelmää, jota voitaisiin edelleen kehittää. Tällä hetkellä käytettyjen suurempaan mittaustulosten perustuvien kansainvälisten kerrointen ja niiden kansallisten korjauskerrointen sivuuttamiseksi tarvittaisiin merkittävästi enemmän kotimaista mitattua dataa eri olosuhteista edustavamman päästötiedon perustelemiseksi. Päästöinventarioiden kansainväliset menettelyt on voitava perustella täsmällisesti. Sitä vastoin tuloksia voidaan jo nyt harkitusti hyödyntää Luken ja SYKEN yhteisten päästölaskentajärjestelmien kehittämisessä sekä Luken ja SYKEN luomassa normilantalaskentajärjestelmässä (www.luke.fi/projektit/normilanta; Luostarinen ym. 2017a, b).

Nyt tehdyt mittaukset vahvistavat käsitystä siitä, että muiden maiden kertoimet eivät suoraan sovellu Suomessa käytettäviksi. Korjauskertoimia käytetäänkin tästä syystä mallissa jo nyt. Lantaloille ne toimivat nyt tehtyjen mittausten perusteella hyvin. Eläinsuojien päästöissä mittauksia tulisi kuitenkin tehdä lisää, jotta nykyistä mallia voisi perustellusti muuttaa. Tosin on tärkeää huomioida myös se, että mittauksiin ja varsinkin mittaustulosten suhteuttamiseen lannan ammoniumtyppimäärään sisältyy epävarmuuksia. Suomen olosuhteita kuvaavien, luotettavien päästökerrointen luomiseksi tarvitaan jatkossa lisää mittauksia erikokoisista, eri rakennusteknisten ratkaisujen mukaisista, erilaisilla tekniikoilla varustetuista navetoista sekä liete- että kuivalantaan perustuen. Tätä varten tulee käynnistää tähän ni-

menomaan keskittyviä hankkeita, jolloin varmistetaan saatavan datan käyttökelpoisuus mallinnustarkoituksiin. Kansainvälinen yhteistyö erityisesti Suomen naapurimaiden kanssa olisi suotavaa kustannustehokkaan lisätiedon hankkimiseksi. Tietoa on mahdollista tuottaa myös muissa kotieläintuotannon olosuhteisiin keskittyvissä hankkeissa, kun tämä tietotarve otetaan huomioon jo hanketta suunniteltaessa.

Päästöjen luotettava mittaaminen edellyttää tarkkaa suunnittelua ja instrumentointia. Hankkeessa saatujen tulosten perusteella parhaat anturien sijoituspaikat ovat rakennuksen keskiosassa, mutta niiden tarkka sijoitus vaihtelee tapauskohtaisesti. Tämän huomioiminen vähentää tarvittavaa anturimäärää jatkotutkimuksissa. Sähköiset anturit antavat navetoista jatkuvaa mittaustulosta, jonka perusteella on mahdollista erottaa päästöön vaikuttavien dynaamisten tekijöiden, kuten päivittäisten rutiinien, vaikutus päästön syntymiseen. Lantavarastomittauksissa käytetty passiivisen mittauksen mukainen anturisijoittelu varmistaa tulosten edustavuuden. Hankkeessa käytetyt sähköiset anturit soveltuvat mittaukseen, mutta taustapäästön vaikutuksen eliminoimiseksi menetelmään on kuitenkin jatkossa lisättävä suuntaava mittaus.

Mittauksen hinta-laatusuhde on merkittävä menetelmien käytännön sovellettavuutta rajoittava tekijä. Tarkastelussa on otettava tarkasteluun kaikki kustannukset, myös mittausten edellyttämä työmäärä ja vaativuus. Tekniikka kehittyy ja kohtuuhintaisia antureita tulee jatkuvasti markkinoille. Tutkimukselle ja tarkastustoiminnalle sopivat vaatimukset ovat erilaisia kuin mitä mahdolliset tilatasolla käytettävät säätöjärjestelmien tarvitsevat.

Jatkohankkeiden varassa on kehittää pidemmälle optimoidut ratkaisut, joilla päästömittauksia voitaisiin tehdä optimaalisin laatu-kustannussuhtein eri käyttötarkoituksiin.

Viitteet

- Amon B; Amon T; Boxberger J; Alt C .2001. Emissions of NH₃, N₂O and CH₄ from dairy cows housed in a farm-yard manure tying stall (housing, manure storage, manure spreading). *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 60(1–3), 103–113.
- Anon 1988. Leca-nodder som fiydelaag i gyllebeholdere. SJF-proverapport Nr. 668. Kandruf- Kobenhavn.
- Anon 1989. Leca-sora lietelantasäiliön katteena. VAKOLAn koetusselostus 1268. SJF-prove-rapport Nr. 668, suomenkielinen käännös. Vihti.
- Arnold, M. 2003. Hajuhaitan vähentäminen maatalouden suurissa eläintuotantoyksiköissä – VäliRaportti. VTT Prosessit, Projektiraportti PRO/P61/03.
- Berg, W.E., 2006. Effects of acidifying liquid cattle manure with nitric or lactic acid on gaseous emissions. In: *Proceedings of the Workshop on Agricultural Air Quality: State of the Science*, Potomac, MD, 5-8- Juni 2006. North Carolina State University, Raleigh, NC.
- Berg, W., Brunsch, R. & Pазsiczki, I. 2006. Greenhouse gas emissions from covered slurry compared with uncovered during storage. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 112. pp 129–134.
- Bleijenberg, R.W., Kroodsmā, W. ja Ogink, N.W.M., 1995. Techniques for the reduction of ammonia emission from a cubicle house with slatted floor. Report 94–35, Institute of Agricultural and Environmental Engineering, Wageningen, 34 s.
- de Bode, M.J.C. 1990. Vergleich der Ammoniakemissionen aus verschiedenen Flüssigmistlagersystemen. (A comparison of ammonia emissions from different types of liquid slurry storage systems) In: Hartung, J., Paduch, M., Schirz, S., Döhler, H. & van den Weghe, H. (eds.) *Ammoniak in der Umwelt*: 34. 1–13 pp. Landwirtschaftsverlag GmbH, Münster, Germany.
- Braam, C. R., Ketelaars, J., Smits, M. C. J., 1997a. Effects of floor design and floor cleaning on ammonia emissions from cubicle houses for dairy cows. *Netherlands Journal of Agricultural Science* 45: 49–64.
- Braam, C. R., Smits, M. C. J., Gunnink, H. ja Swierstra, D. 1997b. Ammonia Emission from a Double-Sloped Solid Floor in a Cubicle House for Dairy Cows. *Journal of Agricultural Engineering Research* 68 (4): 375–386
- Büscher, W., Hartung, E., Keck, M. 1994. Ammonia emission by different ventilation systems. *Animal waste management. Proceedings of the Seventh Technical Consultation on the ESCORENA on Animal Waste Management*. Bad Zwischenahn, Germany 17–20 May 1994, pp 45–49.
- CIGR (2002). Climatization of animal houses. Fourth report of working group.
- Derikx, P.J.L., Willers, H.C., ten Have, P.J.W., 1994. Effect of pH on the behaviour of volatile compounds in organic manures during dry-matter determination. *Bioresource Technology* 49 (1): 41–45.
- Dinuccio, E., Berg, W. & Balsari, P. 2008. Gaseous emissions from the storage of untreated slurries and the fractions obtained after mechanical separation. *Atmospheric Environment* 42: 2448 – 2459.
- Döhler H. 2003. Organic fertilizing. *Yearbook Agricultural Engineering*. Editors Matthies H. J., Meier F. *VDMA Landtechnik* 15, pp 115–122,
- Duinkerken van G., Smits, M. C. J., Sebek I. B. J., Vereijken P. F. G., Andre, G., Monteny G. J. 2004. Ammonia emission from the cow barn in a dairy farm system with limited grazing in relation to milk urea concentration. *Practical Scientific Report 46*. Wageningen UR, 24,
- EMEP/EEA 2016. EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2016. Technical guidance to prepare national emission inventories. European Environment Agency. EEA Report No 21/2016.
- European Commission 2011. First Draft of updated Reference Document on Best Available Techniques for Intensive Rearing of Poultry and Pigs.
- European Commission 2003. Reference Document on Best Available Techniques for Intensive Rearing of Poultry and Pigs. 383p. <http://eippcb.jrc.es/reference/irpp.html>
- EU 2009. DECISION No 406/2009/EC OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL of 23 April 2009 on the effort of Member States to reduce their greenhouse gas emissions to meet the Community's greenhouse gas emission reduction commitments up to 2020. <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:32009D0406:EN:NOT>
- Grimm, E. 1997. Beurteilung und Vermeidung von Geruchsemissionen und –immissionen. Geruchsemissionen aus der Landwirtschaft. Arbeitspapier 244. <http://www.ktbl.de/ktblpubform>
- Groot Koerkamp, P.W.G., Metz, J.H.M., Uenk, G.H., Phillips, V. R., Holden, M.R., Sneath, R.W., Short, J.L., White, R.P., Hartung, J., Seedorf, J., Schroder, M., Linkert, K.H., Pedersen, S., Taka, H., Johnsen, J.O., Wathes, C.M. 1998. Concentrations and emissions of ammonia in livestock buildings in Northern Europe. *Journal of Agricultural Engineering Research*, 70(1), 79–95.

- Grönroos, J. 2014. Maatalouden ammoniakkipäästöjen vähentämismahdollisuudet ja –kustannukset. Ympäristöministeriön raportteja 26/2014. Helsinki. 92 s.
- Grönroos, J. 1993. Maatalouden ammoniakkipäästöjen vähentäminen. Vesi- ja ympäristöhallituksen julkaisuja A 163: 101 – 106. Helsinki.
- 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. 60 p.
- Grönroos, J., Munther, J. & Luostarinen, S. 2017. Calculation of gaseous emissions from Finnish agriculture – description of the revised model. Finnish Environment Institute. Manuscript 6/2017.
- Grönroos, J., Nikander, A., Syri, S., Rekolainen, S. & Ekqvist, M. 1998. Maatalouden ammoniakkipäästöt. Osa 1: päästöt ja niiden kehittyminen. Osa 2: Päästöjen vähentäminen ja vähentämiskustannukset. Suomen ympäristö 206. Helsinki. 65 s.
- Guarino, M., Fabbri, C., Brambilla, M., Valli, L. & Navarotto, P. 2006. Evaluation of simplified covering systems to reduce gaseous emissions from livestock manure storage. *Transactions of the ASABE*; 49(3): 737–747.
- Gustafsson, G., Jeppsson, K. H., Hultgren, J., Sanno, J. O. 2005. Techniques to reduce the ammonia release from a cowshed with tied dairy cattle. *Agricultural Engineering International: the CIGR E-journal*, 7.
- Harper, L. A., Flesch, T. K., Powell, J. M., Coblenz, W. K., Jokela, W. E., Martin, N. P. 2009. Ammonia emissions from dairy production in Wisconsin. *Journal of Dairy Science* 92:2326–2337.
- Hartung, J. & Phillips, V.R. 1994. Control of Gaseous Emissions from Livestock Buildings and Manure Stores. *Journal of Agricultural Engineering Research* 57. pp. 173–189.
- Hassouna, M., Espagnol, S., Robin, P., Paillat, J-M., Levasseur, P. 2008. Monitoring NH₃, N₂O, CO₂ and CH₄ Emissions During Pig Solid Manure Storage—Effect of Turning. *Compost Science & Utilization* Volume: 16, Issue: 4, pp. 267–274.
- Hellstedt, M. & Sipilä, I. 2009. The effect of a floating cellular plastic cover for slurry storage on the emission prevention of ammonia and greenhouse gases. In: *Ecology and agricultural machinery : proceedings of the 6th international scientific and practical conference, May, 13–14, 2009 Saint-Petersburg: volume 3 : environmental aspects of livestock production and agricultural application of electrical technologies*. Sznimesh Publishers. p. 101–10.
- Hjorth, M., Christensen, K. V., Christensen, M. L., Sommer, S. G. 2009. Solid-liquid separation of animal slurry in theory and practice. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, Vol. 30, No. 1, 2009, p. 153 – 180.
- Hörnig, G., Turk, M. & Wanka, U. 1999. Slurry Covers to Reduce Ammonia Emission and Odour Nuisance. *J. Agric. Engng. Res.*, Vol. 73, pp. 151–157.
- Ishler, V. A. 2017. Nitrogen, Ammonia Emissions and the dairy cow. DAS 04–87. <http://extension.psu.edu/animals/dairy/nutrition/nutrition-and-feeding/diet-formulation-and-evaluation/nitrogen-ammonia-emissions-and-the-dairy-cow-1>
- Jungbluth, T., Hartung, E., Brose, G. 2001. Greenhouse gas emissions from animal houses and manure stores. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 60(1–3), 133–145.
- Kaasik, A., Leming, R., Rimmel, T. 2002. Nutrient losses (N, P, K) in dairy- and pig production. *Agraarteadus*, 13(4), 201–211, (English summary).
- Karlsson, S. 1996. Åtgärder för att minska ammoniakemissionerna vid lagring av stallgödsel. JTI-rapport Lantbruk & Industri Nr 228. Jordbrukstekniska institutet, Uppsala. ISSN 0346–7597.
- Kavolelis, B. 2006. Influence ventilation rate on ammonia concentration and emission in animal house. *Polish Journal of Environmental Studies*. 15(5), p.739–745.
- Kavolelis, B. 2003. Influence ventilation rate on ammonia concentration and emission in animal house. *Polish Journal of Environmental Studies*. 12(6), 709.
- Kroodsma, W. & Ogink, N.W.M., 1997. Volatile emissions from cow cubicle houses and its reduction by slurry acidification and immersion of slats with acidified slurry. In: J.A.M. Voermans & G.J. Monteny (Eds.) *Ammonia and Odour Control from Animal Production Facilities*. Research Institute for Pig Husbandry (PV), Rosmalen, s. 475–483.
- Kymäläinen, M. & Pakarinen, O. (toim.) 2015. BIOKAASUTEKNOLOGIA – Raaka-aineet, prosessointi ja lopputuotteiden hyödyntäminen. Suomen Biokaasuyhdistys ry. HAMK Publications 2015.
- Lacey, R.E., Redwine, J.S., Parnell, C.B.(Jr.), 2003. Particulate matter and ammonia emission factors for tunnel-ventilated broiler production houses in the southern U.S. *Transactions of the ASAE (American Society of Agricultural and Biological Engineers)* 46(4): 1203–1214.
- Loyon, L., Guiziou, F., Picard, S. and Saint-Cast, P. (2016) Farm-Scale Applicability of Three Covers (Peat, Polystyrene Balls and Synthetic Sheet Roof) to Reduce Ammonia Emissions from Pig Slurry Storage. *Agricultural Sciences*, 7, 396–406.

- Loyon, L., Guiziou, F., Picard, S., Saint Cast, P. 2007. Farm-scale evaluation of three cover systems (peat, synthetic sheet and polystyrene balls) for reducing ammonia emissions from swine manure stores and subsequent land spreading International Ammonia Conference in Agriculture. Ede, The Netherlands, NLD, 19–21 March 2007, Gert-Jan Monteny and Eberhard Hartung, Wageningen Academic Publishers, The Netherlands, NLD (2007), pp. 226–227.
- Luostarinen, s., Grönroos, J., Hellstedt, M., Nousiainen, J., and Munther, J. 2017a. Suomen normilanta – laskentajärjestelmän kuvaus ja ensimmäiset tulokset, suomenkielinen tiivistelmä. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 47/2017.
- Luostarinen, s., Grönroos, J., Hellstedt, M., Nousiainen, J., and Munther, J. 2017b. Finnish Normative Manure System—System documentation and first results. *Natural resources and bioeconomy studies* 48/2017.
- Luostarinen, S., Paavola, T., Ervasti, S., Sipilä, I., Rintala, J. 2011. Lannan ja muun eloperäisen materiaalin käsittelyteknologiat. MTT Raportti 27: 64 s.
- Maasikmets, M., Teinmaa, E., Kaasik, A., Kimmel, V. 2015. Measurement and analysis of ammonia, hydrogen sulphide and odour emissions from the cattle farming in Estonia. *Biosystems engineering* 139. pp. 48–59.
- Malgeryd, J. & Karlsson, S. 1996. Minska ammoniakförlusterna vid hantering av fast- och kledgödsel. Teknik för lantbruket nr 56. 11 s. Jordbrukstekniska Institutet.
- Manni, J. & Kapuinen, P. 1990. Kevytsora lietesäiliön katteena. VAKOLAn tiedote 46. Vihti.
- Matulaitis, R., Juskiene, V., Juska, R. 2015. The effect of floating covers on gas emissions from liquid pig manure. *Chilean Journal of Agricultural Research* 75:2. 232–238.
- Misselbrook, T.H., Brookman, S.K.E., Smith, K.A., Cumby, T., Williams, A.G., McCrory, D.F. 2005. Crusting of stored dairy slurry to abate ammonia emissions: Pilot-scale studies. *Journal of Environmental Quality*. Volume: 34, Issue: 2, pp. 411–419.
- Misselbrook, T., Hunt, J., Perazzolo, F., Provolo, G. 2016. Greenhouse Gas and Ammonia Emissions from Slurry Storage: Impacts of Temperature and Potential Mitigation through Covering (Pig Slurry) or Acidification (Cattle Slurry). *J. Environ. Qual.* 45:1520–1530.
- Monteny, G. L. & Erisman, J.W., 1998. Ammonia emissions from dairy cow buildings: A review of measurement techniques, influencing factors and possibilities for reduction. *Netherlands Journal of Agricultural Science* 46: 225–247.
- Myczko, A. 2003. The influence of the mode of pig raising on the level of ammonia emission from buildings. Elimination of agricultural risks to health and environment. Institute for Building, Mechanization and Electrification of Agriculture. Edited by A. Myczko, pp 87–126.
- Ngwabie, N.M., Jeppsson, K.-H., Nimmermark, S., Swensson, C., Gustafsson, G. 2009. Multi-location measurements of greenhouse gases and emission rates of methane and ammonia from a naturally-ventilated barn for dairy cows. *Biosystems engineering* 103 (2009) 68–77.
- Novak, S.M. & Fiorelli, J.L. 2010. Greenhouse gases and ammonia emissions from organic mixed crop-dairy systems: a critical review of mitigation options. *Agron. Sustain. Dev.* 30 (2010) 215–236.
- Ogink, N.W.M. & Kroodsma, W. 1996. Reduction of ammonia emission from a cow cubicle house by flushing with water or a formalin solution. *Journal of Agricultural Engineering Research* 63: 197–204.
- Pahl, O., Williams, A.G., Sneath, R.W. 2002. Reduction of ammonia and odour emissions from pig slurry under slats using oil and foam layers. *Environmental Technology* 23 (4): 395–403.
- Pedersen, S., 2006. Agricultural best management practices in Denmark. Pages 56–67 in *Proceedings of the Workshop on Agricultural air quality: State of the Science*. Eds.: V. P. Aneja, W. H. Schlesinger, R. Knighton, G. Jennings, D. Niyogi, W. Gilliam and C. S. Duke.
- Petersen, S.O., Højberg, O., Poulsen, M., Schwab, C. and Eriksen, J. 2014. Methanogenic community changes, and emissions of methane and other gases, during storage of acidified and untreated pig slurry. *J. Appl. Microbiol.* 117:160–172.
- Petersen, S.O., Blanchard, M., Chadwick, D., Del Prado, A., Edouard, N., Mosquera, J., Sommer, S.G. 2013. Manure management for greenhouse gas mitigation. *Animal* (2013), 7:s2, pp 266–282.
- Pfeiffer, A., Arends, F., Steffens, G., Langholz H. J. 1994. Ammonia emissions originating from naturally ventilated dairy cow housing systems with different dung systems. *Animal waste management. Proceedings of the Seventh Technical Consultation on the ESCORENA on Animal Waste Management*. Bad Zwischenahn, Germany 17–20 May 1994, pp 39–44.
- Portejoie, S., Martinez, J., Guiziou, F., Coste, C.M. 2003. Effect of covering pig slurry stores on the ammonia emission processes *Bioresour. Technol.*, 87 (2003), pp. 199–207.
- Powell, J. M., Broderick, G. A. & Misselbrook, T. H., 2008a. Seasonal diet affects ammonia emissions from tie-stall dairy barns. *Journal of Dairy Science* 91:857–869.

- Powell, J. M., Misselbrook, T. H. & Casler, M. D., 2008b. Season and bedding impacts on ammonia emissions from tie-stall dairy barns. *Journal of Environmental Quality* 38:7–15.
- Puumala, M. 2001. Storage of manure in heaps. In: *Proceedings, NJF-seminar no. 320, Denmark, 16-19 January 2001 : sustainable handling and utilization of livestock manure from animals to plants*. DIAS report. *Animal Husbandry* 21: p. 51–57.
- Puumala, M. & Grönroos, J. (toim.) 2004. Kotieläintalouden ympäristökuormituksen vähentäminen: toimenpiteiden kustannukset ja toimivuus. *Suomen ympäristö* 708: 153 p.
- Raisioagro 2017. Raisioagrolta työkalu kasvihuonekaasujen vähentämiseksi. <http://www.raisioagro.com/nautautiset/>.
- Rodhe, L. & Karlsson, S. 2002. Ammonia Emissions from Broiler Manure – Influence of Storage and Spreading Method. *Biosystems Engineering* 82/4, pp 455 – 462.
- Rotz, C.A. 2004. Management to reduce nitrogen losses in animal production *J. Anim. Sci.*, 82 (2004), pp. 119–137.
- Rumburg, B., Mount, G. H., Filipy, J., Lamb, B., Westerberg, H., Yonge, R., Kincaid, R. ja Johnson, K., 2008. Measurement and modeling of atmospheric flux of ammonia from dairy milking cow housing. *Atmospheric Environment* 42: 3364–3379.
- Schjøerring, J. K., Sommer, S.G., Ferm, M. 1991. A simple passive sampler for measuring ammonia emission in the field. *Water, Air, and Soil Pollution* 62, p.13–24.
- Seedorf, J. & Hartung, J., 1999. Survey of ammonia concentrations in livestock buildings. *Journal of Agricultural Science* 133: 433–437.
- Shah, G. M., Groot, J. C. J., Oenema, O., Lantinga, E. A. 2012. Covered storage reduces losses and improves crop utilisation of nitrogen from solid cattle manure . *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, Volume: 94, Issue: 2–3, pp. 299–312
- SLU 2003. Praktiska råd från projektet LIFE ammoniak. <http://www.ammoniak.nu/projektet/Lifebroschyr.pdf>.
- Snell, H. G. J., Seipelt, F., Van den Weghe, H. F. A. 2003. Ventilation rates and gaseous emissions from naturally ventilated dairy houses. *Biosystems Engineering*, 86(1), 67–73.
- Sommer, S.G., Petersen, S.O., Sogaard, H.T. 2000. Greenhouse gas emission from stored livestock slurry *J. Environ. Qual.*, 29 (2000), pp. 744–751
- Sommer, S.G., Christensen, B.T., Nielson, N.E., Schjøerring, J.K. 1993. Ammonia volatilization during storage of cattle and pig slurry: effect of surface cover *J. Agric. Sci. Camb.*, 121 (1993), pp. 63–71
- Sommer, S. G. 1991. Ammonia volatilization from slurry during storage and in the field: *Husdyrgödning–Resurse–Miljö*. NJF-seminar 199: 1–15. Moniste.
- Starmans, D. A. J. & Van der Hoek, K. W. 2007. Ammonia, the Case of the Netherlands. Wageningen Academic Publishers.
- TEM 2008. Pitkän aikavälin ilmasto- ja energiastrategia. Valtioneuvoston selonteko eduskunnalle <http://tem.fi/energia-ja-ilmastostrategia>
- Teye, F. 2008. Microclimate and gas emissions in dairy buildings: Instrumentation, theory and measurements. Academic dissertation. Department of Agrotechnology University of Helsinki Finland. <https://helda.helsinki.fi/handle/10138/20762>.
- Vanderzaag, A.C., Gordon, R.J., Glass, V.M., Jamieson, R.C. 2008. Floating covers to reduce gas emissions from liquid manure stores: a review *Appl. Eng. Agric.*, 24 (2008), pp. 657–671
- Weaver, W.D.(Jr.) & Meijerhof, R., 1991. The Effect of Different Levels of Relative Humidity and Air Movement on Litter Conditions, Ammonia Levels, Growth, and Carcass Quality for Broiler Chickens. *Poultry Science* 70 (4): 746–755.
- Wentao, W., Guoqiang, Z. & Peter, K. 2012. Ammonia and methane emissions from two naturally ventilated dairy cattle buildings and the influence of climatic factors on ammonia emissions. *Atmospheric Environment* 61. pp. 232–243.
- Zhang, G., Strom, J.S., Li, B., Rom, H. B., Morsing, S., Dahl, P., Wang, C. 2005. Emission of ammonia and other contaminant gases from naturally ventilated dairy cattle buildings. *Biosystems Engineering*, 92(3), 355–364.

LIITE 1

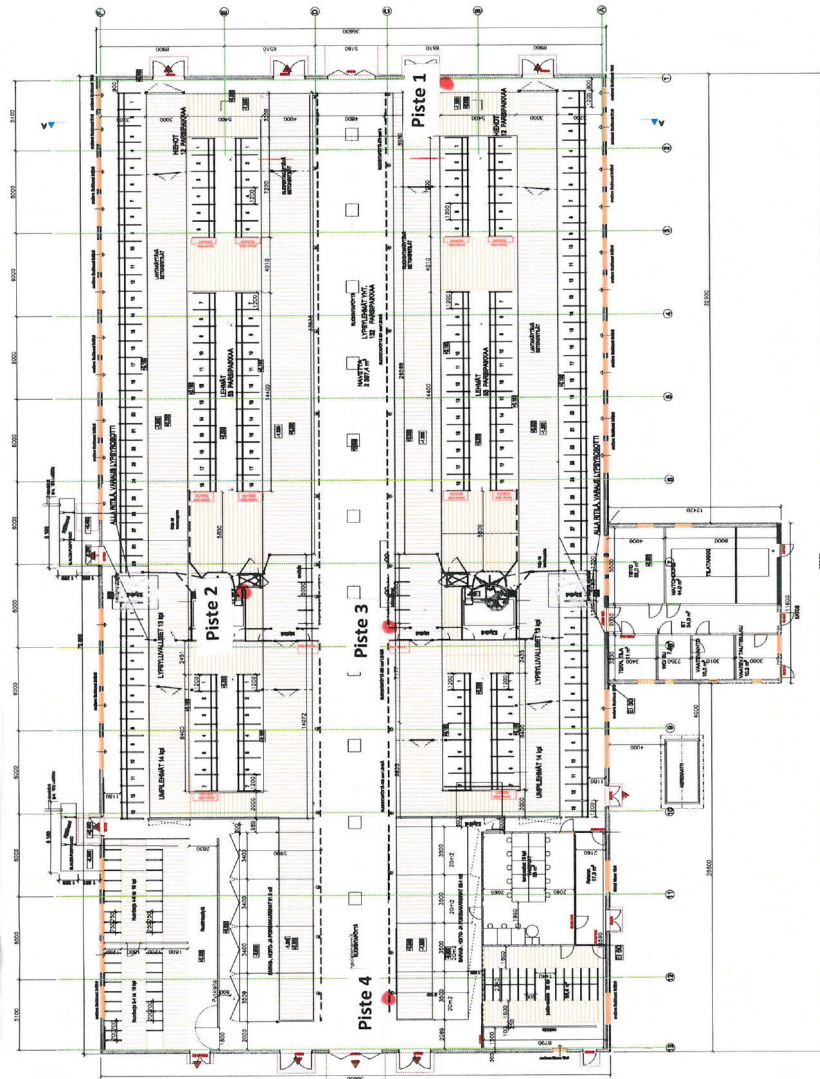
1/6

Navetoiden pohjakuvat ja mittauspisteiden sijainti



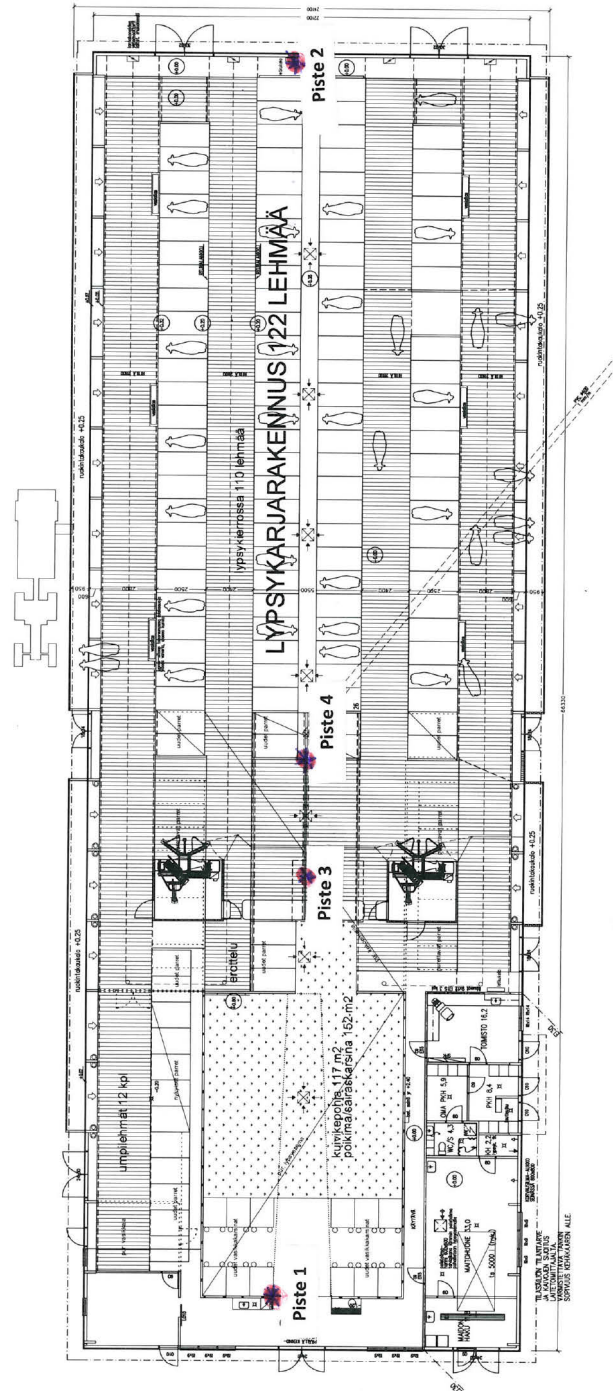
Tila 2

Mittauspisteiden sijainti navetassa

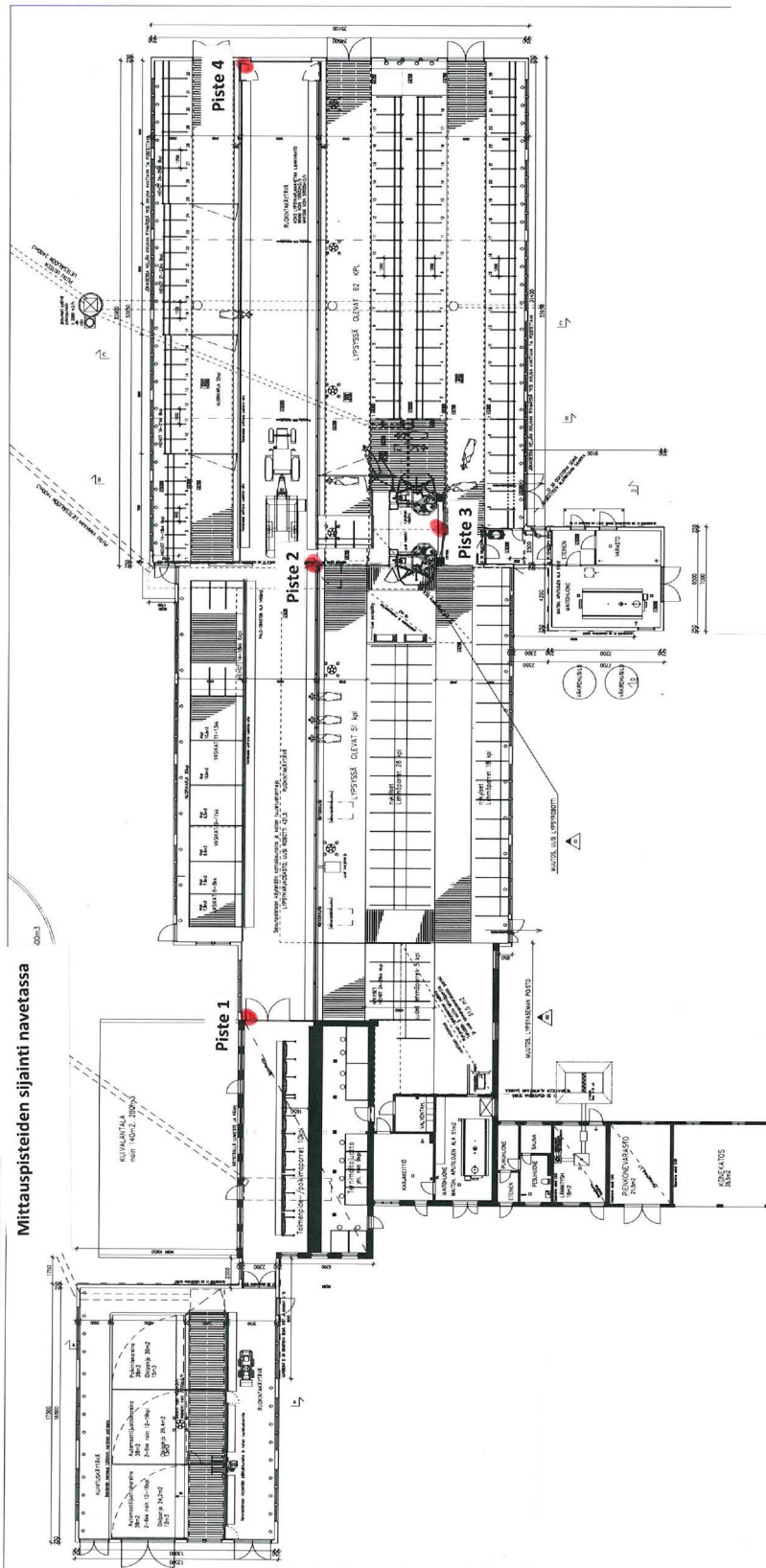


Tila 3

Mittauspisteiden sijainti navetassa

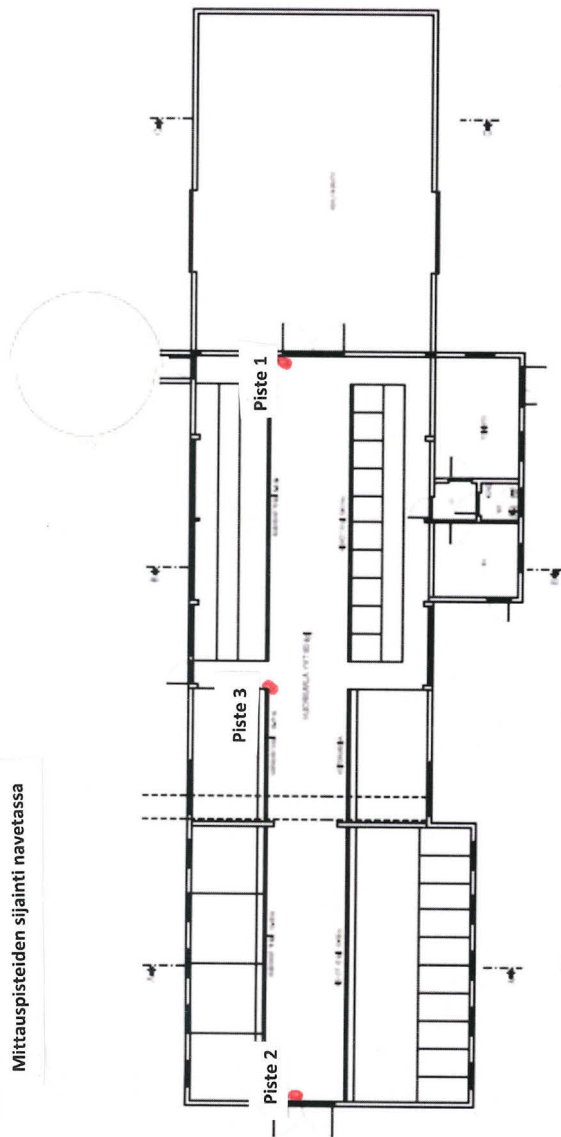


Tila 4
Mittauspisteiden sijainti navetassa



Tila 5

Mittauspisteiden sijainti navetassa



LIITE 2

Liite 2 1/6

Karjasuojista syntyvien ammoniakkipäästöjen nykytaso ja vähentämismenetelmät

Tilan seurantalomake

Tilan nimi: _____

Osoite, sijainti: _____

Päivämäärä: _____

Lomakkeen täyttäjä: _____

Tuotantoeläimet

Liite 2 2/6

Eläinten määrät ja erittelyt

kpl mittaushetkel-
lä

Eläintyyppi

Lypsylehmät		
Umpilehmät		
Poikivat lehmät		
Hiehot (uudistus %)		
Kantavat hiehot		
Vasikat, alle 6 kk		
Nuoret sonnit, 6-12 kk		
Sonnit, yli 12 kk		

Tuotantolukuja

Lehmät

Maitoa		kg/vuosi
Eläinten keskimääräinen paino	kg	(arvio riittää)
Poikimisten lukumäärä	/vuosi	

Lypsylehmien ruokinta

Liite 2 3/6

Vaihtoehtoisesti voit antaa ruokintasuunnitelman ja mahdolliset komponenttien koostumukset

Rehutyypin ja laatu

	kg päivässä per lehmä	DM %	N %	P %	Energia (MJ)	Tuhka %	OM %	OM sulavuus %
Tilalla tuotettu								
Nurmisäilörehu								
Heinä								
Ohra								
Kaura								
Vehnä								
Jokin muu?								
Ostetut								
Täysrehu								
Puolitiiviste								
Tiiviste								
Rypsirouhe								
Kivennäiset								
Teollisuuden sivutuote, mikä?								
Jokin muu?								

DM – kuiva-aine, OM – orgaaninen aine

Arvio rehun kulutus/vuosi eläinryhmittäin ja rehuosuuksittain

Eläinryhmä	Komponentti	Kg/vuosi

Ruokinnan toteutustapa

Liite 2 4/6

Ruokintapöytä + väkirehuruokkijat	
Seosrehu	
Muu, mikä?	

Muodostuvat pesuvedetesuvedet

Paljonko pesuvesiä muodostuu/pv _____ litraa,
Johdetaan lietteen joukkoon kyllä/ei

Parren kuivitus, mitä kuivikkeita käytetään ja miten paljon

	Päivässä levitettävä määrä
Olki (tyyppi)	
Sahanpuru/kutteri	
Turve	
Hiekka	
Jokin muu / ed. seos	
Parsimatto/tyyppi	

Lannan siirto/poisto

Missä muodossa lanta käsitellään tilalla

- Liete
- Kuivalanta
- Kuivalanta ja virtsa erotettuna

Lantakuilut

syvät/matalat; syvyys _____ m (arvio riittää)
päällä ritilät/avonaiset

Lantakäytävien puhdistus:

lantaraappa kuilun pohjalla/ritilöiden päällä/"puuha pete"

jos slalom järjestelmä, kuinka usein lantaa kierrätetään

Kuinka usein lantakäytävät puhdistetaan/lantaraapat käyvät
esim 2 tunnin välein, 2 kertaa päivässä tms.

Miten lanta poistetaan tuotantorakennuksesta lantavarastoon

- valutus
- pumppaus
- mekaaninen järjestelmä
- ajettava kone

Kuinka usein lantaa poistetaan tuotantorakennuksesta lantavarastoon;
esim 1 krt/päivä, 2 kertaa viikossa tms.

Lantaan/ lietteeseen/ virtsaan johdettavat vedet (tuotantotilasta tuleva vesi tms, ei sadevesiä)

	Kyllä/Ei	Keskimääräinen tilavuus/määrä	Kuinka usein
Vesi (pesu, huuhtelu)*			
Lypsylaitteiden pesuvedet			
Jokin muu -			

*lypsyaseman, käytävien ym. huuhtelusta...

Lisätäänkö tilalla lantaan lisäaineita esim. hajun poistoon / juoksevuuden parantamiseen

mikä aine, kuinka usein ja kuinka paljon

Prosessoidaanko tilalla lantaa jollain tavoin?

Separointi, biokaasutus tai joku muu
Kuvaile, minkälainen prosessi on.

Lannan varastointi, millainen lantavarasto tilalla on

Varastoidaanko kaikki lanta tilalla Kyllä/Ei
 Jos ei, niin miten se käsitellään _____
 % -ei varastoida _____ %

Lietelanta ja virtsa, jos useampia varastoja, täytä kunkin tiedot erikseen

Varasto		Varasto 1	Varasto 2	Varasto 3
	Säiliö/laguuni/muu			
	Liete/virtsa/jätevedet			
	Tilavuus =	(m ³)	(m ³)	(m ³)
	Lanta eläimestä (kpl) eläinryhmittäin=			
	Varastointikapasiteetti	(kk)	(kk)	(kk)
	Katettu	Kyllä/Ei	Kyllä/Ei	Kyllä/Ei
	Katto, kate, kuoretuma			
	Täyttö	Pohjasta/Päältä	Pohjasta/Päältä	Pohjasta/Päältä
	Etäisyys navetasta=	(m)	(m)	(m)
Sekoitus tyhjennyksen yhteydessä	Pumppu/potkuri/muu			

Kuivalantavarasto

Betonilaatta Kyllä/Ei
 Seinämät Kyllä/Ei Korkeus _____ m
 kuivalannasta varastoituna _____ %

Täyttö _____ päältä/pohjasta

Valumavesien keräys Kyllä/Ei

jos kerätään, niin miten ne käsitellään:

Varastointikapasiteetti _____ (kk)

Katettu Kyllä/Ei Miten _____

Varastoidaanko lantaa peltoaumassa Kyllä/Ei

Auman/aumojen koko _____

Keskimääräinen etäisyys navetasta _____

Siirto aumaan _____

Siirtoväli _____

Katettu Kyllä/Ei Miten _____

LIITE 3

Esimerkki tilan täyttämästä päiväkirjasta

Merkitään ylös päivittäin eri toimintojen kellonajat (noin):

Kesto n. 20 min

Päivämäärä	Lypsyn aloitus	Lypsyn lopetus	Ruokinnan aloitus	Ruokinnan lopetus	Lannanpoiston käynnistys-lopetus	Kuivikkeiden levitys	Muuta huomioitavaa
12.4	5.00 7.25	14.30 16.00	7.15	7.25	6.10 15.40		
13.4	5.00 7.30	14.15 16.30	7.15	7.25	7.30 15.25		
14.4	5.00 7.35	14.30 16.50	7.15	7.25	7.35 15.30		
15.4	5.00 7.45		7.20	7.30	7.25		



luke.fi

Luonnonvarakeskus
Viikinkaari 4
00790 Helsinki
puh. 029 532 6000