

Lypsykarjanavetoiden ammoniakkipäästö

Maarit Hellstedt¹⁾, Sari Luostarinen²⁾, Juha Grönroos³⁾, Hannu Haapala⁴⁾

¹⁾ Luonnonvarakeskus Luke, Kampusranta 9 C, 60320 Seinäjoki, maarit.hellstedt@luke.fi

²⁾ Luonnonvarakeskus Luke, Vuorimiehentie 2, 02150 Espoo, sari.luostarinen@luke.fi

³⁾ Suomen ympäristökeskus SYKE, Mechelininkatu 34a, 00260 Helsinki, juha.gronroos@syke.fi

⁴⁾ Agrinnotech, Kalevankatu 12b A26, 60100 Seinäjoki, hannuhaapala1@gmail.com

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 tyyppiyhdisteille (SYKE) ja hiiliyhdisteille (Luke). Pääosin ulkomaiseen päästötietoon perustuvan päästölaskennan luotettavuuden parantamiseksi tarvitaan riittävä määrä kotimaista, erilaisista käytännön olosuhteista mitattua päästötietoa.

Ammoniakkipäästöjä selvitettiin mittauksin kuudessa eri lypsykarjanavetassa eri vuodenaikoina noin yhden viikon mittausjaksoissa. Tulosten hyödyntämistä testattiin kansallisessa ammoniakkipäästömallinnuksessa.

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.

Ammoniakkinahaihtuvan 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 ammoniakkinahaihtuvan ammoniumtypen osuus oli keskimäärin noin 10%. Se on sama kuin päästömallin tuottama nettopäästökerroin.

Mitatut ammoniakkipitoisuudet olivat alhaisempia kuin aiemmin samankaltaisissa olosuhteissa mitatut. Mittaustuloksiin ja niiden suhteuttamiseen lannan typpisisältöön sisältyy useita epävarmuustekijöitä, joiden merkitys on arvioitava ennen tulosten viemistä esimerkiksi päästömallinnukseen. Suomessa on tehty verrattain vähän ammoniakkipäästömittauksia tuotantorakennuksista sekä lantaloista. Aikaisemmin ei myöskään ole mittauksia tehty samoista kohteista kaikkina vuodenaikoina. Siten saadut tulokset antavat uutta tietoa päästöjen vaihtelusta vuodenaikojen mukaan.

Saatuja 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 edustavaa näytteenottoa. Käytetyt jatkuvasti mittaavat anturit mahdollistavat päästön muodostukseen vaikuttavien navettojen erojen aiempaa tarkemman analyysin. Tutkimuksen ja viranomaisvalvonnan tarkkuus- ym. vaatimukset ovat erilaisia kuin mitä mahdolliset tilatasolla käytettävät säätöjärjestelmien ohjausohjelmistot edellyttävät. Jatkossa tuleekin kehittää pidemmälle optimoidut ratkaisut, joilla päästömittauksia voitaisiin tehdä optimaalisin laatu-kustannussuhtein eri käytötarkoituksiin.

Asiasanat: lypsykarjatuotanto, ammoniakkipäästö, mittaaminen

Johdanto

Maatalouden ammoniakkipäästöistä suurin osa on peräisin kotieläintuotannosta ja niistä noin 70% on lähöisin nautakarjasta. Suurin osa kotieläintuotannossa syntyvistä kaasumaista päästöistä on peräisin eläinten erittämistä sonnasta ja virtsasta sekä niistä muodostuvasta lannasta, mutta myös suoraan eläimestä sekä rehuista. Karjasuojasta muodostuvien ammoniakkipäästöjen määrä riippuu tuotantoyksikön sisäolosuh-teista, pääasiassa sisälämpötilasta, muodostuvan lannan tyypistä, ominaisuuksista (typpi, pH) ja käsittely-tavasta sekä käytettävien kuivikkeiden laadusta ja käyttömäärästä. Kaasuja muodostuu myös rakennuksen ulkopuolella varastoidusta ja pellolle levitetystä lannasta.

Maataloudesta peräisin olevaa ammoniakkipäästöjen määrää arvioidaan mallintamalla (Grönroos ym. 2009, Grönroos ym. 2017). Mallilla saatavan päästötiedon luotettavuus on suoraan verrannollinen käytet-tävissä olevan lähtötiedon luotettavuuteen. Koska Suomessa maatilojen ammoniakkipäästöjä on mitattu vain vähän, nykyinen päästömalli perustuu pääosin ulkomaiseen päästötietoon, joita on hyödynnetty kan-sainvälisten 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 suomalaisissa olosuhteissa on kattavimmin 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 ammoniakkin haihtuminen on voimakkaasti riippuvainen vallitsevasta lämpötilasta sekä eläinten ruokin-nasta, Teyen tuloksia voidaan käyttää tausta- ja vertailumateriaalina, mutta ei suoraan Suomen lypsykarja-navetoista peräisin olevien ammoniakkipäästöjen arvioinnissa. Lisäksi Teyen työssä ei tuloksia esitetty lan-tatyypeittäin, mikä on päästölaskennalle välttämätöntä, koska päästöt eri lantatyypeillä ovat erilaisia. Vuonna 2013 lypsylehmistä noin 60% ja 30–40% muista naudoista oli Suomessa lietalantajärjestelmässä, loppujen ollessa kuiva-, kuivike- tai kuivikepohjalantajärjestelmässä (Grönroos 2014).

Materiaalit ja menetelmät

Lypsykarjanavetoista syntyviä ammoniakkipäästöjä mitattiin kuudessa kohteessa, noin yhden viikon mit-tausjaksoissa neljä kertaa vuodenajoista johtuvan vaihtelun selvittämiseksi. Mittauskohteista neljä oli vii-leitä (verho-/kennolevyseinät) pihattoja, joissa lantaa käsiteltiin lietteenä, sekä loput kaksi olivat parsinavet-toja, joissa lanta käsiteltiin kuivikelantana. Lietesäiliön ammoniakkipäästömittaukset tehtiin kahdella näistä tiloista.

Mittauskohteiden pohjapiirustuksista määritettiin mittauspaikat, 3 tai 4 pistettä, joihin mitta-anturit sijoitet-tiin kolmelle korkeudelle, 0.1 m, 1.0 m ja 2.5 m Teyen (2008) väitöskirjassa esitettyjen mittauskorkeuksien mukaisesti. Kussakin kohteessa mitattiin tuotantorakennuksen sisäilmasta ammoniakki- ja hiilidioksidipi-toisuutta Dräger PAC 7000 -antureilla 2 minuutin mittausvälillä sekä lämpötilaa ja suhteellista kosteutta TinyTag -antureilla 30 minuutin välein. Lisäksi lattialla olevasta lannasta otettiin koontinäyte ravinnemää-rityksiä varten.

Ammoniakkipäästö laskettiin mitatun hiilidioksidin perusteella seuraavasti (Teye ja Hautala 2007):

$$j_{CO_2} = (q_{V_{CO_2}} \times \rho_{NH_3} \times (C_{g_{NH_3}} - C_{out_{NH_3}}) \times 10^{-6}) \times A^{-1}$$

jossa q_{V_x} on ilmanvaihto (m^3/h)

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

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

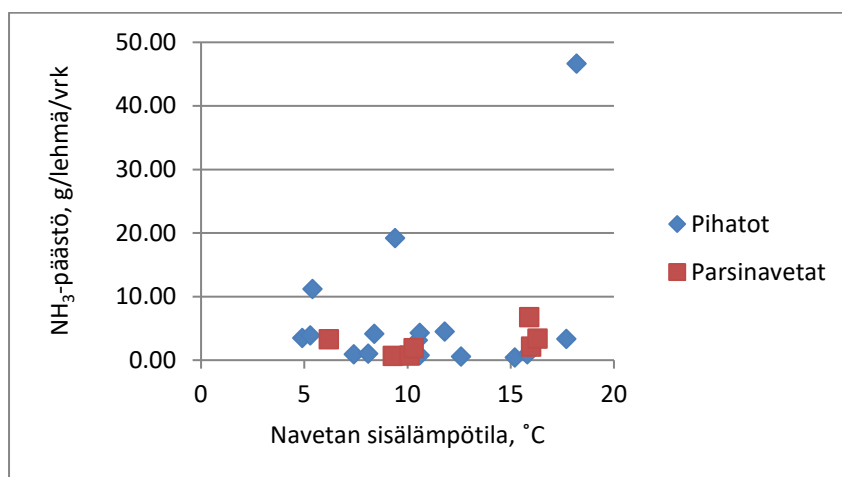
ρ_{NH_3} on ammoniakkin tiheys (g/m^3)

A on lantakäytävien pinta-ala (m^2)

Lantavaraston ympäriltä haihtuvan ammoniakkin määrää mitattiin sovelletulla Schjøerringin ym. (1991) mastomittausmenetelmällä, jossa neljä 10 m korkeaa teleskooppista mittaustastoa sijoitettiin mahdollisimman lähelle mitattavan kohteen reunaa. Mastoihin kiinnitettiin passiiviputket 0.46 m, 1.84 m, 4.60 m ja 8.00 m korkeudelle lantalan reunasta. JTI:n laboratorio Ruotsissa analysoi passiiviputket ja laski niiden perusteella ammoniakkipäästön suuruuden Schjøerringin ym. (1991) menetelmän mukaisesti.

Tulokset

Keskimääräiset ammoniakkipäästöt mittauskohteista eri mittauskertoina on esitetty kuvassa 1. Pihatoiden ammoniakkipäästöt vaihtelivat merkittävästi sekä tilojen välillä että samalla tilalla vuodenaikojen mukaan. Mittausten mukaan ammoniakkipäästö ei ollut suoraan riippuvainen navetan sisälämpötilasta. Pihatoiden ammoniakkipäästö oli pääosin alle 5 g/lehmä/vrk (Taulukko 1). Parsinavetoiden 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.



Kuva 1. Mittauskohteiden ammoniakkipäästön riippuvuus navetan sisälämpötilasta. Muista poikkeava mittaustulos (46.6 g/lehmä/vrk) aiheutui lannanpoistolaitteen toimintahäiriöstä eikä sitä huomioitu laskennassa (merkitty tähdellä Taulukossa 1).

Taulukko 1. Navetoista mitatut ammoniakkipäästöt tiloittain eri vuodenaikoina ja tilan keskimääräinen päästö, g/lehmä/vrk sekä lannan sisältämästä ammoniumtypestä navetassa haihtuva osuus, %

	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
Syky	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
% lannan ammonium- typestä	9.3	4.9	1.0	6.9	16.7	2.0

n/a = ei mittaustulosta antureiden toimintahäiriöiden takia

* lannanpoiston toimintahäiriöstä aiheutunutta päästöpiikkiä ei ole sisällytetty keskimääräiseen päästöarvoon

Navetoista tehtyjen ammoniakkipäästömittausten, lattiapinnoilta kerättyjen lantanäytteiden ammoniumtypipitoisuuden 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 lannan sisältämästä ammoniumtypestä navetassa ammoniakkin haihtuva osuus (Taulukko 1). Huomattavat

erot tilojen välillä kuvaavat tilojen olosuhteita ja toimintatapoja. Pihatoista erottuu selvästi tila 3, jossa mittaussjaksojen sisälämpötilat olivat tasaisesti koko joukon alimmat ja päästö siten pieni. Tilan 3 lanta oli analyysien mukaan selvästi muita väkevämpää, mikä myös painaa päästön osuutta alaspäin, koska se laskeettiin suhteessa lannan tyyppipitoisuuteen. Lisäksi tilalla 3 oli lantaraappa myös kuilun pohjalla, joten lantaa poistettiin pihatosta tehokkaasti. Parsinavetoista tilalla 6 lantakourun pinta-ala lypsylehmää kohti oli alle puolet siitä, mitä tilalla 5 oli. Myös tuotantotekniikat olivat tiloilla erilaiset. Tilalla 5 lannan ammoniumtyypipitoisuus oli alhaisin. Tällöin pienestä ammoniakkipäästöstä/lehmä (Taulukko 1) huolimatta suhteellinen päästö voi muodostua suureksi, vaikka absoluuttinen päästö on pieni.

Lietesäiliöistä muodostuneet ammoniakkipäästöt (Taulukko 2) eivät mittausten mukaan ole suoraan riippuvaisia lämpötilasta, vaan siihen vaikuttavat myös muut tekijät, kuten tuuliolosuhteet, lietteen pinnalla oleva lumikerros ja kuorettuma sekä keväällä auringon vaikutuksesta muodostuvan sulan reuna-alueen suuruus. Lietesäiliöistä saatujen mittaustulosten ja lietesäiliöistä otettujen lantanäytteiden ravinnepitoisuuksien perusteella laskettiin lietesäiliöistä ammoniakkina haihtuneen typen määrä suhteessa säiliössä olleeseen lietelannan sisältämään ammoniumtyypeen (Taulukko 2).

Taulukko 2. Lietelantaloista muodostuneet ammoniakkityypen päästöt passiiviputkilla mitattuna eri vuodenaikoina sekä säiliöistä haihtuneen ammoniakkityypen määrä suhteessa säiliössä olleen lannan ammoniumtyypeen. Suluissa lämpötilan vaihtelu mittaussyksöllä. Tilalla 5 tehtiin vain yksi mittaus.

	Tila 1			Tila 5				
	g NH ₃ -N / varasto-m ²	g NH ₃ - N / vrk	% lannan NH ₄ -N:stä	Ulkolämpö- pötila, °C	g NH ₃ -N / varasto-m ²	g NH ₃ - N / vrk	Ulkolämpö- tila, °C	% lannan NH ₄ -N:stä
Talvi, maaliskuu	0.99	620.3	0.06	- 0.5 (-7.7 – +5.6)				
Kevät, toukokuu	1.48	924.1	0.09	8.1 (2.0 – 17.9)				
Kesä, heinäkuu	0.97	609.7	0.07	16.6 (9.1 – 24.5)				
Syksy, marraskuu	0.15	92.7	0.01	1.1 (-5.4 – +5.3)	0.04	12.5	-2.1 (-11.4 – +0.6)	0.002

Tulosten tarkastelu

Tässä tutkimuksessa havaitut sisäilman ammoniakkipitoisuudet asettuivat pääosin 1–5 ppm:n välille, kun Teyen (2008) tutkimuksessa viileiden pihatoiden sisäilman ammoniakkipitoisuus oli 3.4–17.4 ppm ja keskimäärin se oli 6.8 ppm. Wentaon ym. (2012) havaitsemat ammoniakkipitoisuudet kahdessa eri pihatossa olivat 1.46 ppm ja 5.73 ppm välillä, ollen molemmissa alimmat syksyllä. Ngwabien ym. (2009) eteläruotsalaisesta lietelantapihatosta mitaamat ammoniakkipitoisuudet olivat 1.70 ppm ja 17.93 ppm välillä. Sekä tämän tutkimuksen että Teyen (2008) tulosten mukaan ammoniakkipitoisuus ei ollut riippuvainen sisälämpötilasta. Sen sijaan Wentaon ym. (2012) mukaan ammoniakkipäästöpiikit seurasivat lämpötilan muutosta sisällä ja myös ulkolämpötilalla ja päästöllä oli merkittävä korrelaatio.

Määritetty keskimääräinen ammoniakkina haihtuvan typen osuus lannan ammoniumtyyppistä oli tässä tutkimuksessa pihatoissa 5.5% ja parsinavetoissa 9.3%. Ngwabien ym. (2009) tulosten mukaan ammoniakkina haihtuvan typen osuus oli 5.6% lannan kokonaistyyppistä. Kaasikin ym. (2002) mukaan 4% lannan kokonaistyyppistä häviää ammoniakkina käytettäessä sahanpurua kuivikkeena. Myös Gustafssonin ym. (2005) mukaan ko. päästön suuruus on 4% lannan kokonaistyyppistä. Tämän tutkimuksen tulokset kokonaistyyppien suhteutettuna ovat samaa suuruusluokkaa.

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

Lietesäiliöistä ammoniakkityypen päästö vaihteli tässä tutkimuksessa välillä 0.04–1.49 g NH₃-N m⁻² vuorokaudessa. Karlsson (1996) on mitannut vastaavalla tekniikalla tilamittakaavan kokeessa marras- huhtikuun mittaussyksöllä keskimääräiseksi päästökseen 1.03 g NH₃-N m⁻² vuorokaudessa. Päästö on samaa suuruusluokkaa kuin tässä tutkimuksessa mitatut. Kyseisen ajanjakson typen hävikiksi on laskettu 2.2% lannan kokonaistyyppimäärästä. Pilottimittakaavan kokeen keskimääräiseksi päästökseen Karlsson (1996) sai 4.3 g NH₃-N/m² vuorokaudessa, mitä hän pitää suurena. Syyksi oletetaan sitä, että mittaukset on tehty

myöhäiskevällä/kesällä, jolloin lietteen lämpötila on ollut +19 °C. Maasikmets ym. (2015) mukaan lietesäiliöstä muodostuva ammoniakkipäästö on keskimäärin 0.3 g NH₃ m⁻³. Mittaukset on tehty Virossa 650 lypsylehmänavetan lietesäiliöistä eri vuoden aikoina lämpötilan vaihdellessa – 2 °C ja + 23 °C välillä.

Käytännön olosuhteista saatuja päästöarvoja verrattiin myös päästölaskentamallissa sovellettaviin laskentaohjeistuksen mukaisiin päästökertoimiin.

Suomessa lypsykarjan lietelannasta 29% ja 34% kuivikelannasta muodostuu parsinavetoissa ja loput pihatoissa. Tämä ja hankkeessa mitatut eläinsuojan ammoniakkipäästöt huomioiden saatiin keskimääräiseksi haihtuvaksi osuudeksi noin seitsemän prosenttia eritetyn lannan ammoniumtyyppistä lietelanta- ja kuivikelantajärjestelmissä. Tämä on noin puolet pienempi kuin päästömallin tuottamat vastaavat arvot (14.2% lietelannalle ja 13% kuivikelannalle). Lantavarastoista puolen vuoden varastoinnin aikana ammoniakkinä haihtuvan ammoniumtyypin osuus oli tulosten mukaan keskimäärin noin 10%. Se on sama kuin päästömallin käyttämä nettopäästökerroin.

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 ja Van der Hoek 2007). Tämän tutkimuksen tulokset vahvistavat tätä havaintoa.

Johtopäätökset

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 päästöistä ja niiden 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 päästömallissa 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 ammoniumtyypimäärään 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 nimenomaan 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 käytetyt sähköiset anturit soveltuvat mittaukseen, mutta taustapäästön vaikutuksen eliminoimiseksi menetelmään on kuitenkin kehitettävä. Jatkohankkeiden varassa onkin kehitettävä pidemmälle optimoidut tilatasolle soveltuvat ratkaisut, joilla päästömittauksia voitaisiin tehdä optimaalisin laatu-kustannussuhtein eri käyttötarkoituksiin.

Kiitokset

Tätä tutkimusta on osittain rahoittanut Maatilatalouden kehittämisrahasto. Tutkijat haluavat erityisesti kiittää tutkimukseen osallistuneita tiloja mittausten mahdollistamisesta ja tarvittavien taustatietojen luovuttamisesta tutkijoiden käyttöön.

Kirjallisuusviitteet

- Amon, B., Amon, T., Boxberger, J. & Alt, C. 2001.** Emissions of NH₃, N₂O and CH₄ from dairy cows housed in a farmyard manure tying stall (housing, manure storage, manure spreading). *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 60: 103–113.
- 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: 79–95.
- Grönroos, J. 2014.** Maatalouden ammoniakkipäästöjen vähentämismahdollisuudet ja –kustannukset. *Ympäristöministeriön raportteja* 26/2014. Helsinki. 92 s.
- Grönroos, J., Mattila, P., Regina, K., Nousiainen, J., Perälä, P., Saarinen, K. & Mikkola-Pusa, J. 2009.** Development of the ammonia emission inventory in Finland. Revised model for agriculture. *The Finnish Environment* 8/2009. 60 p.
- Grönroos, J., Munther, J. & Luostarinen, S. 2017.** Calculation of atmospheric nitrogen and NMVOC emissions from Finnish agriculture – Description of the revised model. *Reports of the Finnish Environment Institute* 37/2017.
- 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.
- Jungbluth, T., Hartung, E. & Brose, G. 2001.** Greenhouse gas emissions from animal houses and manure stores. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 60: 133–145.
- Kaasik, A., Leming, R. & Rimmel, T. 2002.** Nutrient losses (N, P, K) in dairy- and pig production. *Agraarteadus*, 13: 201–211.
- Luostarinen, S., Grönroos, J., Hellstedt, M., Nousiainen, J. & 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. & Munther, J. 2017b.** Finnish Normative Manure System - System documentation and first results. *Natural resources and bioeconomy studies* 48/2017.
- 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: 48–59.
- 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: 68–77.
- 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* 62:13–24.
- 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: 67–73.
- Starmans, D. A. J. & Van der Hoek, K. W. 2007.** *Ammonia, the Case of the Netherlands*. Wageningen Academic Publishers. 201 p. ISBN 9789086860289
- 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>.
- Teye, F. & Hautala, M. 2007.** Measuring ventilation rates in dairy buildings. *International Journal of Ventilation* 6: 247–256.
- 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: 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: 355–364.